



HAL
open science

Géographie de la végétation dans le Grand Montréal : paysages végétaux, aménités urbaines et écologisation des politiques d'aménagement

Xavier Cornet

► **To cite this version:**

Xavier Cornet. Géographie de la végétation dans le Grand Montréal : paysages végétaux, aménités urbaines et écologisation des politiques d'aménagement. Géographie. Université Paris-Nord - Paris XIII, 2024. Français. NNT : 2024PA131001 . tel-04496028

HAL Id: tel-04496028

<https://theses.hal.science/tel-04496028>

Submitted on 8 Mar 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Université Paris Nord – Sorbonne Paris Cité – École Doctorale Érasme – EA 7338 Pléiade

Thèse de Géographie et d'Aménagement
présentée pour obtenir le grade
de Docteur de l'Université Sorbonne Paris Nord

Xavier CORNET

le 10/01/2024

Géographie de la végétation dans le Grand Montréal :
Paysages végétaux, aménités urbaines et écologisation des politiques
d'aménagement

Geography of vegetation in Greater Montreal :

Plant landscapes, urban amenities and the greening of planning policies



Sous la direction de :

Frédéric ALEXANDRE, Professeur émérite à l'Université Sorbonne Paris Nord

Boris LEBEAU, Maître de conférences Habilité à Diriger des Recherches à l'Université Sorbonne Paris Nord

Membres du jury :

Corinne LUXEMBOURG, Professeure des universités - Sorbonne Paris Nord – Présidente

Marianne COHEN, Professeure des universités - Sorbonne Université - Rapportrice

Céline CLAUZEL, Professeure des universités - Université Paris 1 - Panthéon-Sorbonne - Rapportrice

Vincent GODARD, Professeur des Universités - Université Paris 8 – Examineur

*Page de couverture : Vue depuis le Belvédère Kondiaronk, des buissons de Sumac vinaigrier au premier plan (Rhus typhina), puis la skyline de Montréal, et, au loin, le fleuve Saint-Laurent.
(Xavier Cornet, juin 2018)*

Remerciement

Cette thèse représente l'aboutissement d'une aventure initiée en 2016, lorsque j'ai eu la chance de réaliser un échange international en 1^{ère} année de Master à l'Université de Montréal. Je me suis alors passionné pour le projet de ceinture verte montréalaise, sans savoir que cette thématique allait m'occuper durant les huit prochaines années. De mes explorations dans les friches de la région montréalaise aux bureaux du Campus Condorcet d'Aubervilliers et de l'Université Paris Nord à Villetaneuse, ce travail a été rendu possible grâce au soutien précieux de nombreuses personnes.

Je voudrais tout d'abord exprimer ma gratitude envers mon directeur de thèse, Frédéric Alexandre, pour m'avoir laissé l'opportunité de poursuivre mon étude du cas montréalais dans le cadre d'un doctorat. Ses précieux conseils, sa rigueur, sa disponibilité et sa bienveillance, tant dans le domaine de la thèse que dans la connaissance du monde universitaire, m'ont été d'un très grand soutien. Mes remerciements d'adressent également à mon co-directeur de thèse, Boris Lebeau, dont l'influence a été déterminante dans le choix de ma trajectoire. Je lui suis reconnaissant de m'avoir poussé à candidater au Programme de Mobilité Internationale (MIREs) lors de ma troisième année de licence. Ses échanges, sa disponibilité et ses commentaires sur mon travail de thèse m'ont été d'un grand secours, notamment lors de la phase d'écriture. Frédéric, Boris, je tiens également à vous remercier pour être venu m'encadrer à Montréal en 2019. Cette expérience a été très enrichissante !

Je remercie les membres du jury qui ont accepté d'évaluer et de juger ce travail : Marianne Cohen et Céline Clauzel, mes rapportrices, Corinne Luxembourg, présidente du jury, ainsi que Vincent Godard, examinateur.

Je tiens également à remercier l'école doctorale ERASME et le laboratoire PLEIADE pour leur soutien financier lors de mes longues missions de terrain.

Je souhaite remercier l'équipe enseignante et administrative de Paris 13, qui m'accueille à Villetaneuse depuis maintenant douze ans, d'abord en tant qu'étudiant pour certains, puis en tant que collègue : Flaminia Paddeu, Fabien Roussel, Marie Redon, Anaïs Marshall, Francis Huguet, Nidia Bury, Céline Broggio, Nasser Rebaï. Je n'oublie pas les moments de discussion et de pause bienvenu dans les salles de travail de Villetaneuse ou de Condorcet et remercie particulièrement les docteurs Ibrahima Diedhou, Moctar Diouf et Abidine Koukperé et les doctorants du laboratoire Pléiade, notamment Lila Benaza. Merci au jeune docteur Gana Amokrane pour le soutien dont il a fait preuve.

Je tiens à exprimer ma reconnaissance envers l'équipe enseignante de l'UFR de géographie de Sorbonne Université pour m'avoir donné l'opportunité de faire partie des vôtres, en la qualité qu'attachée temporaire d'enseignement et de recherche. Cette expérience particulièrement enrichissante m'a permis de connaître de nouveaux horizons géographiques et je remercie particulièrement Marion Albertelli, Brian Chaize, Hugo Rochard et Lucie Cez pour leurs discussions, tant sur le domaine scientifique que pédagogique.

J'adresse également mes remerciements aux montréalais qui m'ont accordé des entretiens : Carl Dalbec et Carole Garceau de l'association Canopée, Emmanuel Rondia de l'association ILEAU, Joanie Beaulieu de l'association NAQ, Jocher Jaeger de l'Université Concordia, Alexandre Baudouin de l'Université de Montréal, Jacinthe Daprato et Kim Marineaux. Merci au Service des grands parcs, du

verdissement et du Mont-Royal, particulièrement à Sylvie Comtois, pour m'avoir donné les autorisations nécessaires à mon travail de terrain.

Un immense merci à mon entourage, qui m'a toujours soutenu et encouragé dans cette aventure jamais évidente. Tout d'abord, je tiens à témoigner de ma reconnaissance à mes relecteurs, François Lepoutre et Danièle Thiele, pour m'avoir accompagné durant cette phase difficile qu'est le premier jet. Merci à Damien Hoffmann pour son expertise sur Excel et pour sa disponibilité.

Je tiens également à exprimer ma gratitude à ceux qui m'ont grandement simplifié la vie parisienne en me proposant gîte, couvert et bonne humeur. Merci à Lucie et Damien Hoffmann-Avril, à Camille Gilloots et encore merci à toi François.

Je ne peux évoquer la douceur et l'énergie des séjours à Montréal sans mentionner ceux qui m'ont intégré dans leur grande famille : Merci à Pauline, Naomie, Charlotte, André, Nicolas, Laure, Flo, Joachim, Yassin, Laura, Maurine, Morgane, Inès. Merci à Lexi, mon acolyte montréalais, je ne pourrais rêver d'un meilleur coloc.

Mes amis, fidèles soutiens depuis bien avant la thèse, méritent également mes remerciements. Je dois encore exprimer ma gratitude envers Damien et Lucie pour leur soutien incommensurable. Je remercie également Baptiste, quel plaisir de pouvoir te compter parmi mes amis, lieutenant ! Merci Camille pour ton inébranlable bonne humeur et optimisme. Enfin, j'ai une pensée envers tous ceux qui sont devenus des amis durant cette thèse et m'ont soutenu : merci à Alicia, Victor, Emeline et Loïc.

J'ai pu supporter les aléas de la thèse grâce au soutien inconditionnel de ma famille. Je remercie mes parents, mon frère et mes sœurs pour leur écoute et leur soutien, même, et surtout, dans les moments les plus difficiles. Je remercie également mes oncles, mes tantes et ma grand-mère pour l'intérêt qu'ils portent à mes recherches.

Enfin, merci Manon pour ton soutien durant ces longues années. Ta présence et ton réconfort m'ont permis de passer bien des épreuves.

Je dédie cette thèse à ceux qui n'en ont pas vu le bout : à ma grand-mère, Nanda, et à mes grands-pères, Michel et Richard

« La vie de notre village s'encroûterait s'il n'était entouré de ces forêts et prairies inexplorées. Nous avons besoin de l'effet tonique de la Nature sauvage - nous avons besoin d'aller parfois marcher dans les marais où rodent le butor et le héron [...], nous avons besoin d'humer le roseau qui murmure, [...].

Déterminés à explorer et connaître toute chose, nous exigeons en même temps que les choses demeurent mystérieuses et inexplorables, que la terre et la mer soient infiniment sauvages, portées sur aucune carte, sondées par aucun plomb. Nous ne pouvons jamais avoir notre content de Nature.

Nous devons nous régénérer à la vue de l'inexhaustible vigueur, à la vue de paysages vastes et titanesques, les terres sauvages et leurs arbres. »

Henry David Thoreau. (1854). *Walden ou la Vie dans les bois*

Liste des abréviations

AFC : Analyse factorielle des correspondances

ANOVA : Analyse de la variance

CAH : Classification Ascendante Hiérarchique

CMM : Communauté métropolitaine de Montréal

CPTAQ : Commission de protection du territoire agricole du Québec

CRE : Conseil régional de l'environnement

CUM : Communauté Urbaine de Montréal

GI : Green Infrastructure

ILEAU : interventions locales en environnement et aménagement urbain

MELCC : Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques

MRC : Municipalité régionale de comté

NAQ : Nature-Action-Québec

PIIA : Plan d'implantation et d'intégration architecturale

PMAD : Plan Métropolitain d'Aménagement et de Développement

RTA : les Régions de Tri d'Acheminement

SÉPAQ : Société des établissements de plein air du Québec

SOVERDI : Société de verdissement du Montréal

TOD : Transited oriented devlopement

TVB : Trame verte et bleue

UICN : Union internationale pour la conservation de la nature

Sommaire

Remerciement	2
Liste des abréviations	5
Sommaire	6
Introduction.....	11
1^{ère} partie : Végétation et espaces végétalisés dans une ville nord-américaine : l'exemple de Montréal.....	21
Introduction de la première partie.....	22
Chapitre 1 : Les espaces végétalisés dans l'aire urbaine métropolitaine de Montréal.....	23
Introduction du chapitre 1	23
1. Notions utiles pour l'étude de la végétation dans le Grand Montréal	23
2. Inventaire des formes et espaces végétalisés	29
3. La distribution de la végétation sur l'île de Montréal	36
4. La végétation dans le Grand Montréal.....	45
Conclusion du chapitre 1	53
Chapitre 2 : La place de la végétation dans les politiques publiques d'aménagement : une préoccupation ancienne, une dimension écologique récente	54
Introduction du Chapitre 2.....	54
1. Les trois objectifs de la planification urbaine des espaces verts jusqu'à la 1 ^{ère} moitié du XX ^e siècle : embellissement, aménité et préoccupation hygiéniste	55
2. La végétation comme armature urbaine.....	63
3. L'écologisation des natures urbaines et des politiques d'aménagement de la végétation..	65
4. Le projet de ceinture verte dans le Grand Montréal : à contretemps de la régulation de l'étalement urbain.....	75
Conclusion du Chapitre 2	87

Chapitre 3 : Vers la mise en place d'un réseau d'espaces végétalisés à l'échelle de l'aire urbaine	88
Introduction du Chapitre 3	88
1. Du projet de ceinture verte à la TVB : les conflits de gouvernance autour des enjeux d'aménagement environnementaux dans l'aire urbaine montréalaise	89
2. Vers une prise en compte plus forte des enjeux écologiques associés aux espaces végétalisés ?	95
3. La Trame Verte et Bleue de Montréal : des projets récréo-touristiques	102
4. Les limites d'une TVB inutilisée dans l'agglomération : un tissu décousu de projets locaux	110
5. 5. La production du savoir en matière d'aménagement environnemental à Montréal ? Par qui ? Pour qui ? Pour quoi ?	118
Conclusion du chapitre 3	121
Chapitre 4 : L'analyse multiscalaire de la végétation du Grand Montréal par une approche paysagère et floristique.	122
Introduction du Chapitre 4	122
1. Quatre terrains d'étude représentatifs de la diversité des espaces végétalisés suivant un gradient centre-périphérie	123
2. Présentation des zones d'études : Du Mont-Royal au Mont-Saint-Bruno	129
3. Découper des secteurs paysagers au sein des zones d'étude : le recours à la géomatique et l'emprunt à l'écologie du paysage	147
4. L'apport de la photographie pour une analyse autant qualitative que quantitative du paysage	154
5. Éléments méthodologiques de la caractérisation floristique des parcelles paysagères :...	165
Conclusion du Chapitre 4	170
Conclusion de la première partie	170
Deuxième partie : Le paysage végétal au service d'une modélisation de l'infrastructure verte	171
Introduction de la deuxième partie	171
Chapitre 5 : Les dynamiques paysagères à l'échelle du Grand Montréal : un paysage végétal en recomposition.....	173

Introduction du Chapitre 5	173
1. Dynamiques paysagères à l'échelle du Grand Montréal.....	173
2. Evolution de la canopée à l'échelle du Grand Montréal	181
3. Dynamiques paysagères et changements dans les usages des surfaces végétalisées.....	186
Conclusion du chapitre 5	201
Chapitre 6 : Les paysages végétaux sur les quatre sites d'étude : étude d'un corpus de photographies de terrain	202
Introduction du chapitre 6	202
1. Caractérisation statistique des espaces végétalisés de Montréal sur les quatre sites d'étude choisis	202
2. Variabilité spatiale des paysages végétaux : sont-ils si différents d'un site à l'autre ?.....	207
3. La variabilité spatiale des types de paysages végétaux selon le gradient urbain-rural	215
4. Continuités et discontinuités dans le paysage végétal	218
5. L'impact des espèces envahissantes et des insectes ravageurs.....	226
Conclusion du chapitre 6	234
Chapitre 7 : La caractérisation de la flore des paysages végétaux du Grand Montréal	235
Introduction du chapitre 7	235
1. Présentation générale de la flore du Grand Montréal	235
2. La diversité floristique en fonction du paysage végétal.....	253
3. Typologie des communautés végétales	255
4. Analyse de la variance de la richesse floristique, de la part des espèces envahissantes et exotiques et de la banalité de la flore ?	272
Conclusion du Chapitre 7	285
Chapitre 8 : Évaluation de la fonctionnalité des espaces végétalisés : potentialités pour une « infrastructure verte ».....	287
Introduction du chapitre 8	287
1. Développement des infrastructures verte : méthode d'évaluation des espaces végétalisés	288
2. Méthodologie d'une évaluation de la multifonctionnalité des espaces végétalisés	291

3. Résultats de l'évaluation de la multifonctionnalité des espaces végétalisés sur l'Île de Montréal.....	300
4. Tentative de généralisation spatiale à l'échelle du Grand Montréal	305
Conclusion du chapitre 8	315
Conclusion de la deuxième partie.....	316
Partie 3 : Les réseaux de végétation : simple aménité urbaine ou véritable enjeu environnemental ?	317
Introduction de la troisième partie.....	318
Chapitre 9 : Les espaces végétalisés montréalais constituent-ils une infrastructure verte ? 320	
Introduction du chapitre 9	320
1. La prédominance de la vocation récréative de la végétation dans les politiques publiques 321	
2. Le nouvel équilibre recherché dans les politiques d'aménagement environnemental entre la conservation écologique et la valorisation récréative	328
3. La mise en réseau de végétation comme outil de protection de la végétation urbaine	333
Conclusion du Chapitre 9	341
Chapitre 10 : Profil socio-économique, mode d'habiter et paysages végétaux	343
Introduction du Chapitre 10.....	343
1. Les effets de la proximité des paysages végétalisés sur les types de résidence	343
2. Géographie de la végétation et distribution des revenus dans l'agglomération	352
3. Des pratiques sociales différenciées selon la formation végétale	357
Conclusion du Chapitre 10	367
Chapitre 11 : La mise en place des réseaux des espaces végétalisés : des promesses à la réalité 368	
Introduction du Chapitre 11	368
1. L'engouement pour les réseaux de végétation dans l'espace urbain.....	369
2. Au-delà des enjeux écologiques, des politiques d'aménagement environnemental anthropocentrées avant tout au service des sociétés urbaines	376

Conclusion du chapitre 11.....	382
Conclusion de la troisième partie	383
Conclusion générale	384
Bibliographie.....	389
Table des figures	421
Table des tableaux	428
Table des matières	430
Résumé	440
Abstract	440

Introduction

Arrivé pour la première fois en hiver à Montréal, je n'ai pu pleinement y mesurer l'importance de la végétation. C'est au printemps lorsque la ville se dégage progressivement de sa gangue de neige, que l'on prend en quelques semaines la mesure de la place prédominante qu'elle occupe. L'impression est saisissante lorsque l'on prend un peu de hauteur : alors, la couleur verte jaillit et envahit le tissu urbain lors du court printemps québécois. La prégnance de la canopée dans le paysage montréalais saute aussi au regard. Le bâti bas permet d'apprécier les nombreux arbres d'ornement bordant les rues ou formant des tâches sombres au niveau des parcs et espaces verts.

Cependant, à parcourir l'agglomération au niveau du sol, surtout lorsque l'on quitte les quartiers centraux assez denses et aménagés, l'image est plutôt celle d'une relative confusion : les espaces en végétation se multiplient, prennent un aspect diversifié, avec de nombreuses discontinuités. Il suffit de s'engager sur l'autoroute métropolitaine, en s'éloignant du centre-ville et en remontant vers le nord de l'Île pour s'en rendre compte. Les boisements d'érable laissent place à une trouée enrichie où passe un faisceau de lignes à haute tension ; plus loin, la roselière s'étend et les phragmites qui dépassent allégrement la hauteur d'un homme, cantonnent la vision de l'automobiliste à un horizon jaune très rapproché d'où émerge de loin en loin la cime d'un arbre ou un immeuble. Les nombreuses discontinuités qui font passer du bâti au couvert végétal, des bois aux friches et au réseau viaire enlèvent toute cohésion visuelle et seule l'imagerie aérienne permet de reconstituer le paysage. Bois de frênes morts, friches à peupliers, buttes herbacées se succèdent entre les lotissements, les zones industrielles et l'enchevêtrement des voies de communication. L'apparition des premiers champs cultivés ne correspond pas non plus à une mise en ordre du paysage. Au contraire, érablières, roselières, prairies en jachère et parcelles cultivées se disputent les bords de l'autoroute, tandis que des plateformes logistiques et des zones commerciales se multiplient et poursuivent la ville bien au-delà des limites de l'agglomération continue dans des excroissances tentaculaires. Ce désordre apparent de la végétation, signe d'un aménagement où la planification est réduite et d'une faible cohérence écologique des espaces végétalisés, n'est certes pas l'apanage de Montréal, ni même des villes nord-américaines. Fabien Roussel (2016) a dressé un portrait finalement assez semblable de la ceinture verte francilienne aux franges de l'agglomération parisienne : « *Si, à échelle régionale, un gradient d'urbanité ou de verdure semble exister, il disparaît à l'échelle locale au profit de discontinuités répétées.* »

Cependant, les autorités montréalaises mettent en avant la qualité des paysages végétaux et du cadre de vie offert aux habitants. Comme aiment à le souligner les Québécois (et les Canadiens en général), la nature sauvage est présente à proximité de l'agglomération, comme en témoigne la présence de

Parcs Nationaux à quelques kilomètres des centres urbains. Cette nature magnifiée s'insinue même jusqu'au cœur de la ville : le Mont-Royal en est un exemple (Debarbieux & Marois, 2005). On retrouve là les aspects classiques de ce qui est attendu des autorités publiques en matière de prise en compte de la végétation dans l'espace urbain reposant sur les aménités urbaines offertes aux habitants. En effet, l'amélioration du bien-être habitant passe par un cadre de vie végétalisé (Chiesura, 2004 ; Alexandre, 2013 ; Dinnie *et al.*, 2013). Les élus comme les aménageurs souhaitent, depuis trois ou quatre décennies, y ajouter la qualité écologique des espaces végétalisés, préserver la diversité biologique qu'ils recèlent, comme les services écosystémiques qu'ils peuvent rendre tout en renforçant la fonction récréative. L'augmentation de la fonctionnalité écologique de cette végétation passe par une action publique visant à créer ou à renforcer les continuités et cherchant une cohérence territoriale à travers la mise en place de trames ou d'infrastructures vertes. Dans quelle mesure cela rencontre-t-il le désir de nature et la recherche de bien-être des habitants ? Cette écologisation des politiques publiques d'aménagement environnemental est une tendance mondiale, mais on cherchera ici à en discerner la spécificité montréalaise.

Cette thèse sur la végétation dans l'aire urbaine de Montréal partira ainsi d'un état des lieux montrant à la fois la spécificité originelle, faite de cette proximité avec les grandes formations végétales naturelles et de la grande diversité actuelle des formes de végétation dans une aire urbaine qui comme toutes les villes nord-américaines a grandi très vite au cours du XX^e siècle dans une logique de faible planification urbaine. La thèse s'interrogera ensuite sur les attentes sociales anciennes ou nouvelles en regard des politiques actuelles de mise en ordre de ces espaces en végétation répondant à des considérations écologiques, aussi bien qu'à une recherche d'habitabilité renforcée de la ville.

Présentation du terrain d'étude : Montréal

Cette géographie de la végétation spécifique aux villes d'Amérique du Nord avait été projetée à l'origine de cette thèse dans une perspective comparative avec d'autres grands centres urbains de la Côte Est des Etats-Unis et du Canada, mais elle n'a pu être réalisée que dans une seule ville qui nous a semblé assez représentative de l'ensemble. Montréal est une métropole située dans la province canadienne du Québec, majoritairement francophone, même si, à Montréal, les anglophones sont aussi nombreux. D'une certaine façon, d'ailleurs, Montréal, comme les politiques d'aménagement qui y ont été menées s'inscrivent avant tout dans une tradition nord-américaine et anglo-saxonne. Par sa structure et sa morphologie urbaine, elle se rapproche des autres villes de la Côte Est ou des Grands Lacs, comme Boston, New-York, Toronto ou surtout Chicago. Cette dernière était d'ailleurs prise pour modèle de la ville nord-américaine dans les travaux de l'École de sociologie urbaine de Chicago, (Burgess, 1925) : ville dont le noyau initial est autour d'un port marchand ; plan orthogonal ; centre-

ville dense d'où a émergé un centre des affaires à l'urbanisme vertical ; quartiers péri-centraux alternant îlots paupérisés dégradés et quartiers plus aisés marqués par la gentrification ; extensions suburbaines plus ou moins tentaculaires. Depuis le début du XX^e siècle, les municipalités autour de Montréal ont d'ailleurs favorisé leur urbanisation, principalement pour des raisons de fiscalité, au grand dam de la Ville de Montréal qui finance les infrastructures métropolitaines destinées à l'ensemble des habitants de l'aire urbaine : réseau routier, aéroport, hôpitaux, etc. (Tomàs, 2012). Se pose aussi la question de l'optimisation des services urbains : voirie, ramassage des déchets, police, etc. Les limites administratives de Montréal ont régulièrement été repoussées, s'étendant sur les municipalités avoisinantes, jusqu'à inclure la totalité de l'île de Montréal (Figure 1), depuis la dernière réorganisation territoriale de 2006, constituée en Agglomération de Montréal, au sein de laquelle siège la Ville de Montréal, elle-même divisée en arrondissements, et « des villes-liées¹ ».

L'Agglomération de Montréal est donc une entité administrative correspondant à l'île de Montréal qui diffère de l'agglomération montréalaise, classiquement définie par la continuité du tissu urbain, laquelle déborde largement l'île. Au-delà, l'aire urbaine intègre des espaces péri-urbains, ruraux et naturels et est administrée par une entité plus englobante : la Communauté Métropolitaine du Grand Montréal (CMM) que l'on désignera plus simplement comme le « Grand Montréal ».

¹ L'organisation politique interne de l'Agglomération de Montréal est complexe. En résumé, les arrondissements de Montréal sont des divisions administratives de la ville de Montréal, tandis que les villes liées sont des municipalités distinctes sur l'île de Montréal qui ont leur propre gouvernement municipal avec des compétences locales spécifiques. Nous aurons l'occasion d'y revenir.

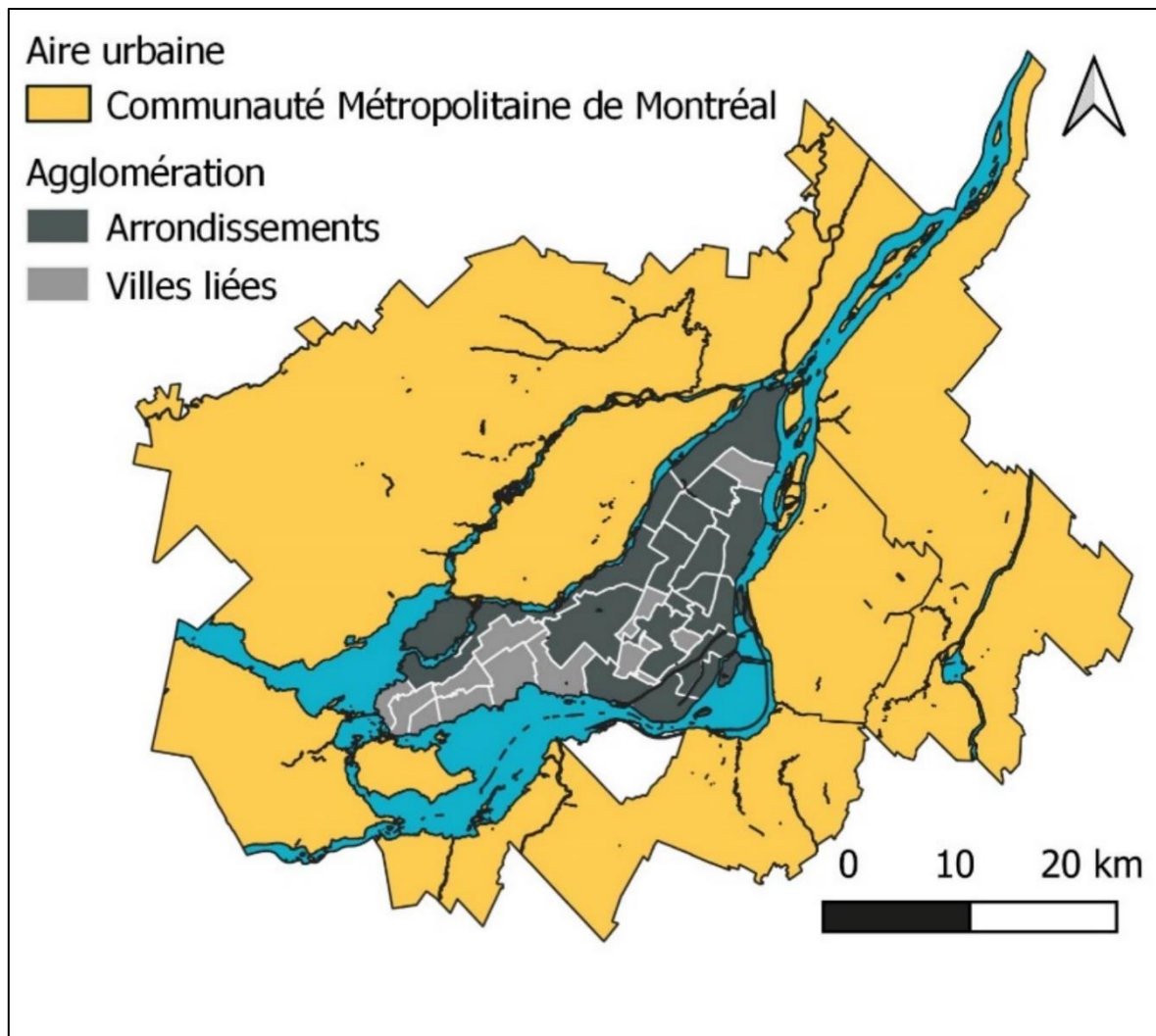


Figure 1 : La gouvernance du Grand Montréal

Réalisée par Cornet, X. 2023. Source : Observatoire du Grand Montréal.

Montréal présente une spécificité topographique car elle se situe sur une île, ceinturée au sud par le fleuve Saint-Laurent et au nord et par la rivière des Prairies, qui matérialisent les limites de l'Agglomération de Montréal (réforme administrative de 2006).

Comment la végétation se distribue-t-elle dans les auréoles de croissance de Montréal ?

Flanqué du centre ancien du Vieux Montréal autour du site portuaire originel sur le Saint-Laurent, le quartier des affaires est assez limité² et se singularise par des gratte-ciels de taille limitée, leur hauteur ne devant pas excéder celle du Mont-Royal. Il s'agit de la partie de la ville où la végétation est la moins présente, en contraste justement avec le Mont-Royal, grand parc aménagé en 1876 suivant les plans du grand paysagiste Frederick Law Olmsted (1822-1903) qui a aussi conçu Central Park à New York. La deuxième auréole - les quartiers péricentraux - ont connu un profond renouvellement et, globalement,

² Ceci souligne que, au Canada, le vrai centre des affaires se situe à Toronto.

une baisse du nombre d'habitants dans les années 1970 et les années 1980, une part conséquente de la population s'étant établie plus loin en périphérie. Comme ailleurs dans les villes nord-américaines, ce renouvellement s'est traduit par des substitutions dans les populations. Au moment des Jeux Olympiques de 1976, puis dans la volonté de redynamiser ces quartiers péri-centraux, de grands projets d'aménagement ont été conduits dans les années 1990, utilisant largement la végétalisation afin d'améliorer l'habitabilité de la ville. Cette « aménisation » par la végétation s'observe également dans les parties plus lointaines de l'ancienne ceinture ouvrière, où friches industrielles et usines abandonnées, stigmates de la désindustrialisation bénéficient d'une réhabilitation de ces espaces dans un contexte de gentrification.

En poussant davantage en périphérie, sur l'île de Montréal, mais aussi en dehors, sur l'île de Laval ou à Longueuil sur la rive sud du Saint-Laurent, l'urbanisation suit un large front de zones pavillonnaires, industrielles et commerciales se succédant jusqu'à la marge agricole de l'agglomération, formant un paysage hétéroclite, où les habitants cherchent à se ressourcer dans un cadre verdoyant dans une proximité avec des éléments de nature, ou du moins de campagne répondant à une forme d'idéal pastoral (Ghorra-Gobin, 1997). Cet étalement de la ville a cependant des conséquences en termes de recul des champs cultivés et des massifs forestiers (Sénécal *et al.*, 1994). Comme ailleurs, l'importante artificialisation des sols en périphérie pose là un paradoxe : les citadins en quête de cette utopie de ville-campagne s'installent en zone péri-urbaine, alors même que le paysage proposé ne correspond plus à cet idéal pastoral. La végétation est souvent omniprésente, mais sous d'autres formes ou répondant à d'autres fonctions.

Objectif de la thèse et hypothèses de recherche

La caractérisation de cette géographie de la végétation en perpétuelle recomposition, à la croisée de la biogéographie et de la géographie urbaine, sera l'objectif principal de cette thèse, nécessitant l'étude des paysages et des formes de végétation, celle de leur composition botanique, mais aussi des fonctions dont les politiques publiques d'aménagement, comme les acteurs privés (promotion immobilière) les investissent ou des usages qu'en font les citadins. Nous allons examiner ce que nous appelons au long de cette thèse les "réseaux d'espaces végétalisés", expression qui n'a pas exactement le même sens des deux côtés de l'Atlantique. En Amérique du Nord, la dimension récréative et touristique des espaces végétalisés a un poids plus fort, les objectifs écologiques, prégnants dans les trames vertes et bleues françaises ou dans le réseau européen Natura 2000, étant secondaires. Dans le Grand Montréal, l'expression (souvent aussi dénommée infrastructure verte) fait référence à des espaces végétalisés diversifiés - tels que les bois, les friches, les espaces verts, les zones agricoles, etc. – ayant une certaine cohérence spatiale et intégrés pour cela dans un même plan d'aménagement

environnemental. Ce concept englobe de multiples stratégies d'aménagement, chacune poursuivant des objectifs spécifiques, tels que la création d'une ceinture verte, la mise en place d'un réseau écologique, la mise en œuvre d'une trame verte et bleue récréative ou la simple création de corridors paysagers de verdissement.

Notre hypothèse est que l'étude des paysages végétaux et de leur flore est un précieux indicateur des dynamiques sociales et politiques à l'œuvre dans le Grand Montréal. La démarche ne se limite pas à l'étude de la diversité biologique et des services écosystémiques. Il s'agit plutôt d'utiliser l'approche biogéographique afin de porter un éclairage nouveau sur les politiques d'aménagement environnemental devant en même temps composer avec des territoires à la diversité écologique et aux modes d'habiter variés. Les fonctions associées aux espaces végétalisés résultent de deux grandes demandes parfois complémentaires, parfois contradictoires : le maintien et la protection des espaces naturels face aux dégradations anthropiques et l'amélioration de l'habitabilité urbaine, voire de l'attractivité de la ville, par le verdissement.

La multiplicité des politiques environnementales répond à la nécessité d'une mise en cohérence des espaces végétalisés de ces territoires, tant dans leur gestion que dans leurs rôles dans les documents d'urbanisme dans un objectif d'optimisation de leur fonctionnement écologique (biodiversité, services écosystémiques), sans compromettre l'autre objectif de ces politiques qui est la recherche de l'amélioration du cadre de vie des habitants et de fourniture d'espaces récréatifs. Ce processus va de pair avec l'importance prise par la volonté de mettre en réseau (au sens écologique du terme) les espaces végétalisés, volonté de plus en plus présente dans les politiques publiques d'aménagement environnemental.

Montréal s'inscrit dans le paradigme de la ville durable (Tudorie *et al.*, 2019), progressivement adopté dans les villes nord-américaines (New York City Department of Environmental Protection (NYC DEP), 2010 ; Salici, 2013 ; Zefferman *et al.*, 2018). Dans cette thèse, ces politiques seront interrogées à l'échelle de l'aire urbaine, depuis la pelouse, en passant la reconquête des friches prônée par les écoles américaines d'architecture (Germain, 1991 ; Saint-Laurent, 2000 ; Maillot-Léonard, 2014) et jusqu'aux espaces délaissés des franges périurbaines (Roussel, 2016).

Méthodologie

En considérant la végétation comme un reflet des sociétés urbaines et des politiques d'aménagement environnemental, cette thèse suit une méthode qui mobilise différentes branches de la géographie, mais aussi de l'aménagement de l'espace et de l'écologie, nous plaçant en premier lieu dans l'articulation entre biogéographie et géographie de l'aménagement. L'interrogation des liens entre

l'organisation spatiale de la ville et la végétation intègre des analyses empruntées à la géographie urbaine sur l'évolution des processus urbains.

L'étude des paysages végétaux du Grand Montréal et de leurs contenus botaniques a nécessité des campagnes de collecte des données durant les étés 2017, 2018 et 2019. Un premier travail de terrain avait été mené en juin 2017 dans le cadre d'un mémoire de master recherche sur la connectivité écologique à Montréal (Cornet, 2017), dont divers éléments sont repris dans cette thèse. Les campagnes exploratoires réalisées en 2017 et 2018 ont permis d'appréhender la diversité des formes prises par la végétation à Montréal et de choisir et délimiter quatre terrains. Après avoir établi une stratégie d'échantillonnage, une étude paysagère approfondie de plusieurs centaines de points d'observation et des relevés des espèces physionomiquement dominantes ont été menés.

Les quatre terrains ont été sélectionnés pour prendre en compte les changements concernant la végétation de l'urbain au péri-urbain et au rural (Figure 2 et 3). Par-delà cette spécificité proprement géographique, chacun de ces quatre sites est concerné par des politiques d'aménagement environnemental. Le site du Mont-Royal, localisé près du centre-ville représente l'idéal du grand parc urbain soigneusement aménagé. À l'inverse, la pointe nord-est de l'île de Montréal représente les derniers espaces naturels de l'île épargnés par l'étalement urbain, où les espaces verts côtoient de nombreuses friches. De l'autre côté de la Rivière des Prairies, se trouve notre troisième terrain, la partie centrale de l'Île de Laval, où a été étudiée la zone de contact entre le périurbain et l'espace rural encore agricole. Enfin, aux limites de la Communauté Métropolitaine, la municipalité de Saint-Bruno-de-Montarville, incluant le petit Parc National du Mont-Saint-Bruno est notre dernier terrain. Dans le détail, des parcelles végétales homogènes ont été identifiées, correspondant aux différentes composantes de la matrice paysagère. Chaque parcelle a été visitée afin de déterminer lesquelles étaient inaccessibles, de relever les espèces physionomiquement dominantes et de manière plus générale, de constater la diversité des formes que prend la végétation, tant au niveau des paysages que des usages.

La collecte de données plus poussée de 2019 a permis d'effectuer plus de sept cents relevés photographiques afin de caractériser ces parcelles végétalisées, accompagnées de 42 relevés botaniques qui ont permis le recensement de 270 espèces végétales. Toutes ces données ont été analysées par le biais d'outils statistiques (via le logiciel XLSTAT) afin de pouvoir déterminer les grandes constantes et facteurs organisateurs de la flore et des paysages montréalais. Nous avons sélectionné ces facteurs organisateurs en croisant nos observations avec les publications scientifiques. Les résultats ont été ensuite généralisés et appliqués à l'ensemble de la végétation montréalaise à l'échelle de l'agglomération et de l'aire urbaine.

À partir de ce portrait de la végétation, a été tentée la modélisation des différentes fonctions des espaces végétalisés permettant alors de saisir l'état général de la végétation et de le confronter aux projets des politiques d'aménagement environnemental visant une mise en place d'un réseau et d'une infrastructure verte.

Une dizaine d'entretiens semi-dirigés avec des acteurs issus du monde associatif, des chercheurs et des aménageurs ont permis d'évoquer plus précisément quelques projets particuliers, comme le corridor forestier du Mont-Saint-Bruno ou le corridor Cavendish dans l'arrondissement Saint-Laurent.

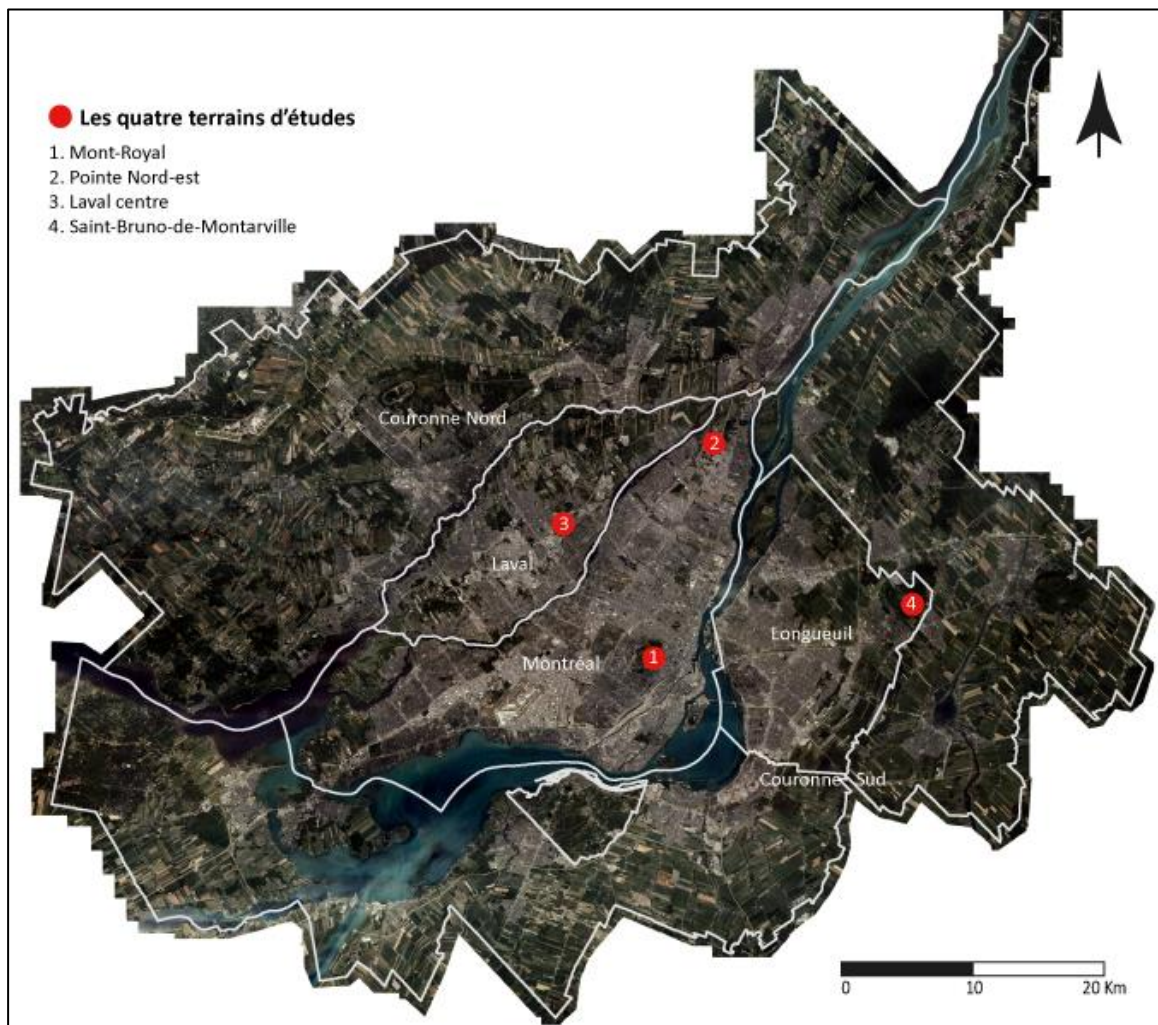


Figure 2 : L'exploration de la Communauté Métropolitaine de Montréal

Réalisée par Cornet, X. 2023. Source : Observatoire du Grand Montréal.

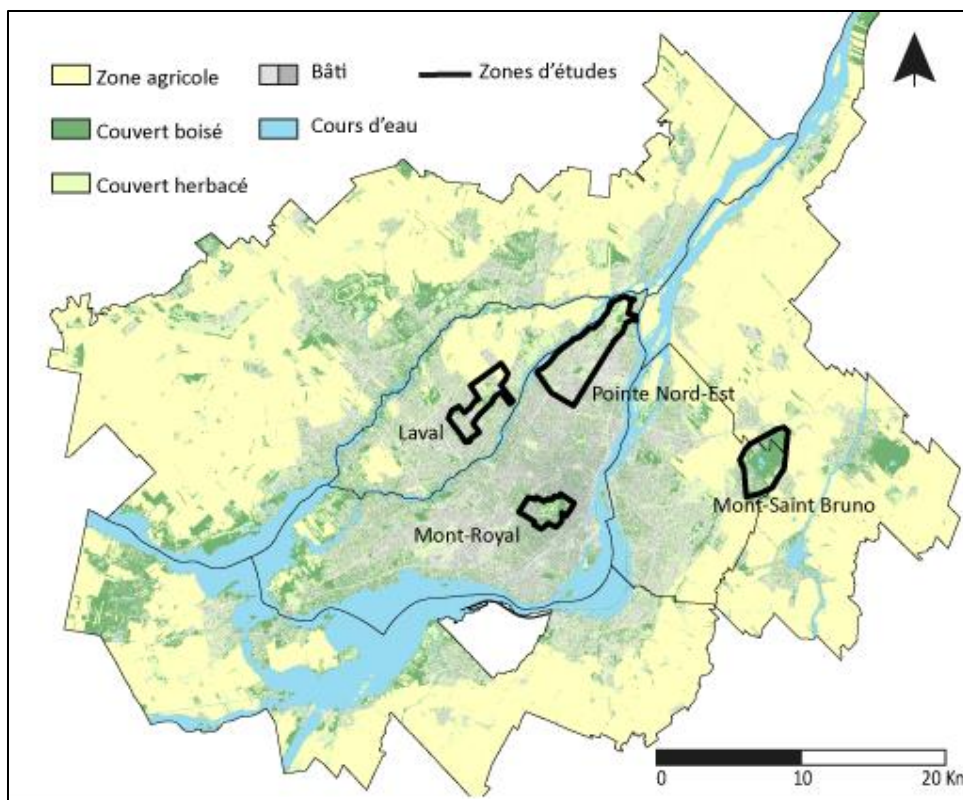


Figure 3 : Délimitation des quatre terrains d'étude

Réalisée par Cornet, X. 2023. Source : Observatoire du Grand Montréal.

Dans une première partie, nous présenterons les différents paysages végétalisés montréalais et les politiques publiques d'aménagement environnemental. Pour commencer, nous dresserons un inventaire des différentes formes que prend la végétation à Montréal, du centre-ville jusqu'à la marge située aux limites de l'aire urbaine où dominent les espaces à vocation récréative (**chapitre 1**). Le **Chapitre 2** revient ensuite sur l'histoire des politiques publiques d'aménagement concernant les espaces végétalisés. D'abord pensés par les premiers paysagistes comme essentiels pour la cohésion sociale, ainsi que, dans une perspective hygiéniste, pour la santé des populations urbaines : la végétalisation de la ville engendrant sérénité et quiétude. Dans la seconde moitié du XX^e siècle, s'ajoute à cette proximité vertueuse entre la nature et le citoyen, une écologisation progressive des politiques publiques dont nous verrons les effets à Montréal : des projets d'écoterritoires à ceux de ceinture verte, relayés par la recherche d'une trame verte et bleue récréative et touristique. Ce constat nous amène à nous interroger sur les difficultés à mettre en place un plan d'aménagement environnemental dans un contexte de métropolisation conflictuelle (**Chapitre 3**). Le **Chapitre 4** revient sur la méthodologie brièvement exposée dans cette introduction générale.

La deuxième partie s'articule autour de la collecte et du traitement des données sur le terrain. Il s'agit de dresser une géographie des espaces végétalisés montréalais, en mesurant leur qualité écologique

et les attentes sociales et politiques dont ils font l'objet. La synthèse des résultats se fera à l'aide de la géomatique. L'exploitation d'anciennes cartes d'utilisation du sol confrontées à nos propres observations permet d'établir un lien entre les formations végétales actuelles et le passé de leurs parcelles (**Chapitre 5**). Puis, l'échelle paysagère est explorée à l'aide de la photographie (**Chapitre 6**). Les relevés floristiques nous permettent d'interroger la qualité et le contenu de ses paysages végétaux urbains et d'identifier des facteurs organisateurs (**Chapitre 7**). Enfin, les résultats obtenus dans les précédents chapitres sont analysés et compilés au sein d'une modélisation de la multifonctionnalité de la végétation à l'échelle de l'île de Montréal, puis à l'échelle de la Communauté Métropolitaine (**Chapitre 8**).

La troisième partie confronte les résultats obtenus précédemment et les politiques publiques d'aménagement environnemental. Dans un premier temps, ces politiques sont comparées aux résultats obtenus, ce qui permet de confronter leurs objectifs avec la réalité du terrain (**Chapitre 9**). Notre recherche permet de constater un lien entre le paysage végétalisé et l'habitat qu'il convient d'affiner à l'aide de données socio-économiques (**Chapitre 10**). Enfin, nous interrogerons les apports sociétaux, écologiques, voire économiques, où aménageurs, associations environnementales et scientifiques se saisissent du concept d'infrastructure verte (**Chapitre 11**).

1^{ère} partie : Végétation et espaces végétalisés dans une ville nord-américaine : l'exemple de Montréal

Introduction de la première partie

Traiter de la végétation urbaine et des réseaux d'espaces végétalisés demande dans un premier temps de réaliser un état des lieux, tant sur les formes que prend la végétation à travers une approche biogéographique, que sur diverses les politiques environnementales qui tentent de les protéger et de les valoriser suivant les attentes sociales des habitants.

Devant la protéiformité des natures urbaines, des friches aux parcs ornementales en passant par les monuments de nature, il nous faut tenter de dresser un portrait exhaustif de la végétation dans un territoire particulier : la ville nord-est américaine, à travers l'exemple du Grand Montréal. En effet, un travail exploratoire s'avère nécessaire devant cette protéiformité, comme nous le montre l'exemple de la banlieue pavillonnaire américaine. Issu d'un aménagement du territoire faiblement centralisé et principalement piloté par des pouvoirs locaux et des promoteurs privés, l'urbanisation dérégulée dans ces villes a accouché de banlieues vastes et peu denses : les tentaculaires *suburbs*. Or, de nombreux espaces végétalisés, souvent méconnus des habitants et des autorités, viennent combler les interstices laissés libre dans un contexte d'urbanisation peu planifiée (**Chapitre 1**).

Certains aménageurs et paysagistes ont cerné le potentiel aménitaire de ces espaces végétalisés et nous reviendrons dans ce **chapitre 2** sur l'histoire des politiques d'aménagement qui ont participé à leur mise en place ou à leur maintien dans l'espace public et la manière dont ces pratiques se sont diffusées dans le cas montréalais. Ces politiques s'inscrivent dans des grands courants internationaux de réflexion sur la place de la nature végétale dans les villes et les « fonctions » qu'elles remplissent dans le projet urbain. Ce projet politique et les attentes sociales vis-à-vis des espaces en végétation ont évolué au cours des deux derniers siècles, avec une rupture dans les dernières décennies du XX^e siècle avec l'apparition de la fonction écologique, ce qui n'est pas allé sans ambiguïté dans le cas de Montréal.

L'apparition d'un nouvel échelon politique représentatif de l'aire urbaine au début des années 2000, la Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM), marque un changement d'échelle dans les politiques environnementales. Le **chapitre 3** nous permet de constater l'influence de ce nouvel acteur sur les stratégies locales et régionales en matière de politiques d'aménagements, cherchant à s'emparer des dimensions sociales, paysagères et écologiques.

Enfin, nous introduirons une méthodologie originale afin d'étudier l'impact de ces politiques environnementales sur ces territoires où nous analyserons les paysages végétalisés pour analyser comment ils s'intègrent, ou non, aux politiques environnementales à travers l'identification d'une infrastructure verte (**Chapitre 4**).

Chapitre 1 : Les espaces végétalisés dans l'aire urbaine métropolitaine de Montréal

Introduction du chapitre 1

Ce chapitre brosse le portrait de la végétation dans le Grand Montréal et précise sa localisation et sa diversité. La végétation dans la ville américaine témoigne d'un développement urbain peu contraint par des normes ou des politiques publiques et Montréal ne fait pas exception. L'aménagement, qu'il soit le fait des promoteurs privés, des initiatives des habitants, des communautés de quartier ou des municipalités, répond à des objectifs variés et parfois divergents, ce qui accouche d'une végétation urbaine protéiforme. La multiplicité des paysages et des formes végétales nous oblige à proposer un inventaire.

Après avoir précisé certains termes et concepts nécessaires à la compréhension de cette thèse, nous tenterons un inventaire des formes et des espaces végétalisés dans ce chapitre. Dans un second temps, nous étudierons la distribution spatiale de la végétation en distinguant ce qui se passe sur l'agglomération, ce qui correspond à l'Île de Montréal, puis en élargissant la focale jusqu'à l'ensemble du Grand Montréal, c'est-à-dire à l'ensemble de la « région métropolitaine ».

1. Notions utiles pour l'étude de la végétation dans le Grand Montréal

1.1. Définitions

Appréhender les paysages végétaux du Grand Montréal, ainsi que les politiques d'aménagement environnemental les concernant, nécessite d'explicitier certaines notions que nous utiliserons au cours de cette thèse.

L'**espace vert** est un espace végétalisé qui a été aménagé à des degrés divers par les pouvoirs municipaux et qui est régulièrement entretenu. Il occupe un rôle dans les documents d'urbanisme, notamment dans les plans de zonage. C'est un équipement urbain dont l'usage est avant tout aménitaire et récréatif, reconnu par les pouvoirs locaux dans les plans de zonage réglementaire, qui regroupent différents types d'espaces : parcs, jardins, terrains de sports. Dans le cas nord-américain, la gestion et l'élaboration des espaces verts tendent à être sous-traitées à des associations ou à des entreprises privées (Smith, 2018). Des fonctions écologiques sont attribuées à ces espaces, notamment en matière de préservation de la biodiversité.

Notre définition de **friche** s'appuie sur la définition du « délaissé urbain » développée par Marion Brun dans sa thèse (2015) : « *il s'agit d'espaces vides et temporaires, ne présentant pas de projet d'aménagement immédiat et abandonnés au sein de l'urbain, laissant place à une végétation spontanée* ». Le terme de « friche » a été retenu dans notre cas, car c'était le plus communément utilisé dans le langage courant. En raison de notre approche biogéographique, la friche est avant tout caractérisée par sa végétation spontanée et souvent buissonnante, même si l'absence de valorisation et la fréquentation inexistante de certains petits boisements d'espèces matures nous ont conduit à les classer en « friche ». Ensuite, cet espace n'est pas voué à des fonctions récréatives, aménitaires et/ou écologique dans les documents d'urbanisme et en conséquence, n'est pas entretenu par les pouvoirs publics (même si des collectifs d'habitants peuvent ponctuellement les aménager).

Notre acceptation du **paysage végétal** est double. Elle désigne tour à tour une échelle d'observation et un objet à part entière. En tant qu'échelle d'observation, le paysage végétal désigne une zone végétalisée qui suit les discontinuités végétales, de l'ordre du kilomètre, suivant les travaux d'écologues et de biogéographes sur l'emboîtement paysager (Forman&Godron, 1986 ; Génin *et al.*, 2011 ; Roussel, 2017) et que nous appelons « secteurs paysagers » dans cette thèse (Chapitre 4). Le paysage végétal en tant qu'objet désigne le paysage comme la représentation qu'un observateur au sol a d'un espace végétalisé. Le paysage peut être homogène, comme une érablière à sucre, ou hétérogène, comme une prairie buissonnante ponctuée de petites zones boisées. Ce paysage végétal forme une matrice paysagère, terme emprunté à l'écologie du paysage que nous utiliserons peu.

La **connectivité écologique** est un terme emprunté à l'écologie du paysage qui désigne la capacité des espèces à se déplacer entre les différents éléments des paysages végétaux, c'est-à-dire au sein de la matrice paysagère. Nous mentionnons l'existence de la connectivité fonctionnelle, soit la capacité d'une espèce ou d'un individu à se déplacer en fonction de ses caractéristiques, mais nous nous concentrerons sur la connectivité structurelle dans cette thèse, soit la proximité et les continuités entre des éléments de paysages fondés sur des éléments physiques.

Le réseau d'espaces végétalisés fait référence à des espaces végétalisés diversifiés - tels que les bois, les friches, les espaces verts, les zones agricoles, etc. – ayant une certaine cohérence spatiale et intégrés pour cela dans un même plan d'aménagement environnemental. Ce concept englobe de multiples stratégies d'aménagement, chacune poursuivant des objectifs spécifiques, telles que la création d'une ceinture verte, la mise en place d'un réseau écologique, la mise en œuvre d'une trame verte et bleue récréative ou la simple création de corridors paysagers de verdissement.

Le **plan d'aménagement environnemental** désigne un document stratégique élaboré par les autorités locales dans le but d'instaurer un règlement particulier sur un territoire défini afin de trouver un équilibre entre le développement social, économique et les questions environnementales. De par son volet environnemental, le Plan métropolitain d'Aménagement de Montréal (PMAD) en est un exemple.

Enfin, cette thèse explore le concept de **l'infrastructure verte**, dont Tzoulas *et al.* (2007) donne la définition suivante : « *l'ensemble des réseaux naturels, semi-naturels et artificiels constitués par les systèmes écologiques multifonctionnels, situés dans, autour et entre les zones urbaines, à toute échelle spatiale. Le concept d'infrastructure verte permet d'améliorer la quantité et la qualité d'espaces verts leur multifonctionnalité et les interconnexions possibles entre les habitats qui les constituent. Une telle approche planificatrice offre de multiples opportunités pour l'intégration du développement urbain, pour la conservation de la nature et pour la santé publique.* ». Ce terme est très utilisé par les aménageurs et dans le monde académique. L'attribution du titre « d'infrastructure verte » à un plan d'aménagement environnemental ou à une modélisation scientifique repose sur l'interprétation des acteurs et à une volonté politique. À titre d'exemple et afin de montrer la polysémie du terme, il est utilisé par New York et Détroit pour désigner la gestion des eaux de pluies et l'assainissement (NYC DEP, 2020 ; Detroit Water and Sewerage Department, 2021), pendant que les associations environnementales et une partie du monde académique s'en servent pour désigner le projet de ceinture verte montréalais (Arbour *et al.*, 2013). L'infrastructure verte désigne manifestement l'assimilation des concepts de multifonctionnalité et de connectivité dans les documents d'urbanisme traitant des espaces végétalisés (Madureira & Cormier, 2014), mais il est utilisé dans de multiples contextes. Il est utilisé pour décrire l'assimilation de nouveaux concepts environnementaux dans les stratégies urbaines (Hansen *et al.*, 2017), alors que d'autre identifie une potentielle infrastructure verte sur le territoire urbain à partir de modélisation informatique (Niedźwiecka-Filipiak *et al.*, 2019 ; Cornet, 2021). Devant la confusion qu'engendre l'utilisation du terme, nous emploierons le terme de **réseau d'espaces végétalisés** pour désigner un plan d'aménagement sur des espaces végétalisés.

1.2. Différence de conception avec les réseaux d'espaces végétalisés en Europe

Le terme « réseau » appliqué à un plan d'aménagement environnemental peut porter à confusion, étant donné qu'il a un sens légèrement différent en Amérique du Nord qu'en Europe.

La montée en puissance des préoccupations écologiques et du développement durable conduise certaines villes européennes à se doter de réseaux de végétation dans les années 2000-2010, comme Rennes (Bourlau et Hubert, 2014). D'autres donnent une orientation plus écologique à des plans d'aménagement et à l'utilisation du sol, comme aux Pays-Bas (Carter-Whitney, 2008) ou encore dans la ceinture verte londonienne (Amati et Yokohari, 2006). Dans le même temps, les réseaux écologiques

d'échelles régionales essaient en Europe de l'Est, cherchant à renforcer les connectivités écologiques et à maintenir les écosystèmes (Jongmanet *al.*, 2004). En France, des trames vertes à vocation écologique (lois Grenelle I et II) sont intégrées dans les documents de planification nationaux et dans les plans locaux d'urbanisme (PLU) depuis 2011 (Clergeau et Blanc, 2013).

Si les réseaux d'espaces végétalisés européens s'appuient avant tout sur la notion de connectivité écologique, leurs équivalents nord-américains ont une vocation davantage sociale, en intégrant également des fonctions récréatives, prenant parfois le pas sur la protection des écosystèmes. Ainsi, le *greenway* est souvent apparenté à la trame verte (Arrif *et al.*, 2011), bien qu'il n'en partage pas la même histoire, ni le même sens. À l'origine, le *greenway* est un outil de protection et de mise en valeur du territoire favorisant des fonctions récréatives, qui a progressivement été utilisée depuis les années 1980 afin de renforcer la connectivité écologique et la résilience des écosystèmes (Ahern, 1995 ; Little, 1995). L'écologie du paysage n'a été mobilisée que récemment et de façon ponctuelle, en dépit des sollicitations du monde scientifique qui encouragent son utilisation (Hellmund et Smith, 2006). Le *greenway* relève avant tout d'une ambition esthétique et aménitaire. Il protège et valorise des chemins pédestres, le long de vallées ou de voies d'eau. Le corridor écologique et la Trame Verte (selon l'usage fait en Europe) répondent quant à eux à une logique de déplacement animal et végétal. La TVB française repose sur les outils des écologues lesquels privilégient la protection des écosystèmes, bien que ces objectifs se recoupent aisément avec ceux d'une trame paysagère. Un *greenway* américain est systématiquement articulé à une valorisation récréotouristique, ce qui est rarement le cas de la TVB européenne. Le terme « *greenway* » ne revêt pas le même sens en Europe, où il s'apparente à un réseau écologique, traduction de « trame verte » (Jongmana et Kùlvik, 2004 ; Arrif *et al.*, 2011). Au sein du monde anglophone, le terme de *greenway* se retrouve principalement dans les revues d'urbanisme, tandis que les revues d'écologie traitent plus volontiers des concepts de « corridor » et « *connectivity* » (Arrif *et al.*, 2011). La mise en place de plans d'aménagement environnemental est unanimement vue par les aménageurs comme un outil mobilisable dans le renouvellement des politiques environnementales en milieu urbain. Toutefois les américains la font reposer sur le principe de verdissement et de valorisation récréotouristique, alors qu'elle reste « prise en étau entre planification écologique et planification urbaine » en Europe (Toublanc et Bonin, 2012).

En Amérique, la Nature est perçue comme un élément récréatif à protéger, un monument de nature qui renvoie au passé glorifié des pionniers (Arnould et Glon, 2006). Traditionnellement, les zones végétalisées urbaines se divisent donc entre le monument de nature aux paysages grandioses (rive d'un grand fleuve, relief particulier, ancien bois) et la nature fonctionnelle (espace vert, cimetière), excluant les interstices urbains. Les réseaux d'espaces végétalisés dans la ville nord-américaine, par l'intermédiaire du corridor vert ou du *greenway*, répondent à ce problème et intègrent les interstices

urbains dans l'une de ces deux catégories. Les paysages végétaux associés à ces interstices sont alors réhabilités afin de les faire ressembler à la forêt originelle ou afin de la fonctionnaliser à travers du verdissement esthétique ou de l'agriculture urbaine.

En Europe, les différents réseaux d'espaces végétalisés intègrent ces interstices urbains afin de les protéger et de renforcer leurs fonctions écologiques. Ce faisant, ils font peu de cas des usages et des fonctions sociales, comme en témoigne les Trames Vertes et Bleues françaises, tournées avant tout vers le maintien de la biodiversité.

Des deux côtés de l'Atlantique, le concept « d'infrastructure verte » permet de dépasser ces oppositions, permettant aux européens d'ajouter une dimension sociale aux trames vertes urbaines et aux américains d'y ajouter considérations écologiques.

Sur le plan spatial, le concept « d'infrastructure verte » permet aux américains d'inclure les interstices, dans la continuité des *greenways* et de dépasser l'opposition entre approche fonctionnelle et récréative. Ainsi, associer des services et des fonctions à des espaces végétalisés banals permet de leur attribuer des nouveaux rôles et légitime leurs inclusions dans les politiques environnementales (Hansen et Pauleit, 2014). C'est le cas à Montréal, où scientifiques et associations cherchent à identifier une infrastructure verte afin de légitimer la protection d'espaces auparavant exclus des politiques environnementales (Bissonnette *et al.*, 2017 ; Dupras *et al.*, 2015 ; Maure *et al.*, 2018).

En Europe, l'identification d'une infrastructure verte offrant fonctions et services est absente des politiques urbaines et n'est pas mobilisée dans l'expertise et la constitution des documents d'urbanisme, même si les scientifiques s'en saisissent afin de diagnostiquer l'état de la végétation (Madureira et Andresen, 2014 ; Capotorti *et al.*, 2019 ; Gavrilidis *et al.*, 2019). Cela ne signifie pas que le concept est inconnu des collectivités européennes, mais ces acteurs développent leurs propres politiques environnementales, qui sont ensuite rattachées par les chercheurs ou les collectivités elles-mêmes à une infrastructure verte. Par exemple, la capitale slovène Ljubljana s'est dotée d'un réseau écologique, que la chercheuse Nadja Penko Seidl (2021) associe à une infrastructure verte dans un second temps. Marc Barra (2021) fait de même pour le cas francilien, où il rattache diverses pratiques locales à des infrastructures vertes (toits végétalisés, réseaux écologiques locaux, écopaturage, etc.). À l'échelle du continent, l'Union Européenne (2014) soutient les initiatives de réseaux d'espaces végétalisés et cherche à les regrouper sous le concept d'infrastructure verte. Encore une fois, les projets évoqués sont très diversifiés, du projet local au réseau paneuropéen, du réseau écologique à la trame récréative. Contrairement au cas américain, l'infrastructure verte peut être qualifiée de « label » et la définition américaine « d'identification des fonctions et services » est encore minoritaire en Europe. En France, les géographes semblent indifférents au concept au vue du faible nombre

d'occurrences dans la littérature. Nous l'avons vu, l'infrastructure verte est encore un objet imprécis, tiraillée entre l'écologie du paysage et la planification urbaine à toutes les échelles possibles. Le désintérêt des chercheurs français peut s'expliquer par ce tiraillement, où l'écologue et le biogéographe s'intéressent peu au diagnostic urbain, tandis que les géographes urbains semblent peu intéressés par les mécanismes sous-jacents aux services et fonctions écosystémiques. En France, les Trames Vertes et Bleues favorisent les continuités écologiques et les ceintures vertes se définissent avant tout par leur rôle d'armature urbaine. Cependant, la prise en compte des deux à travers une approche multifonctionnelle est assez récente (IAU Ile-de-France, 2011).

Ces différences autour de la définition des réseaux d'espaces végétalisés s'inscrivent plus largement dans une divergence entre géographes anglo-saxons et européens et notamment dans leurs rapports à l'écologie qui, dans ce cas, se caractérise par une césure entre les sciences sociales environnementales et de l'autre, une approche intégrée. Si le cas français a mis du temps à dépasser la césure traditionnelle entre la géographie humaine et la géographie physique (Hautdidier, 2016), les anglophones entrèrent dès les années 1980 dans une approche interdisciplinaire, notamment dans l'évaluation des changements environnementaux et de la justice sociale et environnementale (Paddeau, 2015). Ce mouvement accouchera de l'écologie politique, « *Political ecology* », qui aborde les thématiques environnementales de manière bien plus militante qu'en France où cette approche politisée est bien moins assumée (Kull et Batterbury, 2016). Cette interdisciplinarité de la géographie environnementale anglo-saxonne et son penchant social explique cette double vision de la nature en ville : une nature à conserver et une nature fonctionnalisée (espaces verts, cimetière, etc.), excluant d'autres espaces végétalisés (friche, nature banale). En fin de compte, les écosystèmes urbains américains sont peu pris en compte, excepté lorsque la nature est menacée (étalement urbain, pollution, usage, etc.). En dépit de début plus timide, la multiplicité des formes que prennent les espaces végétalisés en milieu urbain est mieux prise en considération du côté européen, notamment à travers les travaux et collaborations entre écologues, biogéographes et aménageurs (Clergeau, 2011 ; Kowarik, 2011 ; Clergeau, 2015 ; Matagne, 2016).

2. Inventaire des formes et espaces végétalisés

2.1. Comment se saisir de la nature protéiforme des végétations urbaines ?

Dès le départ, notre étude de la végétation montréalaise se heurte à une première difficulté : sa dimension protéiforme est telle que nous devons entreprendre un inventaire afin de la catégoriser. Ma démarche initiale consistait à explorer les zones végétalisées, notamment les friches situées en zone périurbaine, peu étudiées par les pouvoirs publics. Cependant, j'ai été confronté à une telle diversité de paysages, d'espèces, d'usages et d'enjeux qu'il a fallu référencer ces espaces végétalisés afin de pouvoir les étudier, notamment dans une perspective comparatiste. Mes visites de terrains réalisées en 2017 dans le cadre de mon mémoire de recherche m'avaient déjà préparé aux difficultés de la tâche, à savoir la difficulté d'accéder aux parcelles, éloignées les unes des autres et sans voie d'accès, obligeant le visiteur à pénétrer une végétation souvent exubérante.

Dans le cadre de cette thèse, un travail exploratoire a été réalisé par des moyens numériques, principalement grâce aux images satellites de Google Earth et aux reconstitutions photographiques des rues de Google Street. Ces ressources ont constitué des moyens précieux pour visualiser et répertorier les différentes formes de végétation à travers la ville. Elles m'ont également permis de repérer des zones d'intérêts pour mes futurs travaux de terrain. Tout au long de mes recherches, j'ai adopté une démarche itérative de l'inventaire des formes de végétation. Cela signifie que mon inventaire a évolué et s'est enrichi au fur et à mesure de mes découvertes et de mes observations in situ, afin de permettre une couverture exhaustive des différents paysages végétaux présents à Montréal. Nous y reviendrons au long de la thèse, notamment au chapitre 8, la littérature scientifique existante n'a pas apporté de solution toute faite, car les typologies disponibles reposent sur des critères très superficiels, comme l'utilisation du sol dans les plans d'urbanisme ou la hauteur de la végétation, alors que nous souhaitons un inventaire davantage synthétique et multicritère.

2.2. Un inventaire des végétations montréalaises

Nos recherches permettent de dresser un inventaire de la végétation du Grand Montréal qui se veut exhaustif³. Quatre grandes formes se distinguent à travers l'étude de l'utilisation du sol, déjà identifiées par le géographe allemand Kowarik dans les villes occidentales (2005, 2011) : les rémanences d'espaces naturels, les zones agricoles, les aménités urbaines et les nouveaux écosystèmes urbains (Tableau 1). Nos pérégrinations ont mené à l'isolement d'une cinquième forme de nature en ville : la végétation près du bâti.

³ Si l'on exclue les jardins privés.

Rémanence des espaces naturels	Espace agricole	Nature anthropisée	Nouveaux écosystèmes urbains	Autour du bâti
Zone humide Berge Bois	Espace cultivé	Espace vert Cimetière Golfs Terrain de sport	Friche herbacée Friche buissonnante Friche arbustive	Zone commerciale et économique Emprise électrique Institution Route et voie ferrée Habitat individuel Habitat collectif Sol nu

Tableau 1 : Les différentes formes de végétations

Le lecteur peut se reporter à la figure 6 en fin de sous-partie s'il souhaite localiser les lieux évoqués dans le texte ou les planches photographiques.

La rémanence des espaces naturels (Figure 4) : Lors de l'avancée progressive de l'urbanisation, des « poches » de verdure ont çà et là été épargnées. Diverses explications peuvent être avancées. L'espace humide a tendance à être préservé en raison des coûts induits par un hypothétique drainage. Les berges et les bois sont quant à eux souvent maintenus à des fins récréatives. La majorité des rémanents d'espaces naturels à Montréal appartient aux pouvoirs publics ou aux associations et sont protégés. Les superficies de ces rémanents sont variées et trois échelles se distinguent :

- À l'échelle locale, des petits bois ont pu être préservés dès les débuts de l'urbanisation afin de mettre en valeur le nouveau quartier. C'est le cas du Parc des Mésanges à Laval où une petite part d'un ancien bois a été préservé dès la création du lotissement (figure 6). Parfois, ce sont aussi des petits bois qui appartiennent à une institution historique, comme ceux entourant le Collège Jean-de-Brébeuf dans l'arrondissement Côtes-des-Neiges et que l'on retrouve dans des zones très urbanisées.
- À l'échelle de l'agglomération, on retrouve également les rémanents comme des monuments de nature, symbole des paysages du domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul. La particularité montréalaise est d'avoir un de ces monuments en plein cœur du tissu urbain : le Mont-Royal. Ces espaces sont mis en valeur par des sentiers et des aménagements comme les escaliers du Mont-Royal ou les passerelles sur les marais du Parc-Nature de la Pointe-aux-Prairies. Il s'agit de vastes zones non construites afin de préserver des intérêts récréatifs et depuis quelques années, écologiques.
- À l'échelle de l'aire urbaine, les zones préservées de l'étalement urbain et des activités agricoles se rencontrent de plus en plus fréquemment au fur et à mesure que l'on s'éloigne de

la ville, jusqu'aux premiers massifs forestiers et notamment les parcs nationaux du Mont-Saint-Bruno et d'Oka. Des bois, des berges et des espaces humides confidentiels et de tailles modestes s'insèrent également dans la matrice agricole, comme la tourbière de Saint-Bruno.

Les zones agricoles (Figure 4) : Les surfaces végétales associées aux pratiques agricoles sont les cultures, les prairies de fauches et les pâturages. Leur rôle productif le distingue des aménités urbaines. L'entretien régulier de ces espaces et la sélection d'espèces qu'opère l'agriculteur en fait des écosystèmes particuliers. Les éléments linéaires comme les haies et les chenaux d'irrigations viennent diversifier les interstices et permettent le déplacement de nombreuses espèces. Enfin, le cas de l'agriculture urbaine doit être mentionné. Si son rôle social dans la ville s'accroît (Duchemin *et al.*, 2010) et retrouve une légitimité par l'approvisionnement en fruit et légume en circuit court (Paddeu, 2015) ; il n'en reste pas moins que cet espace demeure entretenu et qu'une sélection est opérée parmi les espèces, c'est pourquoi notre étude a volontairement mis de côté les surfaces cultivées et s'est concentrée sur la végétation avoisinante.

Les aménités urbaines (Figure 4) : Les municipalités mettent en place divers espaces verts afin de permettre aux habitants de profiter d'un lieu où ils peuvent se détendre. L'aménité urbaine est un espace végétalisé avant tout destiné à être fréquenté. La pelouse en est la surface reine comme le montre les paysages des grands parcs de Montréal, comme le Parc Lafontaine et le Parc Angrignon. Des parcs locaux sont aménagés avec de petits terrains de sport, ainsi que du mobilier (banc, table de pique-nique, fontaine, etc.). De larges portions de pelouses sont dégagées, parfois parsemées d'arbres. Ces espaces verts sont parfois issus d'anciens rémanents de milieux naturels, largement aménagés au fil des années ou sont des créations de toute pièce sur d'anciennes friches, comme le Parc Frédéric-Back, situé sur une ancienne carrière et des dépotoirs. Les cimetières et les golfs occupent des pans de territoires conséquents et moins fréquentés. La qualité des écosystèmes dépend de l'entretien et ne peut donc pas être généralisée. Nous n'avons pas eu accès au golf et ne pouvons malheureusement décrire le paysage ou la flore qui s'y trouve, devant nous cantonner à une observation depuis quelques centaines de mètres. Si la pelouse semble occuper la majorité des espaces verts, des zones plus discrètes sont souvent moins entretenues et ne sont pas fréquentées. Ces secteurs sont une opportunité pour la diversité biologique grâce au maintien de zones non entretenues.



Figure 4 : L'utilisation du sol retenue dans la classification photographique (1)

Réalisée par X. Cornet. Juin-juillet 2019

Les nouveaux écosystèmes urbains (Figure 5) : L'urbanisation et la déprise agricole ont laissé la végétation coloniser d'anciens champs et des zones de travaux. D'abord composée d'herbacée, les formations végétales se densifient avec le temps, au fur et à mesure de l'avancée dans les différents stades de la succession écologique de la végétation. La friche herbacée devient buissonnante et enfin arbustive, où les arbres ne dépassent pas 7-8 mètres. Au-delà, nous considérons que la formation est arborescente et rentre dans la définition du bois. Nous avons fait la distinction entre la friche arbustive au sous-bois dégagé et celle au sous-bois inextricable, les différences visuelles et fonctionnelles sont

importantes. Dans le premier cas, la parcelle peut être parcourue et visitée. Dans le second cas, la progression du visiteur est impossible, ce qui en fait un espace inaccessible.

La végétation près du bâti (Figure 5) : Les surfaces imperméabilisées, routes et bâtiments, sont entourées d'un halo de verdure qui dénote avec l'environnement immédiat. Ces espaces ne sont pas fréquentés, mais subissent de fortes influences biotiques majoritairement d'origine humaine. Les formations végétales varient selon l'entretien. L'exemple le plus commun est la bande de pelouse régulièrement tondue qui entoure les parkings, les institutions et les zones commerciales. Moins entretenues, les bandes autoroutières et les emprises électriques n'en restent pas moins marquées par le maintien de formations buissonnantes. Enfin, l'empreinte de certains bâtiments récents s'accompagne d'une auréole d'herbes folles en cours enfrichement. Les travaux ont dégradé la végétation aux alentours du bâti, ce qui permet le développement d'une flore de friche herbacée de début de succession végétale. Cela marque une forme de transition entre la nouvelle construction et son milieu proche. Cette bande de végétation déstructurée s'homogénéise progressivement avec le milieu alentour.

Nous mentionnons ici le cas particulier du jardin privé. Le pavillon américain classique est symptomatique de l'habitat individuel et comporte deux jardins. L'un se situe sur le fronton à un rôle décoratif, se compose d'une pelouse et de quelques espèces ornementales et n'est pas un lieu de vie. L'autre se situe à l'arrière de la maison et varie nettement : pelouse, piscine, plate-bande, herbe folle, etc. La végétation est traitée selon les usages et les sensibilités des habitants. La pluralité des usages en fait un objet inclassable. La fréquentation, l'entretien et la maturité de la végétation sont variables d'un cas à l'autre, rendant impossible tout travail d'inventaire.



Friche herbacée



Friche arbustive dégagée



Friche buissonnante

Toutes les photographies ont été prises dans la Coulée Grou, à Pointe-aux-Trembles



Friche arbustive inextricable : nerprun et roselière

Nouveaux écosystèmes urbains : Les friche herbacées, buissonnantes et arbustives



Une zone de bureau et de parking près de la Place Laval



Les environs de l'hôpital psychiatrique de la Rivière des Prairies



LA25 près du Ruisseau de Montigny



Une emprise électrique depuis le Bd Gouin E



Immeubles neufs près de la Coulée Grou



Zone bitumée à l'abandon près de la prison de la Rivière des Prairies

Autour du bâti : zone commerciale et économique, emprise électrique, institution, route et voie ferrée, habitat individuel, habitat collectif, sol nu

Figure 5 : L'occupation du sol retenue dans la classification photographique (2)

Réalisée par X. Cornet. Juin-juillet 2019

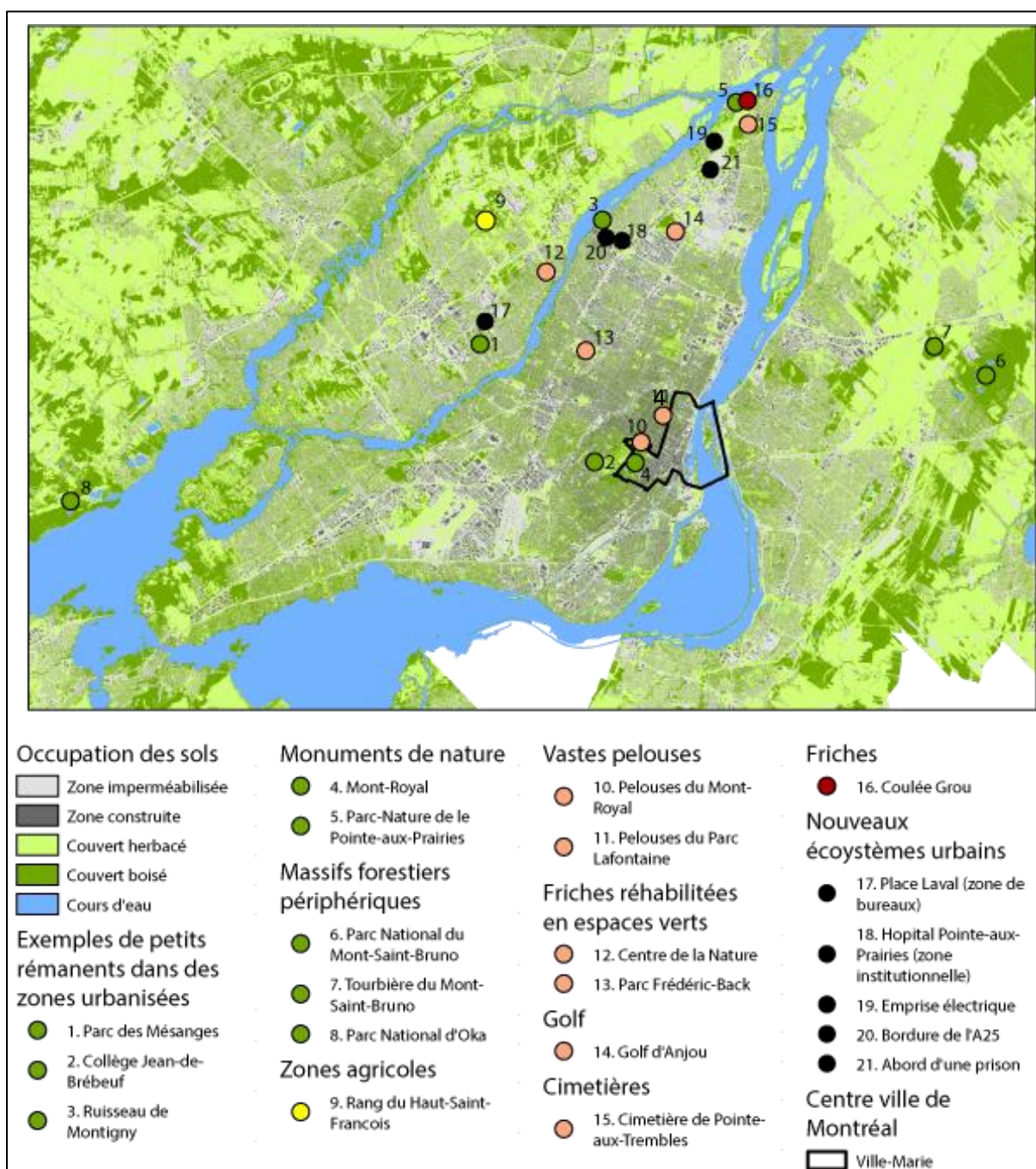


Figure 6 : Localisation des lieux évoqués comme exemple lors de l'inventaire des formes de végétations

Réalisée par X. Cornet. Fond de carte : Données Canopée mises en ligne par l'Observatoire du Grand Montréal (2019).

3. La distribution de la végétation sur l'Île de Montréal

3.1. Montréal, une ville nord-américaine

La répartition des espaces végétalisés à Montréal répond à des dynamiques historiques semblables à la plupart des villes de la Côte Est nord-américaine qu'il convient donc d'évoquer ici. La Ville de Montréal est un patchwork composé de styles architecturaux de différentes époques. Elle s'organise autour du port historique avec un plan en damier, dans la continuité de l'architecture coloniale britannique inhérente à la plupart des villes américaines et australiennes (Ignatieva, 2009). Les espaces verts occupent classiquement certains *blocks*⁴ et sont très majoritairement composés de pelouses. Le tissu urbain s'étale dans la seconde moitié du XIX^e siècle et absorbe les villages anciennement ruraux. La population enregistrée à Montréal explose, doublant entre 1901 et 1911 (Corboz, 2000). Deux phénomènes sont à l'œuvre :

- Une natalité et une immigration forte
- Des limites administratives en extension, avec l'annexion d'anciennes municipalités

La ville s'étale avec la création de nouveaux faubourgs (Figure 7). À l'instar du développement des villes nord-américaines, l'urbanisation n'est pas contrôlée et est laissée aux promoteurs privés. Ces extensions poursuivent en partie le plan orthogonal de la ville. Certains projets sont de grandes ampleurs et viennent rompre ce plan en damier, comme la création du quartier Mont-Royal (Figure 8 Photographie 1 et 2). Le modèle urbain montréalais correspond à l'archétype des villes de l'Est américain, où l'on retrouve le modèle concentrique élaboré par Burgess dans les années 1920 : le modèle de Chicago. Le centre urbain dynamique est entouré d'une couronne de banlieues industrielles, elle-même entourée de banlieues pavillonnaires de plus en plus lointaines. La particularité de Montréal provient de sa situation insulaire, et de la barrière que le fleuve Saint-Laurent oppose à l'extension de l'urbanisation. Les villes satellites de l'aire urbaine sont alors situées en dehors de l'Île de Montréal, comme Laval ou Longueuil, formant le Grand Montréal.

⁴ Pâté de maison

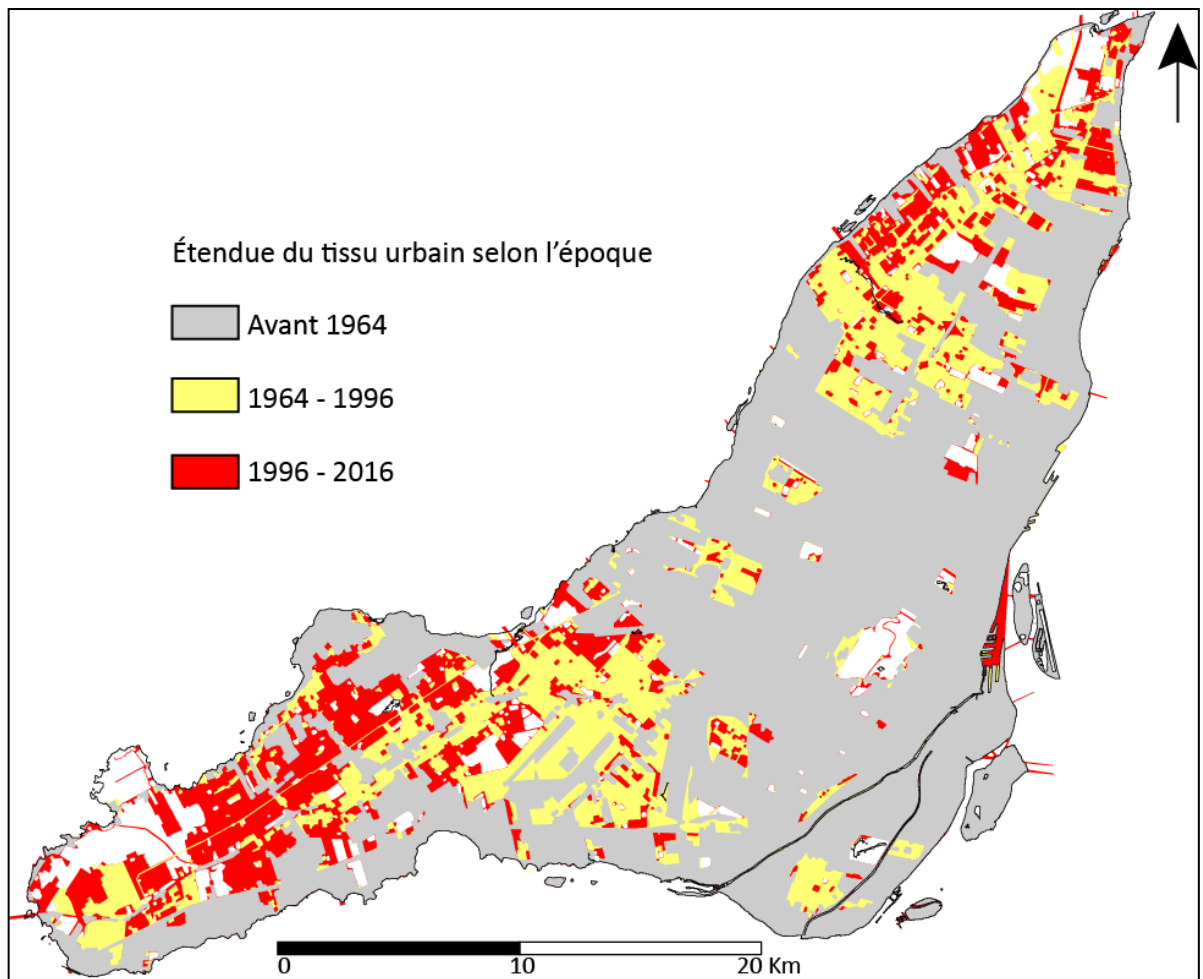


Figure 7 : Le développement de la tache urbaine sur l'île de Montréal

Réalisée par X. Cornet. Sources : Donnée de 1964, Photo-interprétation d'images aériennes⁵. Données de 1996, données vectorisées de l'occupation du sol⁶. Données de 2016, données vectorisées de l'occupation du sol⁷. Grossissement-réduction de 50 mètres autour du bâti.

Aujourd'hui, le Grand Montréal compte plus de 4 millions d'habitants, ce qui la place (StatCan, 2016) comme la seconde ville du Canada derrière Toronto (5.9 M) et comme première ville de la province devant Québec (0.8 M). La densité de l'aire métropolitaine de Montréal (939 hab/km²) est légèrement supérieure aux autres grandes villes canadiennes (Toronto, 832 hab/km² ; Vancouver, 856 hab/km²). À titre de comparaison, les autres aires urbaines américaines sont moins denses (New York, 532 hab/km² ; Los Angeles 212 hab/km²)⁸. Montréal est donc une aire urbaine importante qui présente un tissu urbain moins lâche que la plupart des autres villes américaines.

⁵ <https://archivesdemontreal.ica-atom.org/vues-aeriennes-de-montreal-et-de-ses-environs-1964-1964>

⁶ <https://www.mcgill.ca/library/find/maps/occupsol>

⁷ <http://observatoire.cmm.qc.ca/observatoire-grand-montreal/produits-cartographiques/donnees-georeferencees/>

⁸ Ces chiffres sont à nuancer, les régions métropolitaines de StatCan et les aires urbaines américaines selon le US Census ne sont pas exactement la même échelle.

Les caractéristiques des espaces végétalisés évoluent en fonction d'un gradient urbain-rural. Nous identifions quatre zones aux paysages végétalisés distincts :

- Les paysages des anciennes couronnes ouvrières marquées par un processus de désindustrialisation, puis de reconversion.
- Les paysages des excroissances pavillonnaires de l'agglomération
- Les paysages des banlieues autour des villes satellites, marquées par l'arrivée des activités économiques de l'ancienne couronne ouvrière et par l'abandon des activités agricoles
- Les paysages des extrémités de l'aire urbaine, à vocation récréative.

3.2. Le rôle de la végétation dans la redynamisation du centre-ville et des quartiers ouvriers

L'Après-Guerre voit Montréal se lancer dans de grands projets d'aménagements destinés à moderniser le centre et les anciennes banlieues industrielles : autoroutes, malls, gratte-ciel. La tenue de grands événements internationaux viendra accélérer cette modernisation. Par exemple, des îles fluviales sont agrandies ou créées à l'occasion de l'Exposition Universelle de 1967 (Figure 8. Photographie 3). Dans un même temps, le métro est inauguré. Le quartier olympique sort de terre pour les JO de 1976 au croisement des boulevards Viau et Pie IX. La skyline et les grands centres commerciaux sont construits à la fin des années 80. Cette modernisation est impulsée par de grands hommes politiques, tels les maires Jean Drapeau (1954-1957, 1960-1986) et Jean Doré (1986-1994). Les berges jusqu'ici consacrées aux activités portuaires sont réinvesties par les pouvoirs publics. Les industries portuaires sont délocalisées en périphérie, tandis que les bords du fleuve sont rendus accessibles au public dans une perspective de développement récréatif et touristique (Chevalier, 2000). Cette période voit le développement d'un zonage favorisant la végétation comme aménité urbaine, où la pelouse et le terrain sportif sont maîtres. Ces espaces se trouvent dans les quartiers proches du centre⁹ et dans les nouveaux quartiers pavillonnaires qui bourgeonnent autour des nouvelles autoroutes. Le verdissement de Montréal est impulsé à travers de grands travaux (Figure 8 photographie 3 et 4). Le développement récréotouristique¹⁰ des berges et du Mont-Royal en sont les révélateurs. La végétation est composée de zones de pelouse et d'arbres afin de profiter de grands paysages (front d'eau, montagne) dans le Vieux-Port, les Îles fluviales, ou autour du Mont Royal comme le parc Jeanne Mance.

⁹ Comme le parc King George dans le Westmount, le parc Lafontaine ou le parc Connaught dans le quartier Mont-Royal

¹⁰ Terme utilisé au Québec pour désigner des activités récréatives en plein air qui présente un potentiel touristique.

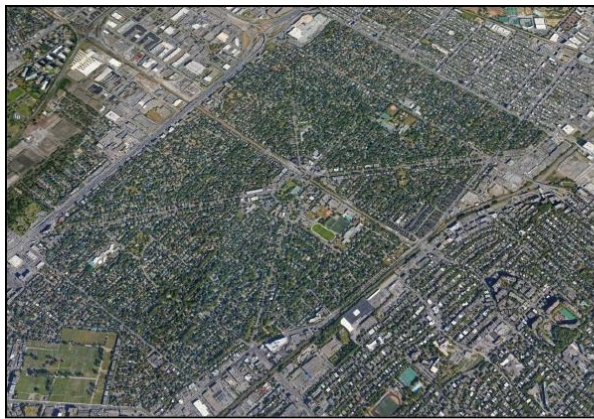


Photo 1 : Rupture du quartier du Mont-Royal avec la trame urbaine environnante.



Photo 2 : Quartier du Mont-Royal. L'habitat est cosu et la végétation omniprésente. Nous sommes à 5 Km de la skyline



Photo 3. Biosphère construit pour l'Exposition Universelle de 1967. Les espaces ont été réhabilités en parcs une fois l'événement terminé.



Photo 4. Promenade du Vieux-Port construite lors de l'aménagement du centre touristique de Montréal.

Figure 8 : La végétation comme élément esthétique

Réalisée par X. Cornet. Sources : Google map, 2020. Street View, 2019

La question du réaménagement urbain des anciens quartiers industriels en crise se pose dans les années 90. Les activités secondaires périssent dans la seconde moitié du XX^e siècle, ce qui amène à une redistribution des fonctions urbaines. L'ancienne couronne ouvrière se dévitalise et tombe en décrépitude tandis que les activités économiques et les populations aisées se délocalisent dans les banlieues pavillonnaires. La pauvreté et la criminalité augmentent, ce qui conduit progressivement à la formation de secteurs mal famés, comme le quartier d'Hochelaga. La revitalisation sociale et économique de ces quartiers par les autorités passe par une végétalisation dans les années 90, mais selon des modèles différents.

« Le récit de la ville verte, écologique et investie par le récréo-tourisme et le loisir, vient en quelque sorte offrir une alternative au récit moderne de la ville industrielle né de la croyance en un développement technique soutenu et en un progrès continu. » (Sénécal et Saint-Laurent, 1999)

D'abord conduite à travers une vision fonctionnaliste et hygiéniste dans les années 70, la végétalisation des banlieues intérieures passe par une réflexion autour de la durabilité dans les années 90. La rénovation et la végétalisation ne sont pas pour autant uniformes dans l'agglomération montréalaise. Ainsi, Sénécal et Saint-Laurent (1999) prennent pour exemple les différentes voies de développement suivies par Hochelaga et Pointe Saint Charles. Toutes deux sont proches de centres touristiques et d'anciens centres industriels. Hochelaga-Maisonneuve est adossée au port industriel, tout en étant proche du village olympique et du jardin botanique. Pointe Saint Charles est adossée au canal de Lachine, bordé d'usines, tout en étant proche du Vieux port Montréalais, très touristique. Ces deux secteurs présentent de larges pans de leurs territoires en friches, d'où de nombreuses réflexions des citoyens, des élus et des chercheurs autour des espaces libres. La redynamisation de ces quartiers prendra deux voies différentes bien que la végétalisation reste centrale dans les deux cas.

La végétalisation de la Pointe Saint Charles se fait par un verdissement dont les objectifs sont l'amélioration de la qualité de vie et l'attraction des activités tertiaires, notamment récréotouristiques. Le quartier s'est gentrifié très vite grâce à l'attrait pour le fleuve et la proximité avec le centre-ville tandis que les friches sont un réservoir foncier pour de nouveaux projets immobiliers. La piste cyclable et les activités nautiques sur le canal sont fréquentées par de nombreux touristes. La végétation vient rehausser le lien bleu qu'offre le canal et reste cantonnée aux espaces verts.

Le cas d'Hochelaga-Maisonneuve est différent. La végétation est un moyen de rompre avec le passé industriel, le *jardin contre l'usine* (Sénécal et Saint-Laurent, 1999), ou du moins, de le métamorphoser : l'emploi n'est plus le vecteur d'attractivité, c'est le cadre de vie. Les friches industrielles et terrains vagues sont aménagés en parcs (Figure 9. Photographies 1 et 2). Entre les immeubles, les arrière-cours, les ruelles et la canopée urbaines sont conservées et font parties de l'identité visuelle (Figure 9. Photographies 3, 4 et 5). La végétation est abordée à travers une vision plus organique, où le verdissement viendrait attirer les activités tertiaires.

Que le réinvestissement par la végétalisation des espaces libres soit en rupture ou en continuité avec le passé du quartier, il s'y trouve toujours une volonté de conciliation des enjeux sociaux et économiques accompagnée d'un développement récréotouristique. Ces quartiers en périphérie du centre-ville sont au cœur des logiques de recentralisations économiques qui visent à attirer des activités tertiaires, principalement autour des industries culturelles et des Technologie de l'Information et de la Communication (TIC). Le verdissement est une facette de ce développement.



Photo 1 et 2 : Gare de triage d'Outremont et quartier d'Hochelaga (1964 et 2020) : De nombreux parcs et squares ont été construits sur les anciennes friches et usines

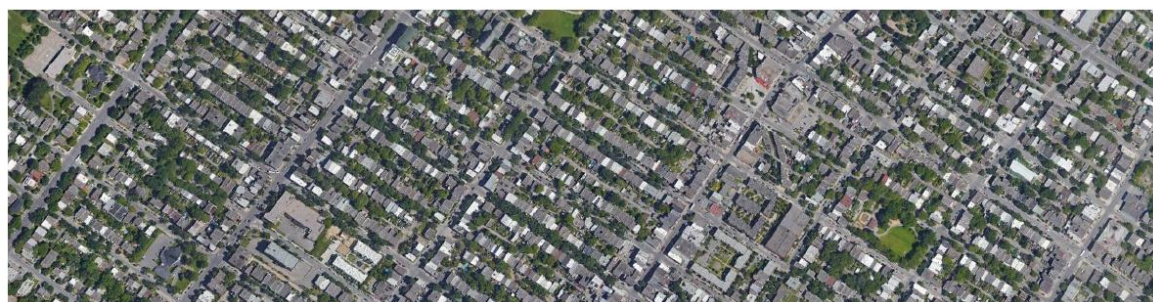


Photo 3 : Prise de vue aérienne d'Hochelaga: On devine des rues très vertes et des parcs qui s'insèrent dans un plan orthogonal

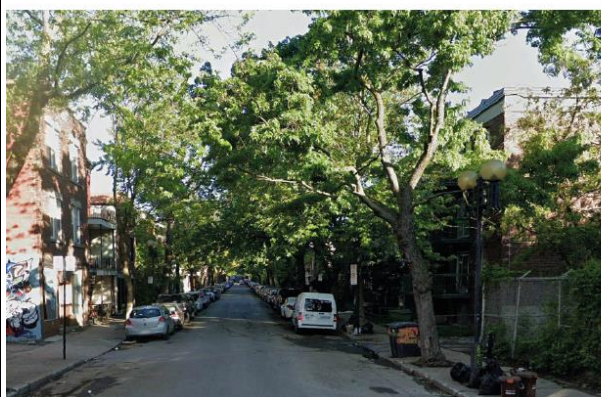


Photo 4 (Rue Cuvillier) : Ancien quartier ouvriers bordés d'arbres



Photo 5 : Ruelle qui donne sur les arrières cours. On devine des jardins qui la bordent. On remarque un petit potager sur le toit, en haut à gauche

Figure 9 : Le verdissement des anciens quartiers ouvriers

Sources : Google map, 2020. Street View, 2019. Ville de Montréal, 1964

3.3. Le développement pavillonnaire et la végétation

À l'instar des autres agglomérations américaines, l'étalement de la ville de Montréal est principalement lié au développement de lotissements pavillonnaires le long des autoroutes. Les pouvoirs publics ont longtemps incité la population à accéder à la propriété privée dans des banlieues de plus en plus lointaines, dans une logique d'accaparement foncière dérégulée sur les parcelles agricoles le long de nouveaux axes routiers (Ghorra-Gobin, 1997). L'île de Montréal est presque entièrement urbanisée, mis à part quelques zones boisées et agricoles aux extrémités, ces nouvelles extensions urbaines étant composées de banlieues pavillonnaires (Figure 7).

L'étalement de l'agglomération montréalaise n'a pu être contrôlé, malgré des tentatives du gouvernement, comme la loi sur la protection des terres agricoles de 1978. Cette loi impose aux promoteurs et municipalités de faire valider le déclassement des terres agricoles en terrain constructible par une commission gouvernementale. La loi fut un échec, les promoteurs et certaines mairies travaillant ensemble, les dérogations furent nombreuses et le grignotage des zones agricoles s'accéléra. Dès 1988, la Communauté Urbaine de Montréal (CUM) s'inquiète de l'inefficacité du zonage agricole et du coût que l'étalement urbain induit aux finances publiques (Marois *et al.*, 1991). En 1992, la Ville de Montréal s'inquiète également de cet étalement et du coût pour le contribuable, et liste les multiples désagréments qu'elle entraîne : changement des lieux de travail et de vie qui nécessitent une réorganisation des infrastructures, une hausse des coûts liés, une congestion de transport, la hausse de la pollution, etc. (Ville de Montréal, 1992. P. 8).

La végétalisation de ces quartiers pavillonnaires dépend donc du secteur privé, ce qui explique la diversité de cas. Dès les travaux des paysagistes américains au milieu du XIX^e siècle, on notait des conflits récurrent entre le promoteur, pour qui l'objectif est de vendre ses lotissements en utilisant la qualité de vie comme argument de vente, mais qui n'hésite pas à altérer le paysage en construisant le plus de lot possible afin de maximiser ses profits ; et le paysagiste ou l'urbaniste, pour qui l'objectif est de réaliser au mieux cette ruralisation de la périphérie afin d'effectivement accroître la qualité de vie, défendant un habitat peu dense, en grappe (Brawley et Devienne, 2014). Cette réarticulation de la ville et de la campagne s'accompagne de l'émergence de nouvelles fonctions de l'espace périurbain, autour des zones industrielles, des malls et de l'émergence de complexes tertiaires autour des nouvelles technologies (Ghorra-Gobin, 1997). Le paysage végétal se décompose en quatre espaces :

- Le square, souvent composé de pelouses arborées et de terrains de jeux et parfois légèrement esthétisé par des plantes annuelles.
-
- Le jardin privé lui aussi composé de pelouses et de quelques massifs de plantes, formant souvent une haie avec le voisin (Ignatieva et Stewart, 2009). Le jardin de devant est ouvert sur la rue et n'est pas occupé, il est considéré comme représentatif de l'état de la maison. S'il est délabré, l'habitation sera jugée de même, jurant avec les autres propriétés à la propreté uniforme. Ainsi, la pelouse du jardinet avant est une zone d'apparat, tondue et traitée régulièrement. Le jardin de derrière est caché de la rue et la végétation peut laisser exprimer les goûts ou le dédain des propriétaires pour le jardinage. Les jardins sont séparés les uns des autres par de hautes clôtures.
- La friche qui est présente dans les interstices urbains sous deux formes distinctes. La formation la plus rare est l'ancien bois, souvent composé d'érables. Il s'agit là de trésors inconnus de biodiversité. Ce sont d'anciens bois qui furent autrefois en bordure des champs et qui ont été préservés lors de l'urbanisation. Si les plus grands sont connus, comme le Bois d'Anjou, il subsiste ici et là des poches de vieux bois où l'homme ne semble jamais rentrer. Il n'y a pas de sentes et l'accès est compliqué. On trouve là les espèces classiques de l'érablière à caryer, dans une richesse insoupçonnée. Leurs écosystèmes semblent assez résilients face aux espèces envahissantes (Image 1). Les friches sont issues de la déprise agricole, de réserves foncières ou de terrains liés aux logistiques urbaines (bord d'autoroute, le long de ligne à haute tensions, etc.). Il s'agit d'anciens champs ou d'anciens bois détruits lors de la construction de la zone. La végétation y est spontanée, composée de peupliers et de frênes. D'aspects rebutants, ces bois sont très sensibles aux espèces envahissantes, symbolisés par l'inextricable nerprun (*Rhamnus cathartica*) et par les frênes morts, victimes de l'agrile (Figure 10).



Figure 10 : Deux bois le long de l'A40 au nord de Montréal.

Source : X. Cornet. Juin 2019

À gauche : une Peupleraie à nerpruns, située sur une ancienne terre agricole

À droite : une Érablière situé sur un boisement déjà existant en 1964, les deux bois sont distants de quelques centaines de mètres

- Enfin, on remarque une autre forme de végétation, plus symbolique. Toutes ces zones pavillonnaires ont pour principal argument commercial la qualité de vie, à travers une mise au vert. Une certaine nature est ainsi valorisée, à mi-chemin entre le monument de nature et la nature récréative. Cet argument est quasi-systématique dans les nouveaux lotissements. Les berges du fleuve et le golf sont les principales formes de végétation mise en avant. La nature est aménagée et repose sur une logique de parcs linéaires et de voies vertes qui verdissent les routes et les pistes cyclables. On assiste là à une mise en réseau d'espaces végétalisés dans le seul objectif d'améliorer la qualité de vie. Encore une fois, la pelouse est reine, même s'il convient de nuancer, certains bois ou berges sont ainsi valorisés dans une volonté de mise en valeur des paysages boisés.

4. La végétation dans le Grand Montréal

4.1. À l'échelle de l'aire urbaine : les interstices urbains épargnés par la péri-urbanisation

Depuis les années 1950, une partie de la périurbanisation a lieu au-delà des limites de l'agglomération et s'étend progressivement de l'autre côté du Fleuve Saint-Laurent et de la Rivière des Milles-Îles, aidée en cela par la création de nouveaux ponts autoroutiers, principalement dans les municipalités de Longueuil et Laval (Figure 11). L'implantation d'une partie des activités économiques et de la population dans ces zones donne naissance à une exurbanisation hors de l'Île de Montréal. La désindustrialisation de la ville et la repolarisation des activités économiques en banlieue ont laissé planer le spectre d'une démétropolisation dans un contexte global de diffusion des activités métropolitaine en Amérique du Nord (Chevalier, 2000).

« La ville de Montréal a connu une véritable hémorragie démographique avec une perte de presque 240 000 personnes entre 1971 et 1986. » (Marois et al. 1991)

La Ville de Montréal n'a cependant pas perdu la place majeure qu'elle occupe dans la CMM et le poids économique, démographique et politique qu'elle représente au sein de l'aire urbaine, avec 64% du PIB de la région métropolitaine¹¹. La baisse est néanmoins significative. Entre 1971 et 2011, la population de Montréal est restée stable entre 1.8 et 2 millions d'habitants. En revanche, la population de l'aire urbaine est passée de 2.7 à 3.8 millions. La part de la population vivant dans l'agglomération passe de 72 % en 1971 à 49 % en 2011 (Nazarnia et al., 2016). La création de nombreuses autoroutes a permis une extension de la surface construite dans l'aire urbaine, qui triple presque en quarante ans, de 416 à 1137 km². Cet étalement urbain est largement étudié par les géographes (Marois et al., 1991 ; Sénécal et al., 1994 ; Dupras et al., 2015, 2016 ; Nazarnia et al., 2016).

¹¹Service de développement économique Ville de Montréal. 2017. Profil sectoriel Agglomération de Montréal Ensemble des secteurs d'industrie. URL : http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/MTL_STATS_FR/MEDIA/DOCUMENTS/PS_ENSEMBLE%20DES%20INDUSTRIES%202017.PDF#:~:text=UN%20BREF%20PORTRAIT,PIB%20de%20la%20r%C3%A9gion%20m%C3%A9tropolitaine.

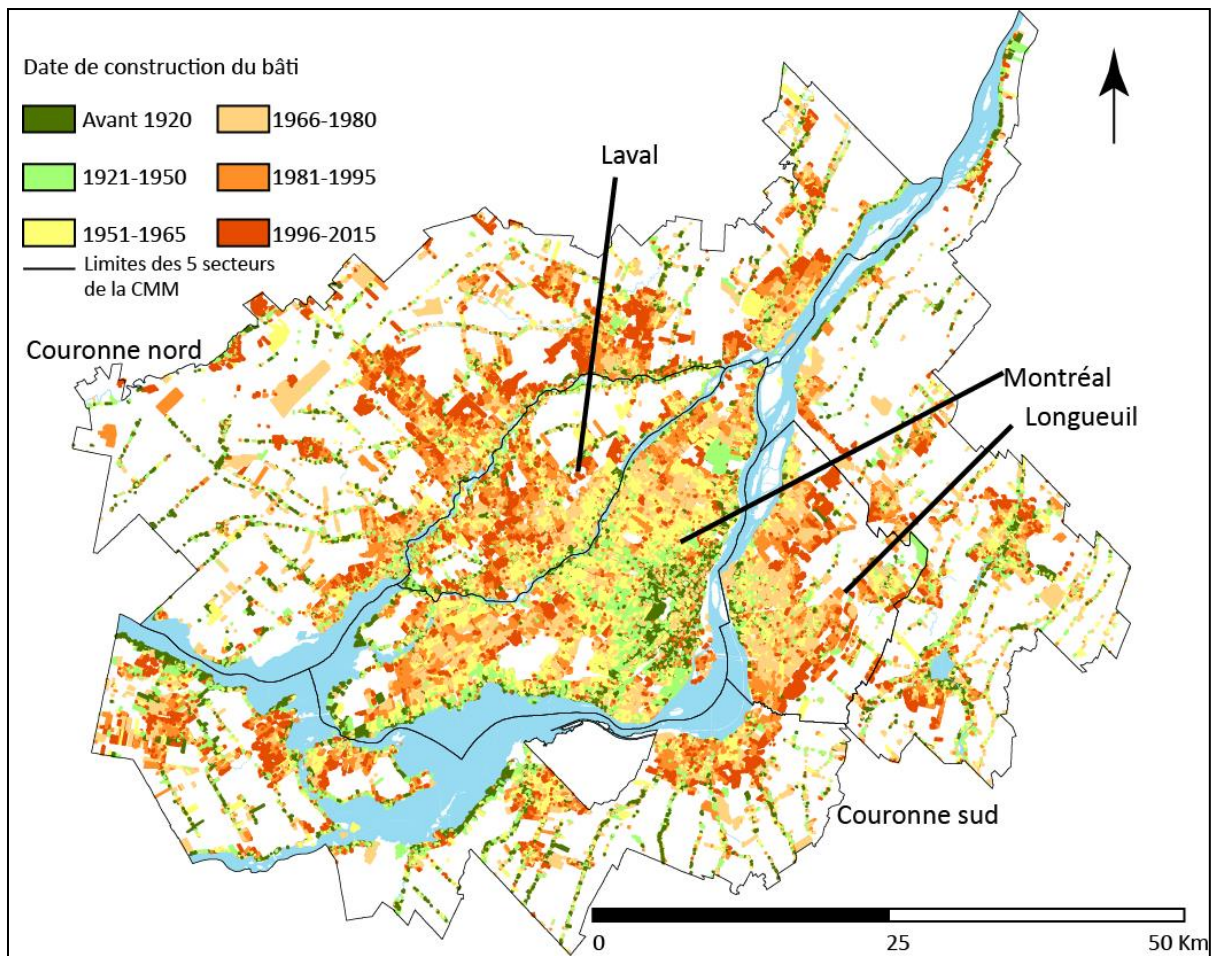


Figure 11 : Étalement en tache d'huile l'aire urbaine de Montréal

Réalisée par X. Cornet. Source : Observatoire du Grand Montréal Occupation du sol, 2016 (Communauté Métropolitaine de Montréal).

Quid de la végétation lors de ce processus d'urbanisation ? S les monuments de nature, comme le Bois Papineau (Laval) ont été conservés à des fins récréatives, d'autres espaces végétalisés subsistent çà et là, nous permettant d'approfondir certaines catégories abordées lors de l'inventaire des formes végétalisées réalisé en début de chapitre. Les cas du Parc des Mésanges et du Bois des Souvenirs (Laval) sont révélateurs des processus de péri-urbanisation et de ses effets sur les interstices végétalisés de l'ancienne matrice agricole (Figure 12). Le Bois des Souvenirs est un bois d'environ 14 hectares. Cet espace a été peu valorisé jusqu'au début des années 2000, jusqu'à ce que l'évocation de sa destruction pour laisser place à un projet routier fasse réagir les riverains, qui se regroupent alors au sein d'une association (Les Amis du Boisé du Souvenir). Ceux-ci obtiennent gain de cause et le bois est sauvegardé. Depuis, un sentier le traverse de part en part. Le Parc des Mésanges est un petit espace vert composé d'un petit bois d'à peine un hectare, complété par un terrain de sport. Enfin, une zone de friche se situe de l'autre côté de la voie ferrée, à l'Ouest, composée d'anciennes terres agricoles, sans faire l'objet d'aménagement spécifique, ni voies d'accès.

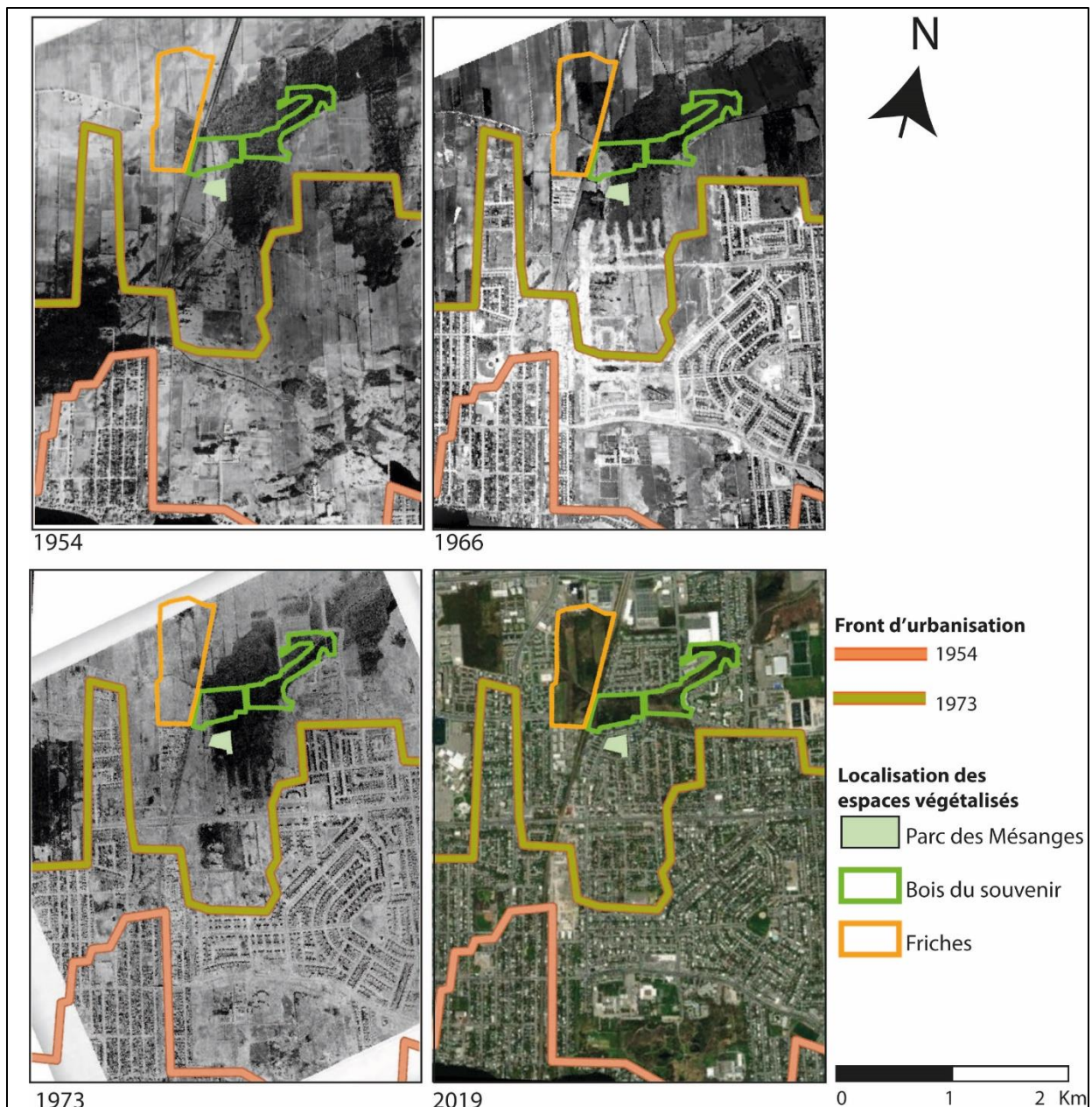


Figure 12 : Evolution du front urbain depuis 1954 et les processus de valorisation ou de destruction des espaces végétalisés existants.

Réalisée par X. Cornet à partir de photographies aériennes disponible depuis la photothèque mise en ligne par les Archives de Montréal.

Comme on le constate sur l'image datant de 1966 et 1973, le bois dont sont issus le Parc des Mésanges et le Bois des Souvenirs est rattrapé par le front d'urbanisation à cette époque, on devine d'ailleurs la construction d'un nouveau quartier au sud du Parc des Mésanges. On constate que l'avancée du front d'urbanisation n'est pas uniforme et que de lotissements sont construits indépendamment les uns de autres, laissant place à des interstices végétalisés. Ceux-ci correspondent en partie à d'anciens bois, comme pour le bois du Souvenir. Mais on constate également que certains interstices ont connu une

végétalisation spontanée sur d'anciennes terres agricoles . Ce phénomène est notamment visible dans les photographies de 1966 et 1973, où des zones végétalisées à gauche et au centre de l'image sont apparues. Le sort de ces nouveaux interstices végétalisés, autrefois au milieu des champs, laisse entrevoir un désintérêt de la part des aménageurs, puisqu'ils ont aujourd'hui disparu. Nous faisons l'hypothèse que ces terrains issus de la déprise agricole ont pu être laissés en l'état pendant une décennie, le temps que des travaux commencent. Mais certaines de ces nouvelles interstices se sont maintenues, comme les friches à l'Ouest du Bois de Souvenir, où la végétation est apparue entre 1973 et 2019. Ces espaces anciennement cultivés présentent un paysage de friche qui, au vu de l'absence de sentier ou d'aménagement n'intéresse ni les aménageurs, ni les habitants. La situation est différente dans le Bois des Souvenir, de l'autre côté de la voie ferrée. Ancien reliquat d'un bois plus vaste, ce rémanent fait aujourd'hui l'objet d'un intérêt croissant de la part des riverains, comme le montre les différents rapports associatifs des Amis du Boisé du Souvenir (Desroches Danie & Leahy Denise, 2015). Nous constatons donc qu'il y a donc une différence de traitement entre les reliquats des boisements les plus anciens et les friches issues de la déprise agricole.

Les arguments proposés pour protéger ces bois sont avant tout d'ordre écologique. Depuis les années 2010, l'attention des scientifiques et des associations est portée sur les atteintes à l'environnement avec la perte de connectivité écologique (Dupras *et al.*, 2016), le morcellement agricole (Sénécal *et al.*, 1994) et notamment la perte d'habitat pour les espèces, conduisant de nombreuses associations et chercheurs à militer pour la création d'une ceinture verte (Arbour *et al.*, 2013 ; Fondation David Suzuki, 2013 ; Fondation David Suzuki et Poder. 2015 ; Dupras *et al.*, 2015 ; Bissonnette *et al.*, 2018). L'évaluation des pertes économiques liées à l'étalement urbain ne semble pas abordée par les géographes montréalais jusqu'à récemment. En effet, il faut attendre 2016 et la thèse de Jérôme Dupras pour qu'une étude effleure le sujet et évalue le préjudice économique à travers la valeur des services écosystémiques des milieux naturels et agricoles, dont la destruction serait dommageable. Si l'étalement urbain est critiqué à travers les impacts qu'engendre l'imperméabilisation des terres sur la nature, ses impacts sur les finances publiques, la polarisation des activités économiques ou les infrastructures de transports ne sont quant à eux jamais quantifiés. En revanche, les dégradations paysagères et écosystémiques liées à l'étalement urbain servent à justifier la création d'une ceinture verte (Chapitre 2).

4.2. À l'échelle de l'aire urbaine : la zone de contact entre l'espace cultivé et l'espace bâti

L'étalement a dépassé les limites administratives de Montréal, ce qui a conduit à la création d'un nouvel échelon politique, la Communauté Métropolitaine de Montréal en 2001 (CMM). Les 82 municipalités qui la composent sont divisées en cinq secteurs : l'agglomération de Montréal, l'agglomération de Longueuil, Laval, la Couronne Nord et la Couronne Sud. La zone de contact entre l'espace cultivé et l'espace bâti se situe bien au-delà du Fleuve Saint-Laurent (Figure 13). Son tracé forme une auréole autour de Montréal, ponctuée de quelques bourgeonnements ici et là comme Vaudreuil-Doron à l'Ouest, Terrebonne au nord ou le Beloeil à l'est.

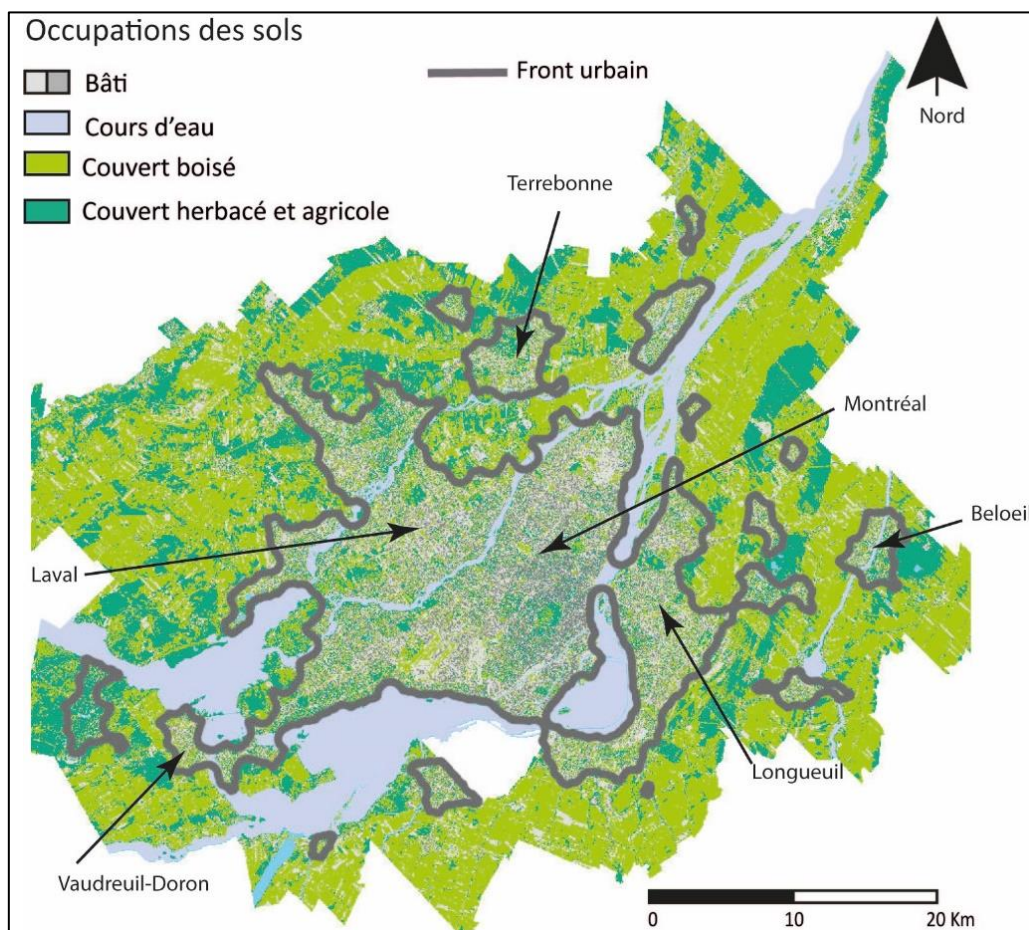


Figure 13 : La zone de contact entre le tissu urbain et les zones agricoles

Tracé approximatif du front urbain réalisé à partir des données issues de l'étude de la tâche urbaine à la fin du chapitre 2

Les zones bâties ne reposent pas sur d'anciens noyaux villageois et n'ont pas de centres. Encore une fois, l'exemple de Laval est révélateur de ce manque de centralité. Si la ville est une excroissance de la tache urbaine, elle n'a pas de centre-ville. Lors de mes entretiens avec des membres de l'association Canopée à Laval, ceux-ci disent ne pas ressentir de centralité dans la ville. La municipalité de Laval a pourtant essayé de doter la ville d'un centre-ville au fil des décennies, mais sans véritable succès jusqu'à présent.



Figure 14 : Zone de contact entre le tissu urbain et les zones agricoles

Source : X. Cornet, juin 2019

La végétation dans ces zones périurbaines est marquée par le contact entre le bâti et l'agricole (Figure 14). Dans ces paysages autrefois voués à l'agriculture, la déprise agricole est visible dans les paysages végétaux, où les parcelles atteignent différents stades de succession de la végétation, conduisant à une matrice paysagère hétérogène.

Diverses formes de végétation témoignent d'une activité agricole passée et présente. De nombreuses parcelles sont en jachère, soit laissées au repos quelques années avant la reprise d'une activité, soit dans l'attente d'une reconversion en zone commerciale ou pavillonnaire, ou enfin, à la suite de l'abandon de l'activité agricole. Cette marge agricole est en mutation permanente, marquée par la déprise agricole et transformée par l'enfrichissement et les travaux. La construction de zones commerciales, pavillonnaires ou de routes vient raser la végétation sur une surface qui dépasse largement la surface imperméabilisée après travaux. Chaque parcelle s'entoure alors d'un no man's land qui se végétalise spontanément à la fin des travaux. Cette surface boueuse d'où émerge une végétation sans cesse plus hirsute est souvent cachée de la nouvelle zone construite par un remblai ou une clôture (Figure 15). Des prairies se forment, où l'on retrouve de nombreuses espèces fourragères, témoignage du passé agricole comme le mélilot officinal (*Melilotus officinalis*), la luzerne lupuline (*Medicago lupulina*) ou le brome dressé (*Bromus erectus*). Ces espaces s'enrichissent rapidement, colonisés par les peupliers (*Populus tremuloides* et *Populus deltoides*) et les frênes (*Fraxinus Americana*).



Figure 15 : L'arrière-cour de la zone pavillonnaire

Source : X. Cornet, juin 2019

Certains bois ou espaces humides n'ont pas été touchés par l'Homme depuis des décennies et n'ont jamais été cultivés. Les écosystèmes subissent néanmoins des influences biotiques et abiotiques des autres parcelles qui ont été aménagées. La végétation est dominée par l'érable (*Acer saccharum*). D'autres bois et marais sont mis en valeur et accessibles aux habitants. D'ailleurs, la mobilisation associative peut être forte sur cette végétation de proximité, qui protège alors les surfaces boisées face aux projets routiers et immobiliers.

4.3. À l'échelle de l'aire urbaine : la ceinture récréative

Comme nous l'avons vu dans le premier chapitre, le développement du transport autoroutier a permis l'explosion du tourisme d'un week-end. À l'instar d'autres villes canadiennes comme Vancouver ou Calgary, de nombreuses zones d'activités touristiques se sont développées à moins de deux heures de route de Montréal. Cette mise en valeur des espaces de nature périphérique entraîne le désenclavement de ce qui était des villages et draine aussi une nouvelle population résidente, principalement des travailleurs dans le tourisme ou des retraitées.

Cet engouement pour la Nature grandiose en périphérie trouve son explication dans des racines culturelles. Le concept de Wilderness est indissociable de la culture américaine et évoque la pureté liée à la naissance ou la virginité dans un idéal d'ailleurs (Arnould et Glon, 2006). Elle évoque l'espace naturel préservé, où les constituants des écosystèmes interagissent entre eux sans perturbation anthropique visible. Cette question de la visibilité et de la sensibilité autour de la *wilderness* évolue en fonction de la perception du visiteur de ce qu'est la nature « authentique ». Ce besoin a entraîné une explosion des activités récréotouristiques, à travers l'ouverture de chemins de randonnée, de location de canoë, de la construction de pistes de ski, de golfs, de nouvelles routes et des infrastructures

d'hébergements. La morphologie urbaine des villes situées dans la ceinture récréative correspond au même schéma. L'activité se concentre autour d'une ville et d'un monument de nature (montagne, parc national, chute d'eau, etc.). Puis la forêt environnante se voit percer de routes bordées de chalets, dans des ramifications de plus en plus lointaines et complexes. Ces chalets se composent de résidences secondaires, de résidences en location et de résidences principales. Le développement touristique est un point de dissension qui rythme les politiques locales. La protection de la biodiversité est la thématique invoquée par les habitants pour réfréner le développement économique. La conservation volontaire est en plein essor : les terres privées sont confiées à des organismes associatifs de conservation en échange d'allégements fiscaux. La construction n'est pas la seule alternative à la valorisation d'un terrain. La terre protégée privée est utilisée par une partie des propriétaires afin de lutter contre le développement touristique et la spéculation foncière (Craig-Dupont et Domon, 2015).

Parfois, il ne s'agit pas de promouvoir un monument de nature et de *wilderness*, mais un paysage culturel. Si le nord et les Laurentides restent boisés et imprégnés de cet idéal de *wilderness*, le sud, l'ouest et l'est du Québec témoignent d'un passé agricole à mettre en valeur, à travers des foires agricoles toujours plus populaires et la promotion d'un produit : vigne, pomme, fromage et bien sûr le sirop d'érable. Par exemple, un pôle touristique est en train de se développer par la promotion de la vigne dans les paysages pastoraux des Cantons de l'Est. Cela rappelle le concept européen de terroir, où la promotion et la mise en valeur d'une culture et d'une histoire reposent sur des paysages façonnés par l'Homme, souvent autour de produits alimentaires locaux. La protection de ces « terroirs québécois » est moins ancrée dans les mœurs, même si le gouvernement met en place le statut de paysage humanisé en 2002, qui reconnaît le patrimoine naturel et culturel des paysages et permet d'intégrer un statut québécois dans la catégorie V de l'UICN¹² (Domon, 2015). Il a notamment été utilisé afin de reconnaître et protéger les paysages bocagers sur l'Île Blizard, à l'Ouest de Montréal. Dans le Grand Montréal, le critère 3.3.2 du PMAD de la CMM est consacré à la protection des paysages d'intérêt métropolitain dans l'objectif de développer une identité par l'identification d'un paysage qui puisse être mis en valeur et rend le lieu attractif. La binarité entre paysage culturel¹³ et naturel¹⁴ se retrouve à la CMM, entre la mise en valeur des monuments de nature et des paysages humanisés.

Les éléments végétalisés prennent des formes diverses, mais sont toujours valorisés à travers des éléments paysagers marquants. Traditionnellement, ce sont les berges du fleuve qui ont été les premières à devenir des lieux de villégiature autour de Montréal, comme le montre les chalets de

¹² L'Union internationale pour la conservation de la nature distingue 7 catégories d'espaces protégés. Si les quatre premiers se concentrent sur la biodiversité, la catégorie V reconnaît l'imbrication du patrimoine culturel et naturel

¹³ Avec des monuments historiques tels le Canal et le Fort de Chambly, le Canal de Sainte Anne-de-Bellevue,

¹⁴ Avec des monuments de Nature tels le mont Saint-Hilaire, le Mont Saint-Bruno, le Parc National d'Oka,

zones plus anciennes le long des rives sur la Figure 11. La nature y a été aménagée depuis les premières phases de colonisation du 17^{ème} siècle et a fait l'objet d'une valorisation culturelle. La végétation prend la forme de forêts sauvages dans le nord et sur les reliefs, bien que souvent rendue accessible par le développement touristique. Sur la CMM, on décompte trois parcs nationaux, autour des montagnes et du fleuve. Ça et là, on retrouve de grandes infrastructures récréatives à la végétation très esthétisée, comme les pistes de ski et les golfs. Ces derniers occupent 1.5 % de la surface terrestre de la CMM¹⁵. Il n'existe malheureusement pas d'étude sur l'état des écosystèmes dans les golfs, où de nombreuses haies et une fréquentation faible permettraient l'existence d'écosystèmes développés, mais le traitement de la végétation par la tonte et les traitements phytosanitaires, l'invasion d'espèces envahissantes et la plantation d'espèces exotiques sont des variables inconnues à ce jour et touchent inégalement ces territoires.

Conclusion du chapitre 1

Les paysages végétaux du Grand Montréal se succèdent au fur et à mesure que l'on s'éloigne du centre-ville, façonnés par les différentes phases d'urbanisation. La végétation du centre-ville a été décrite, valorisée par les pouvoirs publics afin d'améliorer la qualité de vie en milieu urbain. Le verdissement est également un moyen de redynamiser d'anciens bastions ouvriers à proximité du centre-ville, ce qui fait augmenter le prix du foncier et participe à un phénomène de gentrification. Paradoxalement, la banlieue pavillonnaire située en périphérie tourne le dos aux espaces végétalisés voisins, bien qu'elle en soit la mieux pourvue, les habitants sont centrés sur le jardin privé. Au-delà de cette banlieue se situe une marge récréative qui débute dès l'apparition des premiers espaces cultivés, où la végétation sert deux objectifs opposés : la valorisation par un développement récréotouristique autour des monuments de nature et des terroirs ; la protection des milieux naturels afin de défendre sa qualité de vie. Devant une telle diversité de paysages végétaux, les enjeux environnementaux sont multiples et évolutifs d'un territoire à l'autre. Au cours du prochain chapitre, nous interrogerons la manière dont les politiques d'aménagement ont pris en compte cette diversité, d'abord à travers une mise en contexte historique pour les villes de la côte est nord-américaine, avant de se concentrer sur Montréal.

¹⁵ Calculé à partir de l'occupation du sol de la CMM de 2016

Chapitre 2 : La place de la végétation dans les politiques publiques d'aménagement : une préoccupation ancienne, une dimension écologique récente

Introduction du Chapitre 2

Après l'état des lieux végétalisés dans l'espace urbain et péri-urbain montréalais effectué dans le chapitre 1, nous allons revenir dans ce chapitre 2 sur l'histoire des politiques d'aménagement qui ont participé à leur mise en place ou à leur maintien dans l'espace public. Ces politiques s'inscrivent dans des grands courants internationaux de réflexion sur la place de la nature végétale dans les villes et les « fonctions » qu'elles remplissent dans le projet urbain. Ce projet politique et les attentes sociales vis-à-vis des espaces en végétation ont évolué au cours des deux derniers siècles, avec une rupture dans les dernières décennies du XX^e siècle avec l'apparition de la fonction écologique, ce qui n'est pas allé sans ambiguïté dans le cas de Montréal.

La place de la nature végétale en ville et l'importance qu'on lui accorde dans les plans d'aménagement et d'urbanisme s'accroissent depuis le XIX^e siècle, y compris dans ces villes d'Amérique du Nord. À quelle demande politique ou sociale cette préoccupation répond-elle ? La permanence ou l'évolution des objectifs politiques, sociaux et plus récemment écologiques qui influent sur les fonctions attribuées à la végétation en ville doit être précisée dans ce chapitre. D'abord abordée à travers des visées d'embellissement de la ville, principalement dans les quartiers les plus aisés, puis dans une perspective hygiéniste qui la diffusera dans les quartiers populaires, la végétation est de plus en plus conçue comme un élément structurant la ville. Elle vient souligner les grands axes dans le même esprit que ce qui s'est produit dans les villes européennes par exemple avec les avenues haussmanniennes à Paris ou avec les canaux de Saint-Pétersbourg. Elle participe dès lors pleinement à la monumentalité et au prestige de la ville, autant en Europe qu'en Amérique du Nord. Cette multiplication des espaces végétalisés conduit à la structuration de l'espace urbain, dans la perspective des « systèmes des parcs » proposés et mis en œuvre à Buffalo ou à Boston par le paysagiste et urbaniste américain Frédéric Law Olmsted, puis théorisée par le paysagiste français Jean Claude Nicolas Forestier (1908). Qu'en a-t-il été dans le contexte canadien et montréalais ?

On insistera dans ce qui suit sur le contexte intellectuel marqué aussi bien par la montée du transcendantalisme¹⁶ qui magnifiait la nature que par le courant hygiéniste, la végétalisation de la ville

¹⁶ Le transcendantalisme est ce courant philosophique états-unien qui promeut une sorte « d'idéal pastoral » et prône une proximité entre l'Homme et la Nature (Ghorra-Gobin, 1997).

est vue comme l'un des remèdes aux maux urbains dans une opposition simpliste entre la ville malsaine et la nature ressourçante.

1. Les trois objectifs de la planification urbaine des espaces verts jusqu'à la 1^{ère} moitié du XX^e siècle : embellissement, aménité et préoccupation hygiéniste

1.1. Évolution ou permanence des objectifs politiques, sociaux et sanitaires des formes de natures urbaines dans les villes nord - américaines au XIX^e siècle ?

L'utilisation de la végétation dans les politiques d'aménagement débute peu de temps après l'installation des villes sur la côte nord-est américaine. La végétation revêt deux formes principales selon sa localisation dans le tissu urbain. En périphérie, la marge floue entre la campagne et la ville est occupée par la production de denrées à destination immédiate des populations urbaines comme les cultures maraîchères, les fruits des vergers, les produits laitiers, bien souvent supervisées par des institutions religieuses, catholique dans le cas montréalais, à l'image des nombreux domaines tenus par les Sulpiciens. Ces espaces seront progressivement urbanisés au cours du XIX^e siècle, passant d'un paysage pastoral à l'époque, immortalisé par des tableaux, à un paysage urbain quelques décennies plus tard. Par exemple, le Mont Summit apparaît entouré de champs en 1846, alors qu'il est aujourd'hui cerné par des zones urbaines, à quelques centaines de mètres des gratte-ciels du *downtown* (figure 16). Dans le centre-ville, la présence de la végétation est cantonnée à l'espace privé, aux cours d'hôtels particuliers et dans des bâtiments religieux. Dans la deuxième moitié du XIX^e siècle, répondant à la montée en puissance des préoccupations esthétiques et hygiénistes, la végétation est introduite dans l'espace public et de larges parcs sont implantés dans le tissu urbain des villes américaines, d'autant plus larges que la place disponible est importante.



Figure 16 : George Seton, 1846, *The Priest's Farm* (1846), Musée Royal de l'Ontario, Toronto. Vue depuis le sud-est du Mont Royal en 1846 (Bois Summit),

Source : Ville de Montréal ; Url : <https://ville.montreal.qc.ca/siteofficieldumontroyal/histoire/1793-1840>

Les autorités municipales doivent également répondre aux conséquences de l'industrialisation qui dégrade le cadre et la qualité de vie dans les quartiers populaires, détériorés par la pollution de l'air et de l'eau, l'insalubrité des logements et la surpopulation dans un contexte de forte croissance démographique. Les grandes villes nord-américaines ne sont pas très différentes de celles décrites en Angleterre par Charles Dickens : les épidémies sont fréquentes, la criminalité et la prostitution importantes et ces quartiers sont des foyers de contestation sociale qui poussent les autorités publiques à agir et c'est dans ce contexte que la végétation est perçue comme un moyen d'améliorer les conditions de vie en ville et offrir une ressource aux populations laborieuses (Alexandre, 2013). Dans le cadre du plan orthogonal typique de l'urbanisme anglo-saxon¹⁷ et d'un premier zonage, au cours du siècle, des espaces verts sont régulièrement aménagés dans certains îlots (« blocks ») dédiés. Les parcs et jardins sont perçus par les pouvoirs publics comme un moyen de détourner les habitants pauvres des « vices urbains » et de « pacifier » la ville (Ignatieva *et al.*, 2011). La volonté de limiter ainsi les formes de contestation sociale dans un XIX^e siècle en ébullition est recherchée, que ce soit en Europe (Alexandre, 2013) ou en Amérique du Nord (Brawley et Devienne, 2014). Ceci se retrouve bien dans les projets et les créations de l'architecte du paysage Frederick Law Olmsted (1822-1903) à New-York (Prospect Park à Brooklyn à la fin des années 1850, Central Park à Manhattan au début des années 1860), idées qu'il met aussi en application à Montréal (Parc du Mont-Royal) en 1877, comme nous aurons l'occasion de détailler plus loin.

Cette diffusion des espaces verts en ville va de pair avec un intérêt croissant pour les espaces ruraux et naturels que l'on cherche à introduire dans l'espace urbain. Les élites voyagent et visitent des paysages remarquables comme la vallée du Yosemite en Californie ou les chutes du Niagara. Ces paysages sont mis en valeur et commencent à être aménagés afin d'accueillir le public. Les anglo-saxons fortunés visitent l'Europe dans un voyage initiatique, le « grand tour », et reviennent inspirés par les boulevards plantés parisiens ou les parcs urbains londoniens. Dans un même temps, le nombre de parcs nationaux et autres réserves naturelles augmente et permet aux citoyens les plus aisés de découvrir les monuments de nature, prémices d'une identité nationale par le paysage. Cet essor des loisirs récréatifs accouche d'un courant philosophique, le transcendantalisme, qui promeut cet « idéal pastoral ». Prônant une proximité entre l'Homme et la Nature, y compris dans un contexte urbain (Ghorra-Gobin, 1997), de grands auteurs diffusèrent ce courant : Henry David Thoreau, Ralph Waldo Emerson ou encore John Muir (Pelletier, 2021) . Les principaux paysagistes de l'époque, Olmsted et Vaux, furent fortement influencés par le transcendantalisme et défendirent l'idée d'un paysage végétal ressourçant en ville. Dans un premier temps, l'idée d'un paysage urbain adouci par une végétation

¹⁷ Montréal est sous domination anglaise depuis 1759

ornementale est adoptée par les paysagistes américains, par la plantation d'arbres de rue et de petits squares. Ils s'inspirent d'éléments linéaires et de codes issus du jardin à la française et des boulevards parisiens. Les éléments géométriques et l'application des lois de la perspective se prêtent aux modèles d'aménagement empreints de classicisme. La Nature est maîtrisée, symbole de l'Homme aménageur. Mais cette vision sied de moins en moins aux mœurs de l'époque, emprunte de romantisme. Le discours anti-urbain appelle à un renouveau des paysages pastoraux, à un idéal de la vie saine à la campagne qui passe par une vision magnifiée de la nature, notamment après l'exposition universelle de Chicago de 1893 (Brawley et Devienne, 2014), dans un idéal de « Wilderness » (Arnauld, 2006), centré autour de la nature sauvage et impressionnante. La mise en place d'éléments végétalisés en ville passe alors par une vision de la végétation magnifiée, sans symétrie, où celle-ci se diffuserait de manière organique dans le tissu urbain. Les éléments linéaires du jardin anglais trouvent des relais dans une société sensible au courant romantique, notamment dans la ville américaine de l'époque, où l'on cherche à maintenir un lien entre la ville et la campagne (Ghorra-Gobin, 1997). Des chemins sont créés dans les parcs urbains, suivant des éléments structurels du paysage : vallons, crêtes, sommets, cours d'eau. D'abord cantonnées aux jardins privés, ces considérations se sont progressivement étendues aux parcs urbains (Ignatieva *et al.*, 2011). Si la chaussée est parfois plantée d'arbres dans une géométrie qui rappelle le jardin à la française, de véritables voies vertes sont créées, visant à donner une impression de ruralité dans un espace urbain. Ainsi, cette volonté de « ruraliser la ville » passe par le maintien d'espaces ouverts dans le tissu urbain, mais les aménageurs-paysagistes de l'époque cherchent également à relier ces espaces par un réseau de promenades séparé de la circulation hippomobile (Little C.E., 1995), ce qui aboutit au *system park*, terme désignant des espaces verts distincts interconnectés par des voies végétalisées.

Historiquement, ces politiques environnementales sont mises en œuvre par des paysagistes, à la demande des municipalités ou des promoteurs eux-mêmes. On retrouve cette pratique dès le milieu du XIX^e siècle dans le cas des villes de la Côte Est. Bien qu'il n'en soit pas le précurseur, un Américain va théoriser cette promotion de la végétation urbaine : Frederick Law Olmsted (Ignatieva *et al.*, 2011 ; (Brawley & Devienne, 2014).

1.2. L'apport de Frederick Law Olmsted, créateur du Parc du Mont Royal

Frederick Law Olmsted (1822-1903) a embrassé de nombreuses carrières avant de devenir l'architecte-paysagiste le plus étudié d'Amérique du Nord (Beveridge et Rocheleau, 1998 ; Brawley et Devienne, 2014). Il fut tour à tour, apprenti auprès d'un arpenteur, employé, marin, journaliste et fermier avant de s'intéresser à l'architecture du paysage. Il se lance dans le tour de l'Angleterre en 1850 où Olmsted

remarque la pénibilité des conditions de vie dans les grandes villes anglaises et les différentes manières dont les autorités améliorent l'habitabilité urbaine par le verdissement. Il a bien conscience que cette démesure urbaine est également en cours aux États-Unis et réfléchit à la végétalisation des villes Nord-Américaines à des fins hygiénistes (voir citation page 9). En 1857, il postule et accède au poste de superintendant dans le cadre d'un projet de parc à New-York dans ce qui devient l'œuvre majeure de sa carrière : Central Park. New-York, à l'instar des villes américaines de l'est, ne comptait pas de grands parcs urbains et hommes politiques, marchands et ingénieurs appellent à la création d'un grand espace vert dès 1844. On retrouve dans le projet initial d'Olmsted les prémices d'une réflexion qui transpire à travers ces œuvres : l'espace végétalisé doit s'incorporer dans le tissu urbain, d'un point de vue paysager, mais aussi sociétal. Ainsi, « *il s'agit de se réapproprier un milieu, des conditions de logement et de vie satisfaisantes, et un espace politique, qui ne soit pas abandonné aux seules forces du marché, ou chez Olmsted, aux intérêts électoralistes locaux.* » (Emelianoff, 2000). Olmsted préconise une approche sensible de la nature en ville et il contribue à lancer le *City beautiful movement*, mouvement architectural néo-classique qui insiste sur l'ordre, la beauté et l'harmonie. Paradoxalement, ce mouvement dérive vite de ses propres principes, se teintant d'un objectif récréatif absent de la pensée d'Olmsted. Par exemple, la conception de Central Park est régulièrement perturbée par des ingérences de personnalités politiques, souhaitant davantage de terrains de sports et autres aménités (zoo, golf). D'autres parcs conçus par Olmsted sont plus représentatifs que Central Park en ce qui concerne sa conception de la « ville-ruralisée », comme le Mont-Royal à Montréal et l'Emerald Necklace à Boston.

Olmsted commence l'aménagement du Parc du Mont-Royal à Montréal en 1877 et propose une vision magnifiée de la Montagne. Il articule son plan d'aménagement autour de l'accessibilité et l'expérience de Nature dans un cadre topographique particulier (Chartier, 2008). Ces écrits dénotent bien sa volonté de léguer une forme de bien commun à la Ville de Montréal :

*« La présence d'un paysage naturel enchanteur est une forme de richesse autant nécessaire que celle d'un air sain, d'une eau pure ou d'un ensoleillement non obstrué par la fumée et le brouillard ; aussi pratique, donc, que celle des égouts, des aqueducs et des chaussées. Et quel que soit l'objectif qui a présidé à votre choix de transformer la montagne en parc, ce fut l'occasion de contribuer à votre richesse commune. »*¹⁸ (Olmsted, 1881, p. 25)

Il articule le parc autour d'un réseau de sentiers, d'escaliers et de chemins accessibles en calèche qui relie des belvédères (Beveridge et Rocheleau, 1998). Loin de la vision horticole plébiscitée par les

¹⁸ « The possession of charming natural scenery is a form of wealth as practical as that of wholesome air, pure water, or sunlight unobstructed by smoke and fog ; as practical , then , as that of sewers , aqueducts, and pavements . And whatever of sensible purpose there was in your selection of the mountain property for a park, was a purpose to increase your common wealth in that form . »

autorités privilégiant les espèces exotiques, il met l'accent sur la flore locale, particulièrement sur les espèces ligneuses. Loin des travaux titanesques à la Central Park, il modifie peu la topographie du Mont-Royal, préférant amplifier l'impression de majesté du relief par le traitement de la végétation dans une succession de paysages distinct le long d'une voie centrale accessible aux calèches et aux invalides. Il projette de renforcer la topographie par un simulacre de végétation montagnard : les tilleuls et érablières sur la base, les épineux et les bouleaux sur le sommet. S'il souhaite utiliser des espèces d'apparences américaines, il ne dit pas privilégier spécifiquement les espèces indigènes, comme le montre les plantations d'érables de Norvège qui se révéleront envahissantes par la suite (*Acer platanoides*). Des espaces à la végétation basse permettent de larges panoramas, tantôt des pelouses, tantôt des espèces taillées basses comme les vinaigriers (*Rhus typhina*). En 1881, il publie sa vision de ce que doit être l'aménagement du Mont-Royal dans un rapport final qu'il envoie en plusieurs centaines d'exemplaire à Montréal afin de s'assurer que les travaux suivront bien ses plans (Olmsted, 1881). La vision d'Olmsted n'a été que partiellement réalisée et il dénonce les obstacles auxquels il a dû faire face : divergence avec des personnalités locales, la crise économique et le manque d'information¹⁹ (Chartier, 2008). Sa vision contemplative de la Montagne se heurte aux perspectives pragmatiques des élus influencées par le fonctionnalisme de l'espace vert, matérialisé par les nombreuses pelouses et les massifs horticoles.

Rapidement après avoir quitté Montréal, il réalise son œuvre la plus aboutie en 1882 à Boston : l'Emerald Necklace (Little, 1995). Il conçoit ou réaménage de nombreux parcs dans la ville et entreprend de les relier entre eux en s'appuyant en partie sur le réseau hydrographique. C'est le premier réseau d'espaces végétalisés (Figure 17). Il comprend non seulement, des parcs, mais aussi des réserves forestières, des marais et des lacs, reliés par de corridors de verdissements : les *parkways*, ancêtres des « voies à mobilités douces »²⁰. C'est la première réalisation en Amérique du Nord d'un système urbain à l'échelle régionale.

¹⁹ Par exemple, Olmsted ne dispose pas de relevés topographiques suffisamment précis

²⁰ Le terme a évolué au fil du temps et désigne de nos jours la végétalisation le long d'éléments linéaires (autoroutes, canaux, routes panoramiques, etc.) afin de proposer aux usagers un environnement agréable (Erickson, 2004).

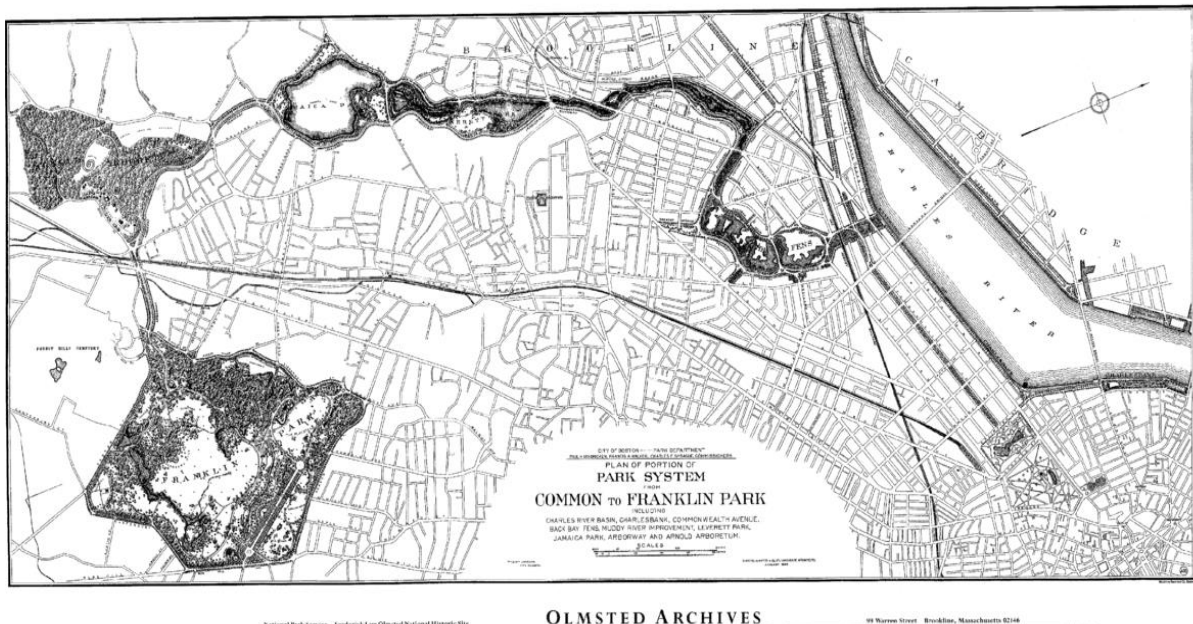


Figure 17 : l'Emerald Necklace Park System en 1894

Source : Boston Parks Department & Olmsted Architects - National Park Service Olmsted Archives

Cette vision hygiéniste de la végétation urbaine par sa diffusion dans la ville évolue à la fin du XIX^e siècle. Si Olmsted fait le constat d'un urbanisme débridé par les lois du marché immobilier qu'il convient de juguler par une relation harmonieuse entre espaces végétalisés et formes d'habitats peu denses ; les pouvoirs publics apportent une réponse différente et cherchent à contrôler l'urbanisation et à valoriser les espaces verts par une approche rationnelle et planificatrice, centrée sur l'aménagement et la protection des monuments de nature, s'éloignant d'un idéal pastoral classique promouvant la « nature ordinaire » (Brawley et Devienne, 2014).

1.3. La végétation dans la ville à la fin du XIX^e siècle : les prémices de la ville fonctionnelle

Progressivement, l'espace non-bâti prend une place prépondérante dans la structure de la ville, idée qu'on retrouve dans tous les grands courants urbanistiques du XX^e siècle, même dans des modèles jugés opposés à la « ville bucolique », comme le modèle fonctionnaliste théorisée par Le Corbusier et les Congrès internationaux d'architecture moderne (CIAM) (Banzo, 2015). Les travaux des paysagistes et urbanistes introduisent une multiplicité de fonctions des espaces végétalisés qui préfigure ce que sera le zonage. En 1908, le français Nicolas Forestier (1861-1930) s'appuie sur les travaux d'Adolphe Alford dans le Paris haussmannien et les *system parks* américains et reprend l'idée d'un réseau d'espace vert structurant dans la ville, tout en faisant un travail typologique selon les usages de ces espaces, des « grandes réserves et paysages protégés » aux « terrains de récréation » en passant par les « avenues-promenades », les « parcs suburbains » (Cormier et Carcaud, 2009 ; Toublanc et Bonin, 2012 ; Alexandre, 2013). Il y a là une rupture avec les anciennes formes végétalisées, où l'espace

végétalisé était classé en fonction de son paysage : jardins français, anglais ou orientaux, parcs classiques ou baroques, etc. Avec Forestier, et dans la continuité d'Olmsted, c'est la fonction qui fait le lieu. L'espace végétalisé comme équipement urbain monofonctionnel (centré sur un rôle d'aménité) met sur le même plan la végétation que la voirie ou les égouts (Mehdi *et al.*, 2012). Par exemple, le verdissement de Montréal passe par l'ouverture de squares et de grands parcs, comme le Parc Logan²¹ inauguré en 1874 dans l'actuel arrondissement du Plateau-Mont-Royal ou le parc Saint-Viateur en 1926 à Outremont. La ville s'équipe d'espaces verts (Germain, 1991) tout comme elle s'équipe de tramway, la végétation est un vecteur de modernité parmi d'autres et il faut attendre le début du XX^e siècle pour que Montréal se dote d'une administration unique dédiée aux espaces verts (Germain, 1991).

Si les acteurs publics végétalisent la ville dans une perspective hygiéniste, à la même époque, les promoteurs privés instillent également des éléments végétalisés lors de la création de nouveau quartier, mais dans une perspective davantage économique, comme le montre l'exemple de la cité-jardin du Mont-Royal²². Le mouvement des cités-jardins est initié par le britannique Ebenezer Howard (1850-1928) qui propose le concept dans un ouvrage *To-Morrow: a Peaceful Path to Real Reform* publié en 1898, puis réédité en 1902 sous le titre *Garden Cities of To-Morrow* (Alexandre & Génin, 2012). Il part du principe que « *Le citadin devait être en contact avec la verdure à tous les niveaux, allant de l'échelle de l'habitat à celle de l'agglomération* » (Mehdi *et al.*, 2012).

Howard est le théoricien de cités-jardins créées *ex nihilo* devant à l'avenir accueillir les nouveaux habitants des villes dans un cadre digne (il est donc, d'une certaine façon, l'initiateur des villes nouvelles) :

« *L'essentiel de sa pensée est d'associer les privilèges de la ville aux aménités de la campagne, notamment agricole. Le modèle suggéré est représenté par une grande ville constituée de cités-jardins (chacune limitée à 30 000 habitants) de grandeurs différentes ; celles-ci sont reliées entre elles par des moyens de transport rapides autour d'une cité plus grande. Au milieu de chacune de ces cités devait exister un grand parc central en forme circulaire, lequel rassemblait l'essentiel des équipements publics et culturels. Puis, aux alentours [...], c'est une bande d'habitations qui s'y installe, elle-même entourée d'une grande ceinture verte constituant un parc supplémentaire. Enfin, pour les habitations situées à proximité des établissements industriels, elles seront séparées des usines par une vaste bande d'espace planté. L'accès au travail devait par conséquent être aisé et agréable.* » (Mehdi *et al.*, 2012)

²¹ Renommé en Parc Lafontaine en 1901.

²² Si la cité-jardin du Mont-Royal est une initiative privée, d'autres sont à l'initiative des autorités.

Cependant, comme les Américains ne manquent pas de le relever, de nombreuses localités se nommaient *city garden* en Amérique avant que Howard ne popularise le terme (Little, 1995). Bien que les cités-jardins ne connaissent qu'un « *relatif succès* » car ne se conformant souvent que très partiellement aux préceptes d'Ebenezer Howard (Alexandre & Génin, 2012), elles n'en ont pas moins une portée considérable dans les conceptions urbaines de la première moitié du XX^e siècle, comme en témoigne la création du quartier Mont-Royal à Montréal en 1912 (Figure 18), qui reprend le modèle d'un plan en damier maillée d'espaces verts (Corboz, 2000). Cependant, les ambitions sociales de l'idée originelle égalitariste d'Howard ont disparu, confrontée aux lois du marché. Aux mains d'entrepreneurs immobiliers privés, l'utopie sociale d'une vie digne pour l'ensemble des habitants dans un cadre de vie à la fois campagnard et urbain se voit dévoyée dans la création de quartier pour les classes aisées, alors que l'ambition sociale se maintient dans la création de quartier par le secteur public. Comme le quartier londonien de Hampstead Garden Suburb (Alexandre, 2013), la cité-jardin du Mont-Royal est explicitement destinée à une classe aisée (Corboz, 2000). Une fois le concept popularisé, la plupart des projets urbains vont s'auto-estampiller *garden city*, comme à Montréal, en « *se gardant bien de préciser en quoi cela consiste.* » (Corboz, 2000). A travers une photo-aérienne de la cité-jardin, on devine nettement les contours du quartier à la prédominance de la végétation dans celui-ci. Sa fermeture partielle sur le reste de la ville témoigne de l'entre-soi bourgeois décrite plus haut.



Figure 18 : Vue actuelle du Quartier Mont-Royal

Source : Site internet de la Ville de Mont-Royal.

2. La végétation comme armature urbaine

2.1. La greenbelt : archétype de la fonctionnalisation des espaces végétalisés

L'espace végétalisé comme élément structurant de la ville que l'on trouve dans la cité-jardin originelle d'Howard trouve un intérêt opérationnel dans la première moitié du XX^e siècle : la ceinture verte ou *greenbelt*. Dans un premier temps, elle « est destinée à matérialiser un espace transitionnel entre l'ambition ressourçante de la végétation urbaine et la campagne. En ce début de XX^e siècle, les villes européennes sont en pleine expansion et la transition urbaine a été franchie dans la plupart des pays d'Europe de l'Ouest » (Flegeau, 2018). Les grandes villes s'engorgent rapidement et les nouveaux arrivants s'installent hors des limites administratives. L'étalement urbain est alors anarchique et répond davantage aux logiques du marché et aux opportunités pour les promoteurs qu'à une planification réfléchie.

L'idée d'une ceinture verte, un espace déclaré inconstructible ceinturant la ville, qui empêcherait, ou du moins régulerait, l'étalement urbain est discuté depuis longtemps et intéresse les grandes villes. Déjà en 1880, un projet de ceinture d'espace vert récréative en lieu et place des anciennes murailles parisiennes est discuté (Alexandre & Génin, 2012). La première ceinture verte est londonienne. Conceptualisée durant l'entre-deux guerres, elle est officialisée en 1947 et doit faire 6 à 8 Km d'épaisseur. Dès 1939, 28 600 hectares sont d'ores et déjà acquis (Amati et Yokohari, 2006). En 1947, un nouveau plan d'urbanisme plus ambitieux prévoit une largeur de 30 Km et diversifie les objectifs (Alexandre, 2013) : restreindre la croissance urbaine, définir les limites de la ville, proposer des espaces récréatifs.

« Abercrombie set three aims for the green belt: the restriction of urban growth, the definition of an outer limit or boundary to restrictions, and the provision of recreation as a primary use of the land. » (Amati et Yokohari, 2006)

La végétation comme élément structurant d'une ville est déjà bien ancrée dans les mœurs des villes américaines, familiarisées avec des outils similaires à une échelle plus réduite, comme les *system parks*. Mais la *greenbelt* aborde un nouvel espace : l'interface ville-campagne. La démocratisation de la pause de fins de semaines et des transports urbains augmente la demande en espaces récréatifs. Loin d'une nature de proximité, il s'agit de planifier une marge récréative qui occupe une place sociale importante, à l'instar des nombreux parcs naturels qui bordent les grandes villes américaines. Le concept de ceinture verte intéresse les villes Nord-Américaines, tant pour réguler un étalement urbain galopant que pour préserver une marge récréative. Au Canada, Ottawa projette de se doter d'une ceinture verte dès 1950, même s'il faut attendre une quinzaine d'années pour que les schémas d'aménagement municipaux se mettent au diapason et que des surfaces végétalisées non-agricoles

soient acquises (Taylor *et al.*, 1995). D'abord conçue par l'architecte français Jacques Gréber comme un *system park*, la *greenbelt* d'Ottawa est ensuite expressément redirigée vers la régulation de l'expansion urbaine et la protection des terres agricoles, reprenant concept originel de la cité-jardin d'Howard. Le tracé est décidé selon les projections démographiques, ainsi qu'à travers les éléments paysagers (bois, champs, ville, etc.). Il s'agit également de constituer une réserve foncière pour la capitale fédérale. La mise en place de cette *greenbelt* est d'abord considérée à travers une réglementation sur le zonage ; puis, face à l'opposition des municipalités et des agriculteurs, a dû être réalisée à travers une politique d'expropriation (Erickson, 2004).

Les exemples de *greenbelts* ne manquent pas. La ceinture verte de Séoul est officialisée en 1971 (Bengston et Youn, 2006), et plus récemment, Toronto s'est doté d'une ambitieuse ceinture verte en 2005, de 728 000 hectares²³ (Ali, 2008). Le modèle original s'est diversifié à travers une multiplication des objectifs : protection des terres agricoles près de Vancouver, régulation de l'étalement urbain à Portland (Carter-Whitney, 2008), ou encore, vocation récréative à Calgary (Taylor *et al.*, 1995).

2.2. « Le contrôle » de l'étalement urbain à Montréal

Dès 1950, l'architecte du paysage français Jacques Gréber réaménage la capitale fédérale Ottawa et propose divers aménagements visant à souligner son caractère symbolique, ce qui conduit à la création d'une ceinture verte (Erickson, 2004). Gréber se rend également à Montréal la même année. Il connaît déjà la ville puisqu'il a signé un plan de cité-jardin dans le quartier Ahuntsic en 1935. Il propose alors le plan d'une ville dense, resserrée autour de son port et de ses quartiers industriels, aux zonages monofonctionnels où les zones naturelles et agricoles seraient préservées afin d'offrir une ceinture nourricière et récréative (M'Bala, 2013). Les mutations urbaines que connaîtront les villes américaines dans les années 1950 et 1960, dont Montréal, révéleront vite l'utopie du plan. Montréal est une ville bien américaine, loin du modèle de planification dirigiste à la française et la gouvernance urbaine laisse les initiatives aux promoteurs privés.

La situation montréalaise illustre cet étalement débridé. Entre 1950 et 1970, la surface bâtie sur l'Île de Montréal double (Nazarnia *et al.*, 2016), tant pour contenir une hausse démographique qu'avec l'avènement du pavillon unifamilial (Marois, 1989). Il faut attendre 1978 pour que le gouvernement québécois se dote d'un outil législatif afin de réguler l'étalement urbain : la Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles (LPTAA). Chaque demande de déclassement des terres agricoles doit être examinée par la Commission de protection du territoire agricole du Québec (CPTAQ). Les résultats de cette loi sont mitigés à Montréal, la commission étant parfois taxée de laxisme, mais au moins marque-t-elle le début d'un ralentissement de la perte de terre agricole. Lors d'un refus de

²³ Celle de Londres ne dépasse pas les 500 000 hectares

déclassement, le gouvernement entre alors en conflit avec certaines municipalités. Il faut bien comprendre que les territoires municipaux au Québec mutualisent peu leurs moyens, les recettes fiscales ne sont pas partagées. Cela entraîne une compétition exacerbée entre territoires, chacun cherchant à attirer activités économiques et nouveaux habitants, afin d'augmenter les recettes fiscales²⁴. Jusqu'aux années 2000, les municipalités peinent à collaborer et le contrôle de l'étalement urbain doit être régulé par le gouvernement.

3. L'écologisation des natures urbaines et des politiques d'aménagement de la végétation.

3.1. L'émergence des enjeux environnementaux dans les politiques d'aménagements des espaces végétalisés : l'exemple du greenway

Les années 1960 voient l'avènement du récréotourisme de masse des populations urbaines, qui, profitant du développement des autoroutes, vont à la campagne profiter de la nature à travers de nouvelles pratiques : randonnée, vélo, canoë, etc. Ces activités étaient déjà pratiquées dans la première moitié du XX^e siècle dans une moindre proportion, mais leurs pratiques se démocratisent. Ces activités ont lieu dans les massifs forestiers situés dans la marge récréative et agricole, récemment au contact des quartiers périurbains, est parfois sanctuarisé en parcs régionaux ou nationaux. Mais elles s'implantent également dans des espaces végétalisés de proximité, à commencer dans les espaces verts, mais également dans les interstices épargnés par la périurbanisation (bois, marais, ripisylves, etc.) et qui du fait de leurs intrications avec le milieu urbain, ne peuvent être classés. En effet, la plupart des villes américaines se sont étalées suivant des axes de communications dans des bourgeonnements périphériques, ce qui laisse des trames d'espaces végétalisés s'immiscant dans les interstices du tissu urbain, particulièrement présente entre les tentacules des *suburbs* (Ghorra-Gobin, 1997). Ces « trouées vertes » sont précieuses pour les habitants qui profitent ainsi d'espaces naturels à côté de chez eux comme le montre la disposition et le potentiel écologique des friches autour de Knoxville's (Zefferman *et al.*, 2018) ou le ruisseau de Montigny à Montréal (Figure 19).

²⁴ Entre autres, l'augmentation des recettes fiscales permet de diminuer les taxes locales, argument qui est un des principaux enjeux électoraux



Figure 19 : Les interstices urbains : l'exemple du ruisseau de Montigny dans la banlieue montréalaise

Source : Google Map, 2022

Dans ce contexte, un nouvel outil d'aménagement est utilisé dans les villes Nord-Américaines : le *greenway*. Le *greenway* identifie un élément linéaire et le protège, soit naturel comme les vallées ou cours d'eau, soit anthropique, comme un sentier de randonnée. Le mot est pour la première fois employé par William H. Whyte à la fin des années 1960 (Salici, 2013). La linéarité du *greenways* s'adapte aux interstices du bâti et ils sont alors utilisés par les pouvoirs publics pour valoriser un territoire par des aménagements, comme un réseau de sentiers. Au fur et à mesure du développement d'une conscience écologique en milieu urbain, que nous détaillerons à la page suivante, le concept se diversifie et voit attribuer d'autres fonctions afin de lutter contre les maux de l'urbanisation comme la destruction d'habitat pour les espèces, la raréfaction des ressources ou l'artificialisation de berges (Little, 1995 ; Hellmund & Smith, 2006 ; Salici, 2013). En 1995, Little sort l'ouvrage qui fait référence sur les *greenways*, *Greenways for America* et les classe en cinq catégories :

- Le *greenway* qui longe un cours d'eau en ville et qui est vu comme un vecteur de revitalisation de quartiers sinistrés par la déprise industrielle.
- Les *greenways* récréatifs qui longent sur de longues distances un parcours linéaire, le long de voie de chemins de fer, de canaux et/ou de chemin de randonnées.

- Le *greenway* écologique qui se base sur des éléments structurels du paysage, comme les cours d'eau ou des vallées, dans l'optique de former des corridors écologiques favorisant le déplacement des espèces. Certains aspects fonctionnels peuvent être pris en compte, comme la protection d'un corridor migratoire.
- Des routes scéniques où des parcours pédestres ont été aménagés. Cela correspond à la mise en place récente de *parkway* qui répond à la définition historique. Ces parcours sont souvent basés sur un parcours touristique.
- Des systèmes de *greenways* qui maillent un territoire, suivant les vallées et autres éléments paysagers. C'est là l'objet le plus ambitieux et qui couvre la plus grande superficie. Ce sont les prémices de l'infrastructure verte, que nous verrons plus tard (Theeba Paneerchelvam *et al.*, 2020).

Le *greenway* s'est écologisé avec le temps, comme le montre l'évolution dans la littérature. Auparavant destiné à mettre en contact les citadins visiteurs et la nature, il devient un outil sur lequel se base progressivement d'autres politiques de conservation. Hellmund & Smith (2006) compte plus de 3 000 *greenways* aux Etats-Unis.

L'émergence d'une conscience écologique dans les années 1960-1970 ne se traduit pas immédiatement par une écologisation de la végétation urbaine et du *greenway*. Dans un premier temps, cette conscience se manifeste par une remise en question de la soutenabilité de la croissance économique (Meadows *et al.*, 1972) et ne concerne pas les espaces végétalisés urbains. Quinze ans plus tard, les conclusions du rapport Brundtland commandées par l'Organisation des Nations unies, réintroduisent l'idée d'une gestion inappropriée des ressources naturelles portée à un niveau mondial. En 1971, l'Organisation des Nations unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO) lance le programme de recherche sur les interactions entre l'homme et la biosphère (MAB). Cette initiative a contribué à la mise en place des premières études écologiques multidisciplinaires des établissements humains, conduisant à la consolidation de la discipline émergente de l'écologie urbaine (Blanc, 1998). Malgré ces incitations, l'étude des écosystèmes urbains est restée minoritaire, conséquence d'un préjugé profondément ancré en biologie selon lequel les écosystèmes dominés par l'homme n'étaient pas des sujets d'étude écologiques légitimes (McDonnell & Niemelä, 2011). De nombreuses disciplines scientifiques se sont structurées au fil de ces événements, comme l'*écological politic* (Heynen *et al.*, 2006), qui étudie la prise en compte de l'écologie dans les décisions politiques et sociétales. Elle se focalise dans un premier temps à l'étude des changements écologiques dus à l'homme, avant de

s'orienter vers l'économie et la politique, notamment en critiquant le système de production néolibéral (Walker, 2005). La politique s'écologise dans « *une écologie constructive devant être le fondement d'une éthique moderne qui vise la coexistence de l'homme et de son environnement.* » (Blanc, 1998) et c'est dans ce contexte que certains *greenways* se voient attribuer le rôle de réseau écologique.

Les politiques publiques attribuent des fonctions à des espaces végétalisés en dehors des espaces verts classiques, comme le révèle le Plan d'Urbanisme de Montréal de 1992. L'objectif 32 « Réaliser le réseau vert et mettre en valeur le potentiel des espaces libres » insiste d'emblée sur :

« *Les potentiels qu'ont l'ensemble des espaces libres sur son territoire, à savoir les espaces institutionnels les voies publiques (rues, ruelles, terres pleins), les espaces privés (cours, marges de recul, etc.) et les autres terrains excédentaire ou sous-utilisés.*» (Ville de Montréal, 1992).

Cette écologisation explique les évolutions des *greenways*, mais concernent également les espaces verts, qui se voient attribuer une fonction écologique, qui passe par le développement ou la pérennisation des écosystèmes « naturels » sur un espace soumis à de nombreuses variables biotiques et abiotiques. Il y a là une rupture entre les hygiénistes du XIX^e siècle qui *combattaient une « nature malsaine » (infestation, infection...)* par une « saine nature » (*aération, ensoleillement...*) et le développement des techniques urbaines du XX^e siècle qui *viendraient diagnostiquer et traiter les maux urbains* (Blanc, 1998). Par exemple, ce même Plan d'Urbanisme de Montréal de 1992 (Objectif 31) reconnaît que « *Les parcs et espaces publics spécialisés remplissent de multiples fonctions, dont les principales sont récréatives et sociocommunautaires. Ils jouent un rôle écologique lorsqu'ils servent à protéger des éléments naturels ou à augmenter la végétation* ». Bien qu'il n'y ait pas de directives concernant la protection des écosystèmes à cette époque, on assiste à un nombre croissant d'interventions locales dans les parcs montréalais, par exemple avec des travaux de restaurations des milieux sur le Mont-Royal face aux sentiers informels.

3.2. L'écoterritoire : exemple d'un plan d'aménagement dirigé par des objectifs écologiques

À Montréal, cette écologisation des politiques d'aménagement des espaces végétalisés est flagrante. La Communauté urbaine de Montréal (CUM) élabore dans le cadre de son schéma d'aménagement le concept de « cheminement vert » dès 1973. Elle prévoit l'élaboration d'un vaste réseau d'espace à vocation récréative qui se développerait autour de Parcs régionaux, reliées par des emprises de chemins de fer, des corridors de transport d'énergie ou des terrains gouvernementaux ou institutionnels (Saint-Laurent, 2000). La création de nouveaux espaces verts devient une mission de la CUM et une politique de protections des bois et des rives, doublée d'un programme d'acquisition est

mise en place jusqu'aux années 90. La CUM espère profiter des subsides du gouvernement pour mener ses acquisitions, mais revoit ses ambitions de protection à la baisse suite à l'abandon du projet, qui passe alors d'une superficie de 770 ha en 1983 à 550 ha en 1987 (Arce, 2009). La CUM développe alors un plan de gestion des ressources qui passe par une valorisation récréotouristique des Parcs régionaux. L'idée échoue, mais les Parcs régionaux, aujourd'hui les nommés Parcs-Nature, sont indissociables de cette mise en valeur à des fins récréatives. Une nouvelle tentative voit le jour, et le plan se précise dans les orientations et dans les stratégies du Plan d'Urbanisme de Montréal (1992), puis dans le Plan directeur du réseau vert de la Ville de Montréal en 1994. Plus qu'une réflexion sur les parcs existants, il s'agit de prendre en compte des nombreux espaces libres. En effet, la demande en espaces verts est forte dans les banlieues pavillonnaires, dans un paysage urbain en mutation rapide où les espaces verts sont peu nombreux. Le projet reste relativement flou, évoluant en fonction des opportunités foncières et en se calquant sur la trame paysagère, en rupture avec l'organisation fonctionnelle utilisée jusqu'alors.

« Le réseau vert de la Ville de Montréal était d'abord conçu comme un sentier linéaire, reliant des parcs et des espaces verts, assurant autant des fonctions de transport que de loisir. L'intérêt de ce vaste projet résidait, entre autres, dans l'appropriation des espaces sous-utilisés ou désaffectés (dont les corridors de transport ferroviaire ou d'électricité). En plus, l'implantation de ce réseau vert visait à tisser un réseau dense de sentiers et de corridors favorisant des liens entre les grands parcs et espaces verts, le parc du Mont-Royal servant en quelque sorte de pivot au réseau linéaire radio-concentrique (Ville de Montréal, 1994). On insistait aussi sur l'importance de préserver la végétation présente qui, le plus souvent, colonise les espaces libres de façon spontanée » (Saint-Laurent, 2000).

Le maillage du territoire qui prend appui sur les espaces vacants pour relier les rares parcelles végétales encore existantes est un moyen souple et opportuniste pour améliorer la qualité de vie dans ces quartiers. Le projet est abandonné, mais la démarche n'est pas isolée, des *greenways* de seconde génération²⁵ sont construits un peu partout en Amérique du Nord sur un modèle semblable (Salici, 2013).

La nouvelle Ville de Montréal post-loi Harel²⁶ se dote d'une politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels en 2004. Un service dédié aux grands espaces verts est créé : la Direction des sports, des parcs et des espaces verts. Les missions autour du verdissement et de la protection des

²⁵ Réseau d'espace végétalisé qui vise à améliorer la qualité de vie dans les marges urbaines, tout en prenant une dimension écologique naissante.

²⁶ En 2000, une loi proposée par la ministre des Affaires municipales, Louise Harel, impose le regroupement d'une soixantaine de municipalités en vue de créer des métropoles. En conséquence, les municipalités de l'Île de Montréal fusionnent en 2002, avant d'éclater quatre ans plus tard avec la « défusion » de villes dissidentes

milieux naturels sont détachées à un nouvel organisme en 2007 : La Direction des grands parcs et du verdissement. Autrefois associé aux sports et aux loisirs, la gestion des espaces végétalisés se voit déléguer à un service uniquement dédié au verdissement. La nouvelle Ville de Montréal gère les Grands Parcs qui ont une vocation aménitaire (Mont-Royal, Jean-Drapeau, Lafontaine, etc.), et des Parcs-Nature, vastes zones récréatives dans les bordures de l'Îles (Ruisseaux de Montigny, Pointes aux Prairies, etc.). Les parcs locaux sont laissés sous les supervisions des arrondissements. Cette structure ne change pas après 2006. La Direction des grands parcs et du verdissement garde la main sur les Grands-Parcs et Parcs-Nature, même dans les nouvelles municipalités issues des défusions.

Les attentes des citoyens et des associations écologistes envers la nouvelle politique de protection des espaces naturels de 2004 est forte, comme le montre les nombreuses recommandations d'associations environnementales lors des consultations publiques, à l'instar de « Green Coalition ». Elles demandent une meilleure protection des espaces naturels face à l'étalement urbain et des contraintes plus élevées dans les Parcs-Nature. La Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels de 2004 est ambitieuse. Elle compte protéger 8 % du territoire montréalais, dont 6 % en milieu terrestre et met en place des écoterritoires.

« Les écoterritoires sont des secteurs, où la protection et la valorisation des espaces naturels s'y trouvant ont été jugées prioritaires. Ce sont de larges territoires regroupant des aires protégées existantes (grands parcs, réserves naturelles, etc.) ainsi que des espaces naturels encore à protéger et à mettre en valeur. Ces ensembles permettront de créer une mosaïque de milieux naturels de grand intérêt écologique qui seront accessibles aux Montréalais. » (Ville de Montréal, 2004)

Ces écoterritoires s'inscrivent dans une démarche liée à l'écologie du paysage, où les éléments (patches, zones tampons, corridors) d'une mosaïque paysagère sont identifiés afin de protéger l'intégralité des écosystèmes à l'échelle de l'Île de Montréal (Figure 20).

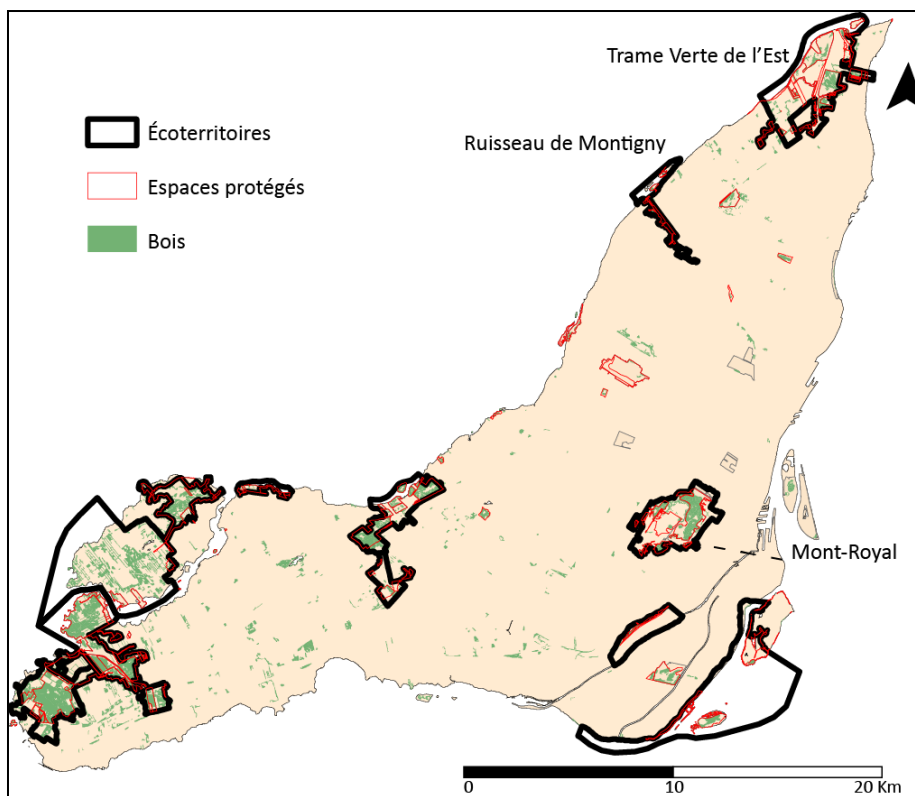


Figure 20 : La localisation des écoterritoires montréalais

Réalisée par X. Cornet. Source : Données mises en ligne par la Ville de Montréal

L'écoterritoire est une solution élégante pour satisfaire à la fois la conscience écologique de la population et le développement immobilier. L'écoterritoire est une désignation d'aire naturelle jugée intéressante qui va progressivement être incorporée dans les schémas d'aménagement des arrondissements, il n'a aucune valeur restrictive ni contraignante. Ainsi, les acteurs locaux (élus et promoteurs) ne se sentent pas expropriés et des zones sujettes à des conflits entre associations environnementales et promoteurs, comme le Bois d'Anjou ou le Golf Meadowbrook, ne sont pas identifiées comme écoterritoires²⁷. Les écoterritoires sont des zones d'interventions prioritaires où la Ville mène des inventaires écologiques, de nombreuses acquisitions de terrains et des ententes de conservations visant à protéger ces espaces. Depuis leurs créations en 2004, le bilan est à nuancer. À ma connaissance, l'écologie du paysage n'a pas été utilisée dans leur conception ou dans leur gestion, contrairement à l'intention initiale. Par exemple, il n'y a pas eu de documents élaborés autour de la connectivité écologique sur l'île. Cependant, l'identification de ces secteurs a permis une concentration d'effort qui a porté ses fruits avec la création de nombreuses zones protégées, ce qui privilégie la micro-connectivité au sein d'une structure adaptée à la taille des parcelles végétalisées.

²⁷ D'ailleurs, Green Coalition organisera une sortie en 2005 avec des élus dans l'écoterritoire de l'Anse à l'Orme, dans le sud-ouest de l'île, afin de dénoncer les projets immobiliers qui menacent encore les écoterritoires.

Par exemple, l'écoterritoire de la Trame Verte de l'Est a été divisé en 12 secteurs d'intérêts écologiques lors de l'élaboration du plan directeur en 2007. En 2019, on constate néanmoins que de nombreuses zones ont été bâties. Bien souvent, les projets immobiliers sont antérieurs à 2007 et ont fait l'objet d'accord auprès de la ville. La mise en place des écoterritoires est une démarche top-down qui repose sur la bonne volonté et la collaboration des arrondissements et des villes-liées à propos de la régulation de l'étalement urbain. Depuis 2013, l'engouement autour des écoterritoires s'est amoindri et très peu d'actions (acquisition, création de parc, etc.) sont menées. Par exemple, si l'on regarde le chapitre d'arrondissement²⁸ de Rivière-des-Prairies–Pointe-aux-Trembles de 2017, la part belle est donnée au développement immobilier et on ne trouve pas mention d'un écoterritoire sur l'arrondissement. L'écoterritoire, et sa démarche inspirée de l'écologie du paysage, n'est pas sans rappeler le réseau écologique mis en valeur dans le greenway (Hellmund et Smith, 2006). En dépit du label « écoterritoire » et de la supervision de la Direction des grands parcs et du verdissement, rien ne permet de contraindre véritablement les logiques immobilières mises en œuvre par les municipalités.

Les grandes institutions (Gouvernement, CMM, Ville de Montréal) préfèrent utiliser des outils non-restrictifs pour instituer de grands réseaux d'espaces verts, ce qui conduit à une indifférence des élus locaux qui privilégient le développement économique. La superficie protégée augmente par-à-coups, en fonction des grands projets de protections. L'accent a été mis sur les actions de protections dans les écoterritoires jusqu'en 2015. Quinze ans après, 6.1 % du territoire terrestre est protégé soit une hausse de 0,1 %. En 2015, l'objectif a été réévalué dans le nouveau schéma d'aménagement et dans le Plan Montréal Durable 2016-2000, afin de dépasser les 4 000 hectares protégés d'ici 2020²⁹, soit 10 % du territoire. C'est un projet de grand Parc, celui de l'Ouest, qui pourrait servir à atteindre l'objectif.

3.3. Multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains : l'infrastructure verte

Comme le montre notre description des outils d'aménagements tels les *greenbelts*, les *greenways* ou les écoterritoires, ces conceptions réticulaires de la végétation urbaine plébiscitent une diversité des usages et fonctions. Traditionnellement cantonnée à un rôle d'aménité, la végétation urbaine améliore les conditions de vie et le bien-être des citoyens (Tzoulas *et al.*, 2007). Toutefois, de nouvelles fonctions ont progressivement été ajoutées au fil du temps, comme la protection de la diversité biologique et la fonctionnalité des écosystèmes urbains et périurbains, dont il est attendu de multiples services écosystémiques. La question de la multifonctionnalité peut être abordée en fonction de deux approches (Dupras, 2014 ; Hansen et Paulet, 2014), chacune mobilisée par différents acteurs :

²⁸ Plan d'urbanisme des arrondissements

²⁹ 3 000 hectares étaient protégés en 2015

- Une approche globale fondée sur la question des usages. Elle reprend l'idée ancienne de la ville-campagne, à travers la foresterie et l'agriculture urbaine. La multifonctionnalité s'exprime à travers la multiplication des usages dans le respect des écosystèmes. La trame verte permet ainsi aux urbains de se ressourcer, de circuler, de faire du sport ; tout en permettant aux espèces animales et végétales de se déplacer et d'y vivre. Cette approche passe par une conception planificatrice de la ville, notamment à travers le zonage.
- La ville comme écosystème, qui se fonde sur les fonctions et les flux. Dans la continuité de l'écologie urbaine de Chicago, cette approche passe par une conception organique de la ville, où « *l'on mesure et quantifie les flux, en insistant sur les inputs, les ressources, et les outputs, les produits et les déchets. L'écosystème urbain ressemble alors à une machine à consommer, transformer, produire, jeter, et brûler de la matière* ». La multifonctionnalité s'exprime à travers les fonctions et services que les écosystèmes naturels peuvent apporter au grand écosystème qu'est la ville. La trame verte permet ainsi de lutter contre les îlots de chaleurs, améliorer le drainage, protéger des habitats d'espèce, permet le développement du tourisme ou encore améliore le bien-être. La Nature est vue comme une pourvoyeuse de services et de fonctions. À Montréal, cette approche est mobilisée par les scientifiques et les associations (Arbour *et al.*, 2013 ; Dupras *et al.*, 2013) et est théorisée dans le monde scientifique sous l'appellation « *infrastructure verte* ». La compréhension de ce concept est essentielle si l'on veut comprendre les enjeux autour des politiques d'aménagements des espaces végétalisés.

Selon la définition donnée par Tzoulas *et al.*, en 2007 :

« Le concept de d'infrastructure verte a été introduit pour améliorer les systèmes d'espaces verts urbains en les transformant en une entité cohérente dans leur planification (Sandström, 2002). On peut les considérer comme l'ensemble des réseaux naturels, semi-naturels et artificiels constitués par les systèmes écologiques multifonctionnels, situés dans, autour et entre les zones urbaines, à toute échelle spatiale. Le concept d'infrastructure verte permet d'améliorer la quantité et la qualité d'espaces verts (Turner, 1996, Rudlin & Falk, 1999), leur multifonctionnalité (Sandström, 2002) et et les interconnexions possibles entre les habitats qui les constituent (van der Ryn and Cowan, 1996) [...]. Une telle approche planificatrice offre de multiples opportunités pour l'intégration du développement urbain, pour la conservation de la nature et pour la santé publique. ».

L'infrastructure verte intègre également les politiques environnementales existantes, comme les greenbelts (Lloyd et Peel, 2007 ; Amati & Taylor, 2010 ; Thomas & Littlewood, 2010) et greenways (Ahern, 1995 ; Young *et al.*, 2014). Cette modernisation est influencée par de nouvelles réflexions autour de l'écologie et de la gouvernance. Il s'agit d'incorporer des outils de protection des

écosystèmes en milieu urbain. Comme nous venons de le constater, cela s'observe très bien dans la littérature autour des *greenways* des années 90, véritables infrastructures vertes avant l'heure.

La modernisation des réseaux d'espaces végétalisés passe également par une évolution de la gouvernance. Dès 1995, Little décrit l'infrastructure verte comme un outil qui a le potentiel structurant d'une ceinture verte tout en étant plus consensuelle et souple à mettre en place. Cette souplesse séduit les politiques locales qui reprochent aux ceintures vertes leurs statismes, leurs manques de polyvalence et d'adaptation aux cadres locaux, dénonçant la raideur du système de planification (Thomas & Littlewood, 2010). L'infrastructure verte séduit les politiques locales et régionales, comme outil de modernisation des ceintures vertes notamment au Royaume-Unis :

« L'Infrastructure verte est censée permettre une compréhension plus sophistiquée et plus dynamique de ces espaces et permettre l'identification et la quantification d'actifs de la périphérie urbaine autrefois sous-estimés, y compris les nouveaux avantages économiques. » (Thomas & Littlewood, 2010).

L'infrastructure verte permet d'incorporer le développement social et économique aux politiques environnementales, argument auquel les élus politiques sont davantage réceptifs que d'autres éléments traditionnellement sollicités dans le discours protectionniste des défenseurs des ceintures vertes tels l'agrément et la qualité des paysages (Thomas & Littlewood, 2010). Les ceintures vertes plus récentes sont bien plus souples que leurs aînées et s'organise autour d'un dialogue avec les municipalités locales, selon une gouvernance horizontale. Néanmoins, la mise en place d'une ceinture verte demande un acteur central dans cette démarche politique complexe. Cela implique le leadership de la communauté d'agglomération et/ou de la province, comme à Toronto (Amati et Taylor, 2010). Cet arbitrage garantit une multifonctionnalité harmonieuse entre le secteur urbain, l'agriculture et la nature, et s'adapte aux conditions locales à travers une implantation négociée aux échelons municipaux.

Si la multifonctionnalité essaie de concilier la protection des écosystèmes et les utilisations récréatives dans les espaces végétalisés, il s'agit également de réinventer les usages que la ville fait de ces espaces afin de la valoriser aux yeux des entreprises et des habitants. L'agriculture urbaine et le jardin partagé en sont des exemples, et *« s'avèrent être un lieu de production de légumes non négligeable, un lieu de sociabilisation et d'éducation favorisant un développement social individuel et collectif des quartiers ayant une forte présence de population économique défavorisée »* (Duchemin et al., 2010). Les espaces cultivés urbains dans la ville occidentale sont valorisés et permettent le développement et la protection de services écosystémiques (Lin et al., 2015). Il faut néanmoins nuancer cette affirmation, la multiplicité des appropriations possibles, militante comme à Détroit (Paddeu, 2015) jusqu'au

bénévolat d'entreprise à Genève (Ernwein, 2019) laisse entrevoir la complexité de l'étude des services et fonctions qu'offre l'agriculture urbaine.

4. Le projet de ceinture verte dans le Grand Montréal : à contretemps de la régulation de l'étalement urbain

4.1. Une forte mobilisation pour une ceinture verte

À Montréal, les acteurs associatifs et scientifiques de l'aménagement mobilisent ce concept d'infrastructure verte afin de pousser les pouvoirs publics à développer des politiques d'aménagement environnementales comme nous allons l'illustrer avec l'exemple du projet de ceinture verte du Grand Montréal nous (Arbour *et al.*, 2013)

À l'origine, le rôle d'une ceinture verte est la limitation de l'étalement urbain et mobilise différents moyens légaux en sus de l'inconstructibilité : la protection des zones agricoles, comme aux Pays-Bas et en Colombie-Britannique (Carter-Whitney, 2008) ou le développement d'activités récréatives avec la création de parcs, comme les « country parks » à Londres (Amati, 2006 ; Alexandre et Génin, 2012 ; Flegeau, 2018). Cet outil d'aménagement n'a pas de fonctions écologiques et ne s'apparente d'aucune sorte à un réseau écologique. Les réorganisations territoriales successives de la métropole montréalaise dans les années 90-2000 n'ont pas permis de protéger l'environnementaux face à la frénésie immobilière. L'intérêt pour une ceinture verte montréalaise augmente avec la volonté de contenir cette urbanisation. À l'échelle de la Région Métropolitaine de Recensement (RMR)³⁰, la surface bâtie a augmenté de 44% entre 1981 et 1996, passant de 770 à 1161 km² (Dupras *et al.*, 2016).

En 2003, une organisation environnementale, « Coalition Verte », profite de la victoire des libéraux³¹ aux élections générales du Québec et propose au nouveau gouvernement la création d'un réseau de Parcs Nationaux sur l'Île de Montréal et dans les environs : le Parc Écologique de l'Archipel de Montréal (PPÉAM). Dans le même temps, la Ville de Montréal développe les écoterritoires. Malgré ces avancées, le collectif et les citoyens prennent conscience de l'inefficacité des écoterritoires : nous l'avons vu, ils n'empêchent pas la construction. En 2004, le lien entre la Coalition Verte et le gouvernement se renforce avec le soutien du ministre de l'Environnement de l'époque, Thomas Muclair. Un secteur d'intervention est identifié, qui correspond au Québec méridional et au domaine bioclimatique de l'érablière à caryer cordiforme. Un projet de ceinture verte est discuté au sein du gouvernement, mais suite à l'éviction de Thomas Muclair en 2006, son successeur Claude Bécharde se désolidarise du projet et laisse toute la responsabilité du dossier à la CMM. Lors des élections provinciales québécoises de

³⁰ Territoire de référencement qui correspond à la Communauté Métropolitaine de Montréal.

³¹ Le gouvernement sortant, le Parti québécois, demeurait sourd aux inquiétudes des associations environnementales montréalaises.

2007, la mobilisation est encore très forte autour de la création du Parc Écologique de l'Archipel de Montréal (PPÉAM). Pour l'occasion, une nouvelle association se forme : les Partenaires du Parc écologique de l'archipel de Montréal.

La stratégie des associations environnementale change suite à l'annonce de la création du Plan Métropolitain d'Aménagement et de Développement (PMAD) et de nouvelles compétences accordées à la CMM. L'interlocuteur provincial est délaissé au profit d'interlocuteurs locaux. Une consultation est menée lors de l'élaboration du PMAD en 2011. Il est l'occasion pour les associations d'exprimer le souhait de se doter d'une ceinture verte. Des mémoires de citoyens et d'associations réclament alors sa réalisation afin de protéger les milieux naturels et les parcelles agricoles. Le PMAD est dévoilé fin 2011 et ne comporte pas de ceinture verte, mais une trame verte et bleue récréotouristique. Des associations environnementales plus importantes se saisissent du projet, principalement la Fondation David Suzuki et Nature Action Québec. Jusqu'alors, la mobilisation était citoyenne et reposait peu sur les travaux de chercheurs. Il s'agissait de mouvements de contestations suite à des projets immobiliers ou des problématiques de pollution. La Fondation David Suzuki est une organisation internationale à but non-lucratif basée au Canada et elle s'intéresse alors à la situation montréalaise. Elle a notamment appuyé la création de la *GreenBelt* de Toronto en évaluant la valeur monétaire des services écosystémiques qu'elle offre (Wilson, 2008). Nature Action Québec est un organisme de conservation et de conseil aux municipalités en matière de planification et gestion environnementale. Toutes deux produisent de la connaissance et utiliseront cette stratégie à Montréal, plusieurs rapports de la Fondation rédigés par des universitaires viendront démontrer l'intérêt économique d'une ceinture verte (Arbour *et al.*, 2013 ; Dupras *et al.*, 2013 ; Poder, 2015). Cette démarche s'intègre dans le concept de l'Infrastructure Verte, la protection des écosystèmes promue dans le projet montréalais est toujours liée à l'identification de fonctions bénéfiques pour l'Homme. Les chercheurs se mobilisent également et publient des articles en faveur de l'établissement d'une infrastructure verte (Dupras *et al.*, 2015 ; Bissonnette *et al.*, 2018). Des mémoires de recherches sont aussi produits par des étudiants de fin de cycle (Charron, 2017, Beaudouin, 2019). Quatorze villes et arrondissements de la CMM se prononcent en faveur du projet à l'époque, comme Longueuil, le Plateau Mont-Royal ou Sainte-Anne-de-Bellevue. D'autres suivront par la suite. La forme que pourrait prendre la Ceinture Verte Montréal est décrite dans le rapport de Arbour *et al.*, « Une ceinture verte grandeur nature : un grand projet mobilisateur pour la région de Montréal. » (2013)

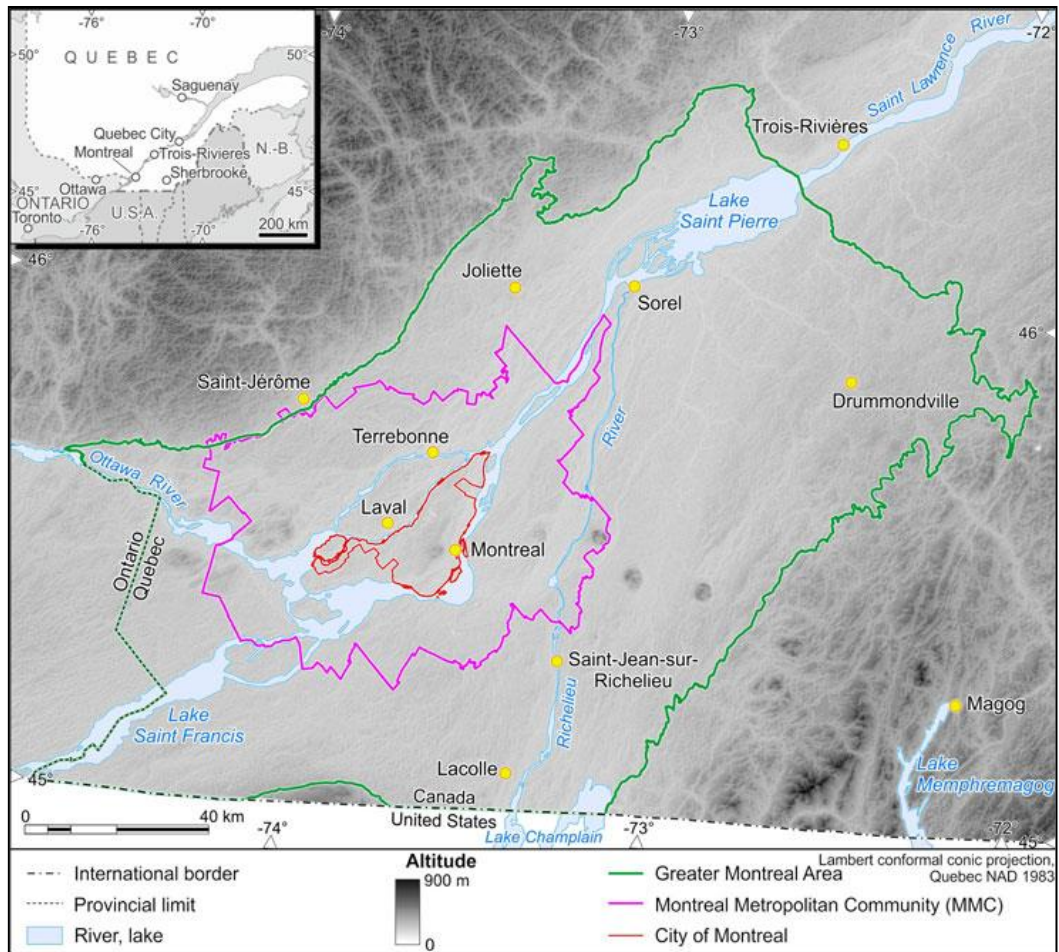


Figure 21: L'envergure du projet de ceinture verte à Montréal

Source : Dupras J., Drouin C., André P., Gonzalez A., 2015. Towards the Establishment of a Green Infrastructure in the Region of Montreal (Quebec, Canada). *Planning Practice & Research*, 30, 355-375. p.4

Le projet est immense et dépasse de loin les limites de la CMM avec 17 000 km², soit quatre fois l'étendue de la CMM (Figure 21). Nous sommes loin de la vision de Coalition Verte qui s'attardait sur l'Île de Montréal. Il s'articule autour de six orientations stratégiques :

- Protéger et mettre en valeur les milieux naturels de la région métropolitaine
- Restaurer la connectivité naturelle entre les milieux pour maintenir la biodiversité
- Protéger les superficies et la production agricole, dans une optique de renforcement du marché alimentaire local et régional
- Utiliser de manière durable les ressources naturelles de la région
- Créer un mécanisme efficace de planification et de déploiement de la Ceinture verte
- Améliorer le contact du grand public avec la nature et le milieu agricole

Différents outils d'aménagements existants sont proposés comme supports possibles, des outils réglementaires d'urbanisme, des plans régionaux de développement, des outils de conservation des terres et de protections des terres agricoles, etc. On remarque que les deux premiers objectifs sont destinés à la protection des écosystèmes, la régulation de l'étalement n'apparaît qu'en troisième position. Une « feuille de route » est proposée afin d'intégrer le projet aux stratégies de développement des multiples acteurs dans un esprit consensuel. Si l'intérêt écologique du projet est détaillé, l'intérêt pour les municipalités l'est moins. L'étalement urbain est dénoncé à cause des atteintes à l'environnement. C'est un renversement de paradigme par rapport aux Ceintures Vertes du XX^e siècle, où ce sont les effets sur les finances publiques et la gouvernance qui étaient mis en avant. Loin de la ville compacte qui souhaite s'entourer d'une ceinture d'espaces nourriciers et récréatifs, la ceinture verte montréalaise se veut protectrice des écosystèmes. Cette protection maintiendrait les services écosystémiques et de fait, emprunte de nombreux éléments aux infrastructures vertes (Dupras *et al.*, 2015 ; Bissonnette *et al.*, 2017 ; Maure *et al.*, 2018). La gouvernance se ferait de manière décentralisée dans une démarche de collaboration horizontale, non dans une démarche top-down, se rapprochant de l'infrastructure verte. La réunion de différents types de surfaces végétalisés (bois, champs, milieux humides) dans une même politique environnementale viendrait améliorer la connectivité écologique, contribuerait au maintien et au développement des services écosystémiques.

Lors de la publication du PMAD fin 2011, la ceinture verte n'est pas intégrée et est remplacée par une Trame Verte et Bleue (Allaire, 2014). Néanmoins, la CMM a pris acte de la mobilisation engendrée, comme on peut lire à la page 186 du PMAD :

« Depuis des années, des citoyens et des organismes de la région plaident pour qu'un parc écologique de l'archipel de Montréal voie le jour. L'idée défendue par les Partenaires du parc écologique de l'Archipel de Montréal (PPÉAM) est de protéger et de mettre en valeur une mosaïque de forêts, de milieux humides, de corridors verts et d'îles reliés entre eux par les grands cours d'eau qui sillonnent le Québec méridional. Le projet prévoit notamment de sauvegarder un minimum de 12 % du domaine bioclimatique de l'érablière à caryer cordiforme du sud-ouest du Québec. [...] Ce projet d'envergure compte établir une ceinture verte pour Montréal et le sud-ouest du Québec [...] Appuyé par une douzaine d'administrations municipales dont Longueuil, Boucherville, Hudson et Mascouche, le projet propose la protection de milieux naturels, incluant des bois métropolitains identifiés en 2003 par la Communauté. Ce projet dépasse largement le territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal. Il est donc suggéré d'inviter les MRC contiguës à la CMM de collaborer à l'élaboration de ce projet qui pourrait être un prolongement de la Trame verte et bleue. »

Michel Allaire, coordinateur à l'environnement auprès de la CMM écrit un article en 2014 :

« Le PMAD propose donc d'utiliser le terme « trame », par opposition à « ceinture » qui fait plutôt référence à un ruban entourant le centre »

Le contenu écologique de la CV est vidé, pour ne laisser que le développement d'activités récréotouristiques.

4.2. L'évolution de la tâche urbaine

Les premiers partisans d'une ceinture verte au début des années 2000 réclament un outil de régulation de l'étalement urbain face à une situation inquiétante, comme en témoignent les chiffres de Dupras *et al.*, 2016 qui constate une augmentation de 44% de la surface bâtie entre 1981 et 1996.

Comment cette situation a-t-elle évolué après ? Cet étalement urbain peut être étudié à travers l'identification de la tâche urbaine, qui se définit par une représentation surfacique de la continuité du bâti et est régulièrement utilisée par les urbanistes et les géographes (Clergeau, 2011 ; Brun, 2015 ; Nazarnia *et al.*, 2016). Il n'y a pas de consensus sur un seuil métrique précis quant à la distance optimale pour inclure ou exclure un bâtiment de la zone urbaine. En France, le seuil retenu par le Service National des Statistiques (ancêtre de l'INSEE) est de 200 mètres (Loriot et Di Salvo, 2008). Etant donné l'échelle étudiée, la Communauté Métropolitaine, nous avons utilisé un seuil de 300 mètres pour évaluer l'évolution de la tâche urbaine entre 1996 et 2019.

Deux cartes ont été utilisées : la carte topographique de 1996 et la carte de la canopée montréalaise de 2019³². Ces deux documents permettent d'isoler une empreinte des bâtiments sur l'étendue de la CMM. La méthode utilisée est une dilatation-érosion (Figure 22). Une zone tampon de 150 mètres est créée autour des bâtiments. Ainsi, deux bâtiments proches de 300 mètres seront considérés comme faisant partie de la même zone bâtie. Cette zone tampon est fusionnée avec les zones voisines lorsqu'il y a contact (en bleu sur le schéma), puis, elle est érodée de 150 mètres, formant une carte constituée de tâche plus ou moins grande. Le réseau hydrique est alors plaqué sur la carte obtenue, afin de ne garder que les superficies terrestres. Enfin, les tâches de moins d'un hectare sont supprimées. Nous insistons, la tâche urbaine ne représente donc pas la surface construite.

³² Les données de 1996 proviennent de la base de données CanVec et les données de 2019 proviennent de la carte de la canopée montréalaise de l'Observatoire du Grand Montréal.

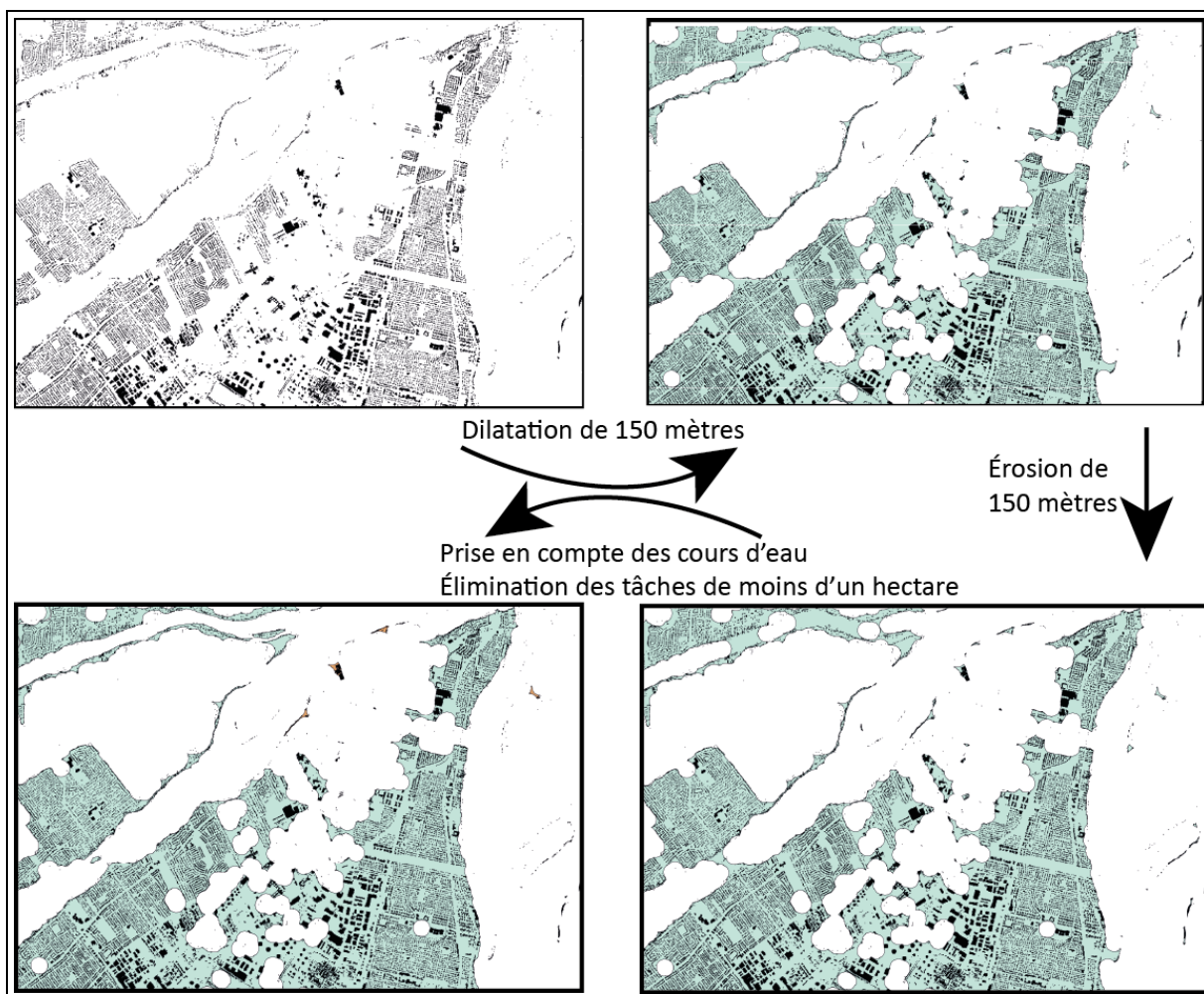


Figure 22 : Démarche méthodologique de la création de la tâche urbaine

Réalisée par X. Cornet. Source : Observatoire du Grand Montréal (2019), CanVec (1996).

	Taille des tâches	Nombre de tâches	Surface totale (en ha)	Part total (en %)
1996	1 hectare et plus	718	105810,68	100,0
	10 hectares et plus	251	104128,96	98,4
	100 hectares et plus	44	98135,31	92,7
2019	1 hectare et plus	774	114684,02	100,0
	10 hectares et plus	204	112816,81	98,4
	100 hectares et plus	42	108333,38	94,5

Tableau 2: Évolution de la taille et du nombre de tâches urbaine

L'évolution de la tâche urbaine de Montréal montre une croissance de 8 % de la surface bâtie en 23 ans, qui passe de 1 058 à 1 147 km², bien loin de la croissance de la fin du XX^e siècle (Tableau 2). Si l'on exploite les données démographiques, la densité dans la tâche urbaine passe de 3 143 à 3 765 habitants/km², ce qui va dans le sens d'une densification³³. La tâche urbaine croît donc moins vite que la hausse démographique.

Les interstices urbains sont progressivement construits, ce qui amène à une progression de la continuité du bâti. Les bourgeonnements périphériques en pleine campagne se raréfient, on assiste à une diminution du nombre de tâches supérieure à 10 hectares. Le nombre de tâches dont la taille est comprise entre 1 et 10 hectares a connu une légère croissance (+8 %), mais elles se font rapidement absorbées par tâches les plus larges.

Cette densification du tissu urbain est un des révélateurs de la mutation de Montréal. Alors que les banlieues pavillonnaires sont construites ex nihilo loin de la ville au XX^e siècle, il semblerait que les espaces soient progressivement construits entre le centre urbain et la périphérie. Cette densification est imputable à divers facteurs. Les politiques de revalorisation des espaces vacants par les municipalités ont porté leurs fruits. Créer un lotissement loin d'un noyau urbain demande des investissements conséquents dans le développement d'infrastructure (route, assainissement, etc.). Cet effort dans la densification est au centre du Plan Métropolitain d'Aménagement et de Développement de la CMM.

³³ Nous n'avons pu trouver de données démographiques à l'échelle de la CMM qui date de 1996, l'entité n'existait pas encore. Les chiffres utilisés sont à l'échelle de la Région Métropolitaine de Recensement (RMR), une entité plus grande et peuplée que la CMM. Nous avons donc rapporté les chiffres de population de la RMR sur les surfaces urbaines de la CMM. Les résultats obtenus montrent donc une tendance et ne sont pas à exacts.

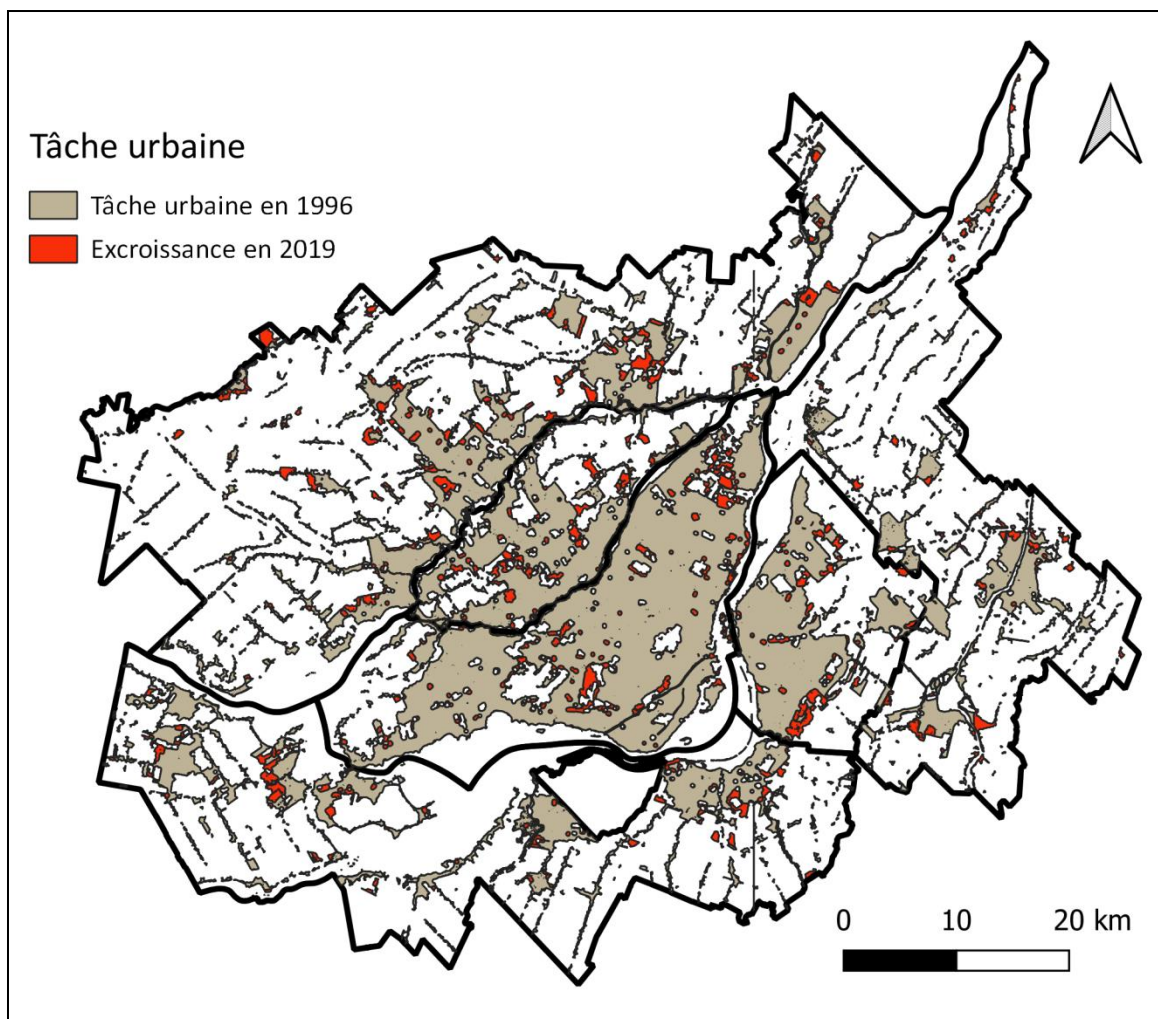


Figure 23: Les tâches urbaines de 1996 et 2019

Réalisée par X. Cornet. Sources : Observatoire du Grand Montréal (2019), CanVec (1996).

La forme de la tâche urbaine de Montréal révèle l'effet structurant des routes, urbanisées en premier par souci de commodité (Figure 23). Particulièrement en Amérique du Nord, le développement urbain s'appuie sur les axes de transports. Les cours d'eau sont également attractifs du fait des aménités environnementales qu'ils amènent. Des articles scientifiques documentent, voire dénoncent cet étalement, à l'instar de l'article de Marois, Deslauriers et Bryan en 1991 : « Une revue de la littérature scientifique sur l'étalement urbain et sur les relations urbaines-agricoles dans la frange urbaine : le cas de la région métropolitaine de Montréal, dans le contexte nord-américain » et de l'ouvrage de Jean Cimon de 1990 « Zonage agricole et développement urbain » qui fait le point sur le bilan mitigé de la loi sur la protection des terres agricoles de 1978. Néanmoins, cet étalement est à nuancer au regard d'autres précédents américains. À l'échelle de l'aire urbaine, on constate que le tissu urbain s'est étalé en tache d'huile, mais sans les bourgeonnements périphériques qu'on retrouve dans les logiques de *white flight* aux États-Unis. Le cas montréalais est loin d'être l'archétype de la polycentralisation qu'on

peut retrouver ailleurs sur la Côte Est, comme à Détroit ou dans une moindre mesure, à Toronto. À Montréal, le tissu urbain reste plus compact.

Initialement réclamé afin de contenir l'étalement urbain, le projet de ceinture verte change donc de fonctions lorsque les associations environnementales nationales s'en saisissent au tournant des années 2010, comme le montre ce passage tiré d'un rapport scientifico-associatif de la Fondation David-Suzuki (Arbour *et al.*, 2013) :

« Si elles visaient au départ à « ceinturer » la ville pour contenir l'étalement urbain, les ceintures ou trames vertes modernes tendent plutôt à promouvoir un développement urbain harmonieux qui protège les milieux naturels, contribue à la qualité de vie des citoyens et au renforcement de l'attractivité de ces régions urbaines. Les ceintures vertes permettent également le maintien des services que les écosystèmes procurent à la collectivité, comme la prévention des inondations et des sécheresses, la séquestration du carbone, la filtration de l'eau ou la pollinisation. Ces services peuvent représenter une valeur de plusieurs milliards de dollars annuellement et contribuent ainsi de manière importante à la prospérité des régions urbaines. »

4.3. Une ceinture verte pour le Grand Montréal : un projet très ambitieux

Depuis 2011 et la création du PMAD, le projet de ceinture verte est à l'arrêt. Les vagues de publications scientifiques en 2013-2018 et de mémoires de fin d'études (2017-2020) suivent la temporalité de la recherche, où la saisie d'un « projet de recherche » est une entreprise longue ponctuée de phases annexes (recherche de financement, communication, concertation avec les pairs) (Bouffartigue et Lanciano-Morandat, 2013). Tous traitent du besoin d'une ceinture verte ou d'une *green infrastructure* (GI) pour le Grand Montréal. Deux catégories peuvent être identifiées :

- Une première dont l'objectif est d'être mobilisateur à travers l'identification d'une demande et d'un besoin social par l'identification de service écosystémique (Arbour *et al.*, 2013 ; Dupras *et al.*, 2013 ; Poder, 2015 ; Maure *et al.*, 2018).
- Une seconde qui reconnaît l'abandon du projet, renouvelle le besoin de le relancer et analyse les barrières et opportunités autour de l'établissement d'une GI par des entrevues (Dupras, 2014 ; Dupras *et al.*, 2015 ; Bissonnette *et al.*, 2017 ; Bissonnette *et al.*, 2018).

Les Partenaires du Parc Écologique de l'Archipel de Montréal ont été de moins en moins actifs et remplacés par une nouvelle association : le Mouvement Ceinture Verte. Fondé en 2012, le Mouvement

découle d'une coalition d'organisations environnementales d'ampleurs variées³⁴. Il semble néanmoins que deux associations soient centrales, la Fondation David Suzuki dont elle partage les locaux, et le Conseil régional à l'environnemental (CRE) de Montréal. Cette dernière est pleinement consacrée à la création d'une ceinture verte et coordonne les travaux d'autres associations et des chercheurs. Elle effectue un travail politique où elle cherche à influencer les décideurs, notamment par la rédaction de mémoires lors des consultations publics. Elle soumet des mémoires lors des révisions des documents d'urbanisme de municipalités de la CMM³⁵ ou lors des consultations pour de grands projets d'infrastructures, comme la construction d'oléoducs.

À partir de la littérature scientifique et des éléments vus précédemment, l'échec de la mise en place d'une ceinture verte résulte de plusieurs facteurs :

1. Malgré un travail substantiel dans les rapports scientifico-associatifs, les besoins économiques, sociaux et politiques ne sont pas identifiés. La réflexion porte sur l'évaluation monétaire des services écosystémiques à l'échelle du Grand Montréal (Dupras *et al.*, 2013) et montre l'importance des espaces naturels. Mais la demande sociale reste floue. Il y a une mobilisation vigoureuse lors d'enjeux locaux, telle la construction de lotissements sur des espaces à hautes valeurs écologiques comme dans l'arrondissement Pierrefonds-Roxboro à l'ouest de l'Île³⁶ ou au Boisé des Hirondelle à Saint-Bruno-de-Montarville³⁷.

« La mobilisation des citoyens est variable, elle survient parfois dans un contexte particulier de défense d'intérêts environnementaux selon des approches ascendantes (bottom-up). En effet, selon des intervenants en conservation, la mobilisation citoyenne fonctionne bien lorsqu'elle concerne des enjeux concrets qui concernent directement les citoyens, comme la défense d'un boisé » Conclusion des groupes de discussions lors du Sommet sur les Infrastructures Naturelles de 2016 (Bissonnette *et al.*, 2017).

La ceinture verte est un projet d'envergure qui dépasse de loin le projet local, d'où un sentiment d'appartenance faible pour le citoyen. De plus, nous l'avons vu, l'étalement urbain touche peu les surfaces forestières (Tableau 1) et est souvent dénoncé lorsque c'est le cas. Le morcellement agricole est une problématique qui n'est pas mobilisatrice. Le dialogue avec les agriculteurs apparaît peu dans

³⁴ Fondation David Suzuki, de Nature Québec, d'Héritage Laurentien, du Conseil régional de l'environnement de Laval, le Cre de Montréal de la Coalition verte, des Partenaires du parc écologique de l'archipel de Montréal et de la Fondation Cowboys fringants

³⁵ Comme à Laval, Chambly, Longueuil, Boucherville, Saint-Bruno-de-Montarville, St-Jean-sur-Richelieu

³⁶ <https://sauvonslal.com/>

³⁷ <https://lemontarvillois.com/saint-bruno-de-montarville-le-boise-des-Hirondelles-est-en-bonne-voie-detresauve/>

le projet, chose soulevée lors des entretiens de professionnels (urbanistes, biologistes, ingénieurs, etc.) et de chercheurs (Bissonnette *et al.*, 2018). La stratégie d'identification de service a eu comme objectif d'interpeller, de « séduire » les municipalités. Elle a délaissé la démarche bottom-up et des appuis sur des enjeux locaux. Enfin, cette stratégie d'identification de services comporte un risque : elle quantifie le choix du décideur politique, entre la quantification économique d'un territoire protégé et le développement économique de ce territoire. Les municipalités qui privilégient la compétitivité économique ne sont pas sensibles à l'argument des SE, puisque leurs objectifs économiques et fiscaux reposent sur le développement immobilier.

2. La taille du projet de ceinture verte explique aussi son échec, notamment à travers le manque de sentiment d'appartenance de la société civile et le problème de la gouvernance. Le tracé des contours de la ceinture verte repose sur des réalités biogéographiques et non sur une entité administrative. À cette échelle, il n'y a pas d'interlocuteur autre que la province. Or, le gouvernement québécois ne semble pas vouloir interférer avec le processus de métropolisation mis en place avec la CMM. Le souvenir de la contestation autour de la réforme Harel explique aussi l'indifférence de Québec à ce jour (Tomàs, 2012). La mise en place d'une ceinture verte repose sur l'acceptation des municipalités³⁸, de la CMM et de la Ville de Montréal, le tout sur une surface gigantesque, avec 17 000 km²³⁹. La Ceinture Verte de Toronto qui est considéré comme la plus grande au monde recouvre « seulement » 7 280 km² (Carter-Whitney, 2008). Un consensus politique serait un exploit sans supervision gouvernementale, entre l'agglomération, les autres grandes aires urbaines de plus de 50 000 habitants (Laval, Longueuil, Terrebonne, Saint-Jean-sur-Richelieu, Drummondville, etc.), les municipalités et MRC aux intérêts divergents. À titre de comparaison, c'est le gouvernement Ontarien qui a mené le projet de la ceinture verte torontoise (Macdonald et Keil, 2012).

3. La gouvernance de la région montréalaise est également un facteur limitant (Dupras *et al.*, 2015). Bien que l'on assiste à une métropolisation des villes et à une décentralisation de la gouvernance des ceintures vertes (Amati et Taylor, 2010 ; Thomas et Littlewood, 2010 ; Young, 2014), la validation voire la supervision du gouvernement semble indispensable. Les grandes ceintures vertes dans le monde occidental en sont le fruit (Amati et Yokohari, 2006 ; Bengston et Youn, 2006 ; Lloyd et Peel, 2007 ; Ali, 2008 ; Carter-Whitney, 2008). Intrinsèquement, une ceinture verte est une démarche top-down. D'ailleurs, la démarche originelle de la Coalition Verte, puis des Partenaires du PEAM dans les années 2000, se focalisait sur une supervision gouvernementale. Or, le Grand Montréal est lancé dans un processus de métropolisation. D'un côté, le gouvernement ne souhaite pas interférer ; et de l'autre,

³⁸ Regroupées en Municipalité Régionale de Comté (MRC). Le pendant français serait la communauté de commune

³⁹ À titre de comparaison, l'île de France fait 12 000km²

les instances politiques choisies, notamment la CMM, ne sont pas des « autorités fortes ». La création d'une ceinture verte ne peut alors se faire que sur la base d'un hypothétique consensus influencé par un mouvement citoyen majeur. Force est de constater que si des milliers de personnes sont sensibles à la cause climatique et manifestent leurs soutiens à la cause environnementale lors des Marches pour le Climat, le projet de Ceinture Verte est bien moins mobilisateur⁴⁰. Cette nécessité de s'organiser autour d'un consensus s'avère complexe si l'on considère que la temporalité politique ne s'y prête guère, où les acteurs municipaux sont élus tous les cinq ans. Quand bien même cette temporalité se transforme en avantage sur des projets locaux, où la contestation d'un projet immobilier peut conduire à des évolutions aux approches des élections ; elle menace de réduire à néant les avancées d'une politique environnementale. Enfin, si la lutte contre l'étalement urbain est une priorité affichée par les acteurs publics montréalais, il n'y a pas de consensus. Certaines municipalités en périphérie souhaitent économiquement se développer et profiter de davantage de taxes foncières et de délocalisations d'entreprises⁴¹. Elles veulent s'étaler et les résolutions de Montréal et de la CMM sont à l'encontre de leurs intérêts (notamment sur la densification). Ces municipalités des périphéries ont un faible poids dans le Conseil de la CMM, mais elles essaient de garder une marge de manœuvre. Elles profitent du flou laissé dans les directives du PMAD et traînent sur la mise en conformité de leurs schémas d'urbanisme avec ce dernier. En 2018, une MRC dans la Couronne Nord⁴² n'avait pas encore mis à jour son schéma d'aménagement avec le PMAD (Communauté Métropolitaine de Montréal, 2018).

4. La connaissance du territoire n'est pas encore suffisante, par manque d'étude et d'outils réglementaires (Bissonnette *et al.*, 2018). Comme on peut lire dans le PMAD de 2011 et dans le Plan d'action 2019-2023, de nombreux points sont consacrés à l'identification et à la cartographie de zones d'intérêts⁴³. La CMM élabore des stratégies environnementales avec une faible connaissance des écosystèmes, ce qui conduit à une démarche top-down parfois inadaptée aux conditions locales (Bissonnette *et al.*, 2018). Par exemple, il n'existe pas encore à ce jour de répertoire à jour des espaces protégés sur la CMM.

« Il est actuellement impossible de dresser un portrait complet de l'ensemble des initiatives municipales de conservation malgré les outils existants (Communauté Métropolitaine de Montréal, 2019, p. 19) »

Le constat est à nuancer. La plupart des analyses, rapports et articles ont été publiés après l'élaboration du PMAD et sont donc apparus trop tard pour peser sur son contenu. La situation a évolué depuis

⁴⁰ Si ce n'est dans les localités où la destruction de boisée est synonyme d'une diminution de la qualité de vie

⁴¹ Par exemple, la multinational Bombardier a des usines à Mirabel (Couronne Nord)

⁴² MRC de Deux-Montagnes

⁴³ Identification des aires protégées, des bois métropolitains et des corridors forestiers, des milieux humides, des plaines inondables, du patrimoine bâti d'intérêt métropolitain, milieux naturels d'intérêt métropolitain

l'abandon du projet de Ceinture Verte montréalaise en 2011. Le tissu associatif et universitaire s'est étoffé et structuré et la CMM multiplie les initiatives afin de mieux connaître son territoire dans le cadre d'une Trame Verte et Bleue récréotouristique.

Conclusion du Chapitre 2

D'abord mobilisée dans les politiques publiques d'aménagement à travers des fonctions hygiénistes et aménitaires au XIX^e siècle, la végétation urbaine occupe une place de plus en plus importante dans l'amélioration du cadre de vie au cours du XX^e siècle, dans un contexte de transition urbaine et d'industrialisation, jusqu'à devenir un élément structurant de la ville. L'écologisation des politiques urbaines après les années 80-90 diversifie davantage les fonctions attribuées aux espaces végétalisés, avec les prémices des premiers réseaux écologiques en milieu urbain et péri-urbains : les *greenways*. À Montréal, la préservation de la biodiversité et des connectivités spatiales passe par un nouvel outil : l'écoterritoire, et l'on assiste progressivement à une réponse politique au niveau municipal et à la mobilisation citoyenne autour de la biodiversité et des changements environnementaux. Face au traumatisme occasionné par une urbanisation effrénée dans les années 70-90, une ceinture verte est réclamée par les associations environnementales afin de limiter l'étalement urbain. Paradoxalement, la demande pour une ceinture verte montréalaise croît entre 2000 et 2010 pendant que l'urbanisation s'essouffle, amenant à des propositions ressemblant davantage à un réseau écologique. Le projet est finalement redirigé vers une infrastructure verte, pourvoyeuse de services écosystémiques, qui sollicite la collaboration des différents acteurs locaux sous la supervision de la CMM. Ce projet de ceinture verte montréalaise illustre par ses évolutions la transformation des enjeux environnementaux et des attentes d'une partie des habitants. En poursuivant l'analyse du projet de ceinture verte et d'autres plans d'aménagement environnemental, le chapitre 3 nous permettra de décrire cette évolution des réseaux d'espaces végétalisés, dont on décrira l'évolution et la diversification des objectifs, bien loin des missions habituellement associées aux ceintures vertes ou aux réseaux écologiques.

Chapitre 3 : Vers la mise en place d'un réseau d'espaces végétalisés à l'échelle de l'aire urbaine

Introduction du Chapitre 3

Si l'on envisage la question de la végétation en lien avec l'aménagement à l'échelle de l'ensemble de l'aire urbaine, il convient de faire le point, dans ce chapitre 3, sur les politiques publiques qui ont été menées depuis la volonté de mettre en place une ceinture verte jusqu'à la trame verte et bleue à visée plus récréative qu'écologique.

Historiquement, les ceintures vertes sont des outils d'aménagement visant à contenir l'étalement de la tâche urbaine en rendant inconstructible les zones végétalisées environnant l'aire urbaine. L'instauration d'une politique environnementale aussi restrictive à une telle échelle témoigne d'une volonté forte d'une autorité régionale, voire provinciale. Souvent citée en exemple, la *greenbelt* ontarienne a été décidée et instaurée par le gouvernement provincial en 2005 (Amati et Taylor, 2010).

Les tenants du projet de la ceinture verte montréalaise ont conscience de la nécessité d'une gouvernance forte et tiennent compte des processus politiques à l'œuvre dans le Grand Montréal. Les tenants du projet de la ceinture verte montréalaise au sein des associations environnementales comme au sein des autorités publiques locales s'inspirent de Toronto et ont conscience de la nécessité de cette gouvernance forte. Le projet a néanmoins évolué en raison des transformations de la gouvernance montréalaise.

Nous verrons dans ce chapitre comment la création de la Communauté Métropolitaine de Montréal a déçu les attentes des associations environnementales et comment, faute de décisions fortes, la ceinture verte n'a finalement pas vu le jour, remplacée par la création d'une Trame Verte et Bleue (TVB) à visée essentiellement récréative, bien plus consensuelle, qui ne s'y est pas vraiment substitué. Dans ces péripéties de nature politique nous tenterons de voir quelle place a été réservée dans tout cela des enjeux écologiques ?

1. Du projet de ceinture verte à la TVB : les conflits de gouvernance autour des enjeux d'aménagement environnementaux dans l'aire urbaine montréalaise

1.1. Le gouvernement provincial québécois, grand absent de la ceinture verte

La stratégie des porteurs du projet de ceinture verte d'abandonner les discussions avec le gouvernement au profit de la CMM peut être interrogée. En effet, le projet a été victime d'un conflit de gouvernance opposant la métropole au gouvernement provincial qui laisse perplexe. Tentons de comprendre ce qui s'est joué. Pourquoi abandonner l'interlocuteur incontournable à toutes les ceintures vertes ?

À titre de comparaison, les deux *greenbelts* canadiennes, celles d'Ottawa et de Toronto, ont toutes deux été imposées par le gouvernement provincial. Le cas ontarien est un cas d'école : le *GreenBelt Act* de 2005 et le *Place to Grow Plan* de 2006 sont imposés par le gouvernement qui décrète les zones à préserver et celles à développer (Ali, 2008 ; Macdonald et Keil, 2012).

Deux raisons peuvent être invoquées pour expliquer ce choix de de la part des associations environnementales montréalaises, toutes deux parties prenantes de la constitution de la CMM :

- Le gouvernement se désolidarise des décisions politiques à Montréal et le nouveau ministre de l'Environnement de 2006, Claude Béchar, est catégorique : le gouvernement n'interviendra pas dans la constitution d'une ceinture verte sans un consensus des institutions politiques montréalaises.
- Alors qu'à l'origine, il était prévu de doter la CMM d'un pouvoir législatif et fiscal, cela n'a finalement pas été le cas. Ce nouvel échelon administratif s'est donc retrouvé cantonné à un simple rôle de coordination des différents interlocuteurs.

Ces deux points méritent d'être éclaircis si l'on veut comprendre le rôle de la CMM dans politiques environnementales.

1.2. Une volonté de réorganisation territoriale ancienne

Dans les années 1920, les municipalités limitrophes à Montréal peinent à faire face à leur urbanisation rapide. Elles sont finalement annexées par la Ville afin d'éponger leurs dettes (Chevalier, 2000). Ce fardeau économique contraint Montréal à abandonner d'autres projets d'annexion pour des raisons économiques. La modernisation rapide de la ville et son étalement effréné dans les années 1960-1970 oblige à repenser une structure intermunicipale et à mutualiser les coûts. La Communauté Urbaine de Montréal (CUM) est créée en 1969 et recouvre une partie des municipalités de l'Île de Montréal, principalement le sud et le centre. Un débat fait alors rage en Amérique du Nord (Chevalier, 2000) : Vaut-il mieux garder un découpage horizontal qui privilégierais les pouvoirs municipaux, quitte à perdre en cohérence territoriale ? OU alors vaut-il mieux créer des découpages verticaux en créant de

nouvelles structures intermunicipales, quitte à diminuer le pouvoir des municipalités ? Les tenants de la première solution, les « libéraux » arguent de la libre compétition entre les territoires et de l'intérêt d'une gouvernance locale. Les tenants de la seconde solution, les « réformistes » dénoncent un manque cruel de rationalisation dans la gouvernance des territoires qui favorise les inégalités d'accès et l'inefficacité des infrastructures (Tomàs, 2012). En 1996, face à la nécessité de réorganiser la CUM, le gouvernement provincial met en place un ministre de la Métropole afin de réfléchir à une solution à propos de la gouvernance du Grand Montréal et des autres centres urbains québécois. En 2000, la ministre de la Métropole Louise Hamel conduit une réforme afin de rationaliser l'aménagement du territoire. Deux grands axes se dégagent : le renforcement des aires métropolitaines (Montréal et Québec) et le regroupement de municipalités. C'est à cette occasion qu'est créé la Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM) en (2001). À un niveau infra-métropolitain, les municipalités composant la CUM fusionnent et deviennent la nouvelle Ville de Montréal (Douay et Roy-Baillargeon, 2016).

Selon le raisonnement du gouvernement, le coût d'un centre-ville moderne à vocation internationale et toutes les infrastructures qu'il offre reposent sur le budget de la Ville de Montréal, alors que l'ensemble des habitants de l'aire urbaine en bénéficie également. Parallèlement à la politique de fusion des communes est mis en place un nouveau découpage en arrondissements. 24 sont créés, 18 à partir de 27 municipalités annexes, 6 à partir de l'ancienne Ville. Dès 2003, un projet de loi examine la défusion face à la gronde des élus. Après le vote d'un référendum en 2004, 15 municipalités font sécession⁴⁴, majoritairement dans la partie anglophone et aisée de l'île. La Ville ne perd cependant que 13 % de sa population. Un nouvel échelon administratif est créé, l'Agglomération de Montréal, qui lie les nouvelles villes à la Ville de Montréal (Figure 24).

⁴⁴ Nous nous éloignons du sujet de cette thèse, mais je mentionne que sans un règlement spécial et contraignant, ce sont les 22 arrondissements de l'ancienne banlieue qui auraient fait sécession.

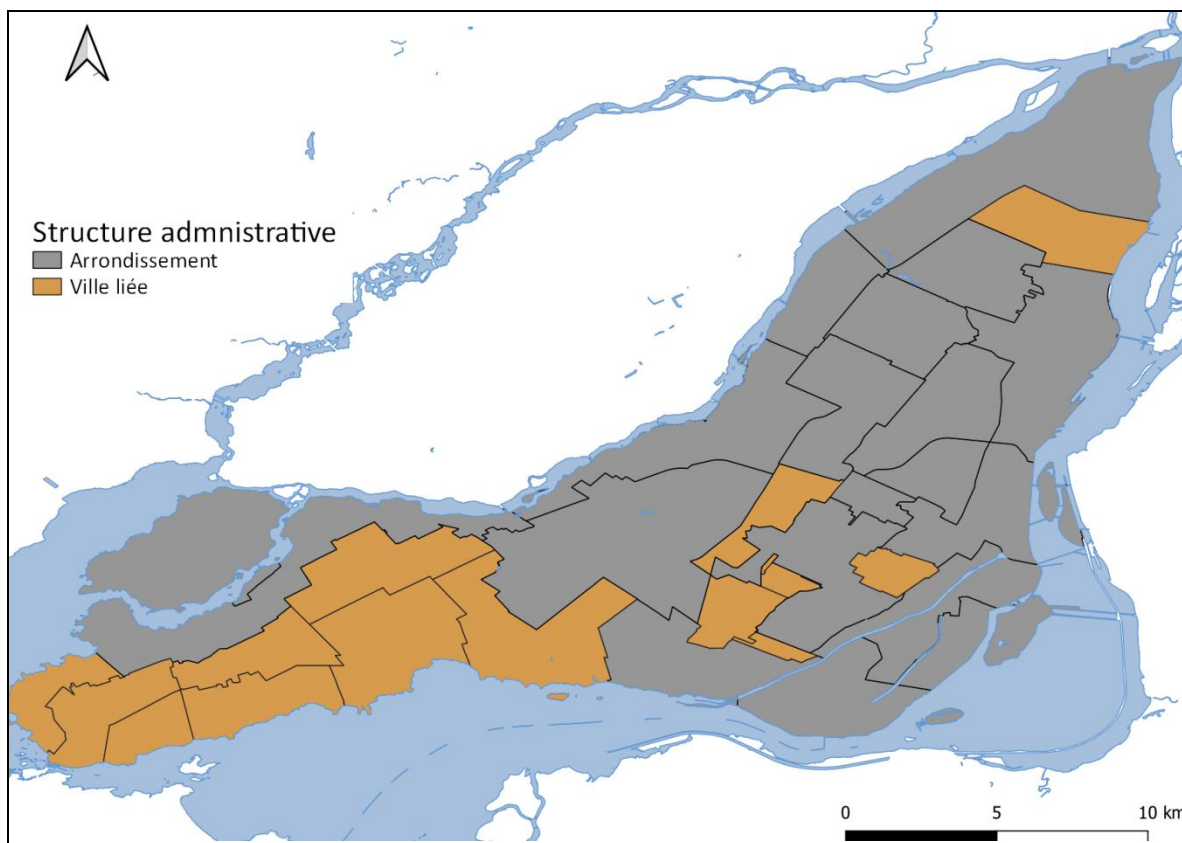


Figure 24: Les limites administratives de Montréal

L'agglomération se voit attribuer les compétences générales (police, pompier, assainissement des eaux, collecte et gestion de matières résiduelles, transport en commun). Les villes-liées récupèrent des compétences plus locales (loisirs, travaux publics, réfection de la voirie). La fiscalité est revue afin de faire contribuer tous les membres de l'agglomération. Les compétences en espaces verts sont mises en commun sous la Direction des grands parcs et du verdissement qui gère les Parcs-nature, les parcs métropolitains et les grands parcs urbains. Les arrondissements et villes liées ont la responsabilité des parcs locaux. De l'avis de certains élus interrogés par Tomàs, la gouvernance est encore loin d'être optimisée et efficiente à cause du poids encore trop élevé des arrondissements et villes liées dans la gestion de leurs territoires. On notera que le phénomène n'est pas isolé, d'autres villes ont aussi subi ces fusions, parfois suivis de défusions, comme à Longueuil ou à Québec, témoignant d'un échec partiel.

Nous montrerons dans la suite de la thèse que cette gouvernance chaotique affecte les politiques environnementales à l'échelle de l'île, comme nous le verrons tout au long de cette thèse.

Par exemple, le plan d'urbanisme de 2004 et le schéma d'aménagement de 2015 qui émanent de la Ville sont librement interprétés dans les plans et chapitre d'arrondissements. L'objectif de l'agglomération de protéger 10 % de son territoire est encore loin d'être atteint. Les acquisitions coûtent chères et les municipalités possèdent déjà un parc foncier conséquent. Pourtant, les échelons administratifs collaborent peu et n'ont pas protégé certains espaces naturels pourtant possédés par le secteur public. L'agglomération cherche à les protéger, mais certains arrondissements/villes liées perçoivent ces espaces comme de réservoirs fonciers⁴⁵.

1.3. Création de la Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM)

En 2001, la réforme Harel débouche sur la constitution de la Communauté Métropolitaine de Montréal. Le tracé reprend presque exactement la forme de la Région Métropolitaine de Recensement (RMR). La RMR n'est pas un territoire institutionnel, elle est juste une entité statistique qui recouvre les municipalités dont au moins 50 % des actifs travaillent dans l'agglomération (Douay et Roy-Baillargeon, 2016). La création de ce troisième niveau de gouvernance a comme objectif principal de coordonner le développement économique et d'améliorer la compétitivité (Tomàs, 2012) et la création de la grande Ville de Toronto en 1998, grande rivale économique, n'y est pas étrangère. La coopération entre municipalités est historiquement conflictuelle. Malgré une interdépendance économique croissante, elles peinent à collaborer, laissant place à confrontation assez classique entre la ville centre, la banlieue et les communautés rurales. Les coûts d'entretien des infrastructures centrales que les communes périphériques n'entendent pas supporter, ou la concurrence fiscale exercée par les municipalités péri-urbaines dans le but d'attirer les entreprises et les ménages, cristallisent un certain nombre de querelles entre le centre et la périphérie.

Face néanmoins aux oppositions des élus locaux, le gouvernement a dû revoir à la baisse son projet initial en limitant drastiquement les compétences transférées à la CMM. Le système de représentation adopté qui panache les pouvoirs entre ville centre et municipalités périphériques n'aide pas à dégager des majorités stables au sein de l'exécutif local (Douay et Roy-Baillargeon, 2016). La forme choisie est une CMM légère avec peu de compétences. Actuellement, la Communauté est dirigée par un conseil de 28 membres et présidée par le maire de Montréal :

- Le maire de Montréal et treize élus désignés par le conseil d'agglomération de Montréal
- Le maire de Laval et deux élus désignés par le conseil de la ville
- Le maire de Longueuil et deux élus désignés par le conseil d'agglomération de Longueuil

⁴⁵ À l'instar du Bois d'Anjou, tiraillé entre les visées économiques de l'arrondissement et la protection des surfaces naturelles par l'agglomération.

- Quatre maires désignés par les municipalités régionales de comté de la couronne Nord de Montréal
- Quatre maires désignés par les municipalités régionales de comté de la Couronne Sud de Montréal

En dépit de cette instabilité structurelle, un premier Plan Métropolitain d'Aménagement et de Développement (PMAD) est construit en 2011 à partir d'un nouveau partage de compétences décidé en 2010 (Douay et Roy-Baillargeon, 2016). La CMM se voit dotée de compétences en aménagement, développement économique, logement social, équipements, environnement et élaborent de grandes stratégies de développement. Les orientations d'aménagement des municipalités et des municipalités régionales de comté doivent dorénavant être conforme aux directives du PMAD. A l'exception de la couronne nord qui s'oppose « par habitude » aux autorités montréalaises, le PMAD et la CMM font consensus sont désormais bien acceptés, bien qu'en son sein les rivalités politiques perdurent, l'empêchant parfois d'avoir un rôle plus structurant sur l'aménagement métropolitain (Tomàs, 2012).

« Les acteurs [municipaux] prennent des initiatives pour promouvoir leurs préférences ; des réunions avec des responsables politiques, la diffusion de leurs idées par des articles de presses, des manifestations et des rassemblements ou des pressions informelles. Ils n'attendent pas d'être invités, mais s'organisent pour influencer sur les décisions. Les représentants [des villes] sont des entrepreneurs : ils prennent l'initiative et proposent d'autres options afin de changer l'équilibre politique. »⁴⁶ (Tomàs, 2012) p. 116.

En matière d'environnement, le PMAD de 2011 adopte des objectifs d'identifications et de conservations des milieux naturels et des paysages en plus de la constitution d'une trame verte et bleue récréative. Le document le plus récent est le Plan Action 2019-2023 du PMAD qui liste les principaux objectifs environnementaux pour 2023 :

⁴⁶ Tomàs dit cela en parlant des discussions autour de la forme que prendrait la CMM en 2000. Mais l'attitude proactive décrite est toujours vraie.

Mise en œuvre la phase II du programme de la Trame verte et bleue	Soutien aux initiatives locales	90 M\$
Élaboration et mise en œuvre d'un Plan métropolitain de l'eau	Coordination	250 K\$
Mise en place d'un registre métropolitain des aires protégées	Recenser	100 K\$
Élaboration d'une carte des milieux naturels d'intérêt métropolitain	Recenser	25 K\$
Élaboration d'une carte de reboisement métropolitain	Recenser	25 K\$
Production d'un inventaire des connaissances, pratiques, outils et initiatives novatrices en matière de protection et de mise en valeur	Recenser	100 K\$
Mise sur pied d'une table métropolitaine sur la protection et la mise en valeur du patrimoine et des paysages	Coordination	75 K\$
Création de deux comités pour l'alimentation en eau potable en cas de déversement de produits pétroliers	Coordination	100 K\$
Mise en œuvre du Plan d'action des plaines inondables de l'Archipel	Travaux	6.5 M\$

Tableau 3 Les objectifs environnementaux du Plan d'Action 2019-2023

De nombreux objectifs sont prospectifs et destinés à une meilleure connaissance du territoire et à la coordination des plans d'actions. En fin de compte, les municipalités connaissent peu leurs territoires et/ou ne veulent pas partager leurs connaissances avec la CMM. Ce manque de légitimité et de connaissance du territoire ralentit la CMM dans l'élaboration et le suivi d'une politique environnementale poussée. La phase d'action est encore lointaine, si ce n'est à travers la Trame Verte et Bleue (TVB) qui dispose d'un fond conséquent vouée à aider les municipalités à mener des « projets environnementaux » dont nous verrons la nature plus loin.

2. Vers une prise en compte plus forte des enjeux écologiques associés aux espaces végétalisés ?

2.1. Un bref constat de la dégradation des espaces végétalisés montréalais par l'artificialisation des sols

Ces politiques d'aménagement et environnementales planifiées au niveau de l'aire urbaine visent également à réduire l'étalement urbain. L'étalement urbain est un phénomène ancien à Montréal, étudié depuis une trentaine d'années (Marois *et al.*, 1991 ; Collin et Mongeau, 1992 ; Sénécal *et al.*, 1994). Il est dénoncé dans les documents d'aménagement depuis 1950 et le plan Gréber, ainsi que dans les schémas d'aménagement successif (Ville de Montréal, 1992). La ville compacte et dense est une des solutions aux défis inhérents à cet étalement (Saaty, 2013) et la densification de l'habitat est en bonne place dans les directives du PMAD (CMM, 2011). La lutte contre l'étalement urbain est une des missions de la communauté métropolitaine, qui instaure un règlement restrictif. Les tensions entre la Ville, les municipalités de banlieues et les municipalités du pourtour de la CMM se cristallisent, autour de la rétention supposée d'habitants dans le centre-ville, sous couvert d'arguments environnementaux.

Ainsi, quand la CMM se dit préoccupée par le développement urbain des périphéries et de la croissance du trafic le 6 janvier 2020⁴⁷, le maire de Saint-Colomban (une municipalité limitrophe de la Couronne Nord, mais situé hors de la CMM) répond :

« Vous adoptez maintenant la posture de défenseur de l'environnement pour contrer l'étalement urbain, mais je me permets de penser que l'enjeu pour votre organisation en est d'abord un de rétention de population et non d'environnement [...] Difficile de nier que les familles quittent Montréal au profit des couronnes, et honnêtement, qui pourrait les blâmer alors que le coût des maisons y est deux fois plus élevé qu'à Saint-Colomban avec en prime de grands terrains boisés. Peut-être que le modèle de densification élevée préconisé n'atteint pas les objectifs de qualité de vie que poursuivent les familles, du moins il ne correspond manifestement pas aux aspirations de toutes les familles. »⁴⁸

La mairesse de Montréal et présidente de la CMM, Valérie Plante répondra :

« L'étalement urbain, c'est un fléau qui a un impact direct sur les changements climatiques. Ça veut dire créer des nouvelles villes, des nouveaux quartiers, des nouvelles routes et aussi des nouvelles infrastructures souterraines, tout en encourageant la voiture solo. »⁴⁹

⁴⁷ http://observatoire.cmm.qc.ca/fileadmin/user_upload/documents/2020_01_Note_observatoire.pdf

⁴⁸ <https://journalinfoslaurentides.com/societe/lettres-ouvertes/lettre-ouverte-du-maire-xavier-antoine-lalande-en-reponse-a-la-note-de-lobservatoire-du-grand-montreal>

⁴⁹ <https://journalmetro.com/actualites/montreal/2410676/etalement-urbain-la-ville-de-saint-colomban-soppose-durement-a-la-cmm/>

L'argument écologique d'un côté et l'argument économique de l'autre sont l'illustration du tiraillement politique entre les CMM et les municipalités. Le premier entend imposer une cohérence territoriale sous son égide, où la périphérie est un espace à vocation naturelle, agricole et récréative, le second entend bien affirmer son indépendance et son choix de développer la compétitivité de son territoire. Notons que les municipalités de la CMM s'agacent, car elles doivent respecter des contraintes que leurs voisines n'ont pas. Ces dernières peuvent s'urbaniser, alors même que leurs nouveaux habitants travaillent souvent dans la CMM, ce qui engorge les routes de ces municipalités membre de la CMM.

« Une urbanisation à faible densité dans la MRC de Montcalm [hors CMM] crée une iniquité avec les municipalités des MRC de la couronne nord de la CMM limitrophes à celles de la MRC de Montcalm. » (Lettre ouverte des maires de Varennes, Repentigny, Terrebonne et Mascouche) ⁵⁰

Si l'argument écologique est le principal utilisé, la question du paysage est sous-jacente au débat. La construction d'une zone industrielle ou pavillonnaire nuit à la qualité paysagère. La CMM est actuellement en train d'inventorier les paysages naturels et historiques, gageons que la protection de ses paysages peut produire des outils d'aménagement restrictifs. L'argumentaire autour de la protection de la qualité de vie en banlieue développé par certaines municipalités périphériques pourra se retourner contre elles lorsque viendra le moment où la CMM protégera ses paysages avec des outils d'urbanisme contraignants. (Communauté Métropolitaine de Montréal, 2019)

L'étalement urbain se poursuit donc majoritairement sur le territoire agricole, ce qui laisse des bois être progressivement absorbés par le tissu urbain. Ce sont les fameux interstices urbains et autres « poches de verdure » identifiés par Sénécal à Laval (1994), qui ont permis le développement du *greenway* dans la banlieue américaine. Les espaces végétalisés situés à l'interface du bâti et de l'agricole sont pourvoyeurs de services et de fonctions écosystémiques qu'il convient d'identifier et de protéger dans une Infrastructure Verte (Hansen, 2017).

Au-delà de la perte d'habitat pour les espèces, l'étalement urbain (Arbour *et al.*, 2013 ; Dupras *et al.*, 2015 ; Poder *et al.*, 2015 ; Jaeger et Nazarnia, 2016) induit d'autres menaces pour la bonne santé des écosystèmes comme le développement automobile et les perturbations qu'elle engendre (Trajectoire Québec et Fondation David Suzuki, 2017), la fragmentation des écosystèmes (Gonzalez *et al.*, 2013 ; Dupras *et al.*, 2015, 2016). La sélection de ces sujets par les associations et la communauté scientifique ne doit rien au hasard et suit la chronologie des grandes consultations publiques de la CMM, d'abord orienté autour de l'étalement urbain et de la dégradation des paysages et de la qualité de vie, avant

⁵⁰ <https://www.lapresse.ca/debats/opinions/2020-01-08/densification-pour-certains-etalement-pour-d-autres>

d'incorporer les atteintes aux écosystèmes depuis les années 2010 (principalement la fragmentation des milieux et les pollutions).

Nous l'avons décrit précédemment, les processus d'étalement urbain sont moins actifs que par le passé, mais n'ont pas disparu. La fragmentation induite est responsable d'une homogénéisation biotique des écosystèmes et d'une évolution des réponses fonctionnelles et taxonomiques des espèces (Brice *et al.*, 2017). Deux phénomènes sont alors à l'œuvre :

D'une part, la perte d'habitat et la diminution de la superficie des parcelles induit par la fragmentation des milieux ne permettent plus le maintien de certaines espèces. Par exemple, le chevalier cuivré est menacé par l'extension du port industriel alors que la rainette faux grillon est progressivement chassée des forêts périurbaines. Le bouleversement des écosystèmes locaux entraîne une sélection où ne subsistent que les espèces les plus rustiques. Les influences exogènes sont renforcées par la diminution de la surface. Les espèces typiques d'un milieu ont moins d'espace pour évoluer, c'est l'effet lisière. La distance à la lisière conditionne les effets des parcelles adjacentes, particulièrement dans le cas de la matrice urbaine (Vallet *et al.*, 2010). 80 % de la superficie des milieux humides de la CMM est affecté par une ou plusieurs perturbations d'origines anthropiques (Beaulieu *et al.*, 2010). Dans le cas d'une parcelle boisée trop petite ou sinueuse, une part conséquente sera sous l'influence de l'effet lisière.

D'autre part, des espèces envahissantes, souvent d'origine exotiques, viennent accaparer des niches écologiques jusqu'à étouffer les autres espèces. Les parasites en sont un parfait exemple. L'agrile du frêne est un insecte importé accidentellement d'Asie qui a essaimé à partir du Michigan (Jonnes, 2016). Plus de 99 % des frênes ont été tuées près de l'épicentre de l'invasion depuis 1990 (Herms et McCullough, 2014) et près de 10 milliards de dollars américains seraient nécessaire à 25 États américains pour remplacer les millions de frênes malades. Les chiffres doublent si l'on prend en compte les zones urbaines (Kovacs *et al.*, 2010). Bien que la somme exacte allouée à la lutte contre l'insecte soit difficile à évaluer, Montréal a consacré 16,9 millions de dollars pour son programme de foresterie urbaine en 2019 et 12,6 millions en 2018. Une grande partie de la somme va dans l'abattage, le traitement et la plantation de nouveaux arbres, avec l'objectif d'augmenter la superficie de sa canopée. Or les bois de frêne isolés sont plus vulnérables qu'un grand bois dense (Knight *et al.*, 2013). L'effet lisière induit par la fragmentation est donc une menace. Une autre espèce exotique, le nerprun (*Rhamnus cathartica* et *Rhamnus frangula*) menace également les espèces locales par son caractère envahissant, dont on étudiera l'impact sur la flore locale au chapitre 7 et sur le paysage dans le chapitre 6.

L'étalement urbain est donc dénoncé pour les effets sur les écosystèmes que la fragmentation induit. Mais il est également dénoncé pour la qualité écologique insuffisante des espaces végétalisés proposée par les lotissements et autres zones commerciales : les pelouses. La qualité médiocre de ces biotopes explique la faible diversité d'espèce qu'on y trouve (Francoeur *et al.*, 2018), d'où le qualificatif de « désert vert » (Saint-Laurent, 2000). Les initiatives comme la fauche tardive sont encore marginales à Montréal, contrairement aux villes européennes qui l'ont presque systématisée (Ernwein, 2019).

Le problème de l'étalement urbain, et des activités humaines en générale, et de leurs impacts sur les écosystèmes sont abordés par les politiques urbaines à l'échelle de l'aire urbaine, voire l'échelle régionale. Outre les ceintures vertes et les trames vertes, ces politiques s'articulent à une réflexion d'ordre plus générale autour de « l'infrastructure verte ».

2.2. L'aire urbaine, l'échelle de l'infrastructure verte

On observe un engouement croissant dans la littérature scientifique pour le concept d'infrastructure verte ou « Green Infrastructure » (GI) (Figure 25). Par exemple, l'élan urbain en Asie et la pression écologique qu'elle engendre explique l'intérêt particulier des scientifiques asiatiques, d'où une littérature prolifique (Wang et Banzhaf, 2018). Il s'agit d'identifier un « réseau d'espace végétalisé » qui doit répondre à une ou plusieurs fonctions, qui comprend des éléments sociaux et écologiques confrontés à des perturbateurs (Young, 2014). Il s'oppose alors à l'infrastructure grise, pourvoyeur du même service, mais moins modulable, plus coûteux et anti-écologique (Garcia, 2017). Depuis une décennie, les services écosystémiques sont associés aux infrastructures vertes. Associée à une notion de multifonctionnalité, ces indicateurs séduisent les politiques d'aménagement locales. En effet, l'identification d'une demande et/ou d'un accès lié à plusieurs services écosystémiques permet de protéger l'intégrité d'un GI au nom du bien commun (Hansen et Pauleit, 2014). Cette notion de services et de productivités des écosystèmes permet de mieux les intégrer aux dynamiques économiques et sociales dans un « triple-win » : bon pour l'économie, bon pour les communautés, bon pour l'environnement (Browder *et al.*, 2019)

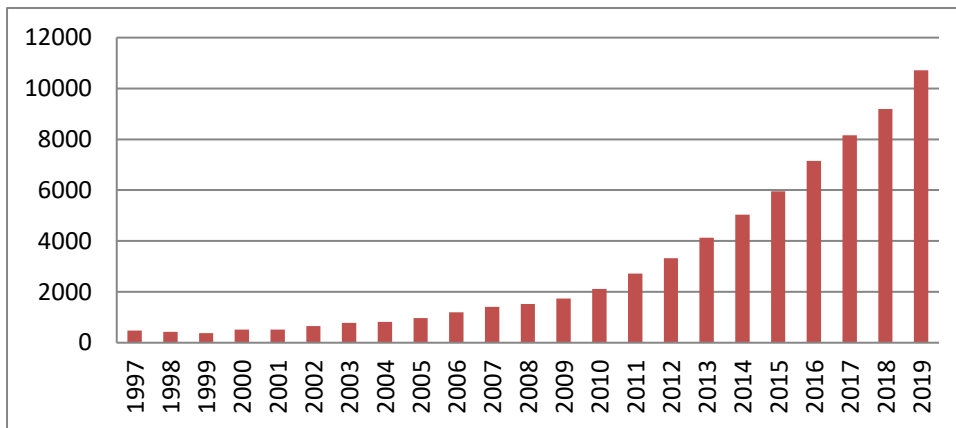


Figure 25: Nombre d'occurrence du terme "Green Infrastructure" par année dans le moteur de recherche ScienceDirect

Réalisée par X. Cornet, 2022

À mon sens, l'aspect « gagnant-gagnant » de l'infrastructure verte est à nuancer. L'intégration des écosystèmes à la logique d'offre et de demande, les effets d'annonces des politiques urbaines environnementales, le flou qui entoure la notion et la définition des infrastructures vertes et enfin l'identification complexe d'un service écologique sont autant d'obstacles potentiels à l'efficacité. Aujourd'hui, les enjeux sont régionaux à Montréal, ce qui explique la pertinence de l'infrastructure verte (Amati et Taylor, 2010 ; Thomas et Littlewood, 2010 ; Dhakal et Chevalier, 2017 ; Meerow et Newell, 2017 ; Bissonnette *et al.*, 2018 ; Gavrilidis *et al.*, 2019 ; Niedźwiecka-Filipiak *et al.*, 2019). La réduction de l'étalement urbain (Gavrilidis *et al.*, 2019), la lutte contre la pollution (Martínez *et al.*, 2018), l'amélioration de la qualité de vie (Suppakittpaisarn *et al.*, 2017) ou la prévention des inondations (Liu *et al.*, 2014) sont autant d'exemples qui nécessitent une double collaboration : intermunicipale et entre les échelons de gouvernance.

On l'a vu lors de la création de la CMM, la concertation autour d'une stratégie s'avère complexe tant les conflits ou les divergences d'intérêts sont nombreux ; souvent accentué par l'absence d'outils légaux existants (Dupras *et al.*, 2015). La « manière traditionnelle » est l'imposition d'un outil d'aménagement par une autorité gouvernementale, où la planification joue un rôle central comme ce fut le cas des ceintures vertes londoniennes (Amati, 2006) et canadiennes (Taylor *et al.*, 1995). Toronto est la dernière grande opération de protection de l'environnement en milieu urbain au Canada qui repose sur une intervention du gouvernement en 2005 (Ali, 2008). Cette manière de faire tend à disparaître, du fait de l'importance apportée à la concertation dans l'élaboration des stratégies régionales. De plus, la décentralisation accrue et la place prépondérante accordée aux objectifs économiques et à l'attractivité amène au « soft-power » (Thomas et Littlewood, 2010)

« A 'new conventional wisdom' is said to have emerged that privileges economic growth goals over other policy goals, reinforces the importance of space and place in global economic competitiveness

and identifies the regional scale of policymaking as the most appropriate geographic scale for capturing opportunities to increase competitiveness » (Thomas et Littlewood, 2010)

L'identification de fonctions et services de l'Infrastructure Verte lui permet de s'intégrer dans ces stratégies d'efficacités et de rationalisations des infrastructures, tout en permettant une modularité et une économie par rapport aux infrastructures grises (Dhakal et Chevalier, 2017). Elle est un outil d'organisation des fonctions métropolitaines et intègre une notion écologique et écosystémique absente d'autres systèmes, comme ceux prônant l'utilisation d'infrastructures grises.

Les mutations successives des ceintures vertes et *greenways* les font basculer progressivement vers l'infrastructure verte (Amati et Taylor, 2010 ; Thomas et Littlewood, 2010 ; Macdonald et Keil, 2012 ; Gavrilidis *et al.*, 2019). Par exemple, dans le cas londonien, les fonctions récréatives de la Greenbelt ont été accentuées, alors que la fonction « limite de l'étalement urbain » a été allégée, ce qui s'explique par les choix des municipalités concernées (Amati et Yokohari, 2006 ; Alexandre, 2013).

L'apparition de ce concept d'infrastructure verte a permis la redéfinition du projet de ceinture verte à Montréal par les associations et les scientifiques dans les années 2010. C'est assez logiquement que face au constat d'une agglomération qui faisait encore face à un étalement urbain important doublé de conflits politiques récurrents, la notion de GI paraissait être adaptée afin de protéger les espaces végétalisés et les services écosystémiques qu'elles offrent, sans pour autant s'imposer comme uniquement un outil de régulation de l'étalement urbain, principal point de crispation des autorités municipales.

2.3. Le réseau d'espaces végétalisés à l'échelle de l'aire urbaine

Si le concept d'infrastructure verte est mobilisé par ces acteurs, la plupart des autorités politiques municipales et de la CMM en font peu mention. Bien que cela ait été le principal sujet du Sommet "les infrastructures naturelles du Grand Montréal" en 2016, réunissant les décideurs politiques, les associations environnementales et les chercheurs, la TVB actuelle n'est pas une infrastructure verte. En effet, bien que l'on assiste à une augmentation du nombre de politiques environnementales sur les espaces végétalisés, elles sont réalisées de manière désorganisées et spontanées, davantage comparable à une éclosion de projet d'envergures diverses qu'à une politique environnementale soigneusement planifiée. Le processus de métropolisation engagé par le gouvernement québécois par la création de la CMM met inévitablement du temps à être incorporé dans les politiques locales. Bien que l'intervention d'un nouvel acteur à l'échelle de l'aire urbaine facilite la coordination et le partage de compétence dans un souci d'efficacité, instaurer une politique environnementale nécessite alors l'implication de nombreuses parties prenantes. L'idéal d'une collaboration entre les entités d'un même échelon institutionnel souhaitée dans les infrastructures vertes devient utopique à l'échelle des 82

municipalités composant la métropole. La CMM joue un rôle fédérateur et organise au mieux le déploiement de cette infrastructure. Toutefois cette mise en cohérence du cadre institutionnel prend du temps. Après 2012, les politiques environnementales métropolitaines se sont davantage tournées vers le soutien de projet basé sur le volontariat. En 2015, le chercheur Jérôme Dupras écrivait :

« Depuis l'automne 2011, des enquêtes policières et une commission publique tenue sur l'industrie de la construction ont rendu publics de nombreux cas de corruption parmi les politiciens, les entrepreneurs et le crime organisé causant un impact négatif important sur le territoire et l'environnement, notamment l'intensification de la spéculation et du rezonage observée au cours des dernières décennies. Cela a certainement contribué à accroître le cynisme des personnes interrogées à l'égard de la volonté politique, ainsi que la difficulté à faire respecter les lois et réglementations environnementales »

La Communauté Métropolitaine reste à ce jour⁵¹ un organe politique basé sur le consensus, dans une approche ascendante (dites bottom-up⁵²), où les échelons inférieurs prennent des initiatives, aidés par les échelons supérieurs. La TVB et l'identification de corridors forestiers et bois métropolitain en sont des exemples concrets, les municipalités peuvent intégrer ces programmes ou les ignorer. Il était difficile de mettre en œuvre une ceinture verte dans le cadre d'une gouvernance aussi éclatée et conflictuelle, la CMM ne disposant pas encore de la légitimité nécessaire pour imposer de tels projets. C'est donc la Trame Verte et Bleue récréative, infrastructure moins contraignante, qui s'est imposée.

Cependant, nous constatons une évolution de la situation : la densification souhaitée par la CMM n'est plus seulement souhaitable, elle devient progressivement une norme. S'il n'y a pas de ceinture verte, on constate une évolution qui rend le changement d'affectation des terres agricoles plus difficile. Ces demandes de déclassement s'obtiennent auprès du gouvernement. Si l'on constate un rebond significatif de ces autorisations accordées, c'est que les municipalités anticipent l'adoption du PMAD en 2012-2013 et la mise en place d'une réglementation plus contraignante (Figure 26). Depuis 2017, les surfaces agricoles de la CMM qui ont fait l'objet d'un déclassement sont infimes. Si la situation décrite par Dupras en 2015 était problématique, les municipalités semblent être rentrées dans le rang depuis.

⁵¹ Une décennie après le PMAD et 20 ans après sa création, la CMM commence à devenir une institution plus directive

⁵² Par opposition à l'approche descendante (ou top-down), où les échelons inférieurs exécutent des directives prises par les échelons supérieurs.

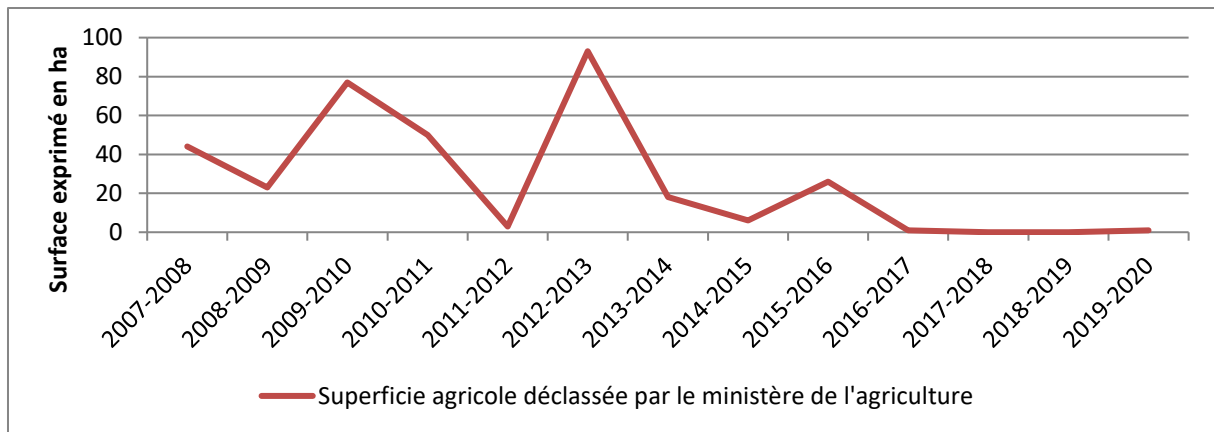


Figure 26 : Surface agricole déclassée par le gouvernement sur la CMM depuis 2007

Réalisée par X. CORNET, 2022. Source : Rapports annuels de la Commission de protection du territoire agricole du Québec. Ces statistiques sont exprimés selon les Municipalités régional de Comté (MRC) et celles de de Beauharnois et de Vaudreuil-Soulange ne sont pas comptabilisées car la plupart de leurs municipalités ne font pas parties de la CMM.

3. La Trame Verte et Bleue de Montréal : des projets récréo-touristiques

3.1. Une solution plus souple qu'une ceinture verte

Ce problème de l'étalement urbain résolu, la CMM n'a pas jugé nécessaire de faire une ceinture verte et ont proposé une Trame Verte et Bleue récréative. A travers la ceinture vert et bleue, la CMM entend traiter un certain nombre de problèmes identifiés par les associations : perte d'espace naturel, étalement urbain, changement climatique, pollution, fragmentation, etc.

La TVB est ici vue comme une manière de répondre à des objectifs écologiques à l'échelle de la CMM, alors que l'échelle de la ceinture verte est trop étendue selon les autorités.

« Ce projet d'un parc écologique [de l'archipel de Montréal] dépasse largement le territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal. Il est donc suggéré d'inviter les MRC contiguës à la CMM de collaborer à l'élaboration de ce projet qui pourrait être un prolongement de la Trame verte et bleue. »

PMAD, 2011. p. 186

La TVB montréalaise est un réseau d'espaces végétalisés constitué de corridors de forêts et d'éléments de transport doux (pistes cyclables) qui desservent de grands pôles naturels récréotouristiques (Parcs Nationaux, lieux de baignades, etc.)⁵³. Il s'agit de protéger et de valoriser les espaces naturels.

⁵³ Nous sommes dans une définition qui ne correspond pas du tout à la TVB française, mais ressemble plus au *greenway* américain

« Appuyée sur les grands cours d'eau du territoire ainsi que sur les grands espaces verts que sont les Montérégiennes et les parcs nationaux, la Trame multiplie les sites accessibles, à proximité des lieux de résidence, puis les relie pour en faciliter la connectivité. Accessible par les circuits cyclables, navigables et de transport en commun, la Trame permet aux résidents et aux visiteurs de bénéficier de l'archipel et des effets bénéfiques que procure la pratique d'une activité en milieu naturel. En proposant une Trame verte et bleue qui assurera la mise en valeur et la sauvegarde de milieux naturels exceptionnels, la Communauté fait le pari que les citoyens qui auront accès à de telles richesses, qui contribuent largement à l'attractivité du territoire, en deviendront les meilleurs gardiens. Toutefois, l'accessibilité à des milieux naturels ne doit pas constituer une menace à la protection des écosystèmes et doit être planifiée dans le respect de la capacité d'accueil des milieux. » PMAD, 2011. P. 186

L'outil est moins restrictif qu'une ceinture verte, puisqu'il repose sur le volontariat. Les municipalités qui souhaitent protéger et valoriser leurs zones naturelles soumettent leurs projets à la CMM afin de l'inscrire dans la TVB et d'obtenir une aide financière. L'objectif est de protéger 17 % du territoire de la CMM⁵⁴.

La construction de la TVB se fait par un appel à projet destiné aux municipalités. Ces dernières peuvent compter sur trois programmes de financement :

- Le Programme d'aide financière pour les projets contribuant à la mise en place de la Trame verte et bleue sur le territoire métropolitain d'environ 50M \$ (dont 30M \$⁵⁵ du gouvernement) entre 2012 et 2019.
- Le Programme d'acquisition et de conservation des espaces boisés, qui représente une aide de 5M \$ afin d'acquérir 309 hectares entre 2012 et 2018 (Communauté Métropolitaine de Montréal, 2018).
- Le Programme d'aide financière pour l'accessibilité aux rives et aux plans d'eau du Grand Montréal.

3.2. Présentation de la Trame Verte et Bleue montréalaise

L'accès à ces aides peut s'intégrer dans quatre grands projets structurants ⁵⁶:

- Le Corridor forestier du Mont-Saint-Bruno est un ensemble de bois situé autour de la colline du même nom et existe depuis 2005, avant son incorporation dans la TVB en 2011.

⁵⁴ Il est de 10% actuellement, dont 73% en milieu aquatique (Communauté Métropolitaine de Montréal, 2018).

⁵⁵ Programme d'aide financière Trame Verte et Bleue Phase I <https://cmm.qc.ca/programmes/programme-daide-financiere-pour-les-projets-contribuant-a-la-mise-en-place-de-la-trame-verte-et-bleue/>

⁵⁶ Le détail des interventions de la CMM est disponible sur le Suivi du PMAD 2012-2018 de la Communauté Métropolitaine de Montréal, 2018.

L'association environnementale Nature-Action-Québec gère le corridor. Les municipalités et l'association ne sont pas propriétaire de toutes les parcelles, certaines sont en servitude de conservation gérées par NAQ. La CMM a participé à l'acquisition de 4 hectares de bois⁵⁷ pour la ville de Longueuil et l'aménagement de quatre parcs⁵⁸.

- Le Corridor forestier de Châteauguay-Léry est un ensemble de bois sur la Rive-Sud identifié en 2003 et que les municipalités de Châteauguay et Léry, ainsi que la MRC Roussillon, se sont engagés à protéger. Il n'est pas supervisé par un organisme de conservation. En 2014, la CMM a aidé la municipalité de Châteauguay à acquérir 11 hectares. Plus récemment, elle a aussi participé au financement d'un bâtiment d'accueil. La pression est très forte sur ces milieux, la nouvelle équipe municipale voulant l'aménager avec un projet de complexe sportif et de développement immobilier⁵⁹.
- Le Parc de la rivière des Mille-Îles est le développement récréotouristique d'un cours d'eau au nord de Laval. Un Parc de conservation faunique et un Parc-plage a été créé, l'accès aux berges a été amélioré avec l'aménagement de débarcadères.
- Le Parc-plage du Grand Montréal est la création d'une promenade le long du Saint Laurent, sur la Rive-Sud. L'accès au fleuve est amélioré afin de permettre des activités récréatives, telles la pêche, la baignade ou le camping. Le projet coûterait 10 M \$⁶⁰.

Projet bleu (plage, débarcadère, etc.)	Projet vert		
	Acquisition	Aménagement de parcs	Accessibilité (piste cyclable)
6/31	6/18	8/10	3/8

Tableau 3 : Nombre de projets faisant partis d'un des quatre éléments structurants de la TVB

Nombre de projets reconnus dans un élément structurants/Nombre de projets totaux

On peut constater dans ce tableau 3 que la majorité des projets financés par la CMM ne font pas partie des quatre éléments structurants de la TVB (23 projets sur 67).

⁵⁷ Boisé du Tremblay

⁵⁸ Le Parc le Rocher à Saint-Amable, le Parc des étangs Antoine-Charlebois à Sainte-Julie, le Boisé Tremblay à Longueuil, le parc Tailhandier à Saint-Bruno-de-Montarville

⁵⁹ <https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1171385/chateauguay-corridor-vert-baseball-mrc-projet>

⁶⁰ Plan directeur du Parc-plage du Grand Montréal, 2016

https://cmm.qc.ca/wp-content/uploads/2019/04/20160329_parcPlage_planDirecteur.pdf

L'aménagement de parcs a bien été réalisé dans les éléments structurants. Mais de nombreuses autres municipalités ont aussi fait appel aux fonds de la TVB. Certaines acquisitions ont permis le développement d'autres corridors forestiers, comme le Corridor des Grand-coteaux ou le Corridor écoforestier de la rivière à l'Orme. Mais la majorité des projets financés dans le cadre de la TVB montréalaise servent des objectifs purement récréatifs comme le montre les nombreuses constructions de sentiers ou de parcs. La TVB est une opportunité pour les municipalités de développer leurs politiques de conservation des espaces naturels, mais elle est aussi l'occasion pour d'autres d'améliorer la qualité de vie et l'attractivité de leur territoire à travers la mise en place d'équipement de loisirs. La permanence ou non des municipalités dans les programmes de protection des écosystèmes amène à une repolarisation des projets structurants de 2011. Par exemple, le corridor forestier du Mont Saint-Bruno reste un exemple de protection des boisés et espaces humides portée par une association de conservation (Francoeur *et al.*, 2016) ; alors que le corridor forestier de Châteauguay-Léry est menacé par la politique de développement économique de la nouvelle équipe municipale et n'occupe pas la même importance dans la TVB.

La phase I de la TVB du Grand Montréal s'est achevée en 2019.

« En mars 2020, le gouvernement du Québec a convenu d'apporter son soutien financier pour poursuivre la mise en place de la Trame verte et bleue du Grand Montréal et a conclu avec la Communauté une deuxième entente afin de verser une contribution de 50 M\$ pour le financement de projets qui seront réalisés de 2020 à 2025. L'aide financière versée par le gouvernement sera complétée avec des montants équivalents provenant de la Communauté et des organismes municipaux inclus dans le territoire métropolitain afin d'assurer le financement de projets qui pourront totaliser 150 M\$. » Communauté Métropolitaine de Montréal, 2020. Programme d'aide financière pour les projets contribuant à la mise en place de la Trame verte et bleue sur le territoire métropolitain - Phase II.

L'admissibilité au programme a été un point de tension souvent soulevé lors de mes entretiens avec des associations, notamment NAQ. La phase I ne permettait qu'aux municipalités de soumettre un projet. La phase II permet maintenant au MRC et aux associations d'y prétendre.

3.3. Une trame verte et bleue écologique ?

La TVB montréalaise se construit donc à partir de deux objectifs : la préservation des écosystèmes et leurs valorisations. L'équilibre entre les deux penche nettement en faveur de la valorisation récréative. Ce processus ne semblait pas voulu à l'origine dans le PMAD de 2011, qui s'accrochait à l'origine encore au concept de ceinture verte :

« Inspiré du concept de « ceinture verte » en place ailleurs au pays et dans le monde, la Trame verte et bleue du Grand Montréal sera mise sur pied en collaboration avec de nombreux partenaires afin de mettre en valeur des milieux naturels protégés ainsi que les éléments du paysage et du patrimoine bâti qui sont des symboles forts de l'identité du Grand Montréal »

La mise en place de la TVB n'a reposé sur aucune planification et n'a pas de vision globale, mais repose sur la base d'un appel à projet. Les projets identifiés comme structurants ne se sont pas révélés aussi mobilisateurs que prévu. À l'inverse du tracé de la CV souhaité par les écologistes qui sous-estimait les limites administratives et politiques, la TVB ne prend pas en compte des éléments de biogéographie ou d'écologie du paysage, comme un répertoire d'habitat faunique ou la connectivité écologique, et s'organise selon les projets des municipalités conduisant à une désorganisation structurelle de cette trame. (Figure 27 et 28).

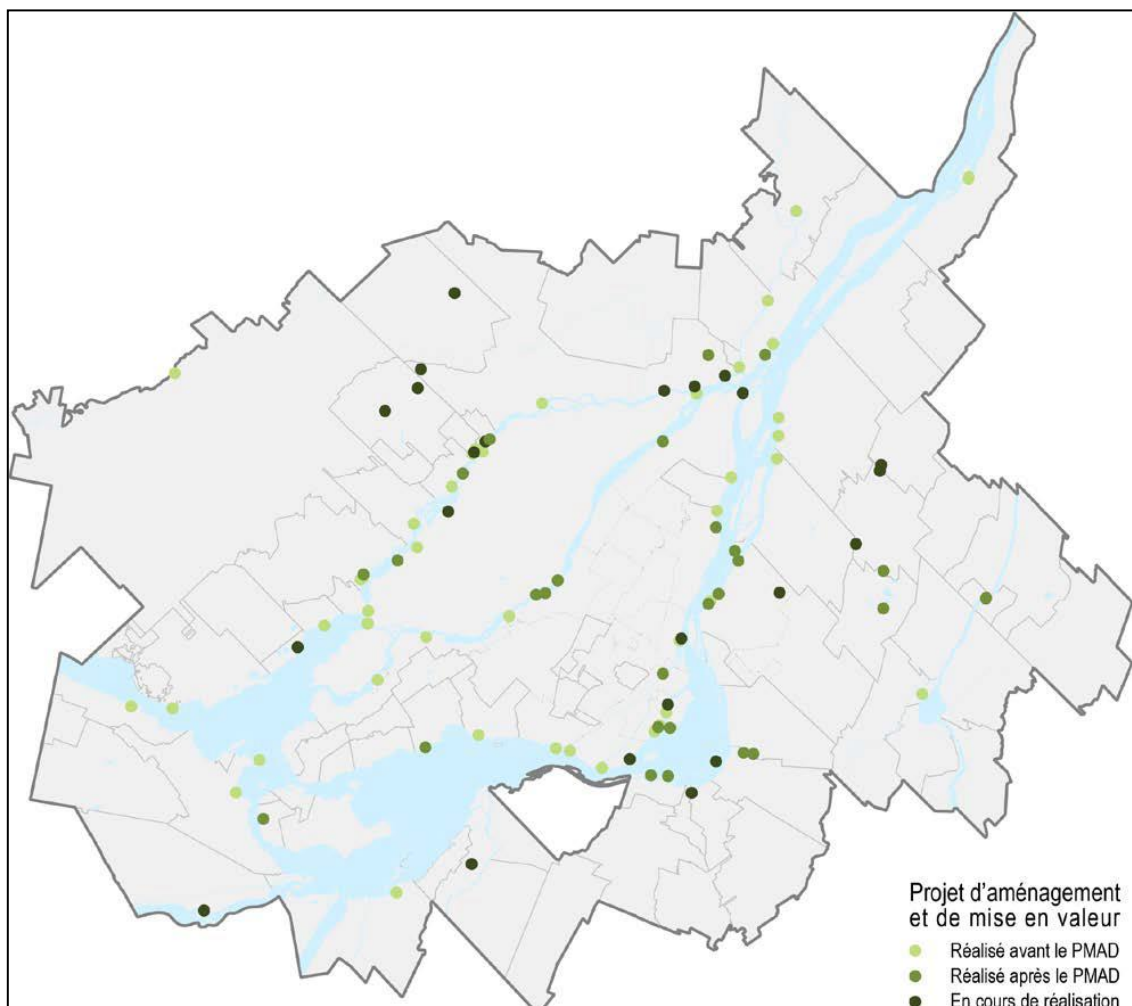


Figure 27 : Projets d'aménagement financés par la CMM (hors acquisition)

Source : Communauté Métropolitaine de Montréal, 2018. Suivi du PMAD 2012-2018. Cahier métropolitain N°7.

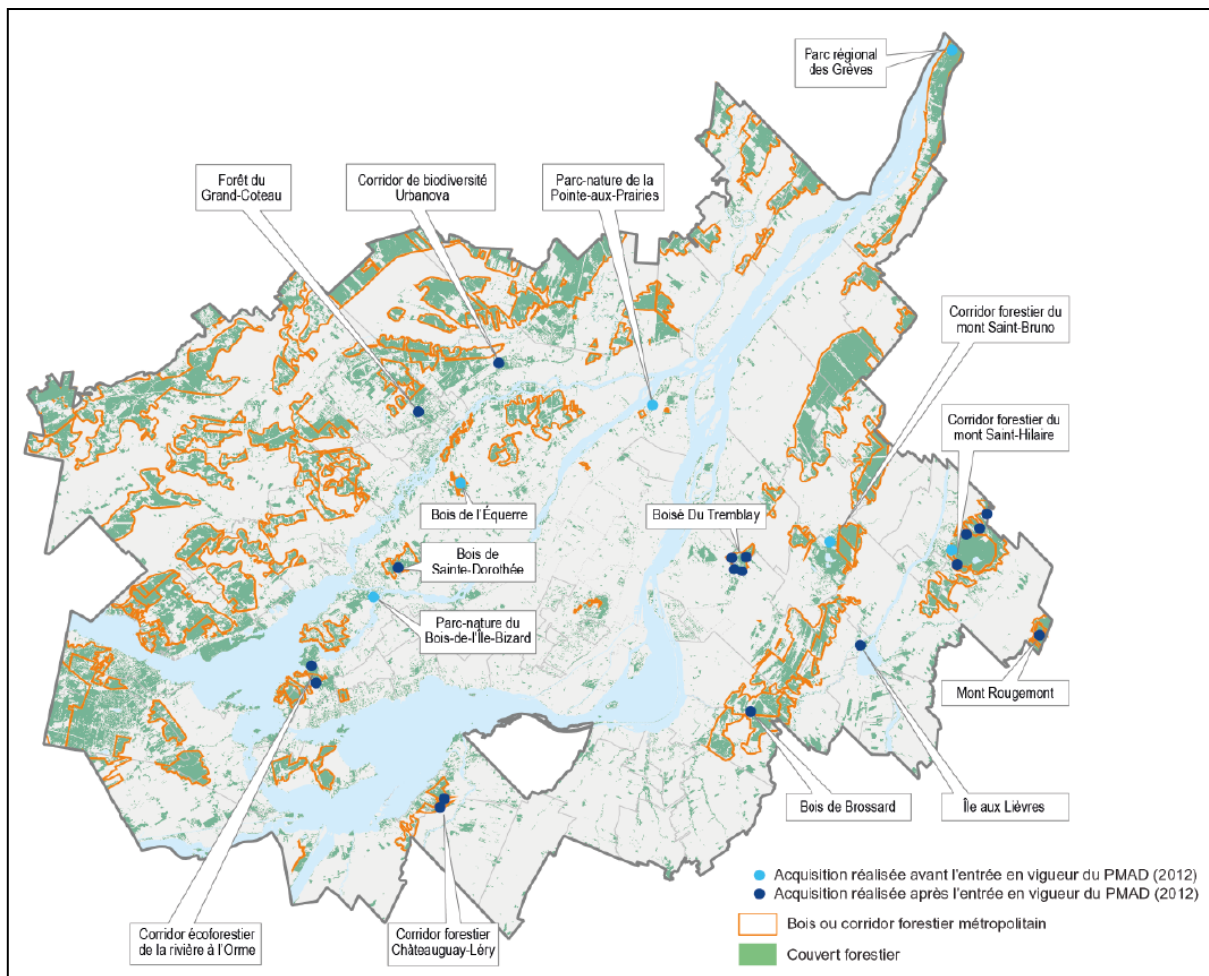


Figure 28: Localisation des acquisitions réalisées dans le cadre de la TVB montréalaise

Source : Communauté Métropolitaine de Montréal, 2018. Suivi du PMAD 2012-2018. , Cahier métropolitain N°7.

Avec l'ouverture des fonds liés à la TVB à d'autres organismes tels les MRC et les associations, la CMM fait un pari. Sur le long terme, la base du volontariat permet la création ou la permanence de polarités « écologiques », où les « bons élèves » se démarqueraient et doteraient la CMM d'une TVB. Cette stratégie est risquée car elle fait le pari que les souscripteurs du programme TVB organiseront de manière organique la TVB sans un plan de planification. Cela fait écho aux rôles de la CMM que nous avons vu au Chapitre 2. Elle a peu de pouvoirs réels, ce sont les municipalités qui décident. À ce jour, seul le gouvernement peut s'opposer à elles en cas de conflit autour d'un projet immobilier. Ce manque de vision politique est un point récurrent relevé lors des entretiens réalisés par les chercheurs avec les urbanistes et les biologistes (Dupras, 2015 ; Bissonnette, 2017).

L'objectif de protéger 17 % de la CMM est utopique : depuis 2012, 309 ha ont été protégés grâce à des projets d'acquisition appuyés financièrement par la CMM, soit 0.07 % de sa surface. L'aide financière

apporté aux 49 projets⁶¹ de la TVB est de 50M \$, là où le budget pour l'acquisition est de 5 M \$, ce qui fait une aide de 16181 \$/hectare, ce qui correspond au prix des terres agricoles. La part du budget utilisé afin de protéger les espaces naturelles de l'étalement urbain est dix fois inférieure à la part utilisée pour le développement récréatif, alors qu'il faudrait une aide d'un peu moins d'un milliard de dollars pour que la CMM atteigne l'objectif des 17 % d'espaces protégés. En somme, la lutte contre l'étalement urbain et la perte d'écosystème de la CMM est négligeable et irréaliste. Le résumé que fait Michel Allaire (2014) du PMAD regrette :

« L'urbanisation d'un territoire produit inévitablement des impacts sur l'environnement et sur le cadre de vie, qu'il soit naturel ou bâti : perte de la biodiversité, déforestation, dépréciation des paysages, fragmentation des écosystèmes, bâtiment à l'architecture non intégrée, patrimoine en péril, etc »

Lorsque l'on regarde les documents cadres autour des éléments structurant de la TVB⁶², on constate que l'asphaltage et la mise en contact avec l'Homme sont fréquents, notamment dans le Parc de la Rivière des Mille-Îles et le Parc-plage.

3.4. La TVB montréalaise : une opportunité pour le futur ?

L'attitude des chercheurs et des associations environnementales dans la littérature et à travers mes entretiens révèle une indifférence teintée de scepticisme. Mes entretiens se sont déroulés en 2017 et 2019, avant l'officialisation de la Phase II, soit une période où les associations n'avaient pas la possibilité de porter un projet. Il en ressort qu'elles ne le considèrent pas comme un outil de protection des écosystèmes, mais bel et bien comme un outil de financement pour la création de parcs et de sentiers. Bien que la littérature universitaire autour des infrastructures vertes montréalaises soit prolifique (Gonzalez *et al.*, 2013 ; Poder, 2015 ; Dupras *et al.*, 2015 ; Dupras *et al.*, 2016 ; Bissonnette *et al.*, 2017 ; Maure *et al.*, 2018), la TVB n'est mentionnée que dans l'article de Bissonnette *et al.* (2017) qui conclut par :

« Les changements souhaités par les participants reposent sur des mesures de gouvernance d'une telle portée qu'ils semblent dépendre d'une mesure législative englobante qui permettrait l'institutionnalisation d'une vision intégrée de la trame verte et bleu »

⁶¹ Projets d'aménagements sans acquisition

⁶² Communauté Métropolitaine de Montréal, 2013. Cadre de référence administratif du Corridor forestier Châteauguay-Léry. , 10.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2013. Cadre de référence administratif du Corridor forestier du mont Saint-Bruno Trame verte et bleue du Grand Montréal. , 16.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2013. Cadre de référence administratif du Parc de la rivière des Mille-Îles. , 25.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2013. Cadre de référence administratif du Parc-plage du Grand Montréal. , 10.

La TVB peut devenir une réelle opportunité si elle se voit doter d'une portée juridique qui permettrait une vision planificatrice et globale. Les multiples inventaires réalisés par la CMM et le nombre croissant de projets de la TVB peuvent conduire à une redéfinition de celle-ci. L'identification de nouveaux projets structurants autour d'une nouvelle TVB serait alors basée sur les « bons élèves », municipalités et maintenant les associations, qui proposeraient des solutions visant à protéger les zones aux écosystèmes fragiles.

Comme révélé lors des entretiens menés en 2019 par Beaudouin dans le cadre de son mémoire de fin d'étude, il existe une confusion entre les *greenways* et les corridors écologiques en milieu urbain. Si le corridor écologique se base sur une réalité biogéographique et écologique, le *greenway* se construit autour d'une demande sociale pour les activités récréatives en milieu naturel. Hellmund et Smith (2006) identifient bien cette construction du *greenway* et la diversification de ses fonctions, bien qu'il puisse aussi servir d'outil de conservation et reposer sur des principes de connectivités écologiques (Ahern, 1995 ; Jongman *et al.*, 2004). La TVB montréalaise ne correspond pas à un corridor écologique urbain, ni même à un *greenway* récréo-touristique du fait de son émiettement. Derrière le nom, les objectifs et les prétentions, il s'agit à ce jour d'un appel à projet afin d'aider financièrement le développement les municipalités à améliorer leurs cadres de vie.

La TVB va encore évoluer, mais nous doutons qu'elle devienne un corridor écologique. Elle s'approchera de l'« armature verte et bleue » comme par exemple identifiée par Monique Toublanc et Sophie Bonin (2012) dans la TVB urbaine d'Angers. Il s'agit là de la même définition qu'à Montréal, où l'agglomération se développe autour de projets environnementaux reliés par des éléments linéaires (vallées, sentiers, cours d'eau, etc.) qui forment une armature autour de laquelle se greffent des éléments récréatifs reconnus dans un but urbanistique (social et économique) et quelques notions d'écologie. Mais selon une conception fonctionnaliste, il y a une dissociation claire entre « l'armature verte et bleue » qui produit du paysage et des services écosystémiques et « la trame écologique verte et bleue » qui produit de la biodiversité.

4. Les limites d'une TVB inutilisée dans l'agglomération : un tissu décousu de projets locaux

4.1. Le réseau d'espace végétalisé porté par une association

Nous venons de le voir, les espaces végétalisés sont appréhendés à l'échelle de l'aire urbaine par la CMM, tant à travers les différents projets de la TVB qu'à travers le projet de ceinture verte. Cependant, il convient de mentionner les nombreuses initiatives locales qui émaillent le territoire dont nous essaierons de faire l'inventaire (Tableau 4). En effet, ces initiatives servent des objectifs qui peuvent être différents et prennent diverses formes. Par exemple, nous avons vu comment certains s'inséraient dans la TVB, comme les corridors forestiers à l'instar de celui du Mont-Saint-Bruno géré par l'association Nature-Action-Québec. Il existe aussi des corridors d'espaces végétalisés à une échelle plus fine en milieu urbain dont nous avons encore peu parlé. En 2015, Beaudouin (2019) identifiait 14 projets de corridors à Montréal⁶³, ce chiffre n'est pas exhaustif et est amené à évoluer. Ils sont le fruit de collaborations entre arrondissements et associations et peuvent être divisés en trois catégories dans le cas montréalais : le corridor de verdissement, la ruelle verte et le corridor écologique.

1. Le corridor de verdissement a comme objectif l'amélioration de la qualité de vie par le verdissement. L'organisme le plus important à Montréal est la Société de Verdissement du Montréal métropolitain (SOVERDI), organisme à but non-lucratif créé en 1992. Elle est un sous-traitant de la Ville qui réalise une partie des objectifs environnementaux, par exemple la plantation d'arbres, afin d'atteindre les objectifs de surfaces boisées. Elle coordonne aussi les actions de partenaires (entreprises, arrondissement, associations, etc.) dans le verdissement des rues. Selon elle, la création d'un réseau de liens verts revitalise les quartiers et participe à l'amélioration de la qualité de vie.

« Les corridors verts sont un moyen de distribuer la nature à travers la ville et de contribuer à la création d'une nouvelle équité entre les arrondissements de la métropole. Ces grands réseaux arborescents s'attachent au mont Royal, relient les rives, les parcs, les commerces, les lieux de travail et d'habitation pour apporter fraîcheur, air pur et biodiversité aux différents milieux de vie urbains » Site Internet de la Soverdi.

⁶³ Corridor Beaumont, Chemin vert Marconi-Alexandra, Corridor écologique Darlington, Corridor des cinq écoles de Montréal-Nord, Projet ILEAU, Corridor vert Campus Outremont, Parallèle 40, Corridor vert Cartierville, Corridor A-720, Corridor A-520, Corridor du Pont Jacques-Cartier, Corridor Parc Olympique, Lacs d'Anjou, Corridor Marcel-Laurin

Le cas du Corridor des cinq écoles de Montréal-Nord est un exemple. Le projet est mené par l'arrondissement et la SOVERDI s'occupe de la stratégie et des travaux autour du verdissement, notamment par la plantation d'arbres. La zone d'intervention est un quartier composé de cinq écoles, deux parcs, une bibliothèque et une salle de spectacle. Le verdissement du quartier passe par une végétalisation des rues et des pelouses, mais aussi par toute une dimension sociale avec la création d'un marché public, la piétonisation des rues, l'incorporation de l'agriculture urbaine et de nouvelles activités culturelles et artistiques, etc. Les services écosystémiques sont aussi mobilisés pour justifier le verdissement, notamment autour de la lutte contre les îlots de chaleurs.

« La création de corridors verts à Montréal est une stratégie d'aménagement qui mise sur la capacité des arbres à offrir des services écosystémiques qui se traduisent par une meilleure qualité de vie pour la population montréalaise. » Site Internet de la Soverdi.

D'autres associations mobilisent le corridor de verdissement ailleurs dans Montréal ; comme le Projet ILEAU du Conseil Régional de l'environnement de Montréal (CRE) qui coordonne une série d'actions cherchant à créer des continuités vertes dans l'est de l'agglomération⁶⁴. Le nombre de projets augmente. Il s'agit de collaborations entre un arrondissement et des associations, chacune ayant son champ d'expertise : verdissement, transport, culture, etc. La dimension écologique est relativement absente de ces projets. Les inventaires écologiques ou la modélisation de la connectivité écologique sont absents et la biodiversité n'est mobilisée qu'à travers un discours mettant en avant ses vertus pédagogiques. La végétation est implémentée sur des zones de pelouses ou autrefois asphaltées, le verdissement est perçu comme améliorant *de facto* la biodiversité.

2. La ruelle verte est un projet soumis par un groupe de citoyens. Il peut s'intégrer dans un programme de soutien⁶⁵ organisé par la Ville. Les habitants forment un groupe, le comité de ruelle, qui servira d'interlocuteur aux autorités. Des aménagements sont créés (plantations, mobiliers, etc.) et le projet peut bénéficier d'un soutien logistique et financier de l'arrondissement, d'une association ou d'un éco-quartier⁶⁶. Cela permet aux municipalités de répertorier et de soutenir les initiatives locales de verdissement. Certains arrondissements encouragent fortement ces initiatives et essaient d'apporter

⁶⁴ <https://ileau.ca/>

⁶⁵ <https://montreal.ca/programmes/programme-damenagement-de-ruelles-vertes>

⁶⁶ « Programme d'action environnemental de la Ville de Montréal consiste à financer les organismes communautaires qui organisent des activités d'amélioration de l'environnement dans leur arrondissement. » http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=7237,75372003&_dad=portal&_schema=PORTAL

leurs aides de manière proactive par de la sensibilisation et des sites internet, comme Le Plateau⁶⁷ et Rosemont–La Petite-Patrie⁶⁸.

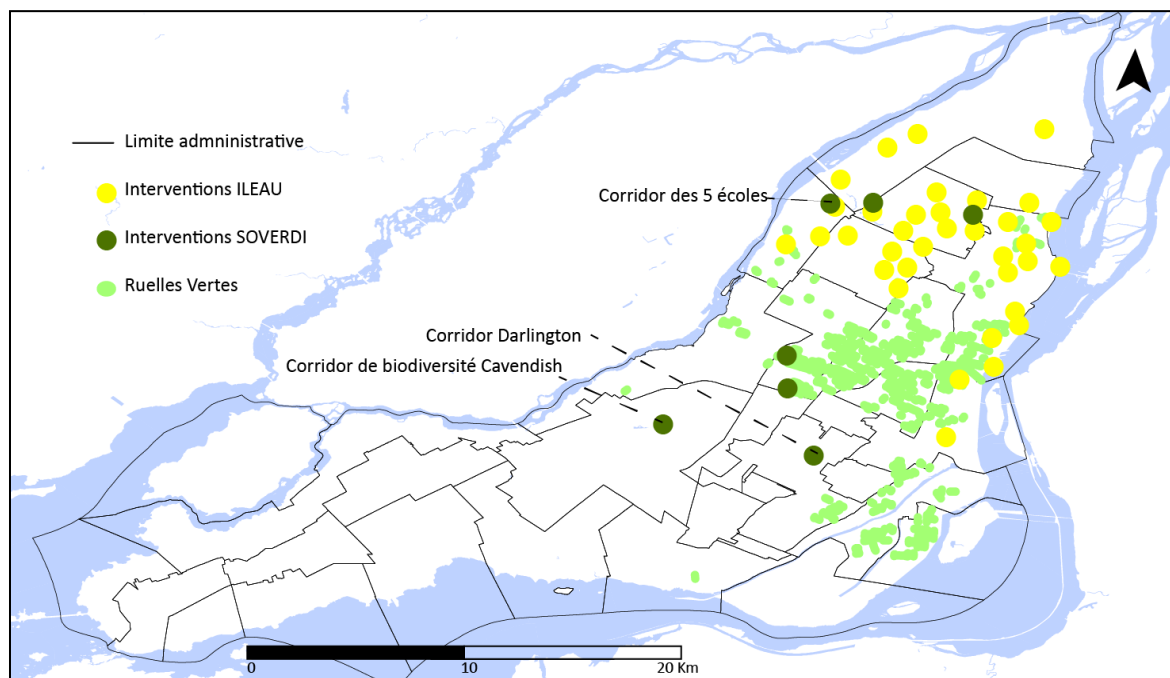


Figure 29 : Corridors réalisées en en cours de réalisation à Montréal⁶⁹

Source : Réalisée par X. Cornet. Données mises en ligne par ILEAU, la SOVERDI et Ruelle verte

Comme le montre la figure 29, les ruelles de verdissements (2) et les corridors de verdissements (1) sont localisés dans des secteurs urbains distincts. Leurs répartitions sont intéressantes. Les ruelles de verdissements se retrouvent dans les quartiers engagés dans un processus de gentrification, dans l'ancienne couronne industrielle. Les corridors de verdissements d'ILEAU du CRE de Montréal sont répartis dans des quartiers populaires, où ils aident les arrondissements et effectuent des actions de verdissement. La SOVERDI structure ses actions autour d'opportunités locales avec différents acteurs (société d'autoroute, chercheurs, Arrondissement), ce qui explique le faible nombre de points d'intervention sur la carte. Elle réalise de nombreuses autres actions de verdissements qui ne sont pas répertoriées sur la carte.

3. Le corridor écologique est un réseau d'espaces végétalisés mis en place afin de permettre aux espèces de se déplacer dans la trame urbaine, ce qui améliore la résilience des écosystèmes aux perturbateurs extérieurs (Gonzalez *et al.*, 2013). Des outils scientifiques sont mobilisés afin de rendre compte de l'importance d'un lieu, comme la modélisation de la connectivité écologique qui viendrait

⁶⁷ <https://ruelleverte.wordpress.com/about/>

⁶⁸ <https://faitescommechezvous.org/a-propos/>

⁶⁹ Liste non exhaustive

justifier la protection du Golf MeadowBrook (Deslauriers, 2017). Mais la mise en place d’une ingénierie forestière capable de rétablir la connectivité écologique est complexe, longue et coûteuse, ce qui amène souvent à un faible support scientifique. Le corridor écologique de Darlington près de l’UDEM est un exemple de ce que peut devenir un projet à la base écologique dans une triple collaboration mouvante entre universitaire, association et arrondissement.



Figure 30 : Identification du corridor Darlington

Source : Site de l’UDEM

Figure 31 : Valorisation du verdissement par les services écosystémiques

Source : Facebook : Projet Corridor écologique Darlington

Alexandre Beaudoin est conseiller en biodiversité à l’Université de Montréal (UDEM) depuis 2012. En 2014, il conçoit un projet de corridor écologique avec différents partenaires (architecte du paysage, UDEM, arrondissement). J’ai pu échanger avec lui fin 2019. La recherche de financement et de mécène est au cœur du projet, permettant d’embaucher des stagiaires et quelques postes fixes. Par exemple, l’appui de l’arrondissement Côte des neiges obtenu en 2018 a permis de récolter 30 000 \$ /an, soit quatre postes. La mise en place du corridor Darlington a été récupérée par la SOVERDI, ce qui permet de capter une part des subventions municipales. La démarche est inspirée de l’infrastructure verte ramenée à l’échelle du quartier, avec un discours faisant la part belle aux services écosystémiques (gestion des eaux de pluies, îlots de chaleur) et le lien avec des enjeux régionaux tels que la perte de

biodiversité et les changements climatiques. L'objectif est de rendre les sols urbains perméables à travers six thématiques⁷⁰ :

- Connecter les espaces verts
- Repenser localement une gestion durable des eaux pluviales
- Restaurer la canopée et ainsi améliorer la qualité de l'air et réduire les ilots de chaleur
- Créer une promenade publique et développer les modes de circulation
- Intégrer davantage la pratique de l'agriculture urbaine dans les plans d'urbanisme

À ce jour, seul l'aspect vivrier se développe, avec de l'agriculture urbaine et la plantation d'une forêt nourricière. Le rétablissement de liens écologiques et la perméabilisation du réseau de drainage ne sont pas encore réalisés. Il n'y a pas eu d'études scientifiques sur les écosystèmes présents dans le secteur⁷¹. Il y a manifestement une distorsion entre des objectifs avoués de connectivité écologique basés sur la structure du paysage et une réalité fonctionnelle des écosystèmes méconnue.

Je mentionne l'existence du projet Ruelles bleues-vertes par une alliance de plusieurs associations qui se concentre sur la gestion des eaux pluviales dans une adaptation de l'infrastructure verte à l'échelle locale⁷².

Enfin, Montréal n'est pas la seule zone urbaine où l'on retrouve des projets et propositions associatifs de réseaux d'espaces végétalisés. En 2015, l'association pour la protection du boisé Sainte-Dorothée a évalué l'intérêt d'intégrer un réseau dans les politiques environnementales de Laval (Garceau, 2015). Une biologiste et un architecte du paysage ont été mobilisés. L'étude qui en a résulté est complète : analyse géomatique du territoire sur l'affection du sol, identification des corridors écologiques potentiels par une étude de la structure des paysages, travail d'observation conséquent et organisé. Le projet n'a pas été récupéré par l'équipe municipale de Laval.

Une assise locale est parfois compliquée à trouver pour les associations. La population n'est pas sensible à la création d'un réseau végétalisé. Parfois, la forte mobilisation citoyenne du début tend à s'essouffler au fil du temps. L'identification d'habitants impliqués, de « champions locaux » est alors indispensable pour les associations. Ce sont des citoyens qui connaissent leur quartier et ses habitants et font le lien entre la technicité du projet de l'association et de l'arrondissement et les souhaits des

⁷⁰ http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/PRT_VDM_FR/MEDIA/DOCUMENTS/6-118-Hectares-PanneauCorridor-ecologique.PDF

⁷¹ À ma connaissance, il n'y a pas eu d'inventaire écologique, ni d'études géomatique. Des étudiants de l'UDEM travaillent sur des mémoires ou des projets de cours liés au corridor. Il se peut que des études aient été faites dans le cadre de cours.

⁷² <https://www.ecologieurbaine.net/fr/detail-projet/ruelles-bleues-vertes-1>

citoyens et la bonne insertion dans la vie du quartier. La recherche de ces habitants dépend de deux facteurs : l'insertion de l'association dans le quartier et les consultations lors du projet. Certaines associations comme la SOVERDI sont implantées depuis des décennies au sein de quartier et les champions locaux sont déjà connus ; des projets comme Darlington sont créés ex-nihilo, d'où des relations très faibles avec les habitants. Cet écueil peut être contourné par une campagne de concertation afin de mieux se faire connaître des habitants et de mieux cerner leurs besoins. Cette recherche de champion locaux n'est pas nouvelle, puisqu'elle se retrouve déjà dans la constitution des premiers *greenways* (Ahern, 1995).

4.2. Le réseau d'espace végétalisé porté par une municipalité

Une municipalité ou un arrondissement peuvent missionner d'autres organismes que des associations pour l'étude de la faisabilité d'un réseau écologique sur leurs territoires. Il s'agit de projets plus ambitieux que le verdissement vu ci-dessus, car ils se basent sur une étude approfondie des écosystèmes.

C'est le cas du nouveau corridor forestier du Grand Coteaux, dont le plan directeur a été commandé par la Ville de Mascouche (Rive-Nord) à une équipe de biologistes de l'Université du Québec à Montréal (UQUAM) (Angers *et al.*, 2014). Le rapport se construit sur une série d'étude autour des écosystèmes de la zone d'intervention : inventaire forestier, inventaire ornithologique, étude de la population de carabes pour étudier l'influence des sentiers et évaluation monétaire des SE. L'objectif de l'étude est de rendre compte de la richesse fonctionnelle des écosystèmes qui la compose et de l'importance des SE qu'elles rendent. La place de l'espace naturelle est légitimée dans le tissu urbain.

La démarche écologique est encore mieux comprise dans le cadre d'un corridor écologique en milieu urbain. C'est le cas du Corridor Cavendish dans l'arrondissement Saint-Laurent que nous allons détailler (Figure 32). En 2015, l'arrondissement de Saint-Laurent a choisi d'incorporer un corridor de biodiversité sur son territoire (Arrondissement de Saint-Laurent *et al.*, 2019) dont elle fera une large promotion médiatique. À cette fin, de nombreux inventaires fauniques et floristiques sont réalisées en 2015-2018 par des bureaux d'études et des associations. En 2017, un concours d'architecture de paysage a été organisé par l'arrondissement : sept projets ont été proposés et le lauréat est un conglomérat d'entreprises⁷³. Le concours a fait l'objet d'un fort suivi médiatique. La démarche est différente des autres projets et capitalise sur un nouveau modèle économique emprunté à l'urbanisme classique : la visibilité. L'appel à concours permet aux collaborateurs de proposer des actions que des

⁷³ Architecte : Table Architecture ; Architecte du paysage : LAND Italia ; Urbaniste : Civiliti ; conseils scientifiques (Biologie) : Biodiversité Conseil

fonctionnaires ne pourraient proposer, comme fermer une rue. Le fait de mettre en concurrence des firmes assurent au projet retenu d'être visible et crédible. Des entreprises mécènes peuvent être attirées par le « projet-vitrine » et ouvrent des voies du financement plus variées que si l'arrondissement l'avait elle-même mené. De tous les projets à l'échelle de l'arrondissement, le corridor de biodiversité Cavendish est le plus connu, médiatisé à travers son volet écologique abouti, ses belles vues d'artistes (image 2) et son caractère unique à Montréal. On décèle dans ce projet la figure archétype de la ville créative et durable où l'amélioration la qualité de vie proposée est un vecteur d'attractivité d'entreprises, de capitaux et de populations diplômées. Pourtant, l'arrondissement Saint-Laurent, où se déroule le projet, est un quartier populaire⁷⁴ où il n'y a pas de mobilisation citoyenne autour de l'environnement, il est donc principalement piloté par la municipalité à des fins médiatiques.



Figure 32: Vue d'artiste du Corridor de biodiversité Cavendish

Source : Arrondissement de Saint-Laurent *et al.*, 2019. Corridor de biodiversité de Saint-Laurent. Plan d'aménagement. p.126

⁷⁴ 21.9% de la population est considérée comme à faible revenu (avant impôts), soit le 6ème secteur le plus pauvre sur les 33 entités administratives de l'Île. Source : Statistique Canada, Recensement de 2016. Montréal en statistique : Faible revenu

Objectifs	Pourquoi ?	Qui ?	Portée revendiquée	Exemple
Verdissement par une initiative externe	Améliorer qualité de vie, services écosystémique et équité environnementale	Champion	Municipalité	Corridor écologique Darlington
		Association	Agglomération	Soverdi et le Plan canopée
Verdissement par une initiative interne	Améliorer qualité de vie	Collectif Citoyen	Locale	Programme ruelle verte
		Municipalité / Association	Locale	Corridors des 5 écoles
Démontrer l'importance de protéger un espace donné (Inventaires, modélisation de la connectivité écologique et des services écosystémiques)	Protection des espaces naturels face à une menace localisée (type projet immobilier ciblé)	Chercheur/ association	Municipalité	Protection du Golf Meadowbrook (Deslauriers, 2017)
	Protection des espaces naturels face à une menace diffuse (type étalement urbain)	Chercheur / association	Régionale	Projet de Ceinture Verte
	Élaboration politique environnementale	Municipalité / chercheur/ association	Municipalité / régionale	Corridor forestier
		Municipalité / Association	Agglomération	Écoterritoire
	Attractivité et compétitivité économique, protection des milieux	Arrondissement	Municipalité	Corridor de biodiversité Cavendish
Création d'une armature récréative (appel à projet)	Améliorer qualité de vie, Attractivité et compétitivité économique, protection des milieux	Communauté Métropolitaine	Régionale	Trame Verte et Bleu

Tableau 4: La diversité des réseaux d'espaces végétalisés montréalais

Réalisée par X. Cornet (2020)

5. La production du savoir en matière d'aménagement environnemental à Montréal ? Par qui ? Pour qui ? Pour quoi ?

5.1. Le développement de politiques environnementales de plus en plus complexes

Comme nous venons de le voir, cette effervescence autour des réseaux d'espace végétalisés repose en partie sur la multiplication des programmes de soutien de la part de la CMM et du gouvernement pour l'instauration de politiques environnementales à destination des acteurs locaux (municipalités et associations). Or, ce processus demande une production de savoir. D'une part, les organismes qui lancent ces programmes, dont l'adhésion repose sur le volontariat, doivent parvenir à réaliser un programme aux résultats efficaces, sans effrayer les participants par des actions trop restrictives et/ou coûteuses, ce qui demande des ressources et des compétences particulières. D'autre part, les municipalités et MRC doivent trouver l'expertise pour s'y insérer, tant sur la forme administrative, que sur le fond de l'ingénierie écologique. Enfin, une expertise naturaliste s'avère nécessaire afin d'effectuer un état des lieux préalable à tout plan d'action.

Comme vu précédemment, les raisons pour lesquelles les municipalités adhèrent à ces programmes sont variés : engagement écologique des élus et de la population, opportunités pour augmenter le nombre d'espaces vert et l'attractivité, volonté écologique suite à des promesses électorales ou encore conflit avec des promoteurs. La notion de crise écologique à l'échelle des territoires montréalais, mais aussi à l'échelle mondiale, donne un sentiment d'urgence. Il faut protéger son patrimoine naturel, mais comment ? La recherche scientifique s'avère complexe à intégrer dans les plans d'aménagement, les thématiques de connectivité écologique, de services écosystémiques ou encore de résilience urbaine sont autant d'exemples de nouvelles normes technico-scientifiques inatteignables pour des municipalités dont certaines n'ont même pas de services dédiés à l'environnement.

« Le politique [est] littéralement « aveugle » sans l'appui des sciences pour fournir des données de caractérisation et de mesure du problème » Bertrand et Simonet, 2012.

Pourtant, les nouveaux concepts discursifs en science de l'environnement influencent les politiques urbaines et périurbaines, comme en témoignent l'apparition de la notion de « fragmentation des milieux » dans les documents d'urbanisme. Les associations environnementales se veulent passeur de ce savoir. Une fois banalisée dans un cadre scientifique, il est alors possible de soumettre l'idée de l'infrastructure écologique pour justifier des dépenses plus élevées dans la nature (Thomas, 2010), qui plus est, si des avantages économiques sont en jeu, comme le confirme les travaux des chercheurs sur les services écosystémiques du Grand Montréal (Dupras *et al.*, 2013 ; Dupras *et al.*, 2015 ; Poder, 2015).

« Les réseaux d'experts en politique du gouvernement des chercheurs, des ONG bien dotées en ressources et d'autres praticiens, souvent avec l'accès à des preuves empiriques et à des prévisions sophistiquées, peuvent agir comme un puissant levier qui servent à accélérer les idées des discussions sur les politiques vers des pratiques : Ce lien direct entre la science et la politique a facilité un " discours " rapide l'institutionnalisation [...]. Les écologistes n'étaient pas seulement des scientifiques, ils étaient effectivement coproducteurs de la politique » (Thomas, 2010)

Si la profusion d'articles scientifico-associatifs sur les infrastructures vertes montréalaises n'a pas eu d'impact direct sur la politique de la CMM, elle a remis à niveau un nouveau cadre des pratiques en politique environnementale. Les associations environnementales et leurs expertises scientifiques s'avèrent être des acteurs incontournables dans l'aide aux municipalités afin d'intégrer les grands programmes environnementaux métropolitains ou régionaux.

5.2. Une production de connaissance nécessaire

À Montréal et dans les communes limitrophes, ce sont les ONG d'ampleur provinciale ou nationale qui apportent cette expertise, à l'instar de la Fondation David Suzuki, des Conseils Régionaux à l'Environnement, Nature-Action-Québec, Canard Illimités, etc. Chacune dans leurs domaines, elles apportent leurs expertises aux municipalités, les unes et les autres se sollicitant mutuellement. Prenons l'exemple de Nature-Action-Québec (NAQ) dont les compétences sont nombreuses⁷⁵. Une ville qui souhaite mettre en place un programme de protection des espaces naturels peut faire appel à l'équipe de NAQ. Inversement, NAQ sollicite les municipalités quand elle veut saisir une opportunité particulière (protéger un terrain spécifique en vente par exemple) ou dénoncer un projet anti-écologique. Ces relations étroites ne sont pas encore pleinement intégrées par les institutions gouvernementales. Par exemple, les associations ne pouvaient prétendre à des fonds de la TVB, les obligeant à solliciter les municipalités.

Les ONG se saisissent du vide laissé par les villes et autres acteurs publics dans l'expertise autour de l'élaboration d'un cadre cohérent autour des politiques environnementales. Certaines municipalités sont réellement dans l'incapacité de développer une stratégie environnementale par manque de compétences, n'arrivant pas à trouver l'expertise (ce que suggère les entretiens de Bissonnette *et al.*, (2017, 2018)) et doivent faire appel aux associations environnementales. La création de ce cadre scientifico-associatif met la pression à la CMM, mais conduit également à une accélération des

⁷⁵ Ils proposent leurs expertises dans sept domaines : Acquisition et conservation des milieux naturels, Aménagement et architecture écologique du paysage, Adaptation aux changements climatiques, Planification territoriale et développement durable, Gestion des matières résiduelles et éco-centres, Implantation et gestion de Maison de l'environnement et d'éco-quartier, Restauration des milieux naturels et des habitats.

disparités, là où certaines municipalités sont « championnes » et impliquées dans la protection de l'environnement et se saisissent de thématiques pointues, alors que d'autres ne s'en préoccupent pas. Les théories scientifiques sont reprises par les associations, quand ce n'est pas l'association qui fait elle-même ou commande ce travail scientifique. L'intervention et l'expertise publique se raréfient. Par exemple, Dupras (2015) constate par des entretiens auprès des professionnels de l'aménagement et de l'environnement que seul 13 % souhaite que la gouvernance d'une infrastructure verte soit sous une gouvernance publique.

La production scientifique des associations est le fruit de chercheurs universitaires et d'étudiant en fin d'étude (Doctorat et Maitrise). L'expertise autour d'un même contenu suit deux canaux : les rapports émis par les ONG sous leurs bannières et les publications par le(s) chercheur(s) dans la littérature scientifique. Par exemple, la thèse de Jérôme Dupras (2014) sur les services écosystémiques fait l'objet d'une publication scientifique (Dupras *et al.*, 2015) et d'un rapport pour la Fondation David Suzuki (Dupras *et al.*, 2013). Le projet de Ceinture verte a été préalablement délimité dans un rapport de la Fondation David Suzuki (Arbour *et al.*, 2013) avant d'être repris dans la littérature scientifique (Dupras, 2015). Les différentes publications sont alors reprises de manière empirique par d'autres publications (Jaeger et Nazarnia, 2016 ; Deslaurier, 2017 ; Cornet, 2021). Rapports et publications scientifiques se citent les uns les autres et forment alors un nouveau cadre technico-scientifique. Le recours à des étudiants de fins d'étude permet de déléguer des travaux de recherche qui font l'objet de mémoire, tout en permettant aux ONG d'effectuer des recherches sur une thématique précise à moindre frais. La production de cette expertise « étudiante » peut se faire sous la forme de stage ou sous la supervision d'un directeur de recherche impliquée dans les travaux autour des infrastructures vertes comme Jérôme Dupras ou Jochen Jaeger. Les associations prennent le rôle de passerelles, de vulgarisateurs, dans le transfert de connaissance du scientifique vers le politique. Ainsi, de nombreuses associations publient des guides à destination des institutions sur la mise en place de politiques environnementales (Gurin *et al.*, 2003 ; Coulombe et Nadeau, 2013 ; Garant et Centre d'écologie urbaine de Montréal, 2013 ; Garceau, 2015). Le scientifique joue un rôle légitimant pour les ONG sur la priorisation des orientations stratégiques de municipalités. Actuellement, l'idée d'une infrastructure verte est toujours présente, comme le montre la collaboration entre la Fondation David Suzuki, l'Université du Québec en Outaouais (UQO) et l'Université de Laval (Bissonnette *et al.*, 2017) ou les travaux autour des services écosystémiques et des inondations par la Fondation David Suzuki, l'Université du Québec à Montréal, l'UQO et l'Université McGill (Maure *et al.*, 2018). Les scientifiques essaient de donner une portée pratique à leurs travaux et les associations y trouvent de la crédibilité. Cette crédibilité est utilisée lors de consultation publique, comme en témoignent les nombreux mémoires d'associations écologistes lors de la révision du schéma d'urbanisme de Laval ou lors de

l'élaboration du PMAD. La collaboration avec le milieu scientifique permet également de crédibiliser le combat contre des projets anti-écologique. Deslauriers *et al.*, 2017, ont permis d'aider « Les Amis du Parc Meadowbrook » à la protection d'un golf contre le développement résidentiel au sud de l'île de Montréal. Dans un même temps, la lutte contre un projet résidentiel à l'Anse à l'Orme, sur les rives de l'arrondissement de Pierrefonds-Roxboro a mobilisé de nombreux chercheurs qui ont réalisé inventaires écologiques, études d'impact ou modélisation de la connectivité écologique⁷⁶.

Conclusion du chapitre 3

Un double constat découle de l'engouement autour des infrastructures vertes régionales et corridors d'espaces verts locaux. D'une part, on constate que la production de « réseau d'espaces végétalisés » ne nécessite pas systématiquement une connexion physique des milieux entre eux et, d'autre part, que leurs objectifs répondent à des démarches transdisciplinaires souvent mal maîtrisées, dans le sens où il n'y a pas de systématisation d'inventaires, ni de suivi écologique et sociale dans les projets. Dans la majorité des cas, les « corridors écologiques » à Montréal ne traitent pas de connectivité écologique, il n'y a pas de focus sur une espèce, ni d'aménagement favorisant la connectivité comme des crapauds ou des haies. Ainsi, ce que nous appelons dans cette thèse « réseau d'espaces végétalisés » désigne divers projets et plans d'aménagement environnemental, qui, dans le cas montréalais, se complètent mal et ont des objectifs différents, du simple verdissement d'un quartier, à la constitution de réseaux d'aires protégées en passant par le corridor de biodiversité s'intégrant dans les récits de durabilités et d'attractivité économique de la ville verte et post-moderne.

La démarche de la CMM par l'appel à projet permet aux acteurs politiques et associatifs qui le souhaitent d'aménager leurs ressources paysagères. Mais l'adhésion aux politiques environnementales basée sur le volontariat fait craindre un déséquilibre entre les territoires, tant les questions autour de l'efficacité et de la cohérence des infrastructures vertes et grises se posent. Interroger ces processus demande de partir d'un constat et d'une analyse des territoires, d'intégrer une approche géographique et plus particulièrement, biogéographique. Après avoir délaissé cette approche dans les chapitres 2 et 3 où nous avons posé des éléments de contexte écologique, social et politique, nous allons interroger les territoires, les paysages et la flore à travers une méthodologie que nous aborderons au chapitre suivant.

⁷⁶ <https://sauvonslal.com/>

Chapitre 4 : L'analyse multiscalaire de la végétation du Grand Montréal par une approche paysagère et floristique.

Introduction du Chapitre 4

Ce chapitre méthodologique présente l'approche de la végétation du Grand Montréal qui sera mise ici en œuvre. Elle combine différents prismes d'analyse : analyse paysagère, analyse floristique, analyse du rôle des politiques publiques d'aménagement et analyse de l'habiter (végétation/société). L'approche géographique aboutit à l'identification et à la caractérisation d'une infrastructure verte, réalisée au chapitre 8 à l'aide d'un Système d'Information Géographie (SIG) qui combine l'apport des différentes techniques de collecte de l'information utilisées, à savoir, principalement le relevé photographique et le relevé floristique. Cela permettra ensuite d'interroger la cohérence et la fonctionnalité de cette infrastructure verte au regard des objectifs des politiques publiques d'aménagement et des attentes des habitants. Nous entendons par infrastructure verte, un ensemble discontinu d'espaces végétalisés qui forme un soubassement à l'espace urbain et périurbain en interdépendance avec les autres éléments (bâti, réseau viaire) dont on s'attache à étudier la forme et les caractéristiques. Qu'est-ce qui « structure » cet ensemble ? D'abord conçu comme un « ensemble politico-récréatif, les politiques publiques d'aménagement tentent aujourd'hui de faire de l'infrastructure verte un ensemble écologiquement cohérent.

Partir des paysages végétaux du Grand Montréal demande de préciser nos échelles d'étude. Ce chapitre a pour vocation de connecter l'échelle métropolitaine, voire régionale, à l'échelle paysagère et même infra-paysagère lorsque l'on s'intéresse à la flore des éléments qui composent le paysage. Cette démarche multiscalaire précise alors les terrains d'étude depuis l'échelon métropolitain, jusqu'à celui du secteur paysager, de la parcelle végétalisée. Sur quels critères choisir et préciser ces terrains d'étude, censés représenter la diversité des paysages végétaux de l'aire urbaine ?

La détermination de quatre zones d'études relève d'une sélection selon la localisation dans l'aire urbaine et le gradient urbain-rural, afin de mettre en évidence les similitudes et différences dans les paysages végétaux et *in fine*, de voir comment les plans d'aménagement environnemental s'adaptent (ou on) à cette réalité spatiale. L'analyse multiscalaire qui vise à subdiviser les espaces végétalisés foncièrement hétérogènes de ces terrains d'étude en des entités plus homogènes, amenant dans un premier temps à délimiter des « secteurs », ensuite divisées en « parcelles » homogènes.

Nous nous appuyerons sur la notion d'emboîtement paysager (Godron, 2012), déjà utilisée dans la caractérisation de la ceinture verte francilienne (Roussel, 2015, 2017 ; Flégeau, 2018). Chaque échelle se définit par la taille des objets qui composent le paysage, par exemple du grand ensemble

biogéographique de l'érablière à tilleul au petit bois urbain de Laval. Autre exemple, le paysage des emprises électriques se décompose en une succession de prairies et de friches arbustives ou arborées. Partant du constat de l'hétérogénéité des paysages, il nous faut ainsi prendre en compte les éléments qui les composent, identifiant les *patches* inclus dans la matrice paysagère si l'on reprend les termes des spécialistes de l'écologie du paysage (Baudry et Burel, 1999). Nous étudierons donc au sein de nos secteurs, hétérogènes, les parcelles végétalisées homogènes, observées à travers une adaptation souple des modes de relevés de la phytosociologie. Il s'agit dès lors, de caractériser, voire de « quantifier le paysage » (Griselin et Nageleisen, 2004) à travers une analyse photographique (Chapitre 6) et floristique (Chapitre 7), avec comme objectif de révéler la forme et les caractéristiques de l'infrastructure verte montréalaise (Chapitre 8).

1. Quatre terrains d'étude représentatifs de la diversité des espaces végétalisés suivant un gradient centre-périphérie

1.1. Une étude des espaces et des paysages végétalisés

Notre démarche se heurte dans un premier temps à la question de l'échelle appropriée. Deux choix se présentent en fonction des politiques publiques qui ont déjà été enclenchées :

- L'échelle métropolitaine, à travers l'étendue de la CMM, où des réseaux de végétation ont déjà été conçus, comme la TVB et les corridors forestiers
- L'échelle régionale, correspondant au Bas Saint-Laurent, qui est le territoire mobilisé dans le projet de ceinture verte (Arbour *et al.*, 2013)

Si le premier correspond à une réalité administrative, le second répond à une délimitation biogéographique : celui du domaine de l'érablière à Caryer cordiforme (*Caryus cordiformis*).

Malgré notre approche biogéographique, nous avons fait le choix de nous concentrer sur la première et d'abandonner la seconde. Ce choix est mu, d'une part par un certain pragmatisme, car nous ne pouvons caractériser dans le cadre d'une thèse de doctorat les paysages végétaux et les nombreux réseaux d'espaces végétalisés locaux à l'échelle régionale, soit 17 000 km². D'autre part, notre étude porte sur les relations entre la végétation et la ville, interface avec les espaces urbains et péri-urbains qui est déjà largement contenue dans les limites de la CMM. Pour les raisons abordées aux chapitres deux et trois, la mise en place d'une infrastructure verte à l'échelle régionale reste par ailleurs largement hypothétique. Dès lors, retenir l'échelle régionale signifierait que notre recherche se concentre sur les aspects écologiques, alors qu'il est ici question des relations entre l'espace urbain et

les surfaces végétalisées et de la manière dont ces relations se traduisent dans les politiques d'aménagement environnemental.

Même à travers une échelle plus fine, l'étude de la végétation dans l'aire urbaine montréalaise ne peut être exhaustive et concerner toutes les parcelles végétalisées. Il nous faut délimiter des terrains représentatifs de la variété des paysages végétaux, tout en étant contraint par l'accessibilité et les distances.

Nous avons retenu le nombre de quatre zones d'étude, correspondant à la division classique des aires métropolitaines américaines décrites au chapitre 2 (Ghorra-Gobin, 1997 ; Chevalier, 2000) :

- Le centre-ville élargi à l'ancienne ceinture industrielle
- La banlieue pavillonnaire
- La zone de contact entre l'espace bâti et cultivé
- La marge rurale et récréative

Pour en revenir, et en finir, avec la question du choix ou non de l'échelle régionale, l'espace métropolitain comprend déjà ces quatre aires ; appréhender l'échelle régionale ne ferait qu'ajouter des milliers de km² de territoires ruraux, à vocations agricoles ou récréatives.

Une fois prise la décision d'attribuer une zone d'étude pour une division de l'aire urbaine, la question suivante se pose : comment délimiter ces zones d'étude afin d'englober les multiples formes que prend la végétation en milieu urbain et péri-urbain ?

Les données paysagères et floristiques n'existent pas à l'échelle de la CMM, nous avons donc identifié deux critères afin de sélectionner des zones d'études qui condensent les différents paysages végétaux : les niveaux de protection et les niveaux de valorisation. Ainsi, chaque zone d'étude doit être représentative de l'ensemble des niveaux de protection et les niveaux de valorisation de la subdivision urbaine qu'elle représente.

1.2. La prise en compte représentative des niveaux de protection ou d'intervention : de l'aire protégée à la réserve foncière

La protection des zones naturelles prend diverses formes à Montréal. La réglementation la plus stricte est l'aire protégée inscrite au ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC), qui répondent aux directives préconisées par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN). L'aire protégée est divisée en 32⁷⁷ désignations juridiques ou administratives qui s'insèrent dans les 6 catégories d'espaces protégés identifiées dans le rapport de

⁷⁷ http://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/aires_quebec.htm#def

l’UICN (Dudley, 2008). Quatre désignations sont majoritairement présentes sur l’étendue du Grand Montréal :

- D’origine états-unienne, le Parc National protège un site exceptionnel. Il est ouvert au public et destiné à un usage récréatif et touristique soutenu, quoique strictement encadré,
- L’habitat faunique est une aire de protection centrée autour d’une espèce (oiseau, rat musqué, cerf de Virginie, etc.),
- La réserve naturelle est une zone de conservation qui peut être publique ou privée,
- Le milieu naturel de conservation volontaire désigne un terrain privé géré par un organisme de conservation.

Dans un premier temps, les données du registre des aires protégées du Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques ont été utilisées, avant que nous ne les complétions avec les données issues des plans locaux d’urbanisme mises à disposition par l’Observatoire du Grand Montréal. Quelques complications ont été rencontrées. Des formes de protections existent au niveau municipal dans les schémas d’aménagement, sans nécessairement être reconnues dans le registre provincial, comme les zones d’aménagement écologiques particulières de Laval ou les Parcs-nature de Montréal. Enfin, il existe des réseaux sans réglementation restrictive, qui sont elles-mêmes composées d’un ensemble d’aires protégées provinciales et municipales, comme les écoterritoires ou les corridors forestiers. Cela conduit à une superposition d’aires protégées et de désignations d’intérêts dont il a fallu tenir compte dans la sélection des terrains (Figure 33).

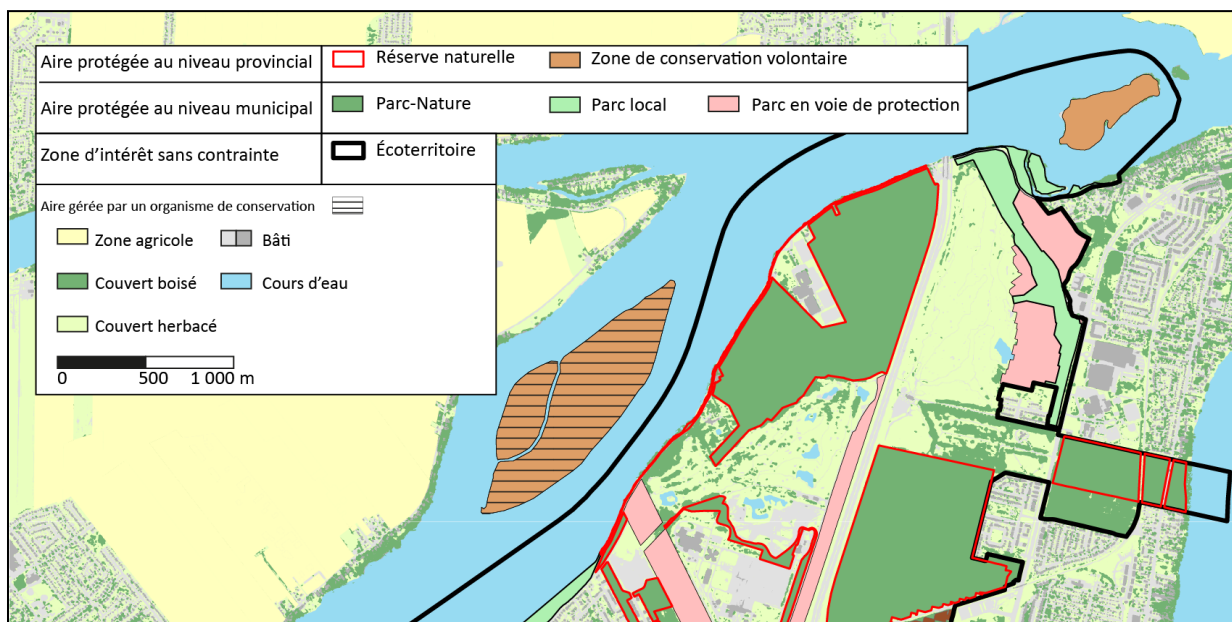


Figure 33 : Le mile feuille de l'aire protégée : Exemple de l'écoterritoire de la Trame Verte de l'Est

Réalisée par X. Cornet. Sources : Données mises en ligne par le MELCC (2020) et la Ville de Montréal pour les aires protégées (2020), et par la CMM pour le fond (2016, 2019)

1.3. Des niveaux de valorisation : du square à la friche

La protection des espaces végétalisés s’accompagne, pour certains d’entre eux, d’une valorisation paysagère afin de permettre leur utilisation à des fins récréatives grâce à la construction de sentiers, de pelouses, de terrains de sport, etc. Cette valorisation se fait à différents niveaux en fonction de deux principaux critères : la place de la parcelle dans les documents d’urbanisme et la formation végétale. Les visites de terrains ont permis de diviser les espaces végétalisés en trois niveaux de valorisations : l’aménité urbaine, l’espace naturel valorisé, l’espace naturel non valorisé (Tableau 5).

	Type d'espace	Traitement paysager	Accessibilité	Exemple
Aménité urbaine	Parc local	Pelouse, terrains de sport, terrain de jeu	oui	Parc Percy Walter
	Cimetière	Pelouse	oui	Cimetière côte-des-neiges
	Golf	Pelouse	non	Golf de l'Île de Montréal
Espace naturel valorisé	Monument de nature	Bois parsemé de sentiers, pelouse	oui	Mont Royal
	Bois urbain	Bois parsemé de sentiers, pelouse	oui	Parc-Nature de la Pointe aux Prairies
Espace naturel non valorisé	Délaissé urbain	Aucun	non	Alentour de l'Institut Philippe Pinel
	Bois urbain non accessible	Aucun	non	Bois d'Anjou

Tableau 5: Les différents niveaux de valorisations des espaces végétalisés

Les aménités urbaines s’appuyant sur la végétation à Montréal sont grandement inspirées des « *community recreation areas* » issues de l'architecture paysagère américaine des années 1950 et 1960 (Saint-Laurent, 2000). L’espace est formalisé pour répondre aux besoins de la population à travers l’aménagement d’espaces verts locaux : square, terrain de sport, pelouse arborée. La végétation est entretenue et le potentiel écologique est faible (Figure 34). Le cimetière est un autre exemple d’espace végétalisé fortement esthétisé en milieu urbain (Figure 35). La fréquentation y est moindre et de nombreux réseaux de haies et de petits bois non entretenus augmentent le potentiel écologique de ces espaces. Cette configuration se retrouve dans les golfs avec la particularité que ne sont pas des espaces publics et donc, à l’accès fortement réglementé. Si ces larges zones de végétation privées ne sont pas contestées par les habitants dans les zones périurbaines, elles sont contestées dans les zones urbaines plus denses, faiblement pourvues en espaces verts, comme le Golf MeadowBrook (Deslauriers *et al.*, 2018). Les données utilisées proviennent des cartes d’utilisation du sol de l’observatoire du Grand Montréal.



Figure 34 : Paysage de la pelouse arborée du Lac aux castors

Figure 35 : Paysage du Cimetière Côte-des-Neiges

Source : X. Cornet, juin 2019

L'espace naturel valorisé correspond, quant à lui, à une zone boisée située en milieu urbain, valorisée et rendu accessible par un réseau de sentiers. Certains ont une haute valeur émotionnelle et symbolique pour les habitants et sont de hauts lieux touristiques, comme le Mont Royal ou le Mont-Saint-Bruno. Le monument de nature s'appuie, lui, sur des éléments particuliers du paysage, notamment les reliefs et les rives les cours d'eau. La végétation est entretenue sur les abords du sentier et des interventions humaines modifient les paysages (plantation, arrachages de plantes envahissantes, maisons d'accueil pour le public, etc.). À l'instar de parcs européens, comme le parc francilien Georges Valbon de la Courneuve (Legrand, 2016), l'équilibre entre la valorisation et la conservation est trouvé par le biais du zonage, où des zones sont dédiées à l'une ou à l'autre. Le Parc du Mont-Royal se divise, par exemple, en 3 grandes zones : les espaces verts au sommet et dans les parcs périphériques (pelouses, terrains de sport), les bois fortement fréquentés, où doit être canalisé le flux important de visiteurs (partie est), et une partie plus calme où une réflexion écologique plus poussée peut être effectuée (partie ouest).

Enfin, certains espaces végétalisés ne sont pas fréquentés car ils ne sont pas ou peu accessibles. Ces espaces sont méconnus du public. Les délaissés urbains en sont les exemples le plus connus et étudiés et renvoie à l'aspect de la végétation spontanée et non entretenue (Brun, 2015). De multiples sous-genre existent à Montréal : friches industrielles, autoroutières, institutionnelles ou encore foncières. Une autre catégorie existe : le bois non-accessible. Contrairement aux délaissés urbains, la composition ligneuse de ces bois est constituée d'espèces de fins de succession végétale. La valeur

écologique de ces espaces est connue des pouvoirs publics et ils sont souvent protégés, comme le Bois d'Anjou. Les raisons de leurs inaccessibilités sont diverses : situation insulaire, discours conservationniste écologiste, frilosité d'un propriétaire, etc.

1.4. Choix des quatre zones d'étude

À l'échelle de l'aire urbaine, la sélection des zones d'études a correspondu à la volonté de couvrir les critères de diversification et repose ensuite sur un échantillonnage non-probabiliste, leur localisation et leur délimitation étant réalisées de manière arbitraire. L'objectif est d'avoir la plus large surface végétalisée dans la plus petite surface totale, de manière à pouvoir couvrir la diversité des paysages végétaux selon nos niveaux de protection et de valorisation en un minimum de temps. La délimitation des zones d'études (Figure 36) est arbitraire et repose sur un ensemble hétéroclite d'éléments linéaires (limites administratives, routes, etc.). Leurs tracés ne servent que la visualisation cartographique de la zone d'étude, signifiant simplement que toutes les surfaces végétalisées s'y trouvant sont étudiées.

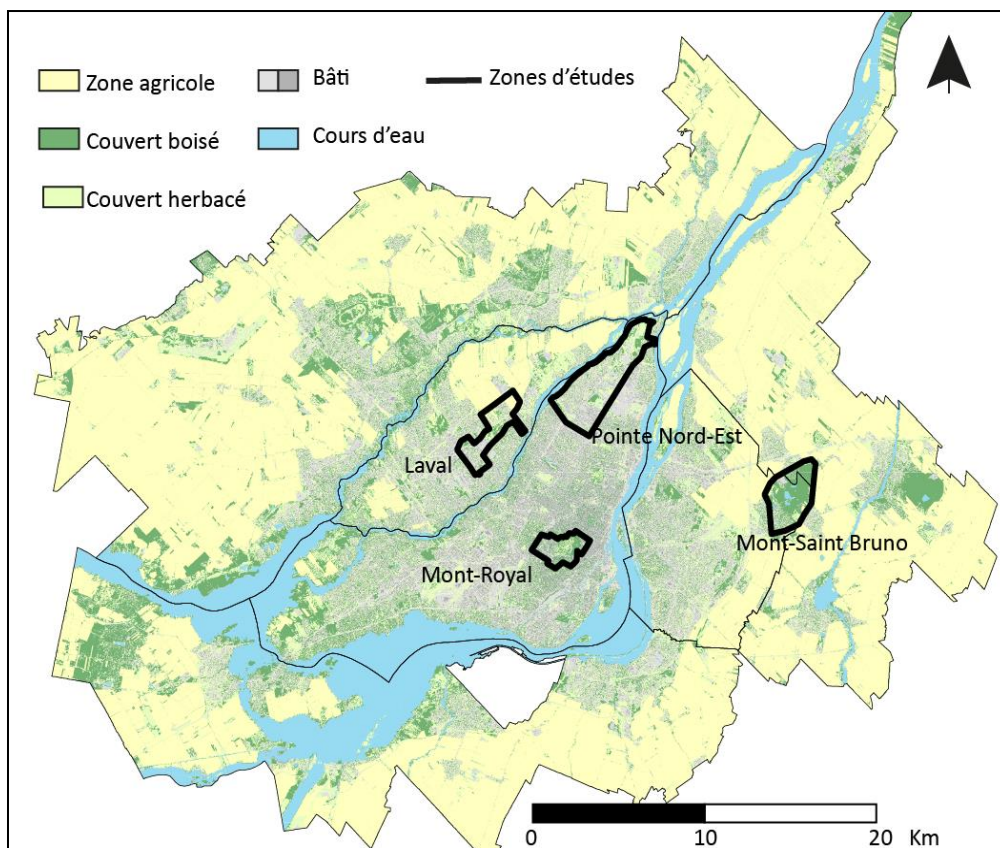


Figure 36: Localisation des zones d'études

Réalisée par X. Cornet. Sources : données mises en ligne par l'observatoire du Grand Montréal (Occupation du sol 2016 et Canopée 2019)

2. Présentation des zones d'études : Du Mont-Royal au Mont-Saint-Bruno

2.1. Le Mont Royal : l'espace végétalisé, symbole de la ville

Le Mont-Royal est une colline qui surplombe l'île de Montréal et la plaine du Saint-Laurent du haut de ses 233 mètres⁷⁸. Au moment de l'urbanisation et de l'industrialisation croissante de la ville autour des installations portuaires dès le début du XIX^e siècle, les autorités montréalaises limitent l'extension du bâti sur la colline. Deux cimetières sont créés sur la partie Ouest du Mont-Royal dans les années 1850, le cimetière anglo-protestant Mont-Royal et le cimetière catholique Notre-Dame-des-Neiges (Figure 37). L'objectif est double : aménager des espaces verts agréables tout en réglant les problèmes de salubrités liés aux inhumations dans les cimetières urbains. Face à la pression foncière et au bucheronnage, la municipalité de Montréal acquiert 200 hectares de terrain entre 1872 et 1875 afin de créer un parc sur la partie est. L'aménagement de ce nouveau parc est confié au fondateur du paysagisme qu'est Frederick Law Olmsted (cf. Chapitre 2). D'abord aménagé selon des principes esthétiques et hygiénistes, l'aménagement du Mont-Royal se poursuit au cours du XX^e siècle en répondant à des visées récréatives. Ainsi, une route panoramique est-elle construite en 1958. Des terrains de sports et de jeux sont construits, comme l'aménagement récréatif du Parc Jeanne Mance au nord. La pression immobilière et l'émergence d'une conscience écologique cristallisent de nombreux conflits autour des usages et aménagements projetés. L'aspect de monument de nature du Mont-Royal est altéré par la construction de gratte-ciels de plus en plus hauts dans le centre-ville, avant que la construction d'édifices dépassant le Mont Royal ne soit interdite en 1994.

Aujourd'hui, le Parc du Mont-Royal est emblématique du centre-ville et il reçoit des millions de visiteurs⁷⁹ par an (Debarbieux et Marois, 2005). L'office de consultation de Montréal indique ainsi dans son rapport (2017) « *Majestueux espace vert, le mont Royal fait [...] partie de la signature de Montréal [p.108]* ». Comme le montre la réglementation sur le paysage urbain avec la régulation de la hauteur du bâti, c'est le Mont-Royal qui met en valeur le centre-ville et non l'inverse.

Les paysages végétaux du Mont-Royal peuvent être divisés en 9 secteurs distincts (Figure 37).

⁷⁸ Comme le dit Olmsted dans son ouvrage de 1881 (p41) « Vous avez choisi de prendre une montagne comme parc, mais, en vérité, une montagne qui mérite à peine d'être nommée ainsi. Vous l'appellerez une colline si elle se tenait quelques kilomètres plus loin »

⁷⁹ L'étude la plus récente trouvée est de 3.6M de visiteurs (Bureau du Mont-Royal, 2006)

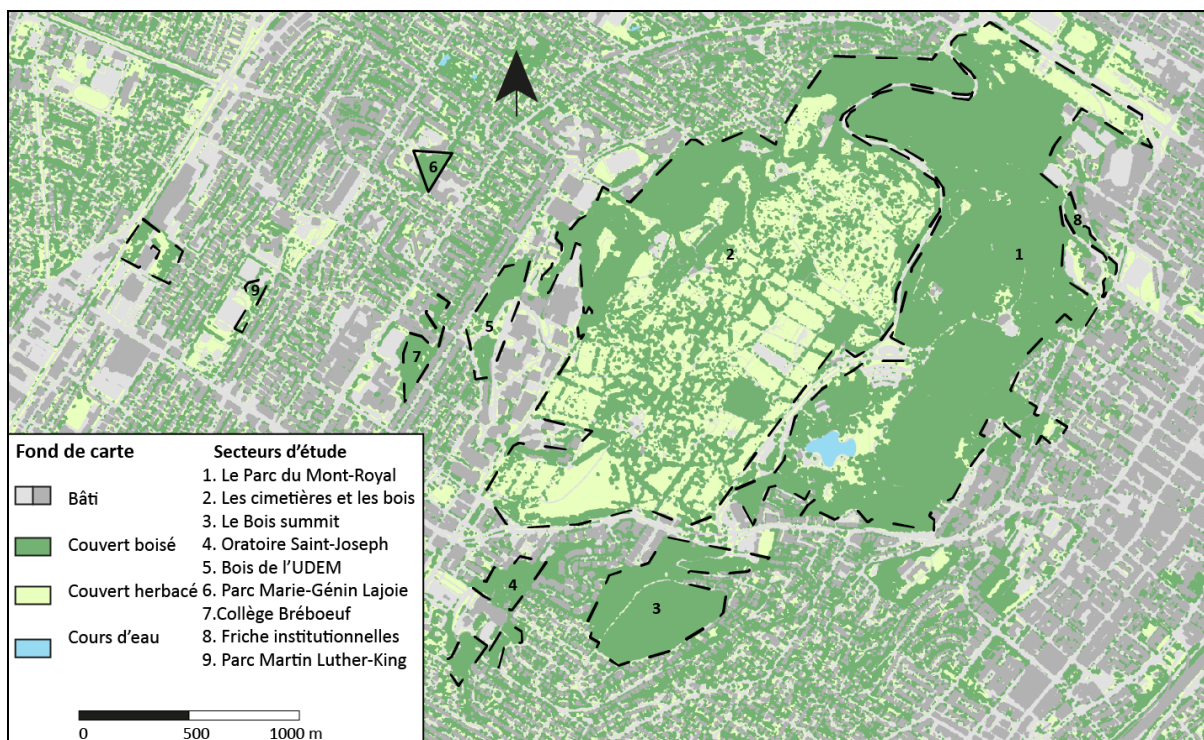


Figure 37 : Localisation des secteurs d'étude du Mont-Royal

Réalisée par X. Cornet. Fond de carte : Observatoire du Grand Montréal. (Canopée, 2019)

Le grand bois magnifié et surfréquenté se situe à l'est du Mont-Royal sur le sommet principal. L'essentiel du flux de visiteurs y circule sur les nombreux sentiers et escaliers accessibles depuis le centre-ville et depuis les parkings le long de la voie Camillien-Houde. Le paysage est composé d'une forêt décidue (érables, chênes, frêne, etc.) et d'un sous-bois très clair, ce qui permet une visibilité élargie et de beaux points de vue forestiers. Les différents aménagements successifs et les plantations expliquent la diversification des communautés végétales (Marineau, 2008), certaines remontent jusqu'à la fin du XIX^e siècle.



Figure 38 : Le sous-bois du Parc du Mont-Royal

X. Cornet, juin 2019

Figure 39 : Vue depuis le belvédère Kondironk

A. Degallaix, septembre 2020

Certains bois situés sur le Mont Royal sont plus confidentiels, principalement autour du sommet Outremont (ouest) et Summit (sud). Les infrastructures d'accueil du public y sont moins lourdes : les sentiers sont moins larges et très peu de bâtiments et de parkings émaillent le paysage. Les sous-bois sont globalement moins piétinés que dans la partie est. La fréquentation est principalement locale, issue des lotissements aisés et des institutions (UDEM, HEC, etc.). Néanmoins, ces deux bois ne présentent pas nécessairement une flore plus riche (Marineaux, 2008). La partie ouest du Mont-Royal est occupée par deux cimetières, le cimetière Mont-Royal au nord-ouest et le cimetière Notre-Dame-des-Neiges au sud-ouest. La flore de ces lieux est fortement influencée par les nombreuses espèces exotiques utilisées pour les sépultures et les haies. Les vallons et leurs versants ont été modelés en terrasses, séparées les unes des autres par des haies ou des espaces en friches (Image 5). Malgré quelques agents de maintenance et de rares cyclistes⁸⁰, les cimetières sont peu fréquentés en comparaison aux autres secteurs de la montagne.

En dehors des cimetières, le Mont-Royal compte aussi deux grandes pelouses, l'une est située entre les sommets, près du Lac aux Castors, l'autre au nord, près du Parc Jeanne Mance (Figure 40). Elles sont toutes deux situées à proximité de stationnements et de routes, la voie Camillien-Houde et l'Avenue du Parc. Ce sont des pelouses ponctuées de chemins et de zones arborées, légèrement vallonnées et offrant de belles perspectives paysagères. Ce sont des lieux très fréquentés en été pour

⁸⁰ Bien qu'il soit officiellement interdit d'y circuler à bicyclette.

les pique-niques. On y observe les regroupements que l'on retrouve dans tous les grands parcs urbains, comme au Parc Lafontaine.



Figure 40 : Les pelouses du Parc Jeanne Mance et du Lac aux castors

X. Cornet, juin 2019

A. Degallaix, septembre 2020

Les alentours immédiats du Mont sont ponctués de petits espaces verts : parcs boisés, squares, terrains de sport et friches. Les parcs boisés sont de petits bois préservés dans le noyau urbain comme ceux entourant l'oratoire Saint-Joseph, le Parc Marie-Génin Lajoie, les abords de HEC ou celui à proximité du Collège Bréboeuf. Ces bois sont composés d'une flore variée, bien que menacée par le piétinement⁸¹ et les plantations horticoles à proximité (Marineaux, 2008). On trouve aussi de nombreux squares dans les lotissements aux alentours du Mont Royal, composées de pelouses et de quelques plates-bandes (Figure 41). Ceux-ci sont parfois accompagnés de terrains de sports et d'aires de jeux. Enfin, quelques rares friches viennent s'immiscer aux abords de certaines zones institutionnelles, comme près de l'Université McGill et de l'Hôpital Royal-Victoria (Figure 42).

⁸¹ À l'exception du Collège Bréboeuf, non ouvert au public. Le piétinement est un problème que l'on rencontre dans les espaces ouverts aux publics, ce qui peut amener les autorités à interdire de s'aventurer hors du chemin, comme dans le Parc Marie-Génin Lajoie.

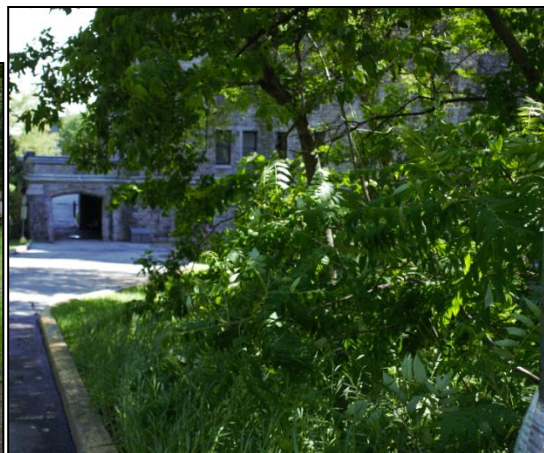


Figure 41 : Petit square de proximité : le Parc Percy-Walter

Figure 42 : Friche aux abords de McGill

X. Cornet, juin 2019.

Le Mont-Royal est identifié comme un écoterritoire (Ville de Montréal, 2004) et plusieurs statuts de protection coexistent. Seul le Parc en lui-même est reconnu comme un espace protégé par le gouvernement, soit 22.6 % de l'écoterritoire. D'autres statuts de protections sont reconnus dans les documents d'urbanisme locaux, portant la part protégée de l'écoterritoire à 43 % (Figure 43).

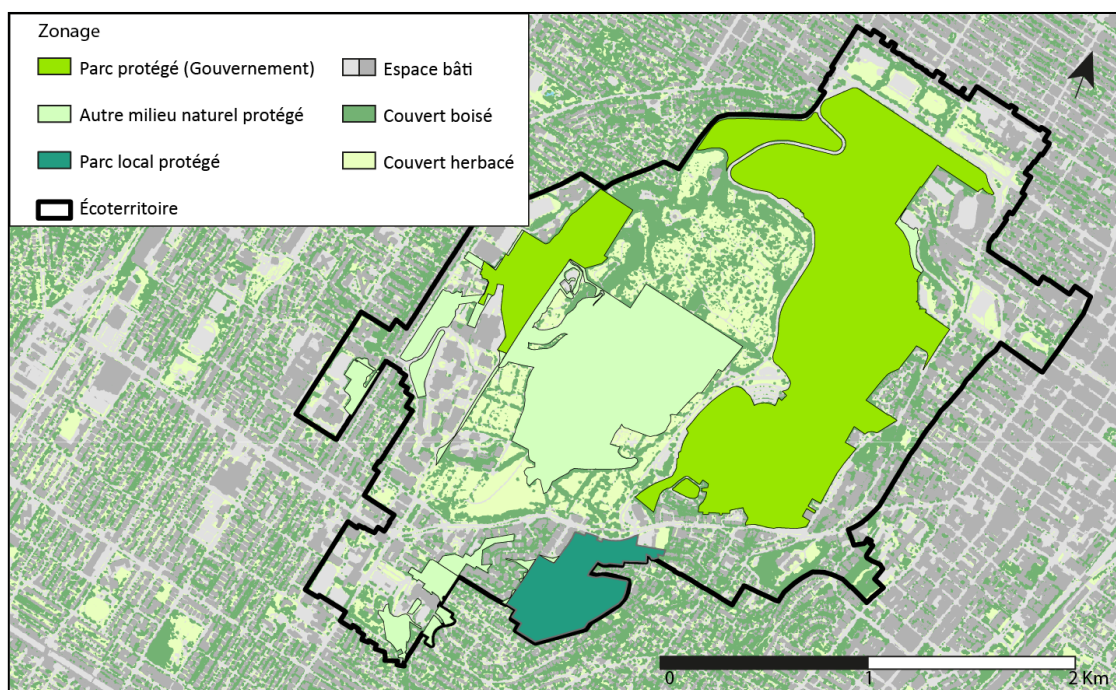


Figure 43: Localisation des espaces protégés du Mont-Royal

Réalisée par X. Cornet. Sources : Données mises en ligne par la Ville de Montréal (Espace protégée, 2020) et par l'Observatoire du Grand Montréal (Canopée, 2019)

2.2. La pointe nord-est : une mosaïque paysagère variée

D'abord à vocation agricole, ce deuxième site a été progressivement construit dans la seconde moitié du XX^e siècle, jusqu'à la disparition presque totale de toute activité agricole. Cette zone d'étude a été choisie car représentative des périphéries pavillonnaires anciennes, déjà urbanisées depuis une cinquantaine d'années et où les activités agricoles ont déjà périclitées depuis assez longtemps. Les espaces végétalisés de cette pointe nord-est recouvrent trois grands ensembles : le Parc-Nature de la Pointe-aux-Prairies, le Parc-Nature du Ruisseau de Montigny et le Bois d'Anjou. D'autres espaces végétalisés sont compris dans la zone d'étude, principalement des friches et des espaces verts disséminés dans le tissu urbain (Figure 44). Mis à part le bois d'Anjou situé dans l'arrondissement du même nom, la totalité de la zone d'étude se situe dans l'arrondissement Rivière-des-Prairies–Pointe-aux-Trembles.

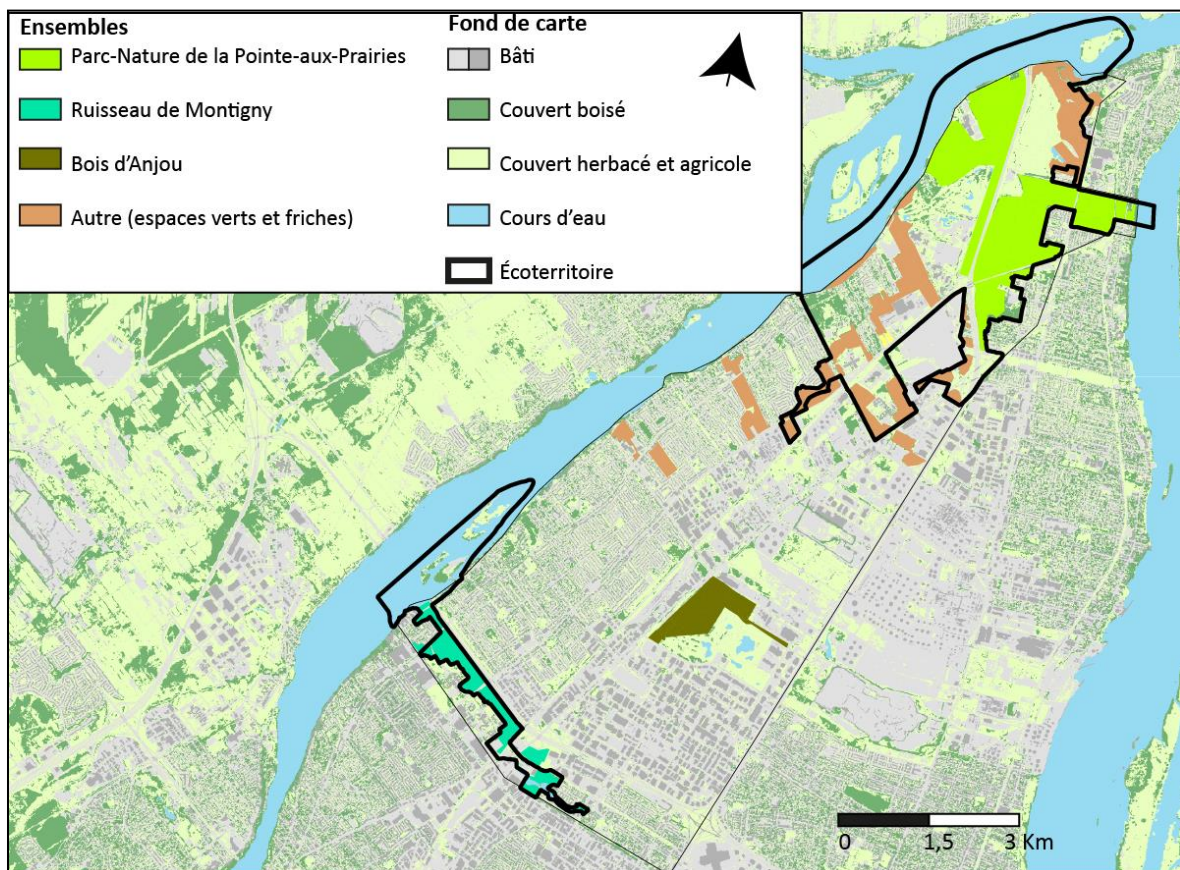


Figure 44: Les grands ensembles du nord-est de Montréal

Au nord l'écoterritoire de la Trame Vert de l'Est, au sud l'écoterritoire du Ruisseau de Montigny

Réalisée par X. Cornet. Fond de carte : Observatoire du Grand Montréal, 2019, Données Canopée

La majorité des bois ont spontanément conquis d'anciennes surfaces agricoles et se composent d'une flore pionnière, au gré des friches, des talus et des bords d'autoroutes. Ceux-ci sont envahis de nerpruns qui restreignent la visibilité à quelques mètres et rendent la progression difficile. Le paysage est inintéressant, voire peu engageant dans le cas des bois de frênes morts envahis par le nerprun. (Figure 45, photographie 2). La composition ligneuse dépend principalement de l'humidité, plus le site est drainé, plus les frênes prennent la place des peupliers⁸². Ici et là subsistent quelques poches forestières peuplées d'érables, comme une partie du Bois d'Anjou ou les bois du Parc-Nature de la Rivière des Prairies. Les strates basses des forêts composées d'arbres matures⁸³ sont dégagées et se composent d'une flore basse, majoritairement des fougères (Genre *Polypodiales*). Les espaces humides sont des bois marécageux inondés une partie de l'année et parcourus par un réseau de chenaux, leurs sous-bois à l'ombre de la canopée reste dégagés ; mais dès lors que la luminosité le permet, les roseaux (*Phragmites australis*) deviennent exclusifs et forment de grandes roselières.

Des espaces verts ponctuent la monotonie des lotissements, plantés d'espèces ornementales et de quelques pelouses, comme à l'extrémité est du Ruisseau de Montigny (Figure 45, photographie 3). Des portions de voies cyclables et pédestres sont aménagées le long de la Rivière des Prairies afin d'offrir un espace de promenade entouré de végétation (Figure 45, photographie 4). Quelques cimetières viennent compléter l'offre en espace vert accessible, ainsi que des golfs.

Cette zone d'étude comporte un grand nombre et une grande diversité de friches. Si la friche se caractérise par une végétation rudérale et spontanée, la nébulosité du terme permet d'y accoler de nombreux paysages : friche institutionnelle, résidentielle, autoroutière, électrique, industrielle ou ferroviaire se succèdent, chacune ayant ses particularités paysagères.

La friche institutionnelle est un espace qui entoure les bâtiments publics. Soit elle est devenue un bois caché et non-fréquenté bordant un hôpital ou un lycée, soit il s'agit des prairies fauchées seulement quelques fois par décennies dans le cas des *no man's land* autour des prisons. La friche résidentielle est un espace de projet, jamais finalisée ou toujours en travaux, qui se revégétalise au gré des péripéties du projet immobilier. La friche autoroutière est un espace marqué par une hétérogénéité entre la prairie fauchée d'un côté de la clôture et des broussailles de plus en plus hautes de l'autre (Figure 45, photographie 5). La friche sous les emprises électrique s'épaissit d'année en année avant d'être coupée lorsqu'elle atteint une certaine hauteur, ce qui offre au regard un dégradé de situations dans la succession végétale (Figure 45, photographie 6). La friche industrielle est difficile d'accès,

⁸² Majoritairement le frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*) et les peupliers deltoïde et Faux-Tremble (*Populus deltoides* ; *Populus tremuloides*)

⁸³ Composés d'érables, de chênes, de caryer et de tilleul

souvent clôturés et sert souvent de réceptacles au drainage des eaux. La friche ferroviaire est l'une des plus fréquentées, les habitants pouvant se servir des rails comme d'un périlleux raccourci.



Photographie n°1 : Le Bois-de-la-Réparation est situé au Sud de la Pointe-aux-Prairie et est une érablière symptomatique d'un boisement ancien.



Photographie n°2 : Le paysage du Parc Simone-Dénéchaud Grouin est ravagé par l'agrile du frêne. Coincé entre le boulevard Perras et la rivière, le bois est composé d'arbres morts et d'un sous-bois envahit par le nerprun.



Photographie n°3 : L'extrémité Est du Ruisseau de Montigny se compose d'un espace vert ornemental entre le Boulevard des galeries d'Anjou et la Rue Bombardier.



Photographie n°4 : L'aménagement des rives de la Rivière des Prairies au niveau des nouveaux lotissements (arrière-plan à gauche) passe par une succession de parcs et friches arbustives desservis par une piste cyclable.



Photographie n°5 : La friche autoroutière se compose d'une formation herbacée qui évolue vers une forme arbustive au fur et à mesure qu'on s'éloigne de l'autoroute. On remarque le long de l'A15, près du Boulevard Maurice-Duplessis, que la délimitation est nette entre le bois (arrière-plan) et la prairie.



Photographie n°6 : La végétation de l'emprise électrique dépend de l'entretien de ces espaces. Elle se succèdent en tâches végétales de maturité variées, offrant un panorama des différents stades des succession végétales de la friche herbacée. Cet espace sépare le Parc de la Pointe aux Prairies et une zone de développement immobilier (non visible). On devine un bois de frêne mort en arrière-plan.

Figure 45 : Les différents paysages végétaux de la pointe nord-est de Montréal

Source : X. Cornet, mai-juin 2019.

Derrière cette énumération, on s'aperçoit que nous sommes bien loin du monument de nature cher aux Montréalais comme le Mont-Royal peut l'être. On assiste ici à un processus de déterritorialisation continu depuis l'urbanisation commencée dans les années 1950, à la fois de la part des acteurs métropolitains qui ne projettent guère ces espaces marginaux dans le Grand Montréal ou des acteurs municipaux qui ne les développent que pour eux-mêmes, sans faire territoire, et par les habitants eux-mêmes, qui résident là depuis une génération ou deux, mais ne portent pas d'identité territoriale.

2.3. Laval : une frange urbaine au contact d'un territoire agricole

L'intérêt de Laval réside dans la transition entre l'espace agricole et le tissu urbain, ainsi que par l'importance prise par les interstices dans l'espace urbain. La zone d'étude délimitée sur le territoire de la Ville de Laval couvre en effet un espace urbain et péri-urbain qui marque le passage de la zone urbaine à la zone rurale traditionnellement agricole où se succèdent grandes parcelles intensives et bois (Figure 46). Elle se situe sur l'Île de Jésus, bordée par la Rivière des Prairies au sud et la Rivière des Mille-Îles au nord. Comme dans le cas de la pointe nord-est de Montréal, l'urbanisation a progressivement morcelé la matrice agricole, mais ici, le processus est encore en cours. Il n'existe pas de centre historique à Laval, l'habitat était historiquement dispersé en ferme et petits villages. Durant son développement récent, les autorités de Laval ont essayé de créer ex-nihilo une centralité, sans succès jusqu'à maintenant (Sénécal, 1994). L'étalement urbain non régulé à Laval est une question récurrente, face à laquelle les autorités jonglent entre la valorisation économique de leurs territoires et le maintien d'une qualité de vie suffisamment attractive (Ville de Laval, 2017). Depuis les années 2010, la construction de pavillons individuels se fait plus rare, les promoteurs préfèrent de petits immeubles en copropriété car la législation les pousse à la densification, tant de la part de la Ville de Laval que de la CMM. La population est passée d'un peu plus de 100 000 habitants dans les années 1960 à 428 000 en 2016 (Communauté Métropolitaine de Montréal, 2019) et la vocation agricole du territoire a diminué, passant de 66 % à 21 % de surfaces cultivées entre 1951 et 1991 (Sénécal, 1994). Depuis, le morcellement agricole se poursuit malgré la loi sur la protection du territoire agricole de 1978. La dernière révision de la zone agricole à Laval date de 1990, ce qui n'a pas empêché la construction de 7,6 % de sa superficie, soit 534 ha (Ville de Laval, 2017). Le schéma d'aménagement et de développement de Laval nous apprend également que 1 114 ha de terres agricoles sont en friches, soit 14,1 %. Cette déprise agricole s'analyse aussi à travers la hausse de la superficie boisée ; 19,2 % de la superficie de la zone agricole est boisée. De larges surfaces s'enrichissent sur l'Île Jésus (349 ha). D'une part, le territoire agricole est morcelé par l'étalement urbain, d'autre part certaines parcelles sont

abandonnées et sont colonisées par des boisements spontanés. D'une certaine manière, ce boisement est un outil de régulation de l'urbanisation car la plupart des bois en zone agricole sont identifiés comme « Bois d'intérêt » par Laval et la CMM. À l'instar de l'écoterritoire montréalais, il s'agit d'une désignation sans véritables restrictions autres que la loi de protection des terres agricoles. Cela est cependant une première étape dans la protection de ces bois.

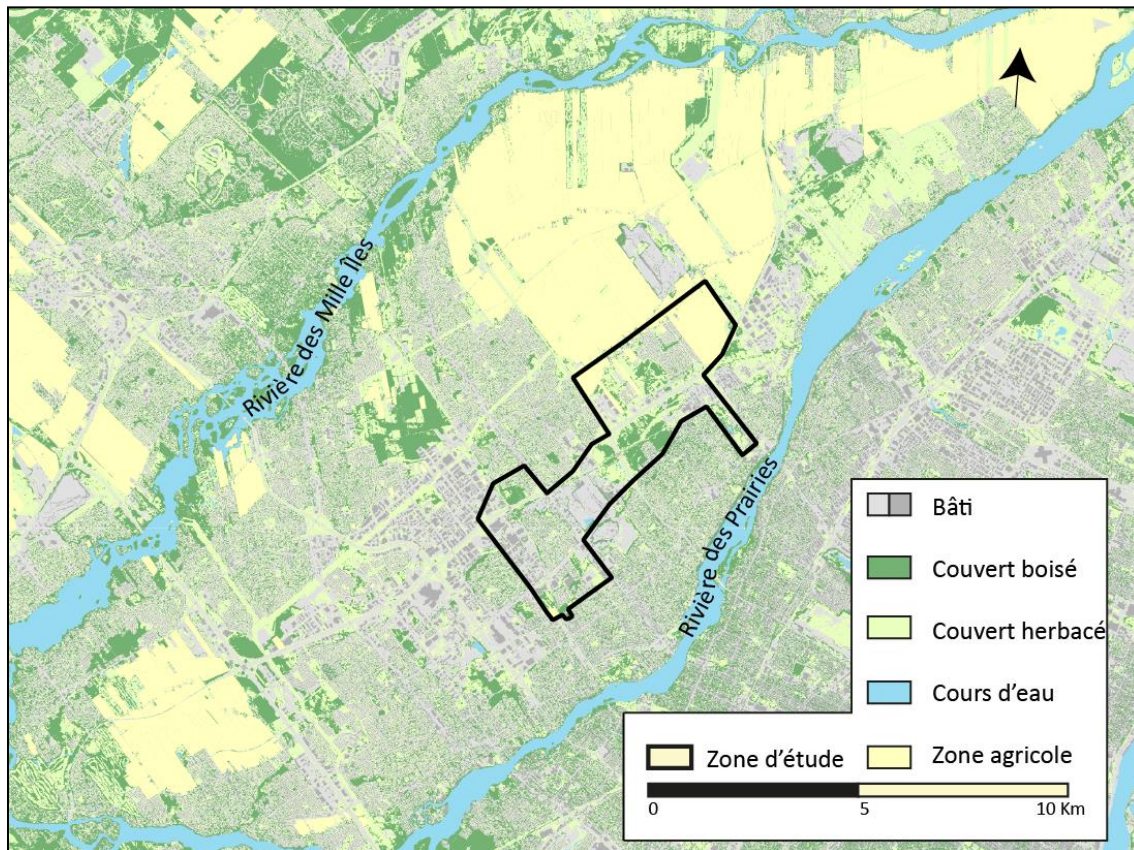


Figure 46 : Occupation générale des sols de l'agglomération lavalloise

Réalisée par X. Cornet. Source : Données mises en ligne l'Observatoire du Grand Montréal (Canopée, Occupation du sol. 2019)

Le tissu urbain reste plutôt lâche à Laval et il est parcouru d'interstices urbains, où se succèdent bois, espaces humides et friches le long de ruisseaux. La chose a également existé sur l'île de Montréal, jusqu'à ce que la pression urbaine soit trop forte et les ruisseaux recouverts. Les potentialités de ce maillage ont été repérées par des associations et des chercheurs qui cherchent à les valoriser, par des réseaux de parcs, voire une ceinture verte (Garceau, 2015).

L'île de Jésus est vaste et il m'a fallu sélectionner une zone à l'intérieur de laquelle j'allais étudier les différents espaces végétalisés. Sa superficie et sa localisation devaient être représentatives de l'ensemble des espaces végétalisés de l'île, tant par la diversité des paysages végétaux, que par celle des communautés floristiques et par celle des zonages de protection.

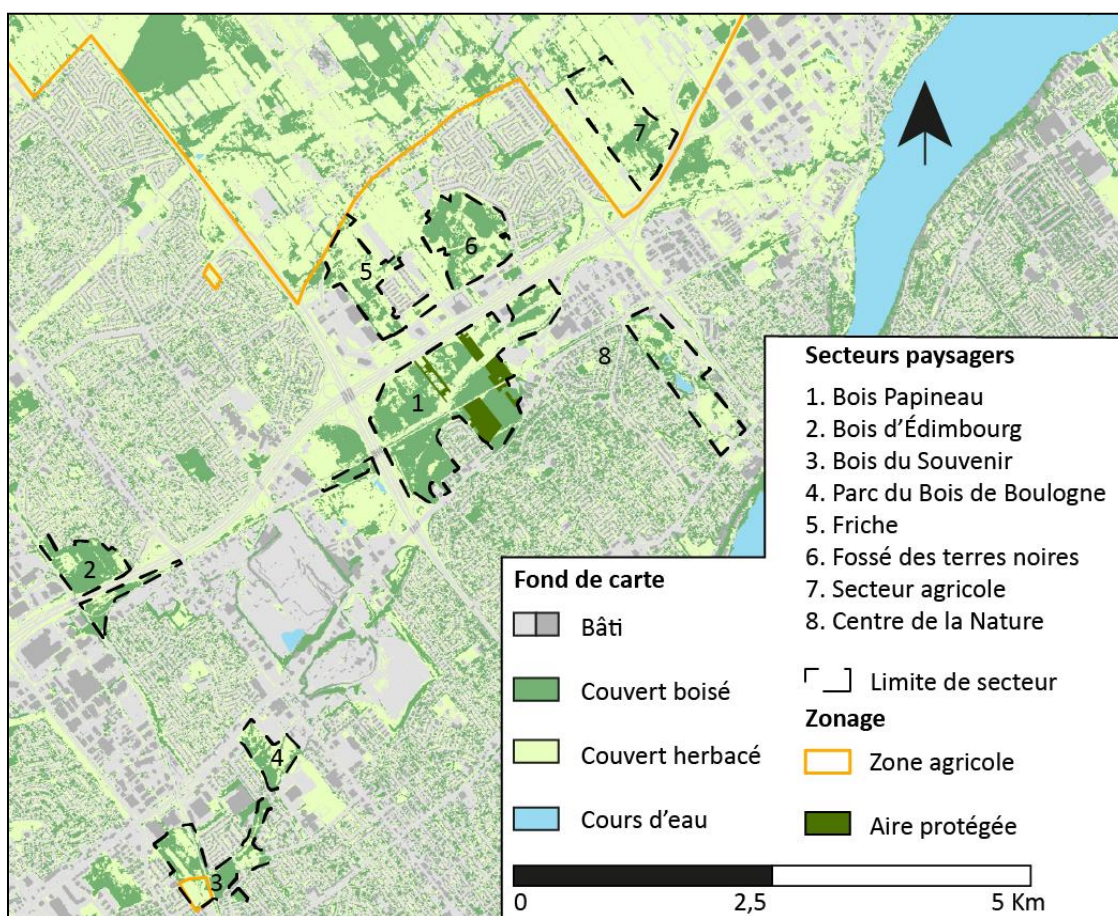


Figure 47 : Localisation des secteurs d'études de Laval

Réalisée par X. Cornet. Sources : Données mises en ligne l'Observatoire du Grand Montréal (Canopée, Occupation du sol, 2019) et la Ville de Laval (Zonage, 2017)

La zone d'étude délimitée à Laval comprend huit grands secteurs (Figure 47) :

- Le Bois Papineau est un bois protégé et classé en réserve naturelle (registre gouvernemental provincial) et en zones d'aménagement écologique particulières (registre municipal). Des communautés végétales variées épousent le relief, les coteaux sont couverts d'érablières et de hêtraies, les dépressions humides sont colonisées par le peuplier. Des sentiers balisés permettent de profiter du bois. La partie nord est théoriquement interdite à la fréquentation, bien que de nombreux habitants aillent s'y promener. Plus on s'approche de l'autoroute au nord, plus la végétation est dégradée à travers des remblais envahis de frênes morts et de nerpruns (Figure 48, photographie 1).
- Le Bois d'Édimbourg est un « boisé » progressivement redécouvert par les associations et la municipalité. La municipalité s'est portée acquéreuse de terrain en 2018 et détient 6,8 hectares sur les 25. Elle envisage d'augmenter le statut de protection, qui passerait de «

Protection » à « Conservation », dans son schéma d'urbanisme (2017). Le bois se compose d'une érablière, de milieux humides et de boisements en début de succession végétale. Il est parcouru par un lacs de sentiers informels et il est le théâtre d'usages illégaux (feu, camping sauvage, stockage de bois). Bien que ce ne soit pas une friche au sens paysager, ce bois évoque un espace délaissé par ses usages (Figure 48, photographie 2).

- Le Bois du Souvenir est similaire au Bois d'Édimbourg si l'on se cantonne à l'aspect paysager, une mosaïque forestière diversifiée. Son originalité réside dans sa protection face à un projet de la municipalité (voir partie suivante). Il est parcouru par un ruisseau qui chemine jusqu'au Parc du Bois de Boulogne.
- La friche correspond à une ancienne zone agricole maintenant à l'abandon, coincée entre un lotissement et une zone commerciale. La végétation y est revenue de manière spontanée. Le développement urbain du nord de l'A440 devrait se poursuivre car elle est classée comme une zone à urbaniser (Ville de Laval, 2017).
- Le Fossé des Terres Noires est une zone humide également située sur un territoire anciennement agricole. Il est accolé à une surface encore en culture qui n'est pas classée en zonage agricole (Figure 48, photographie 3).
- Le secteur agricole correspond à un paysage champêtre, d'espaces humides, de bois et d'espaces cultivés. Il est parcouru d'un ruisseau (le Ruisseau Paradis) dans un bois entouré d'une zone à la végétation plus basse (Figure 48, photographie 4).
- Le centre de la Nature est le grand parc de Laval, dédié au loisir des habitants. Majoritairement composé de pelouses, de terrains de sports et de jardins publics, c'est un espace récréatif où la végétation est appréhendée comme une aménité urbaine (Figure 48, photographie 6).
- Le Parc du Bois de Boulogne est situé dans la continuité du même ruisseau que celui du Bois du Souvenir, avec une vaste zone inondée et couverte de roseaux au sud-est. Quelques sentiers parcourent le site, mais l'essentiel de la végétation n'est pas accessible et reste préservé du public (Figure 48, photographie 5).



Photographie 1 : Le Bois Papineau a fait l'objet d'un piétinement hors des sentiers qui dérangent la faune et la flore. L'association Canopée a empêché les visiteurs et les chiens de s'aventurer hors des chemins avec l'installation de grillages. Des quadrats sont installés dans le sous-bois afin de documenter la reconquête de la flore.



Photographie 2 : Un habitant se sert du Bois Édimbourg comme arrière-cour et y entrepose son bois. Cela accélère la propagation de parasites, agrile du frêne en tête. L'Indélicat a également ouvert une piste carrossable pour l'accès.



Photographie 3 : L'urbanisation et l'agriculture délaissent souvent les milieux humides. C'est le cas du Fossé de la terres noires. La nappe phréatique affleure, ce qui permet le développement d'un bois humide préservé. On voit avec la taille de la végétation que la parcelle cultivée recule.



Photographie 4 : Le secteur agricole montre la limite entre les surfaces bâties et cultivées et est classé en zonage de protection. On distingue des lotissements récents en arrière-plan, une plantation d'épicéa au milieu de la scène et un canal d'irrigation à gauche.



Photographie 5 : Le chemin qui traverse le Parc du Bois de Boulogne est destiné à la promenade des riverains et à la circulation des cyclistes. Ce n'est pas un axe de contemplation car il n'offre pas de paysages, si ce n'est un couloir végétal. Il aboutit à un grand parking au pied de l'immeuble en arrière-plan. Il s'agit d'un bois et d'une zone humide dans lesquelles est aménagé une voie verte



Photographie 6 : À l'inverse du Bois de Boulogne, le Centre de la Nature est un espace de loisir. C'est le grand parc urbain classique, qui s'organise selon un zonage commun en Amérique du Nord : terrain de sport, espace de pique nique, jardins horticolas. La réflexion écologique reste présente, c'est l'un des rares parcs où j'ai pu voir des formations herbacées hautes, dans l'inspiration de la fauche raisonnées

Figure 48 Les différents paysages végétaux de Laval

X. Cornet, juin 2019.

2.4. Le Mont Saint-Bruno : de la marge récréative aux friches urbaines et agricoles

À l'instar du Mont-Royal, le Mont Saint-Bruno est l'une des collines Montérégiennes. D'origine volcanique, il domine la partie sud de la Plaine du Saint-Laurent (218 m) et se situe à environ une vingtaine de kilomètres du Mont-Royal. La colline est boisée et parsemée de trois lacs. Le village de Saint-Bruno de Montarville s'est développé au sud-ouest, jusqu'à compter 26 389 habitants en 2016 selon l'Observatoire du Grand Montréal. Le paysage est champêtre autour du Mont Saint-Bruno où s'entremêlent les champs, les vergers et les bois. Des quartiers majoritairement pavillonnaires et des zones industrielles se sont développées le long de la transcanadienne, axe routier au sud de la ville, et du Boulevard Sir Wilfrid Laurier, sa principale artère. Selon les données du plan d'urbanisme de la ville, le nombre d'habitants augmente et l'âge moyen recule.

L'exploitation du paysage à des fins récréo-touristique au Mont Saint-Bruno est illustrative du développement des fonctions récréatives dans certaines périphéries des villes canadiennes. Ce Parc National l'un des rares⁸⁴ reliquats d'une formation végétale représentative du domaine bioclimatique de l'érablière à caryer cordiformes, symbole de la forêt décidue canadienne. Accentué par le relief, il est un monument de nature. Le reste des boisés aux alentours sont des productions acéricoles ou des bois humides. Les « bonnes terres » ont été défrichées et mises en culture et représentent un potentiel économique ou écologique, mais sont difficilement valorisables en tant qu'élément touristique. L'exploitation touristique du Mont Saint-Bruno se fait à travers de grandes infrastructures. Au sud-ouest, au pied du mont, un golf a été aménagé alors qu'une station de ski se situe sur le versant est (Figure 50, photographie 1). Une carrière s'étend au nord. De larges parkings sont situés aux entrées du Parc National afin de canaliser la forte fréquentation du lieu. Le fait que l'accès soit payant permet à leurs exploitants⁸⁵ de publier des statistiques liées à la fréquentation. Le Mont Saint-Bruno totalise 950 233 entrées en 2015-2016, ce qui en fait le Parc National le plus fréquenté du Québec (20% des entrées à lui seul), devant le Parc d'Oka (728 612 entrées), également située dans la région montréalaise. Ils représentent à eux deux le tiers de la fréquentation sur la totalité des Parcs québécois.

Au pied du Mont, le développement immobilier au pied du mont se fait d'une manière que je n'ai pas observé ailleurs : le développement de l'habitat pavillonnaire n'entraîne pas de disparition des arbres, les maisons étant bâties sous la canopée. Partout ailleurs dans la CMM, la parcelle est préalablement rasée avant d'être construite. En dehors de la ville et du mont, la végétation naturelle est composée de bandes boisées entre les parcelles agricoles, parfois entourées de zones humides ou en jachères.

⁸⁴ Avec le Mont-Tremblant et les autres collines Montérégiennes

⁸⁵ La Société des établissements de plein air du Québec (SEPAQ)

Ces espaces sont privés comme le signalent les nombreux panneaux près des routes. Par le corridor forestier du Mont Saint-Bruno, qui fait partie de la TVB récréative, les autorités tentent de donner une cohérence territoriale à cet ensemble de bandes boisées pouvant s'étendre sur plusieurs municipalités. Elles offrent encore une certaine continuité écologique et on cherche par cette intégration à les protéger comme un seul ensemble afin d'éviter leurs fragmentations (Francoeur *et al.*, 2016).

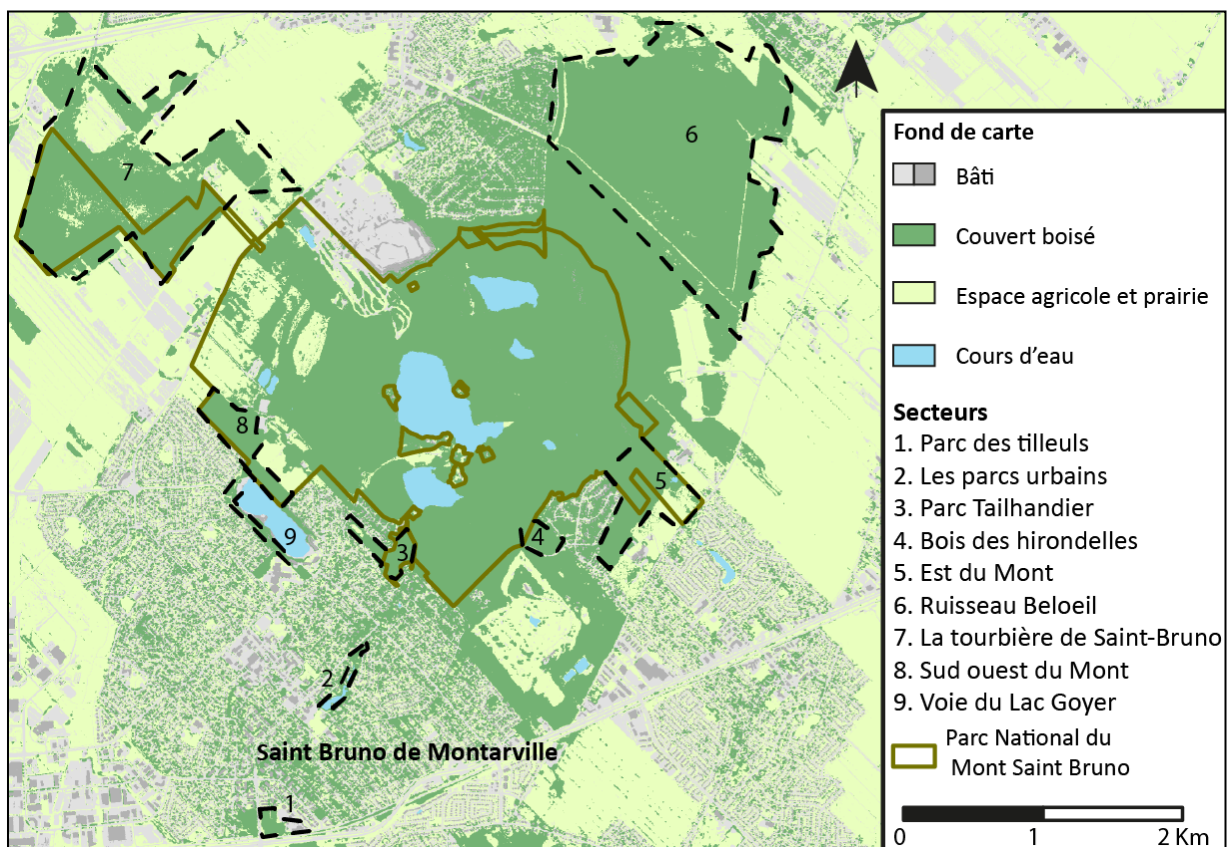


Figure 49 : Localisation des secteurs d'études au Mont Saint-Bruno

Réalisée par X. Cornet. Sources : Données mises en ligne l'Observatoire du Grand Montréal (Canopée, 2019) et le ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (Aires protégées, 2020)

La zone d'étude a été divisée en neuf secteurs représentatifs de la variété des formes que prend la végétation dans la zone (Figure 49) :

1. Le Parc des Tilleuls désigne un ensemble de friches situé au croisement entre le Boulevard Seigneurial et le Boulevard Sir Wilfrid Laurier, qui sont actuellement en travaux afin d'aménager une zone résidentielle. Une partie de ces friches sera aménagée en parc. Les ligneux sont principalement des peupliers et des frênes (Figure 50, photographie 2).

2. Un ensemble de trois parcs urbains se situe près du centre-ville. Ils bordent un étang artificiel construit à l'origine pour alimenter des moulins. Un chemin ombragé longe la rive et offre différents points de vue sur l'étang, dans une succession de pelouses ponctuées de massifs horticoles et de petits bois (Figure 50, photographie 3).

3. Le Parc Tailhandier est une réserve naturelle située sur le versant sud-ouest du Mont Saint-Bruno, à la limite entre l'espace bâti et le Parc National. Un sentier remonte le long du Ruisseau du Moulin dans une érablière à hêtres au sous-bois envahi par les fougères (*Polydiales*). Son aménagement a bénéficié d'une aide de la CMM pour sa contribution à l'élaboration de la TVB du Grand Montréal. Le cadre forestier qu'il offre est particulièrement apprécié, de grandes maisons sont situées sous les arbres du parc.

4. Le Bois des Hirondelles est une parcelle boisée accolée au sud-est du Parc National, dont il ne fait cependant pas partie. Il est séparé des habitations et d'un golf par le Boulevard des Hirondelles. Ce boisement est l'un des rares espaces encore naturels et non protégés et est depuis plusieurs dizaines d'années au cœur d'un conflit qui oppose un promoteur immobilier, les habitants et des associations écologistes. Le projet est tantôt appuyé, tantôt désavoué par la municipalité en fonction de l'équipe municipale en place. Il apparaît dans le plan d'urbanisme de 2017 comme un secteur à aménager, bien qu'il soit classé sous le statut « d'écosystème d'intérêt à documenter » dans le schéma d'agglomération de Longueuil (2016), mais une décision du ministre de l'Environnement stoppe le projet en 2020⁸⁶. La végétation du Bois des Hirondelles est une érablière à caryers. Les riverains utilisent de cette parcelle comme terrain de jeu avec la construction informelle de pistes et de modules de VTT ; certains transforment aussi le bois en arrière-cours. Une zone humide se situe dans sa partie supérieure (Figure 50, photographie 4).

5. L'accès à l'est du Mont se fait entre deux institutions scolaires privées par une parcelle arbustive qui monte depuis les lotissements. Le paysage y est champêtre, une bande herbacée haute borde une formation arbustive ponctuée de massifs de framboisiers et de petits frênes (Figure 50, photographie 5). La partie supérieure est boisée. La partie nord fait partie du Parc National, alors que la partie sud n'a pas de statut de protection et vient se nicher entre un collège et un lotissement. La formation ligneuse est homogène : une érablière qui monte progressivement et dont les dépressions humides sont recouvertes de fougères. Les jardins à l'arrière des maisons ne sont pas clôturés et donnent directement sur la forêt.

⁸⁶ <https://lemontarvillois.com/saint-bruno-de-montarville-le-boise-des-Hirondelles-est-en-bonne-voie-detre-sauve/>

6. Un autre secteur concerne le vallon du Ruisseau Beloeil qui serpente dans la plaine agricole au nord. La plus grande partie du secteur est boisé et appartient à l'armée canadienne, bien que la pratique du ski de fond puisse être autorisée en hiver. Je n'ai pas pu aller dans cette zone et n'ai fait qu'une visite dans la partie nord, où la forêt vient rencontrer les zones agricoles. Des peupliers faux-trembles (*Populus tremuloides*) viennent buter contre un grillage interdisant l'accès. Une prairie herbacée ponctuée de frênes, souvent morts, s'étend jusqu'au ruisseau, puis commence les terres en culture (Figure 50, photographie 6).

7. La tourbière de Saint-Bruno se situe au nord-ouest à l'intersection des autoroutes 20 et 30 (Francoeur *et al.*, 2016) et fait 115 hectares. Elle appartient majoritairement au ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs qui l'a rattaché au Parc National, même si 28 hectares restent privés. Elle est un milieu humide d'exception, tant par sa superficie que par la richesse des écosystèmes qui la composent. Je n'ai pas pu accéder à la tourbière du fait des propriétés privées qui l'entourent depuis la route.

8. Le sud-ouest du Mont se compose de deux parties. La majorité du secteur est une érablière marécageuse et borde l'un des chemins d'accès au Parc. Un petit secteur accolé au lotissement a retenu mon attention, derrière le petit Parc Kéroak. Il s'agit d'un petit bois de frênes morts qui est sans doute plus récent que les bois alentours. La flore rend bien compte de ce caractère récent, entre les espèces ornementales introduites comme l'érable du fleuve Amour (*Acer ginnala*), les espèces rudérales comme le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) et les espèces forestières comme l'onoclée sensible (*Onoclea sensibilis*).

9. Les alentours de la piste cyclable le long du Lac Goyer se divise en deux parties : un petit bois d'érables près de l'école secondaire et la bande cyclable elle-même. La végétation entre le lac et la piste est inaccessible, les abords immédiats du lac étant interdits d'accès. Elle se compose principalement d'espèces pionnières, comme les peupliers qui colonisent le milieu. De l'autre côté de la piste, la bande boisée près des habitations est composée d'érables et de frênes d'Amérique (*Fraxinus americana*).



Photographie 1 : Cette photo aérienne prise depuis l'Est montre bien la situation du Mont. On distingue au premier plan : le golf, des lotissements et la prairie. La ville se situe au fond à gauche.



Photographie 2 : La friche dans le futur parc des tilleuls n'est pas aménagée. On devine un sentier informel souvent inondé. La végétation est dense, principalement à cause du nerprun.



Photographie 3 : Le Parc du Ruisseau se situe dans le centre-ville. On devine un terrain de jeu au fond de l'image, avec une pelouse arborée en premier plan. Le ruisseau se situe à gauche, caché par la végétation.



Photographie 4 : Le boisé des hirondelles est fréquenté par des VTTistes, qui profitent de l'absence de réglementation sur le bois. Le sous-bois de l'érablière est dégradé.



Photographie 5 : Le Ruisseau Boleil se cache dans le fossé à gauche. On devine une prairie arborée à gauche et des cultures à droite. On aperçoit la barrière qui interdit l'accès à la zone militaire à gauche et de nombreux arbres morts en arrière-plan.



Photographie 6 : Une large prairie se trouve à l'Est du Mont Saint Bruno, ponctuellement plantée de frêne. On devine un buisson de framboisier (*Rubus idaeus*) en premier plan.

Figure 50: Les paysages végétalisés autour du Mont Saint-Bruno

Réalisée par X. Cornet en juin 2019. Source : Photographie 1 : Page de garde de la synthèse des connaissances biologiques du Corridor forestier du Mont-Saint-Bruno réalisé par Francoeur *et al.* (2016). Photographie 2-6 :

3. Découper des secteurs paysagers au sein des zones d'étude : le recours à la géomatique et l'emprunt à l'écologie du paysage

Notre étude des espaces végétalisés a été effectuée à trois échelles, qui font écho aux échelles emboîtées du paysage identifiées par Michel Gordon (Forman et Godron, 1986 ; Godron, 2012 ; Roussel, 2016). La **zone d'étude** est une délimitation subjective qui désigne un vaste espace dans lequel nous avons prospecté la majorité des espaces végétalisés. Elle est représentative de l'évolution des paysages végétaux en fonction du gradient urbain-rural, tout en étant assez réduite pour être visitées dans des délais raisonnables. À une échelle plus précise, les différents paysages sont classés dans des **secteurs paysagers**, que nous définissons comme un espace végétalisé d'un seul tenant, relativement homogène. Enfin, la **parcelle** désigne un espace végétalisé le plus homogène possible, délimité par la photo-interprétation et un travail exploratoire de terrain (Figure 51).

3.1. Application de l'écologie du paysage en milieu urbain

L'appréhension des zones végétalisées au sein de nos quatre zones d'étude nous fait descendre d'un cran dans l'emboîtement des échelles, en passant à l'échelle paysagère, de l'ordre de quelques dizaines d'hectares. Dans notre démarche de géographe, nous emprunterons des notions à l'écologie du paysage afin d'identifier ces zones végétalisées, discipline dont nous présenterons succinctement quelques éléments utiles à son application à l'espace urbain.

Jusqu'aux années 1970, l'étude des interactions entre les êtres vivants et avec leur milieu de vie fait l'objet d'une dichotomie entre, d'un côté, l'étude des écosystèmes en milieu naturel ou rural par les écologues, qui minorent le rôle des activités humaines ; de l'autre, les travaux en milieu urbain qui se concentrent sur les interactions sociales telle qu'a pu l'appliquer à ses débuts l'école de Chicago à partir de 1925 (Blanc, 1998 ; McDonnell et Hahs, 2008). L'écologie urbaine désigne alors l'étude des flux et interactions entre l'Homme et son milieu dans un cadre urbain, et emprunte peu à l'écologie des scientifiques en se cantonnant aux sciences humaines. De longue date, cependant, les sciences naturelles s'intéressent au milieu urbain. Des inventaires fauniques ou floristiques ont déjà été effectués en ville dès le XVII^e siècle⁸⁷ et le déplacement de la flore en milieu urbain commence à intéresser les écologues, par exemple à travers la recolonisation de la flore dans les sites bombardés pendant la Seconde Guerre mondiale (Sukopp, 2002). Une « seconde » écologie urbaine apparaît alors : l'étude des flux et interactions entre les organismes vivants en ville (Clergeau, 2007). La reconnaissance de l'influence des activités humaines sur les milieux marque un tournant dans la

⁸⁷ La flore parisienne est étudiée dès le XVII^e et XVIII^e siècle et le terme « plante urbaine » est mentionné par Scouy en 1823 (Sukopp, 2002).

« légitimation » des études sur les milieux urbains et rappelle le rôle de perturbateurs d'origine anthropiques, jusque-là sous-estimé (McDonnell, 2011). Cette idée a cependant cheminé depuis le XIX^e siècle.

En effet, l'idée, a été théorisée dès 1864 par Georges P. Marsh (1801-1882) qui, s'interrogeant sur la « géographie physique modifiée par l'action humaine » (Marsh, 1864) estime que l'évolution des milieux physiques deviendrait négligeable à un certain stade, s'il n'y avait pas les effets des activités humaines. Il néglige ainsi le rôle d'éléments perturbateurs, tels que les événements climatiques, les incendies ou la colonisation par de nouvelles espèces. Le paradigme de l'équilibre de la biosphère et des écosystèmes qui la composent est discuté dans les années 1960-1970 et c'est la dynamique et le non-équilibre qui l'emportent, qui reconnaissent l'influence de perturbateurs dans l'évolution des écosystèmes en y incluant les activités humaines (Wallington *et al.*, 2005 ; Ahern, 2011 ; McDonnell, 2011). Le paradigme du non-équilibre aborde les écosystèmes comme autant voire davantage mus par les agents externes que par les interactions entre les êtres vivants qui les composent, ce qui admet une dynamique permanente inscrite dans l'espace géographique (Pickett *et al.*, 1992). Le développement de l'écologie du paysage répond à cette nouvelle dimension de la notion d'écosystème, montrant cette dynamique à l'échelle du paysage (Wallington *et al.*, 2005).

L'écologie du paysage en milieu urbain se développe dans les années 1970 en même temps que l'influence des activités humaines (McDonnell, 2011). Elle est mobilisée par plusieurs disciplines, de la géographie à la biologie, ce qui explique des différences de conception et d'outils mobilisés. Kirchhof, Trepl et Vicenzotti (2013) identifient six conceptions de l'écologie du paysage :

1. La conception de l'école de Neef (1956, 1967) qui utilise une approche géographique dans un objectif opérationnel, afin de résoudre des problèmes pratiques sur l'utilisation des terres. Cette école conteste la portée pratique d'éléments de paysage comme des entités à part entière et défend l'idée de composantes paysagères imbriquées les unes dans les autres sans limites claires.

2. Au contraire de Neef, Forman et Godron (1986) défendent l'idée que le paysage est une succession d'éléments distincts dans une matrice hétérogène. La définition d'un ensemble paysager homogène se base sur une sensibilité humaine, à travers sa perception et ses intérêts. Ces composantes paysagères interagissent et échangent des flux d'énergie, de matières et d'espèces. Cette conception est une adaptation modernisée des idées du fondateur de l'écologie du paysage, le botaniste et géographe allemand Carl Troll (1899-1975).

3. Selon l'ornithologue John A. Wiens (1989), le paysage se divise bien en entités paysagères distinctes, mais qui répondent uniquement à des processus écologiques, excluant la perception humaine dans

leur identification. Chaque espèce s'inscrit donc dans sa propre matrice paysagère en fonction de ses fonctionnalités biologiques.

4. Le paysage peut aussi être reconnu comme un emboîtement multiscalair, semblable à une arborescence hiérarchique. L'approche fonctionnelle des organismes est la même que dans la troisième conception, mais au lieu de se concentrer sur les traits biologiques des espèces, elle se concentre sur leurs hiérarchisations (organisme, population, communauté, etc.).

5. Dans une perspective plus englobante, l'écologie du paysage peut être vue comme une science transdisciplinaire qui explore les interactions homme-nature. « *Ce point de vue est fondé sur l'hypothèse que les systèmes sociaux sont liés à leur système écologique spécifique de telle manière que les deux systèmes forment ensemble une unité co-évolutive et auto-organisée appelée "paysage"* (Kirchhof, Trepl et Vicenzotti, 2013, p5).

6. La dernière vision essaye de définir une écologie du paysage plus opérationnelle et actualisée, notamment afin de prendre en compte la notion de services écosystémiques. L'écologie du paysage est un moyen d'atteindre des objectifs décrétés par les sociétés et par les politiques publiques d'aménagement environnemental, qui passe par le maintien et le développement des populations et des écosystèmes. Par exemple, l'écologue français Philippe Clergeau (2007) s'inscrit dans l'héritage de Forman et Godron (1986), mais il plaide aussi pour une nature qui "fonctionne" dans la ville, voire pour la ville biodiversitaire (Clergeau, 2015). On se rapproche ici de l'architecture du paysage et de l'infrastructure verte.

Chacune de ces approches a pu nourrir notre réflexion et nos interprétations, mais, de par son approche géographique intégrant l'analyse des rapports Homme-Nature, cette thèse s'inscrit plutôt dans les conceptions 5 et 6. Les conceptions 1, 5 et 6 sont issues d'une tradition européenne, alors que les conceptions 2, 3, 4 font davantage appel à une tradition américaine (Kirchhof, Trepl et Vicenzotti 2013). Hellmund et Smith (2006) distinguent ainsi une *landscape ecology* américaine plus modélisatrice et mathématique et une approche européenne plus portée sur l'analyse spatiale du paysage et des éléments paysagers, sans cesse identifiés, classifiés et hiérarchisés. Nous nous plaçons ici dans une approche de géographe, non d'écologue, et la discipline de l'écologie du paysage nous a, dans un premier temps, simplement servis à « disséquer le paysage ». L'identification de secteurs paysagers se fait en suivant les discontinuités végétales, empruntant des éléments méthodologiques à Forman et Godron (1986), dans le même esprit que ceux mobilisés par Fabien Roussel dans sa thèse sur l'étude paysagère de la ceinture verte parisienne (2017).

3.2. Méthode de délimitations des secteurs paysagers

Roussel (2016) rappelle l'emboîtement paysager en six niveaux proposé par Godron (Forman et Godron, 1986 ; Godron, 2012) :

- les *classes* de paysages, gouvernées par les climats zonaux ou intrazonaux (atlantique, continental)
- les *ordres*, gouvernés par le climat régional et la géomorphologie
- les *familles* de paysages, gouvernées par le climat local, la géomorphologie et les activités humaines
- les *types* de paysages, de l'ordre de quelques kilomètres. Les activités humaines sont de plus en plus influentes, même si la pédogenèse et la topographie continuent d'avoir un rôle important. Dans cette thèse, cette échelle correspond à celle des quatre zones d'études.
- le *paysage* en lui-même ou l'unité paysagère, de l'ordre du kilomètre, qui correspond ici aux secteurs paysagers (Figure 51).
- les *éléments* du paysage, de l'ordre de quelques centaines de mètres, qui correspondent aux parcelles végétalisées sur lesquelles seront effectuées nos relevés de terrain. L'identification de *patches* en écologie du paysage (Forman and Godron, 1986) repose sur l'idée d'une homogénéité de la parcelle (Figure 51).



Figure 51 : Le secteur paysager et la parcelle végétalisée

Réalisée par X. Cornet. 2020

Les secteurs paysagers sont des espaces qui présentent une continuité de la végétation. Leur délimitation en ville est chose assez aisée du fait de l'hétérogénéité en mosaïque parcellaire du couvert végétal. Ce processus a été réalisé par photo-interprétation. S'en ai suivi une enquête de terrain visant à exclure de notre échantillonnage les secteurs privés et clôturés. Ainsi, aucun golf n'a pu être étudié, bien que quatre soient inclus dans les zones d'étude⁸⁸. Finalement, des visites de terrains ont réduit le nombre de secteurs à 57⁸⁹ : 11 à Laval (388 ha), 11 au Mont-Royal (449 ha), 9 au Mont-Saint-Bruno (653 ha) et 26 au nord-est de l'île de Montréal (707 ha). L'occupation du sol est largement dominée par la végétation ligneuse ou herbacée par rapport à l'eau, au bâti ou autres surfaces artificialisées. Les données sur la canopée montréalaise mises en ligne par l'observatoire du Grand Montréal permettent d'en estimer les proportions (Figure 52).

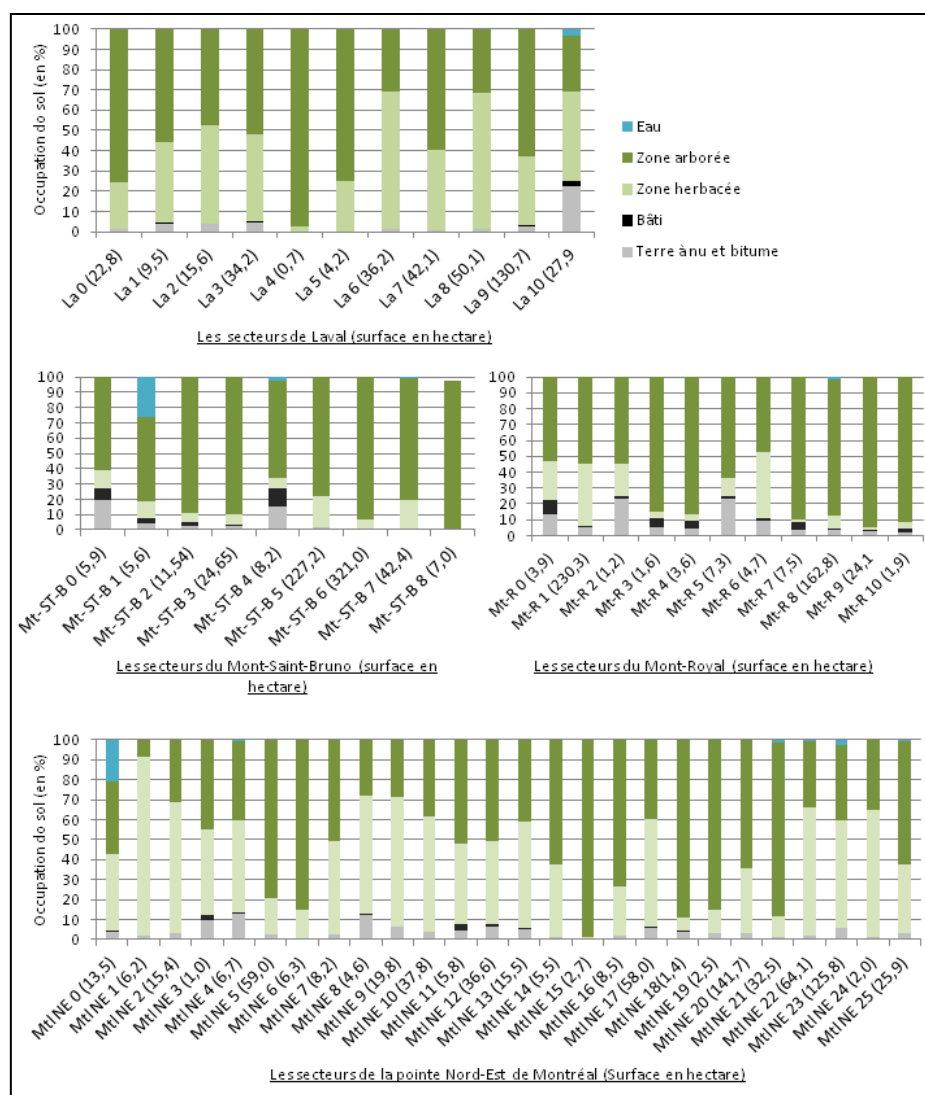
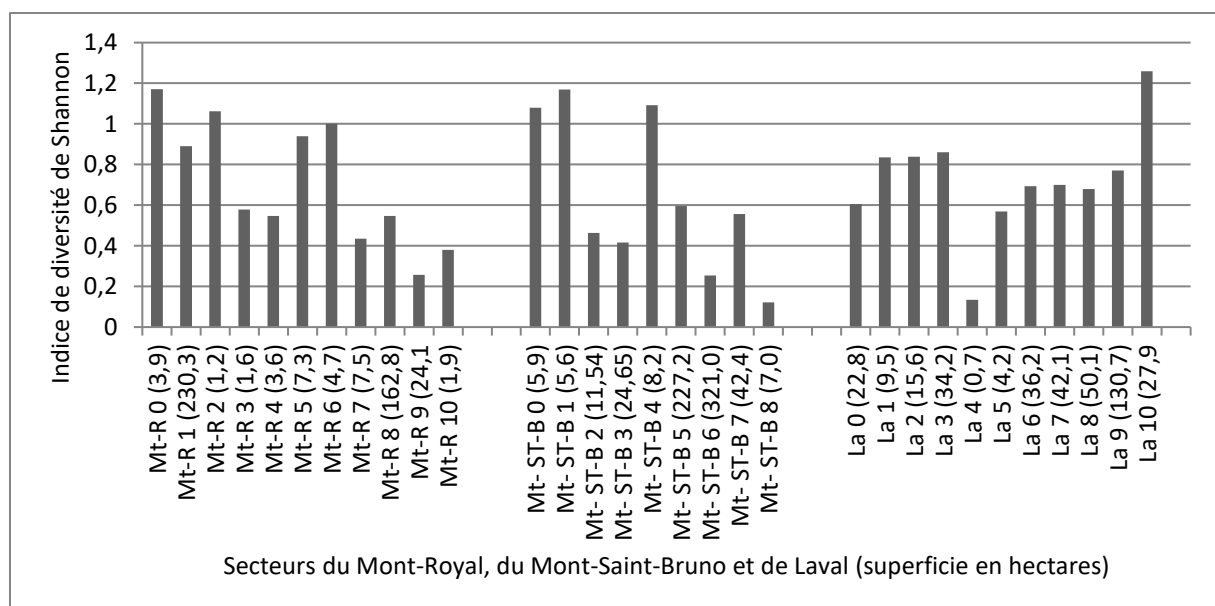


Figure 52 : L'occupation du sol sur les secteurs d'étude

⁸⁸ Un à Laval, un à Saint-Bruno-Montarville, et deux au Nord-Est de Montréal.

Comme attendu, les secteurs végétalisés à Laval sont variés, des bois urbains comme le Bois Édimbourg (La0), à la friche agricole dominée par les herbacées comme les abords du ruisseau Paradis (La 8). Mis à part le parc local des Mésanges (La4), les secteurs lavallois sont relativement vastes et 7 dépassent les 20 hectares. Les paysages sont nettement plus boisés au niveau du Mont-Royal et du Mont-Saint-Bruno, où de larges parcelles homogènes sont recouvertes de forêts (Mt-SB 2 et 6 ou Mt-r 8). Les pelouses et cimetières sont visibles sur le Mont-Royal (Mt-r 1 et 6), bien que les pelouses arborées soient comptabilisées comme boisées. La pointe nord-est de l'Île de Montréal est dominée par les friches herbacées, à l'instar de la partie centrale du ruisseau de Montigny (Mtl NE 2). Quelques bois dépassent les vingt hectares, comme le Bois d'Anjou (Mtl NE 5) et la partie ouest du Parc-Nature de la Pointe-aux-Prairies (Mtl NE 21). Les friches autoroutières (Mtl NE 1) et les emprises électriques (Mtl NE 21) sont maintenues à un stade herbacé lors de travaux d'abattage.

L'hétérogénéité des secteurs paysagers est variable et peut être mesurée grâce au logiciel Fragstat en utilisant l'indice de diversité de Shannon (Figure 53&54). La principale source d'hétérogénéité est la différence entre les compositions ligneuses et herbacées qu'on retrouve principalement dans les friches (Mtl NE 12) et les espaces verts, à l'instar du Centre de la Nature à Laval (La 10). Nos résultats mettent en évidence des secteurs relativement homogènes dans les massifs forestiers (Mont-Royal et Mont-Saint-Bruno) et des secteurs hétérogènes dans les friches et secteurs agricoles des zones périurbaines, où s'alternent bois, friches, prairies et résidus urbains. Ces résultats montrent que le secteur d'étude est une échelle globale encore bien grossière et qu'il faut ensuite descendre à l'échelle parcellaire pour l'analyse des éléments du paysage.



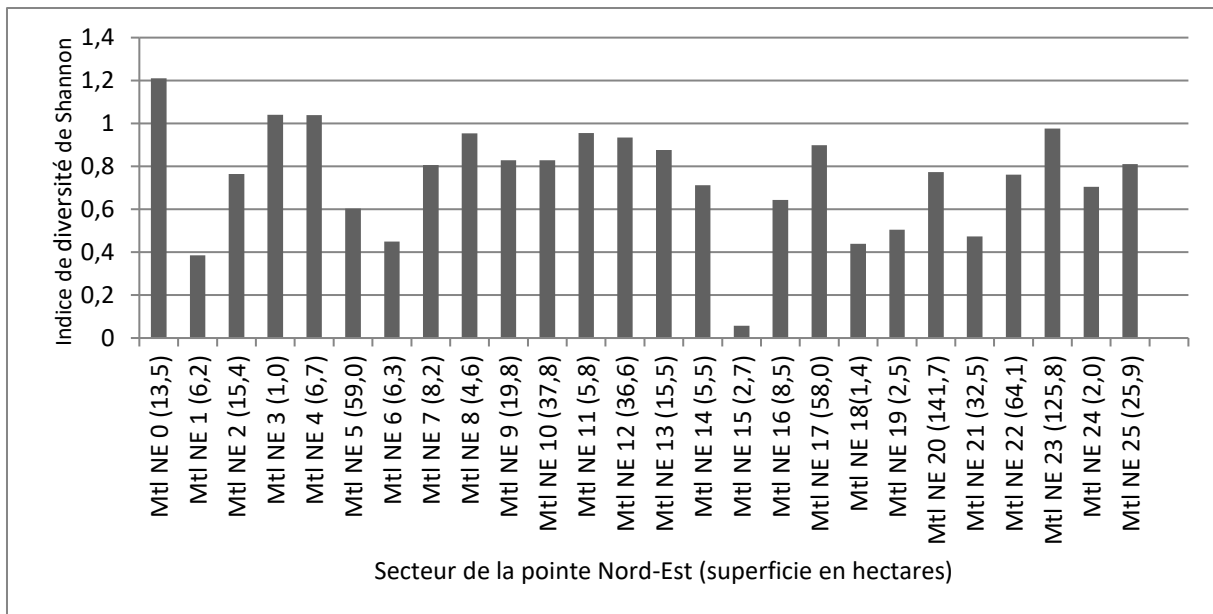


Figure 53 : L'hétérogénéité au sein des secteurs d'étude

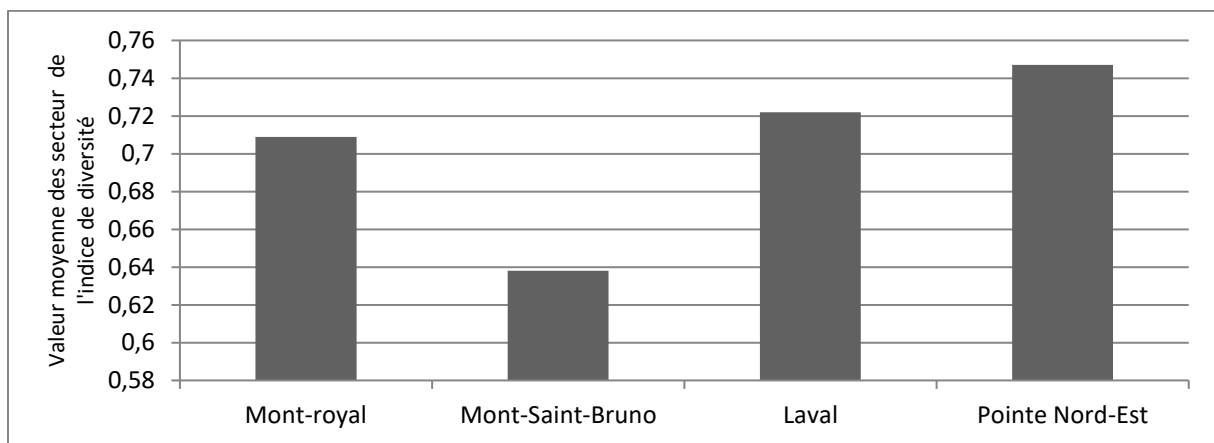


Figure 54 : L'hétérogénéité de l'occupation du sol par grandes zones d'étude

Cette évaluation de la diversité de l'occupation du sol et de l'hétérogénéité paysagère montre de grandes tendances qui caractérisent nos terrains, mais comporte des limites. La mesure de l'hétérogénéité est ainsi limitée par le choix de ne retenir que cinq classes d'occupation du sol et la perspective zénithale est restrictive, masquant de grandes disparités au sol. Par exemple, la couche herbacée légèrement arborée identifiée depuis les airs recouvre de nombreuses variations (Figure 55) : parcelle en friche, espace humide, emprise électrique, etc. Les secteurs sont encore hétérogènes et il faut encore descendre à une échelle très locale pour atteindre des parcelles homogènes, permettant d'approcher chacun des faciès des formations végétales.

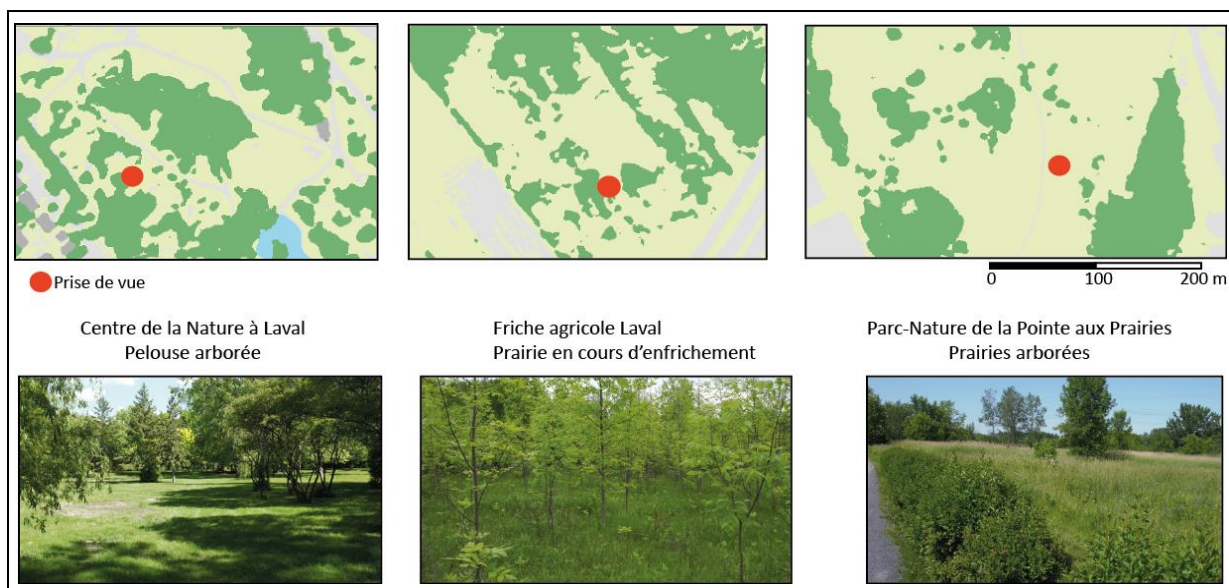


Figure 55 : La limite de l'approche par imagerie aérienne : l'exemple de la formation herbacée avec arbres épars

Source : Réalisée par X. Cornet. Prise de vue en juin-juillet 2019

4. L'apport de la photographie pour une analyse autant qualitative que quantitative du paysage

4.1. Typologie des ensembles végétalisés

Par « parcelle homogène », nous entendons une uniformité paysagère qui se manifeste à travers des espèces dominantes, et non une uniformité floristique dans le détail. La question du référentiel d'évaluation de cette uniformité paysagère est donc centrale. Le classement d'une parcelle dans une formation végétale identifiée par une espèce dominante se fait par un examen visuel, mais celui-ci ne suffit pas. Par exemple, aucune érablière n'est parfaitement homogène. Il faut rester fidèle à un équilibre entre référentiel paysager et réalité floristique fondée sur le comptage des ligneux ou le taux de recouvrement des herbacées. Le classement d'une parcelle est ainsi réalisé en fonction de l'espèce visuellement dominante, ce qui favorise les ligneux, mais cette dominance est mesurée et tempérée par un comptage autour d'un point d'observation.

Une campagne exploratoire de la végétation à Montréal a été effectuée en 2018 et s'est concentrée sur les écoterritoires du Mont-Royal, du Ruisseau Montigny et sur la Trame Verte de l'Est. La délimitation des parcelles a dans un premier temps été effectuée par photo-interprétation, notamment pour différencier les parcelles à différents stades de succession végétale. Les répertoires géoréférencés des bois, des friches et des milieux humides de la Ville de Montréal nous ont servi de base. Divers documents ont également été utilisés comme les campagnes de relevés botaniques et les cartes de la végétation commanditées par la Ville (Tecsult environnement Inc. *et al.*, 2000 ; Marineau, 2008 ; Marineau, 2009 ; Olivier et Amenatech Inc., 2016). Enfin, les cartes écoforestières à l'échelle de

1/20 000 du Québec⁹⁰ ont été ponctuellement utilisées à Laval et au Mont-Saint-Bruno. Cela a permis d'affiner les données et d'aboutir à une cartographie des parcelles végétalisées selon leurs paysages et leurs flores⁹¹. Bien que les méthodes de discrétisations informatisées gagnent en précision, jusqu'au 1 : 25 000ème (Sellin *et al.*, 2015), nous avons dû ajuster la délimitation des parcelles manuellement, d'abord par photo-interprétation, puis par tâtonnement sur le terrain afin d'obtenir une cartographie la plus précise possible (Figure 56). Il est apparu que de nombreux petits bois spontanés dans les friches n'ont pas été répertoriés, nous amenant à vérifier chaque formation depuis le sol. Ce travail a été effectué durant l'été 2019 à Laval et au Mont-Saint-Bruno.



Figure 56 : Découpage d'une friche en parcelle : exemple le long du boulevard Maurice-Duplessis

Réalisée par X. Cornet. 2020

⁹⁰ <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/carte-ecoforestiere-pdf>

⁹¹ Bien qu'ils s'en inspirent, en aucun cas mes travaux ne s'assimilent à des cartes des communautés végétales

Les coordonnées GPS des centres de chaque parcelle ont été reportés afin d'effectuer une visite. Trois éléments ont été notés⁹² :

- Un comptage des ligneux à partir du centre a permis de noter l'espèce dominante et une espèce compagne si nécessaire,
- Le niveau de prolifération du nerprun cathartique et de la bourdaine (*Rhamnus cathartica* et *Rhamnus frangula*),
- La présence de frênes morts, afin de constater les dégâts occasionnés par l'agrile du frêne

La typologie des paysages végétaux a été réalisée en se basant sur la hauteur et le type de végétation. Sur la base des comptages des espèces dominantes, nous avons commencé à préparer une ébauche de carte des formations végétales. Cependant, le protocole de comptage des ligneux s'est avéré un peu « léger » pour effectivement établir une nomenclature précise des espèces dominantes et compagnes. En effet, effectuer des inventaires plus poussés aurait été très chronophage ; raison pour laquelle nous avons complémentaiement utilisé une version simplifiée en libre accès de la Ville⁹³ de Montréal permettant d'aboutir à 21 paysages (Tableau 6).

⁹² Nous traiterons de l'intérêt de répertorier la présence de nerprun et de frêne à la page suivante.

⁹³ <https://donnees.montreal.ca/dataset/bois>

Stade arboré	Bois mature	Peupleraie	Peupleraie à nerprun	Bois de Nerprun	Marécage forestier	Frênaie	Frênaie à nerprun
Mont-Royal	49				2		
Pointe nord-est	33	15	31	10	3	16	15
Laval	16	7	24	2	3	6	9
Mont-Saint-Bruno	10	1			2	2	

Stade arbustif	Friche à frêne	Friche à peuplier	Friche à érable à guiguère	Zone de lisière	Friche à saule	Friche à nerprun
Mont-Royal				11		
Pointe nord-est	3	13		9	2	3
Laval	17	7	1	8	1	1
Mont-Saint-Bruno				1		

Stade herbacé	Prairie	Emprise électrique	Roselière
Mont-Royal			
Pointe nord-est	47	3	20
Laval	7	2	8
Mont-Saint-Bruno	3		

Formation anthropique	Pelouse	Pelouse arborée	Herbe sur gravier	Parc classique	Zone de travaux	Autre (dépôt, agricole, etc.)	Non visité
Mont-Royal	2	6		9			3
Pointe nord-est	7	8	2	5		3	4
Laval	1	2	2	1	1	1	0
Mont-Saint-Bruno			1	2			18

Tableau 6 : Inventaire des différents types de paysages végétalisés à Montréal

Plusieurs précisions doivent être apportées concernant certaines catégories.

1. De par son caractère envahissant, le nerprun bouleverse le paysage, la flore et les usages. Il envahit les sous-bois et modifie les sols⁹⁴. Ceci explique que les zones envahies de nerpruns ont été mises à part. Bien qu'elle ne soit pas nécessairement l'espèce ligneuse dominante dans ces espaces, cette espèce compagne envahissante empêche la pousse et le développement des gaulis des autres espèces et à terme, empêche également une régénération de la formation ligneuse initiale.

⁹⁴ Il accapare les nutriments, acidifie et augmente le taux d'azote des sols.

2. Nous avons fait le choix de regrouper les caryaies, les chênaies, les érablières, les juglanaies, les hêtraies et les ormaies sous la classe de « bois mature ». Ces formations se subdivisent encore à un niveau taxonomique inférieur (par exemple : érablière à Érable à sucre, érablière à Érable rouge, érablière à Érable de Norvège, etc.) et/ou au niveau des espèces compagnes (érablière sucrière à Tilleul, érablière sucrière à Frêne d'Amérique, érablière sucrière à Chêne rouge, etc.). D'une part, les formations qui composent les bois matures sont floristiquement homogènes, du moins comparées aux formations pionnières ou aux friches arbustives, et peu de cartes de végétations existent. D'autre part, mon travail exploratoire n'a pas été assez poussé pour effectuer les distinctions nécessaires, il arrive fréquemment qu'il n'y ait pas une espèce dominante, mais que ces bois matures soient mixtes. Les paysages, les usages et les cortèges floristiques associés sont semblables, ce qui m'a amené à les rassembler.

3. La classe « zone de lisière » désigne un enchevêtrement d'espèce de lisière, souvent des échappées des jardins, comme la Vigne vierge commune (*Parthenocissus inserta*), l'Anthriscus des bois (*Anthriscus sylvestris*), le Sumac vinaigrier (*Rhus typhina*), le Lilas commun (*Syringa vulgaris*), le Robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia*) ou le Sorbier des oiseleurs (*Sorbus aucuparia*). Elle se caractérise par une parcelle longue et mince, qui longe une voie ferrée ou une route.

4. La catégorie « emprise électrique » désigne certaines zones sous les lignes à hautes tensions. Elles sont régulièrement entretenues, une coupe a lieu lorsque les premiers ligneux dépassent quelques mètres. Contrairement aux prairies qui présentent une formation herbacée homogène, ce sont des zones hétérogènes du fait de la périodicité de l'entretien, où formations herbacées et buissonnantes se succèdent.

Il faut encore signaler le cas où deux parcelles avec la prédominance de la même espèce évoluent de manière différente, ce qui est dû à deux perturbations : le nerprun envahissant et la présence de l'agrile du frêne. C'est pourquoi nous avons systématiquement tenu à relever leurs présences sur les parcelles, ils sont notamment dominants dans les lieux abandonnés (Diane Saint-Laurent, 2000).

4.2. Caractérisation des paysages parcellaires à travers la photographie

Une fois la cartographie réalisée sur nos 4 zones d'études, les parcelles ont été caractérisées à travers une « quantification du paysage » par la photographie (Griselin et Nageleisen, 2004). La démarche est déjà éprouvée en géographie et a pu être utilisée pour des études sur la perception des paysages : Luginbühl (1989) ou Brun *et al.* (2018) utilisent des photographies de paysages végétalisés comme support lors d'entretiens avec les habitants. Plus proche de nos interrogations, la photographie a pu également être utilisée pour mieux analyser l'urbanité le long de transects (Flegeau, 2018). L'objectif de notre démarche est dans un premier temps de caractériser les paysages végétaux de nos zones

d'études, (Chapitre 6), puis d'extrapoler ces caractéristiques à l'ensemble de la végétation lors de l'identification et la caractérisation de ce qui constitue l'infrastructure verte (chapitre 8).

Dans un premier temps, avant usage de la photographie, la caractérisation des parcelles s'est d'abord faite à même le terrain. Deux problèmes se sont posés dans cette phase : le poids de la subjectivité et le manque de référentiel.

La caractérisation reposait sur une évaluation visuelle, qui peut être influencée par ce qui a été vu précédemment. Inconsciemment, j'ai constaté après quelques essais que je n'avais pas la même appréhension en fonction de ce que j'avais visité précédemment. Cette subjectivité est encore renforcée par des facteurs émotionnels, notamment sur l'accessibilité de la parcelle ou la luminosité induite par la météo. L'appréhension du paysage par la photographie a permis de diminuer « l'effet-opérateur », à savoir la subjectivité de l'observateur sur le terrain.

La photographie a également permis de figer une situation et de l'évaluer plus tard, avec un référentiel commun et moins d'interférence liées au ressenti. Ainsi, si les photographies ont été prises entre mai et août 2019, le traitement a été effectué quelques mois plus tard. La création de planches photographiques a permis de créer un référentiel (Figure 57&58&59). L'inventaire photographique a été mené selon la méthodologie suivante. Chaque parcelle a été caractérisée de deux points de vue : l'un en position centrale et l'autre en lisière. Quatre clichés ont été pris à chaque point d'observation, chacun suivant une orientation cardinale. Certains points n'ont pu être atteints et ont donc été déplacés, voire dans certains cas, classés comme inaccessible. Toutes les données sont ensuite géoréférencées et spatialement analysées dans le chapitre 8 via le logiciel ArcGIS.

Chaque photographie est numérotée et associée à un point lui aussi numéroté. Le point 250 est ainsi caractérisé à travers les photos 250, 251, 252 et 253.

Sur le terrain, quatre critères sont répertoriés pour chaque point :

- La position de la prise de vue dans la parcelle est notée : centrale ou en lisière,
- La topographie du point de vue est indiquée (fond de cuvette, plat, hauteur),
- La présence de frênes morts est notée,
- La densité du nerprun cathartique ou de la bourdaine est évaluée sur une échelle de 1 à 4 :
 1. Faible : présence anecdotique de nerprun.
 2. Présent : Présence visible.
 3. Étouffant : Densité forte et suprématie du nerprun sur les autres espèces.
 4. Impénétrable : Progression difficile et absence d'autres d'espèces de sous-bois.

Par la suite, la caractérisation du point de vue est effectuée par le traitement visuel des images. Chaque image est évaluée de façon indépendante, puis le point de vue est évalué par la moyenne des quatre photographies pour chaque critère :

- **Le paysage végétal** de la parcelle est noté. Pour rappel, nous définissons celui-ci sur une parcelle homogène à travers la dominance d'une plante vasculaire et/ou de la hauteur de la végétation,
- **L'ouverture du paysage** est notée en % suivant la visibilité, d'une vue dégagée sur quelques centaines de mètres à une visibilité de quelques centimètres (Figure 57),
- Le taux de **couverture au sol** est évalué selon la moyenne des images, en % (Figure 58),
- Le **degré d'ouverture** de la canopée est évalué selon la luminosité au sol, en % (Figure 59),
- La **diversité du paysage** et son hétérogénéité sont évaluées à travers la scénographie. Les quatre images ont-elles les mêmes caractéristiques ? ou sont-elles composites ? La différence entre les vues est notée de 1 à 4.
- Dans le cas d'un point de vue caractérisé par des images composites, ce qui est fréquent en lisière, le passage d'une occupation du sol à une autre est classé comme homogène ou hétérogène selon **l'épaisseur du changement graduel de végétation**,
- **L'occupation du sol** est évaluée selon notre inventaire des formes végétalisées développées au chapitre 1, qui présente une nomenclature semblable au travail de Morgane Flegeau (2018) et aux « 4 natures urbaines » de Kowarik (2017) à travers une désignation de l'occupation du sol principale, doublée d'une occupation secondaire lorsqu'il y en a plusieurs,
- La **présence d'un chemin, d'un sentier ou d'une route** est notée.

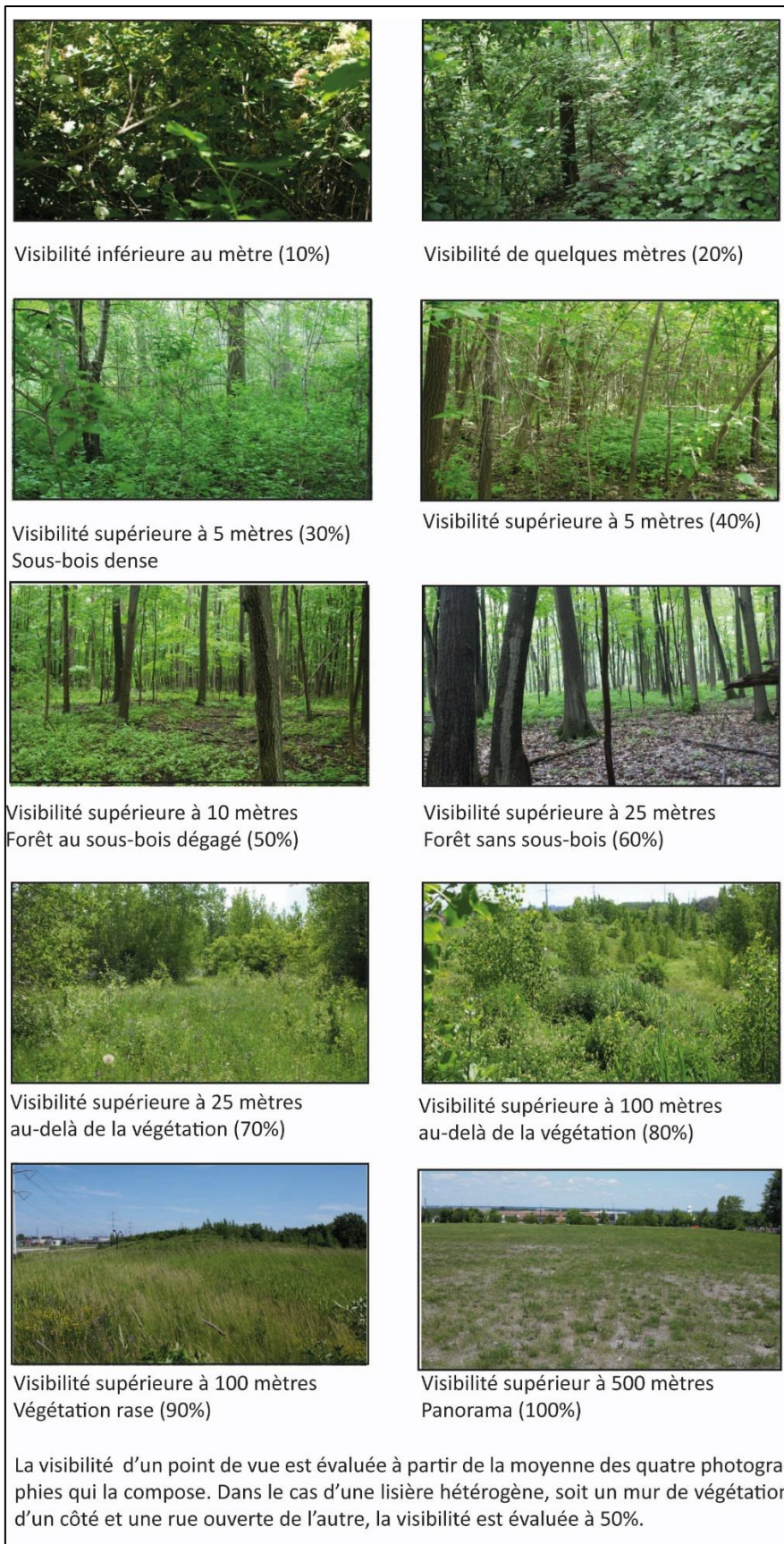


Figure 57 : Caractérisation de la visibilité d'un relevé photographique

Réalisée par X. Cornet. Juin-juillet 2019

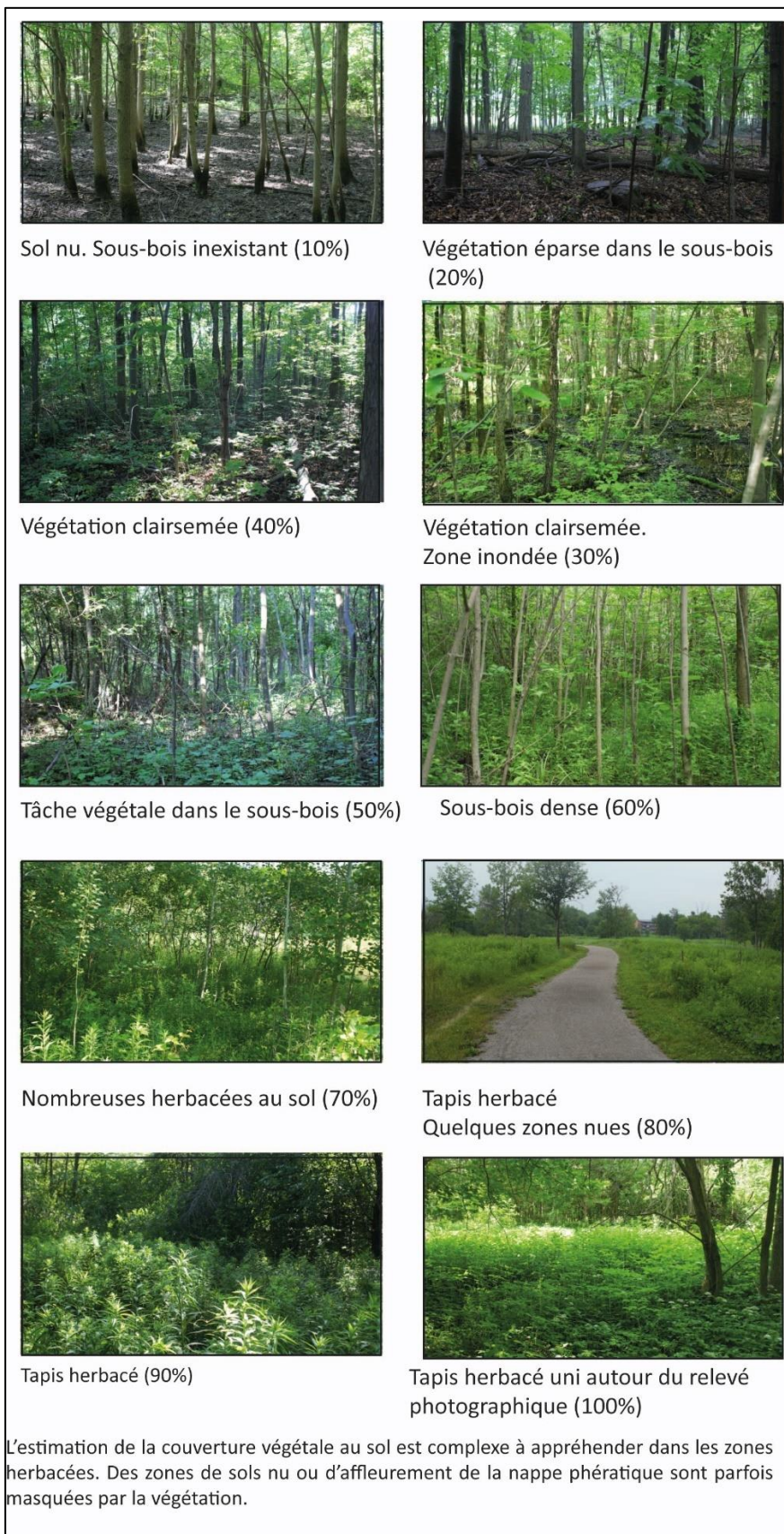


Figure 58: Caractérisation de la couverture végétale au sol d'un relevé photographique

Réalisée par X. Cornet. Juin-juillet 2019

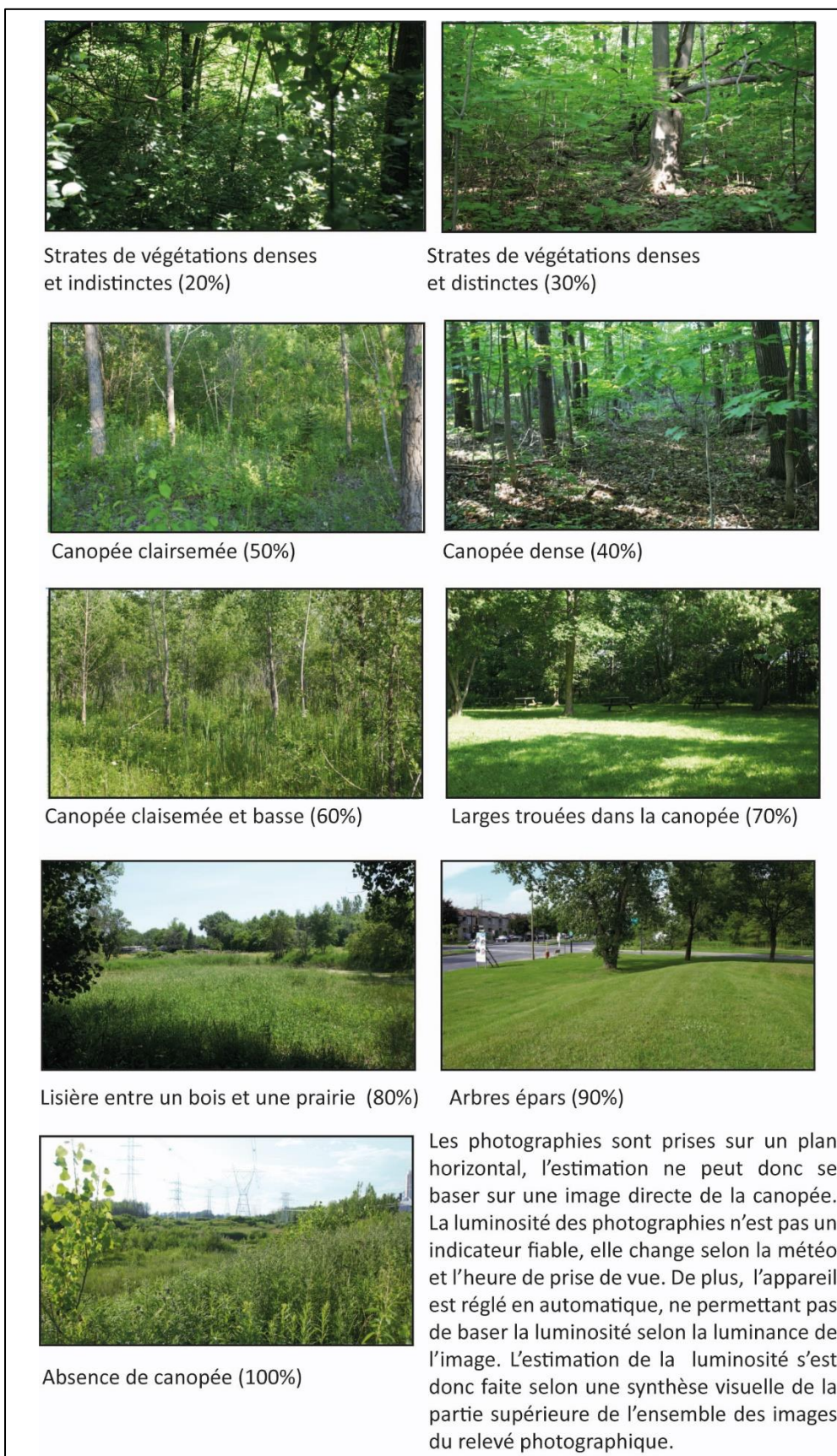


Figure 59 : Caractérisation de l'ouverture de la canopée

Réalisée par X. Cornet. Juin-juillet 2019

4.3. Échantillonnage des points de prises de vues au sein des parcelles

L'échantillonnage consiste à « déterminer dans un ensemble [...] un petit nombre d'objets, constituant un échantillon, qui seront seuls étudiés et qui représenteront tous les autres » (Daget et Godron, 1982). Le travail de caractérisation des éléments de paysages végétalisés a été réalisé à travers un échantillonnage probabiliste, comme nous le montrons dans le cas du Ruisseau de Montigny (Figure 60). Toutes les parcelles ont été visitées et présentent un point GPS : leur point central. La centralité a été identifiée grâce au logiciel ArcGis, mais la nécessité d'avoir un point de vue représentatif de la parcelle m'a souvent obligé à décaler le point. Par exemple, le centre s'est souvent révélé être au cœur d'un buisson, ce qui oblige à se décaler. Il y a un ou plusieurs relevés au centre de la parcelle, en fonction de la taille et de la forme de celle-ci. Idéalement, j'ai essayé d'effectuer un relevé tous les 200 mètres dans le cas d'une grande parcelle, afin d'en tester l'homogénéité. Le travail sur les lisières doit de la même façon évaluer leur hétérogénéité. La sélection des relevés photographiques sur les lisières a été faite de manière à avoir un éventail des types de lisières du secteur : entre parcelles végétalisées, limite de secteur, rencontre entre trois parcelles ou plus, etc. Une fois les relevés exploratoires et photographiques effectués, la cartographie des parcelles a été réajustée en fonction des observations de terrain, ce qui a conduit à la fusion ou au morcellement de certaines d'entre elles. Ainsi, et dans de rares cas, certaines parcelles ont été sur-échantillonnées ou non échantillonnées, comme on le devine sur certains points de la Figure 60.

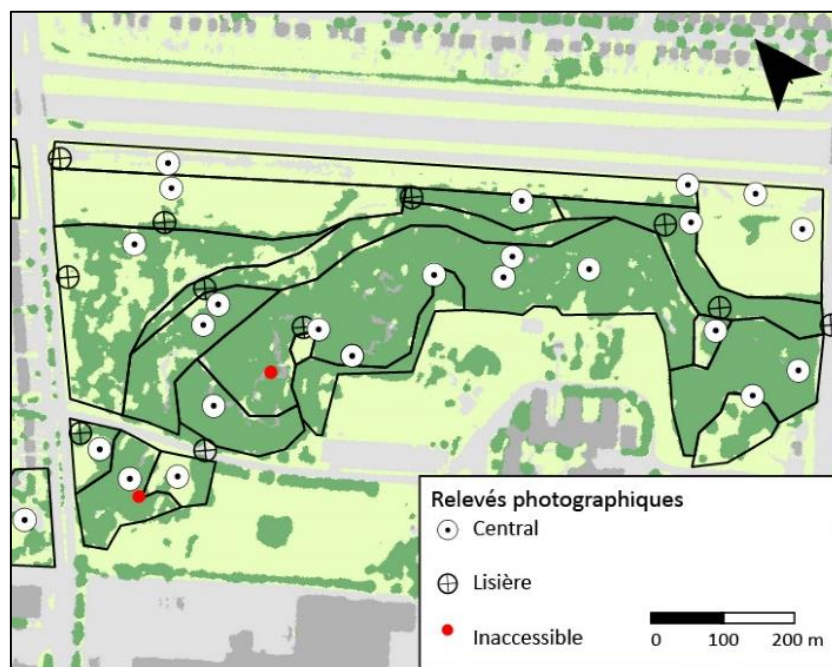


Figure 60 : Échantillonnage des relevés photographiques au niveau de l'hôpital psychiatrique situé près du Ruisseau de Montigny

5. Éléments méthodologiques de la caractérisation floristique des parcelles paysagères :

Une fois nos parcelles paysagères identifiées à partir des espèces dominantes, nous nous sommes posé la question de leur hétérogénéité floristique derrière l'homogénéité paysagère. Ces unités paysagères sont-elles synonymes de similarité dans les cortèges floristiques ? Afin de répondre à cette question, nous emprunterons certains éléments méthodologiques à la phytosociologie, afin de préciser les variations du contenu botanique des formations végétales étudiées, sans pour autant qu'il ne s'agisse de relevés phytosociologiques permettant de définir des communautés végétales types ou « groupements végétaux ». Outre la volonté de prendre en compte l'ensemble des espèces, nous avons choisi un échantillonnage par points et un mode de relevé qui sont conformes à la phytosociologie.

5.1. Echantillonnage des relevés floristiques

L'homogénéité floristique attendue dans un paysage végétal urbain est bien relative. La fragmentation, les espèces envahissantes, le rôle des facteurs abiotiques (pollution, chaleur, intrans, etc.), les pratiques humaines (jardinage, nourrissage, piétinement), sont autant de perturbateurs des dynamiques naturels propres à chaque parcelle et qui viennent différencier la composition floristique en leur sein (Kowarik, 2011). Les nombreuses recherches sur ces effets perturbateurs le montrent bien (McDonnell et Pickett, 1990 ; Clergeau *et al*, 1998 ; McDonnell et Hahs, 2008 ; Clergeau, 2011 ; Gagné, 2013 ; Brun, 2015 ; Brice *et al*, 2017)

Les réponses de la végétation à ces perturbations peuvent être mesurées par une démarche inspirée de la phytosociologie qui se base sur la recherche de discontinuités par un échantillonnage ponctuel ou par une démarche qui vise à caractériser les continuités, issue de l'écologie du paysage (Daniel *et al.* dans Clergeau, 2011), ce qui nécessiterait un dispositif en lignes-échantillons de type transect, que nous n'avons pas les moyens de mettre en œuvre. Dès lors, si l'identification des secteurs et des continuités végétales a été emprunté à l'écologie du paysage, notre analyse floristique des parcelles végétales empruntent plutôt des éléments à la phytosociologie, l'échantillonnage ponctuel ayant permis de minimiser le nombre de parcelles à visiter pour réaliser notre objectif.

Cet objectif était, d'une part, de comparer les différents éléments de paysages entre eux en fonction de leurs flores et d'autre part, d'évaluer l'uniformité ou la diversité floristique de chacune des catégories paysagères. La forêt mature est-elle plus riche que la peupleraie ? L'emprise électrique est-elle différente de la prairie ? Cela amène à la comparaison de la flore en fonction des caractéristiques de parcelles (paysage végétal, place dans le gradient urbain-rural, ancienne occupation du sol, zonage). La forêt mature du Mont-Royal située en centre-ville est-elle différente de la forêt mature du Mont-

Saint-Bruno située en zone péri-urbaine. Les effets de trois perturbateurs ont également été étudiés : le nerprun (évaluation visuelle de la densité), l'agrile du frêne (présence de frênes morts) et la fréquentation (piétinement intensif, d'origine humaine et/ou animale). Pour cela, 42 relevés ont été effectués durant l'été 2019, afin de couvrir l'ensemble des paysages végétaux et des autres caractéristiques des parcelles. Un relevé floristique a été effectué au centre de ces parcelles. Nous souhaitons vérifier l'hypothèse selon laquelle que les paysages végétaux sont floristiquement homogènes. Ainsi, il faut commencer par vérifier et quantifier l'homogénéité entre les cortèges floristiques. Par exemple, si la flore des érablières des quatre terrains d'études est similaire, on peut raisonnablement extrapoler à la flore des érablières ailleurs à Montréal. Si les cortèges floristiques sont différents au sein d'une même classe, on ne pourra pas faire cette extrapolation et la classe de paysage ne pourra pas prétendre à une homogénéité floristique.

5.2. Précision botanique et réalités du terrain : un équilibre parfois difficile à trouver

La caractérisation paysagère ne suffit pas à appréhender la réalité floristique. Il a fallu trouver un compromis entre une méthodologie simple et rapide à mettre en œuvre, un nombre de relevés un peu minimaliste imposé par la durée limitée de nos missions et une collecte rigoureuse.

Le relevé floristique doit répondre à quatre critères (Chevalier *et al.*, 2010). Il doit être **représentatif** de l'objet d'étude, de par sa localisation en son sein et de par la surface du relevé. Le taux **d'exhaustivité** des espèces doit être le plus haut possible, sachant qu'aucun relevé ne peut se prétendre complètement exhaustif, sauf à passer à plusieurs moments de la saison d'activité de la végétation et sur plusieurs années. Il doit être **reproductible** : le protocole de collecte doit pouvoir être le même partout. Enfin, il convient de s'assurer de la **faisabilité** des relevés, tant financier et humain, que technique. Ce dernier point est celui qui m'a le plus limité dans la réalisation de mes relevés. Mes secteurs d'études étaient vastes et parfois difficiles d'accès. Enfin, la variété des milieux étudiés (prairie, bois, parc, etc.) rend complexe le choix d'une méthode de collecte bien arrêtée, comme la mise en place de quadrats d'une surface identique. Des méthodes simplifiées existent bien, comme la méthode des poignées ou la notation de De Vries (Theau *et al.*, 2010) qui permettent d'effectuer de nombreux relevés à partir des espèces dominantes ; mais elles s'adaptent mal à notre objectif qui est la caractérisation floristique des parcelles végétales.

C'est donc naturellement que le mode de relevé par l'aire optimale correspondant à l'aire minimale à parcourir pour avoir une liste d'espèces aussi exhaustive que possible a été adopté (Daget et Dodon, 1982). Ce mode de relevé est basé sur l'approche de la phytosociologie sigmatiste développée par Braun-Blanquet (1932) et apparaît comme la méthode adéquate pour une caractérisation des parcelles végétalisées qui tiennent compte de l'ensemble des contraintes mentionnées. Le Guide de terrain pour

la réalisation des relevés phytosociologiques du Conservatoire botanique national de Brest (Delassus, 2015) et les travaux sur la flore de la ceinture verte parisienne m'ont été particulièrement utiles (Roussel, 2016). La méthode de l'aire optimale repose sur l'observation de la décroissance logarithmique du nombre d'espèces observées en fonction de l'augmentation de la surface du relevé dans une unité de végétation homogène. Sur le terrain, la méthode de l'aire optimale consiste à progresser en cercles concentriques depuis un point fixe, matérialisé dans notre cas par un point GPS, correspondant au cœur d'une parcelle. Les espèces rencontrées sont listées au fur et à mesure de la progression. Le relevé s'arrête dans deux cas : aucune nouvelle espèce n'est relevée ou un grand nombre de nouvelles espèces apparaissent, signe qu'on progresse alors dans un écotone, voire une nouvelle communauté végétale.

Daget et Godon (1982) et Delassus (2015) donnent des ordres de grandeur pour cette surface :

« D'une manière générale, il est toujours préférable d'exécuter un relevé sur une portion comportant le plus grand nombre possible d'un individu d'association, bien au-delà de l'aire minimale empirique apparente, dans les seules limites de l'homogénéité floristique, structurale et écologique nécessaire. À titre indicatif, des ordres de grandeur d'aire minimale empirique sont donnés pour la réalisation des relevés en fonction du type de végétation :

- pelouse : 1-2 à 10 m²
- prairie : 16 à 25 m² ; 50 m² si nécessaire
- mégaphorbiaie : 16 à 25 m² ; 50 m² si nécessaire
- fourré : 50 à 100 m² voire 200 m²
- forêt : 300 à 800 m² » (Delassus, 2015)

Les relevés effectués sont un peu plus succincts que ceux réalisés par les phytosociologues. La localisation du point de départ et la prise de notes ont été effectuées sous format numérique, sur un téléphone portable. Quatre photos ont été prises sur le lieu, orientées chacune vers un point cardinal. Le point est identifié par un numéro. Après la prise en notes des espèces rencontrées et la collecte d'échantillon à identifier en aval, les résultats finaux sont rentrés sous le tableur Excel. La date, le lieu et la formation végétale sont indiqués. Les photographies ont été analysées en fonction des indicateurs vus plus hauts.

Après quelques essais peu concluants, le coefficient d'abondance-dominance, ou le taux de recouvrements des strates n'ont pas été exploités. L'examen des photographies m'a permis de me rendre compte que la détermination de ces taux était subjective et dépendante de l'effet-observateur. La météo, l'influence saisonnière fluctuante selon les espèces et les facteurs anthropiques sont autant

de points qui viennent influencer sur la subjectivité. Je me suis donc contenté d'une évaluation globale de la couverture au sol (strate basse) et arborée (strate haute), délaissant les strates intermédiaires.

Les mousses (bryophytes) n'ont pas été prises en compte. Les relevés étant exclusivement terrestres, les hydrophytes (plantes aquatiques) sont *de facto* exclus. Devant la difficulté à me procurer un ouvrage de référence, notamment la « Flore laurentienne » de Frère Marie-Victorin ou les guides d'identification Fleurbec⁹⁵, l'identification des espèces s'est faite à partir d'éléments numérisés et mis en ligne sur Internet :

- La base de données des plantes vasculaires du Canada⁹⁶ est mise à jour par de nombreux universitaires et chercheurs et permet d'accéder à une source documentée pour les noms scientifiques et vernaculaires qui permettent d'intégrer les bases de données québécoises et anglo-saxonnes,
- Le site « Go Botany »⁹⁷ est un guide d'identification en ligne de la flore de Nouvelle-Angleterre et de la Côte Est de l'Amérique du Nord de l'agence fédérale américaine National Science Foundation,
- Le site « herbier du Québec »⁹⁸, assumé par le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation et le ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs m'a été très utile dans l'identification de graminées,
- Le site « fleurs du Québec à Montréal »⁹⁹ permet d'identifier les fleurs.

Quelques ouvrages davantage destinés au grand public ont pu ponctuellement m'aider (Fortin et Famelart, 1990, 1996 ; Sokolyk, 2001). Je mentionne aussi la montée en puissance des applications sur téléphones portables qui identifient les plantes à partir de photos, par exemple SEEK, de l'Académie des Sciences de Californie et de *National Geographic*. Bien que, à mon sens, elles ne puissent permettre l'identification d'une espèce à elles seules, ces applications m'ont aiguillé dans les cas de plantes totalement inconnues, à commencer par les *échappées de jardin*. Néanmoins, l'identification de quelques espèces a posé des difficultés et a pu être source de confusion :

- Genre *Acer* : La différenciation entre l'érable à sucre (*Acer saccharum*) et l'érable de Norvège (*Acer planatoides*) demande souvent d'avoir accès aux feuilles (bien que le tronc des individus

⁹⁵ Bien que ces ouvrages ont pu être consultés en partie sur internet

⁹⁶ <http://data.canadensys.net/vascan/>

⁹⁷ <https://gobotany.nativeplanttrust.org/>

⁹⁸ <https://herbierduquebec.gouv.qc.ca/>

⁹⁹ <http://www.fleursduquebec.com/>

âgés suffise à les distinguer). Malheureusement, certains spécimens sont trop hauts pour observer les feuilles. En forêt, l'identification se fait à partir de feuilles au sol, bien qu'elles aient pu être transportées par le vent. L'identification précise d'une espèce ou l'autre est importante, l'érable à sucre est une espèce indigène importante pour les écosystèmes alors que l'érable de Norvège est considéré comme nuisible et envahissant.

- Genre *Arctium* : La bardane est une herbacée vivace retrouvée à de nombreuses reprises à la lisière des bois, dans les friches herbacées ou en bord de chemins. Deux espèces cohabitent au Québec, la petite bardane (*Arctium minus*) et la grande bardane (*Arctium lappa*). La différence réside dans la taille et les pétioles, mais certains spécimens peuvent être similaires du fait d'une inflorescence ou d'une croissance insuffisante, voire en raison d'hybridation. Occupant la même niche écologique, la confusion n'est cependant pas préjudiciable au raisonnement.
- Genre *Carex* : les Carex sont des plantes d'herbacées qui apprécient l'humidité et se trouvent dans les milieux humides et dans les sous-bois. Certaines espèces sont difficilement discernables. Malgré l'identification de dix espèces de carex, certains spécimens ont dû être catégorisés comme « *Carex .sp* ». Cela peut porter préjudice à nos analyses, certaines étant protégées et d'autres non.
- Genre *Crataegus* : L'identification des aubépines au Québec (*Crataegus .sp*) est complexe du fait des nombreuses espèces et des fortes similarités entre elles. La version en ligne de la « Flore Laurentienne » le décrit comme un « *Genre difficile et qui n'est pas encore bien compris* ». Le genre est ici reporté sans tenir précision de l'espèce.
- Genre *Circaea* : La circée du Canada, ou circée de Lutèce (*Circaea Canadensis*, anciennement *C. lutetiana var. canadensis*) est une variété de plante à fleurs en Amérique du Nord, qui diffère légèrement de la variété européenne. Une autre variété existe à Montréal, la circée alpine (*Circaea alpina*), mais elle n'a pas été rencontrée quoique sa présence ait été signalée sur certains sites (Marineaux, 2009). Les circées rencontrées ont été classées sous la variété canadienne sans que ce ne soit préjudiciable à la qualité de nos résultats, les deux sont indigènes et existent dans les mêmes niches écologiques.
- Genre *Dryopteris* : Les dryoptères sont un genre dont les espèces constituent la majorité des fougères du Québec. Les individus les plus jeunes peuvent se révéler complexes à identifier, d'autant plus que les espèces ont tendance à s'hybrider. Certains spécimens ont été classés en « *Dryopteris .sp* ». Cela peut être préjudiciable, certaines étant protégées et d'autres non.
- Genre *Salix* : Les différentes espèces de saules s'hybrident. Bien que l'identification des espèces n'ait pas posé de problème, quelques spécimens peuvent avoir été des hybrides.

Conclusion du Chapitre 4

Notre objectif de caractériser la végétation du Grand Montréal se précise. L'identification de trois échelles - la zone d'étude, le secteur paysager, la parcelle végétale - permet d'identifier des ensembles suffisamment homogènes pour être caractérisés. Notre démarche se construit autour d'une double approche quantitative et qualitative à chaque échelle, par la caractérisation de parcelles végétalisées homogènes. Il s'agit de construire une cartographie précise des espaces végétalisés du Grand Montréal, d'abord à l'aide d'un travail photographique qui précise sa dimension paysagère, puis par la mise en place de relevés floristiques. Les différentes caractéristiques des espaces végétalisés seront ensuite synthétisées dans un SIG afin d'identifier une infrastructure verte.

Conclusion de la première partie

Notre état des lieux s'achève, tant en termes de paysages végétaux que de planification environnementale. L'opportunité de doter l'aire urbaine de Montréal d'un réseau régional d'espaces végétalisés s'éloigne, avec l'abandon du projet de ceinture verte, tandis que la nouvelle Trame Verte et Bleue (TVB) Montréalaise sert de point d'appui aux projets locaux. Ce faisant, elle contribue aussi à exacerber des différences de traitement de la végétation d'un territoire à l'autre.

La mise en place des projets de la TVB ne répond pas à une logique de planification à l'échelle de l'aire urbaine qui chercherait à préserver des espaces végétalisés. Leurs localisations dépendent avant tout de la sensibilité écologique de la part des élus, parfois mues par la volonté de s'inscrire dans une dimension marketing de la nature en ville. Bien que les corridors forestiers correspondent effectivement à la définition des corridors écologiques, ils ne sont que marginalement mis en place par les municipalités. L'essentiel des fonds de la TVB est utilisé à des fins de développement territorial et marginalement à des fins de protection et de mise en valeur des écosystèmes.

Au-delà des stratégies environnementales, nous souhaitons comprendre les réalités de ces espaces végétaux, tant en termes de paysages, de flore et d'attentes de la part des citoyens, dont nous venons de décrire la méthode. Dans une deuxième partie, nous analysons la végétation montréalaise.

Deuxième partie : Le paysage végétal au service d'une modélisation de l'infrastructure verte

Introduction de la deuxième partie

Les paysages végétaux résultent et déterminent à la fois les usages des territoires qu'en font les sociétés urbaines (incluant le péri-urbain). Saisir la richesse de ces interactions permet de s'interroger sur la végétation comme élément fonctionnel de la ville. L'intégration de la végétation dans les politiques urbaines est désormais un des attendus des promoteurs de la ville biodiversitaire comme l'écologue français Philippe Clergeau (2015) ou encore les publications recensées par Parker et Simpson (2018) autour de la contribution des infrastructures vertes publiques à la « vivabilité » des villes (*liveable city*). En Amérique du Nord, c'est « l'infrastructure verte » qui, depuis le début de XXI^e, fait office de cadre d'intégration de la végétation dans l'espace urbain. La communauté scientifique montréalaise fait également appel à ce concept (Dupras *et al.*, 2015 ; Bissonnette *et al.*, 2017 ; Bissonnette *et al.*, 2018 ; Francoeur *et al.*, 2018). Dans cette perspective où les scientifiques écologues ou environnementalistes sont engagés en faveur d'un urbanisme alliant biodiversité et bien-être habitant, des fonctions sociales et écologiques ou bien encore des services paysagers et écosystémiques sont associés aux parcelles végétalisées qui ne sont pas seulement perçues comme des pièces juxtaposées, mais comme un ensemble formant un réseau.

Doctorant en géographie français étudiant la place de la végétation dans une grande ville nord-américaine, ma position sera plus distanciée et l'objectif de cette deuxième partie est de parvenir à une évaluation de la multifonctionnalité des espaces végétalisés et de la cohérence du réseau qu'ils constituent.

L'évaluation repose, pour cela sur la caractérisation écologique et sociale des paysages végétaux que nous questionnons. Quels sont les usages des bois matures ? Quel est l'état écologique des frênaies ? etc. Nous caractériserons d'abord les paysages végétalisés en étudiant la dynamique de l'occupation du sol en nous appuyant sur la géomatique (**chapitre 5**), puis nous exploiterons le corpus photographique que nous avons constitué (**chapitre 6**) et enfin, les relevés floristiques effectués (**chapitre 7**). Pour chacune de ces thématiques et des techniques associées, nous allons procéder en trois étapes :

- S'assurer de la cohérence de notre typologie des paysages végétaux d'un terrain de recherche à l'autre.
- Caractériser chaque paysage.

- Dégager de grands facteurs organisateurs. Par quoi la végétation montréalaise est-elle influencée ?

Dans un second temps, la synthèse autour de l'état actuel de l'infrastructure verte est élaborée à deux échelles : l'agglomération montréalaise et l'aire urbaine du Grand Montréal (ceci constituera le chapitre final - **chapitre 8** – de cette deuxième partie). Pour la première, la Ville de Montréal met à disposition des cartes géoréférencées sur les formations végétales¹⁰⁰ de l'agglomération, permettant ainsi d'inclure nos propres informations sur les caractéristiques de nos paysages végétaux. Pour la deuxième échelle, les données sur l'occupation et l'utilisation du sol des compenseront l'absence de données cartographiques sur les formations végétales). L'extrapolation de nos observations à des superficies plus larges oblige cependant à une certaine prudence. C'est pour cela que nous avons d'abord tenu à confronter la pertinence de nos résultats avec ceux des travaux d'autres géographes, d'urbanistes ou d'écologues.

¹⁰⁰ URL : <https://donnees.montreal.ca/>

Chapitre 5 : Les dynamiques paysagères à l'échelle du Grand Montréal : un paysage végétal en recomposition

Introduction du Chapitre 5

Dans un premier temps, la caractérisation des paysages végétaux sera faite en fonction des changements qui sont intervenus dans l'occupation et dans l'utilisation du sol. Pour rappel, nous avons étudié les dynamiques d'urbanisation au chapitre 2, où nous avons identifié un étalement urbain très rapide dans les dernières décennies du XX^e siècle, mais en net ralentissement depuis les années 2000.

L'étalement urbain est un sujet régulièrement étudié dans la région montréalaise (Marois *et al.*, 1991 ; Bussière et Dallaire, 2005 ; Dupras *et al.*, 2016 ; Jaeger et Nazarnia, 2016 ; Nazarnia *et al.*, 2016). Il s'accompagne d'autres dynamiques paysagères : enfrichement, déprise agricole, croissance des boisements, coupes d'entretien, maladie touchant certaines espèces, etc. L'appréhension de ces dynamiques est multi-scalaire, entre l'échelle de nos quatre terrains d'études et celle de l'aire urbaine en passant par celle de l'agglomération. La disponibilité des données a permis d'établir un état des lieux sur quatre périodes : 1964-1966, 1996, 2011-2012, 2020. Cependant, cela a nécessité une harmonisation, toutes les données n'étant pas de même nature. Certaines sont construites sur des vues aériennes, d'autres sur des plans d'urbanisme. Ainsi, l'évolution détaillée des bois et des friches se concentrera à Montréal et sur les terrains d'étude. La collecte de données sur le passé de nos parcelles végétalisées permettra ensuite de les comparer aux paysages actuels et à leur flore.

1. Dynamiques paysagères à l'échelle du Grand Montréal

1.1. La composition actuelle des paysages expliquée par leur passé

La pluralité des définitions du paysage oblige à un rapide rappel, où il nous faut préciser celle de notre objet d'étude : le paysage végétal. La vision la plus courante « *désigne communément [le paysage] comme une étendue que l'œil embrasse d'un seul regard et qui présente une unité pour l'esprit humain* » selon le *Dictionnaire de la diversité biologique et de la conservation de la nature* (Triplet, 2019). Dans une approche qui fait peu de place à la perception, Michel Godron (1986, 2008) précise en écologie cette définition en introduisant les éléments de matrice paysagère, composée d'éléments paysagers, éventuellement en mosaïque qui servent d'habitat aux espèces.

La question du paysage végétal à Montréal reste souvent cantonnée à cette approche par l'écologie du paysage et à la dégradation anthropique de ses composantes (Gonzalez *et al.*, 2013 ; Dupras *et al.*, 2016 ; Deslauriers *et al.*, 2018). L'appréhension de la qualité du paysage à travers les services écosystémiques trouve donc un écho particulier, entre valorisation et protection de la qualité de vie

et de la biodiversité (Paquette, 2007 ; Paquette *et al.*, 2008). Paradoxalement, l'étalement urbain qui met en péril la qualité paysagère est induit par une quête de qualité de vie, qui débouche sur une « *consommation des paysages* » (Montpetit *et al.*, 2002). Cela explique par exemple la réussite des politiques de conservations volontaires près des zones touristiques (Craig-Dupont et Domon, 2015). En dépit d'évolutions qui ne sont pas uniformes, la plupart des études cherchent à quantifier la dynamique des paysages en se focalisant sur les atteintes liées à l'étalement urbain (Fondation David Suzuki, 2013 ; Fondation David Suzuki et Poder, 2015 ; Dupras *et al.*, 2015, 2016 ; Jaeger et Nazarnia, 2016 ; Nazarnia *et al.*, 2016). L'attention de ceux qui fustigent de cette urbanisation est alors portée sur l'artificialisation des sols, notamment à travers le bâti et l'absence de végétation plutôt que sur sa présence (Gonzalez *et al.*, 2013 ; Deslauriers *et al.*, 2018). L'évolution passée de la végétation est moins souvent évoquée (Sénécal *et al.*, 1994 ; Dupras *et al.*, 2016). Le paysage végétal n'est pourtant pas statique et il nous faut aborder sa dimension évolutive.

Notre étude des dynamiques paysagères de la région du Grand Montréal repose sur le passé récent (depuis les années 1960). Les paléopaysages et l'histoire urbaine sur le temps plus long seront rapidement évoqués car ils éclairent certaines évolutions anthropiques et climatiques. Les paysages de l'île de Montréal ont été modifiés par l'Homme, et ce, bien avant l'arrivée des européens (Bégin, 1990 ; Loewen, 2010). L'essentiel de notre travail repose cependant sur l'étude des changements dans l'occupation du sol depuis les années 1960, époque à partir de laquelle des données à grande échelle existent. Notre cartographie des changements pourra être confrontée aux recherches qui, à Montréal, ont suivi les mutations urbaines : le regard des chercheurs dans les années 1980-1990 porte sur la dynamique du péri-urbain et ses impacts sur le monde agricole (Marois *et al.*, 1989, 1991 ; Collin, 1996) ainsi que sur les bouleversements du centre-ville entre disparition des friches et réorientation économique (Lévesque, 1999 ; Sénécal, 1999 ; Saint-Laurent D, 2000). Dans les années 2000, certaines études analysent l'attractivité du paysage en termes d'équilibre entre valorisation et protection (Valois, 2006 ; Paquette, 2007 ; Paquette *et al.*, 2008).

La production d'une cartographie de l'occupation du sol et du couvert végétal à une époque donnée permet d'établir des comparaisons avec les formations actuelles afin de comprendre les moteurs des dynamiques des paysages végétaux. Deux grandes sources de données coexistent : les cartes d'utilisation du sol, qui se basent sur des documents d'urbanisme, et les cartes issues de la télédétection (carte topographique, photo-interprétation ou télédétection du couvert végétal). Comme souvent dans ce genre d'études, des données homogènes dans le temps font défaut. Bien que des cartes d'occupation du sol numérisées et géoréférencées existent depuis les années 1960, les différentes éditions ne reposent pas sur une méthodologie commune, ce qui conduit à de nombreux biais d'interprétation si l'on cherche à les harmoniser. Les données issues de la télédétection ou de la

photo-interprétation sont précises, et permettent de mieux estimer la qualité des surfaces effectivement végétalisées, là où les cartes d'utilisation du sol fondées sur des documents d'urbanisme ne permettent que d'appréhender leurs rôles à travers le zonage, ce qui est compensé par une précision qui va au-delà des capacités de la télédétection, avec une différenciation des friches, des golfs ou des parcs (Figure 61).

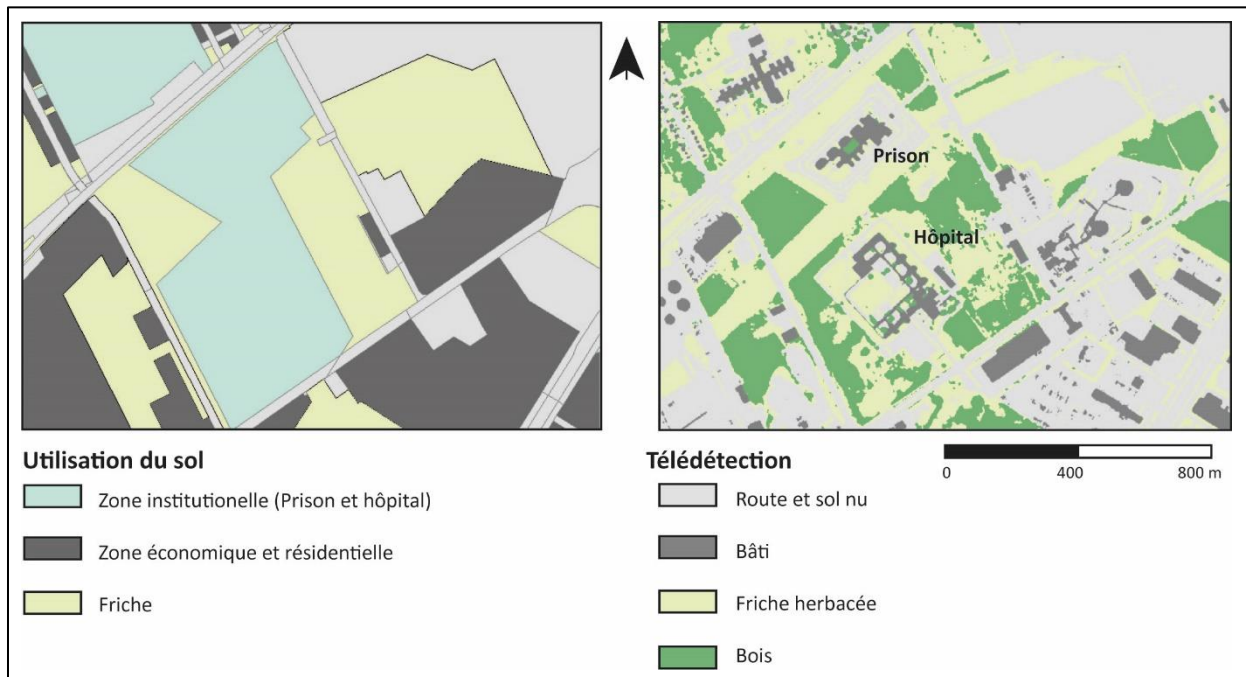


Figure 61: Les limites de l'approche par les documents d'urbanisme concernant l'utilisation du sol : exemple de la végétation autour de l'Hôpital Philippe-Pinel

Sources : Observatoire du Grand Montréal : Utilisation du sol 2020. Canopée, 2019

Exemple d'imprécision dans les données consultées : La végétation s'appréhende moins bien à partir des documents d'urbanisme, soit l'utilisation du sol. Par exemple, l'empreinte du bâti n'est pas répertoriée. De même ; l'emprise de l'hôpital sera classée en « zone institutionnelle », même si la moitié de la parcelle est une friche herbacée.

1.2. Données utilisées

Nous avons utilisé les données topographiques ou issues de la télédétection afin de tracer les contours des espaces végétalisés (qui comprennent les espaces cultivés). Si les données satellitales permettent d'évaluer respectivement la surface boisée et la surface mise en culture, il est difficile d'avoir une idée précise des usages de certains espaces en mutations. Par exemple, les données issues de la télédétection ne nous permettent pas toujours de distinguer les surfaces cultivées, les prairies herbacées et les surfaces labourées ; alors que les données issues des cartes d'utilisation du sol le permettent. Quatre échelons temporels ont été sélectionnés, basés sur la disponibilité des données : 1964-1966, 1996, 2011-2012, 2020.

Dans un premier temps, une cartographie des surfaces végétalisées a été établie à partir d'un travail de photo-interprétation d'environ 150 photographies aériennes qui datent de 1964, disponibles sur le site de la Ville de Montréal. Le géoréférencement de ces images a été complexe du fait de la déformation optique des prises de vues de l'époque. Elles ont été recalées à partir d'une carte des routes montréalaise, utilisée comme calque géoréférencé afin de correctement replacer les images les unes par rapport aux autres et d'aboutir à une vision globale de l'île en 1964. À l'échelle de la CMM, le gouvernement canadien met à disposition une cartographie de l'utilisation du sol avec une résolution de 25 mètres datant de 1966, disponible sur CanVecdata. Moins précises, ce sont les seules données que nous avons trouvées à cette échelle durant cette période.

Concernant les données de 1996, le contour des surfaces végétalisées a été effectué à partir de la base de données topographique du Québec (BDTQ) à l'échelle 1/20 000^e, que nous avons ajusté et vérifiée à partir de cartes d'utilisation du sol de la même année.

Enfin, pour 2011 et 2020, nous nous sommes appuyés sur les données mises à disposition par l'Observatoire du Grand Montréal sur l'évolution du couvert forestier depuis 2011 à travers son programme Canopée, permettant d'accéder à des données plus fines. Elles sont basées sur des images satellites dont le traitement par un indice NDVI permet de diviser l'espace en quatre classes : la couverture végétale basse, la couverture végétale haute de plus de 3 mètres, les surfaces minérales basses et les surfaces minérales hautes de plus de 3 mètres. Les images aériennes de référence sont prises au mois d'août. Pour compléter et préciser les données du programme Canopée, nous avons utilisé, les cartes d'utilisation des sols sont accessibles et mises à jour tous les deux ans depuis 2012 sur le site de l'Observatoire du Grand Montréal.

1.3. L'évolution des paysages végétaux à l'échelle de l'Île de Montréal

À l'aide de récits historiques et de données archéologiques, Loewen (2010) a donné un aperçu des paysages sur l'Île de Montréal depuis l'arrivée des colons européens. La végétation n'est pas primaire à leur arrivée au XV^e siècle, loin de la virginité idéalisée dépeinte dans la culture nord-américaine, oubliée des sociétés amérindiennes originelles. Les natifs avaient profondément modelé les paysages par leur itinérance et l'ouverture de clairières agricoles par le feu, ainsi que par l'entretien du sous-bois. La succession classique de la végétation à Montréal voyait des espèces pionnières (que sont le Frêne blanc (*Fraxinus americana*) ou le Peuplier Faux-tremble (*Populus tremuloides*)) être progressivement remplacées par des bois « francs » (Érable à sucre (*Acer saccharum*), Chêne rouge d'Amérique (*Quercus rubra*)). Un autre stade « ultime » existe avec la formation à cèdre blanche (*Thuja occidentalis*) localement dénommée cédrière. Les résineux s'implantent traditionnellement dans les ouvertures de la canopée, notamment le Pin blanc (*Pinus strobus*) et l'Épinette (*Picea glauca*).

De nos jours, force est de constater sur les cartes de végétation, confirmées par le terrain, que les cédrières, les pressières et autres pinèdes sont devenues rares sur l'Île de Montréal. La suprématie des érables (Genre *Acer*) dans les boisements semble être récente. Le défrichage et le bucheronnage des colons contribuent à modeler durablement la végétation :

« Au XIX^e siècle, l'Île de Montréal ne possède plus de réserves significatives de bois. Hormis les chênaies sur les sommets rocheux du mont Royal, il ne reste que des bandes résiduelles de forêt gérées par les censitaires selon une stratégie de subsistance. » (Loewen, 2010).

Le développement urbain de Montréal depuis le XIX^e siècle se fait donc sur des terres majoritairement agricoles, ainsi que sur quelques vergers, des haies et des petits bois, comme cela s'est passé pour la construction du quartier du Mont-Royal (Corboz, 2000). Cet ancien paysage bocager est progressivement urbanisé, n'épargnant que des vestiges boisés sur des parcelles inconstructibles et impropres à l'agriculture comme les espaces humides et les anciennes carrières. Certaines concessions religieuses ont également permis la sauvegarde de bois aux extrémités de l'Île, comme le Bois de la Réparation à Pointes-aux-Trembles.

La photo-interprétation de 1964 divise l'Île selon quatre classes : bâti, culture, bois et espaces verts, friche herbacée¹⁰¹. Cette nomenclature très simple a été conservée ensuite pour établir une évolution globale quantitative des dynamiques de l'occupation du sol pour 2020 (Figure 62, Figure 63). Pour cela, nous avons fait converger les données issues de cartes d'utilisation du sol et celles issues de la télédétection (programme Canopée) afin d'obtenir une carte de l'occupation du sol pour 2020 qui soit

¹⁰¹ Les friches herbacées sont des zones où la hauteur de la végétation est inférieure à 3 mètres et n'est pas située dans une parcelle classée comme agricole ou espace vert dans les cartes d'utilisation du sol de 1966.

comparable à celle de 1964. L'effet le plus notable est la disparition brutale de l'agriculture (Figure 62, Figure 63). L'urbanisation a progressivement avancé sur les cultures, les poussant vers les extrémités de l'île. Aujourd'hui, il ne subsiste plus que quelques poches agricoles dans la pointe sud-ouest, à Pierrefonds-Ouest et sur l'île Blizzard, tandis que dans le même temps, les activités agricoles ont disparu de la pointe nord-est. Les anciennes surfaces agricoles n'ont pas été bâties dès l'arrêt des cultures, plusieurs années peuvent s'écouler entre leur abandon et leur construction, ce qui explique que les surfaces en friche ont augmenté jusqu'en 1996 (Figure 63), avant d'être construite ou reboisée. Le paysage bocager a alors laissé place à des friches issues de la déprise agricole et surtout, à la spéculation immobilière. La disponibilité foncière diminue jusqu'aux années 2000, les promoteurs construisant peu à peu sur les friches.

La superficie occupée par les surfaces boisées a peu évolué, témoignant d'un défrichement déjà ancien, les boisements montréalais antérieurs à 1964 semble avoir été épargnés, l'urbanisation a principalement gagné sur les prairies et sur les cultures (Figure 63), ce qui confirme le constat partagé d'autres chercheurs (Marois *et al.*, 1991 ; Dupras, 2014).

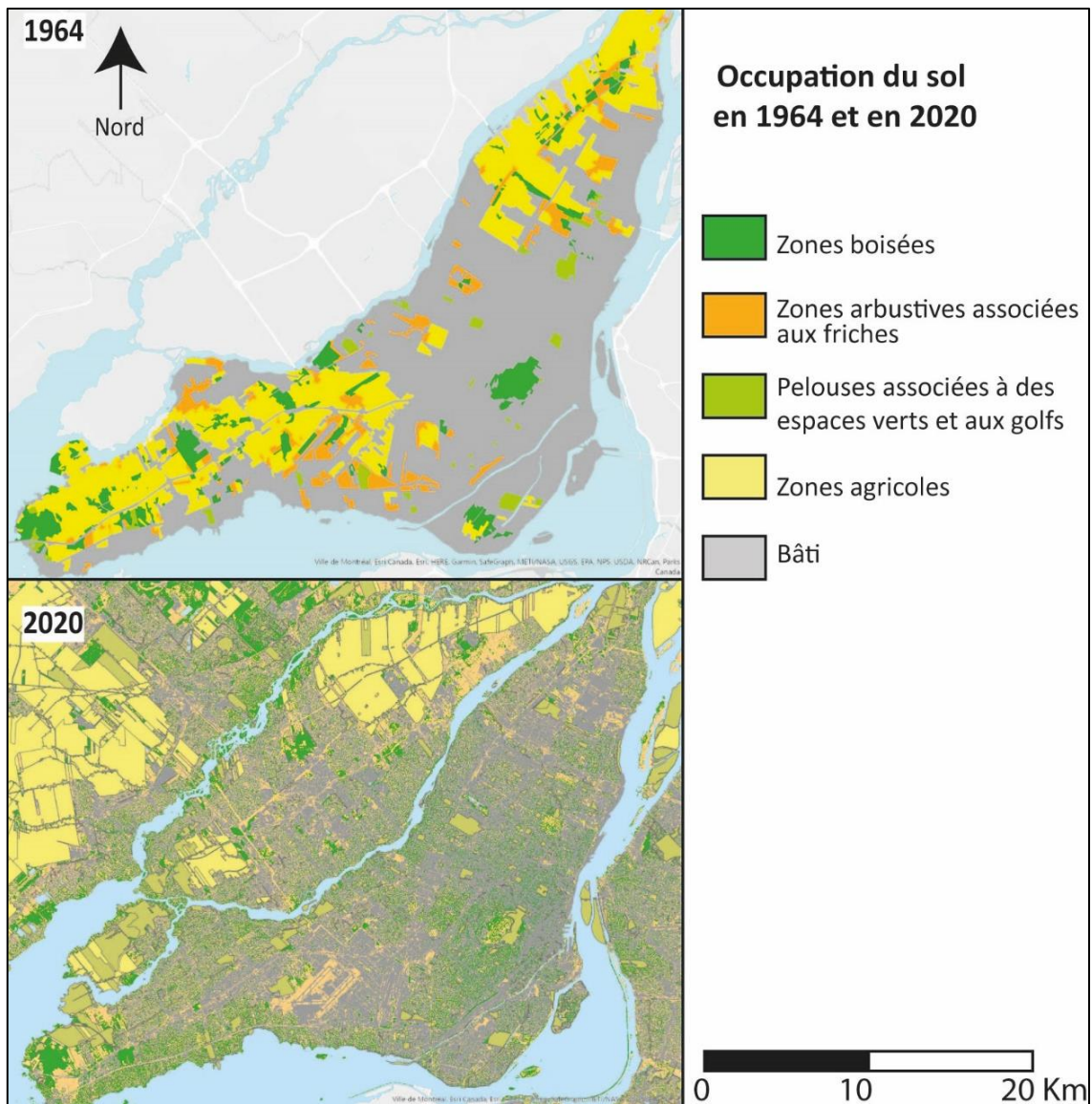


Figure 62 : Carte de l'occupation du sol en 1964 et en 2020 sur l'île de Montréal

Carte de 1964 : Réalisée par X. Cornet par l'intermédiaire d'une photo-interprétation. Source : Photo aérienne de 1964, Ville de Montréal
 Carte de 2020 : Réalisée par X. Cornet. Sources : Données issues du Programme Canopée, 2019. Utilisations de sols 2020, Ville de Montréal

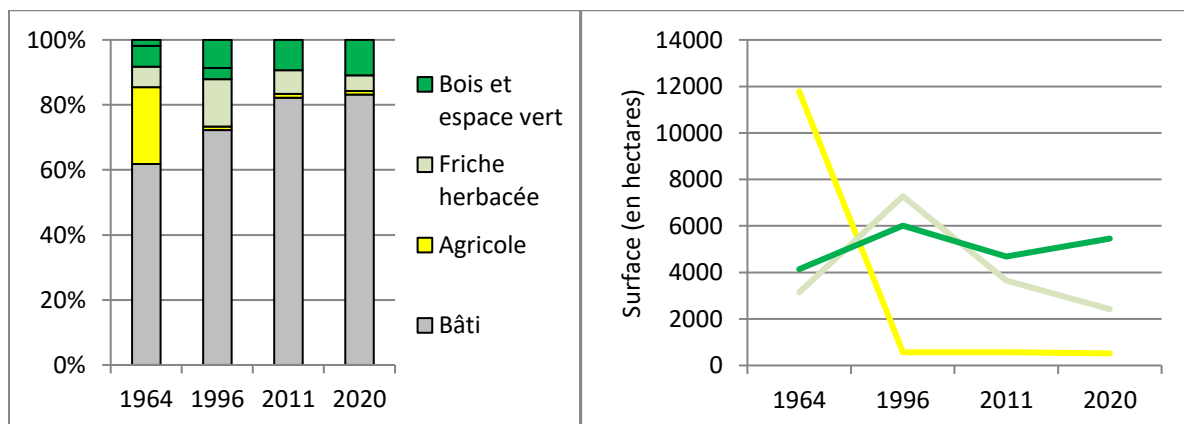


Figure 63 : Évolution des surfaces végétalisées sur l'île de Montréal

Réalisée par X. Cornet. Attention : l'axe des abscisses n'est pas à l'échelle.

1.4. L'évolution de la végétation à l'échelle de la Communauté Métropolitaine de Montréal

Contrairement à l'agglomération, où les bois, il est vrai résiduels, ont été conservés par l'urbanisation qui s'est faite aux dépens des terres agricoles, la surface boisée a fortement chuté dans le péri-urbain entre 1966 et 2011, au profit des surfaces herbacées et des surfaces minérales (correspondant essentiellement aux surfaces artificialisées par l'urbanisation). La matrice agricole est encore bien présente et recouvre encore 50 % de la surface. Le Grand Montréal a cependant aussi perdu 20 % de ses terres agricoles entre 1981 et 2010 (Dupras, 2016) et le déclassement de zone agricole était encore monnaie courante en 2010 (Montminy, 2010). Notre étude montre un résultat inverse sur la période 2011-2020, où la surface cultivée aurait augmenté de 14 %, cette augmentation pouvant s'expliquer par le classement en surfaces « à usage agricole » sur la carte d'utilisation des sols. Deux phénomènes sont à l'œuvre :

- Les révisions des plans d'aménagement des municipalités débutés en 2012 pour se mettre en conformité avec le PMAD ont enfin acté la reconnaissance de parcelles cultivées. De plus, certaines friches herbacées sont devenues des surfaces agricoles, comme le veut le PMAD de 2012 qui demande aux municipalités de remettre en culture les friches. La baisse de la surface des friches herbacées est également induite par la croissance de la végétation vers des stades de succession végétale plus avancées.
- Certaines zones agricoles vouées au développement résidentiel ont été réintégrées (directement par les municipalités ou après contestation et arbitrage du gouvernement) à leurs vocations agricoles.

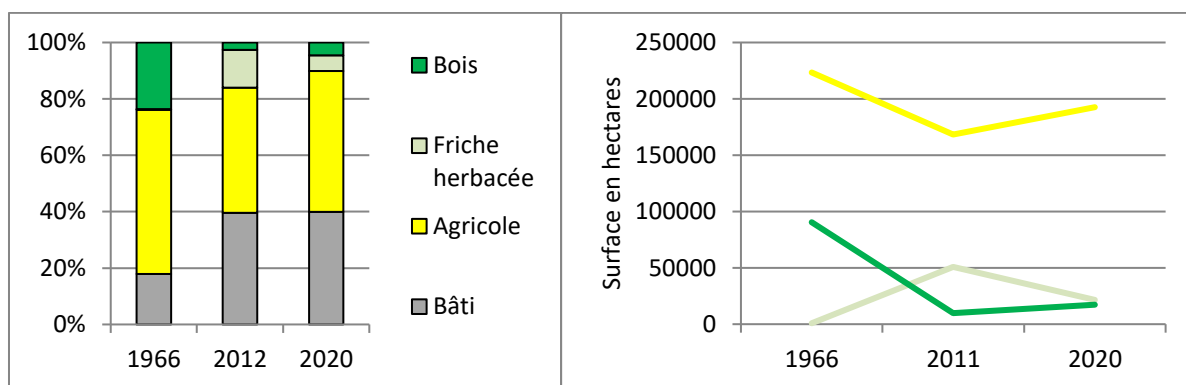


Figure 64 : Évolution des surfaces végétalisées sur l'étendue de la CMM (surface terrestre)

Réalisée par X. Cornet. Attention : l'axe des abscisses n'est pas à l'échelle.

Les résultats concernant les friches herbacées et l'espace agricole peuvent être faussés. En effet, les zones végétalisées dont la végétation est inférieure à 3 mètres peuvent tout aussi bien être une prairie, un champ cultivé ou une friche buissonnante. L'espace agricole désigne ainsi les zones végétalisées inférieures à 3 mètres situées en zones agricoles selon les documents d'urbanisme, alors que les friches herbacées désignent les zones classées en tant que friche. Attention : l'axe des abscisses n'est pas à l'échelle.

Ensuite, nous constatons que la phase d'expansion urbaine du Grand Montréal s'est stoppée depuis 2012. Ces résultats montrent bien que l'étalement urbain s'est fortement ralenti, même si le Grand Montréal ne s'est pas doté d'une ceinture verte. À ce stade, nous pouvons conclure que depuis 2012 et l'instauration du PMAD, les dynamiques d'urbanisation ne touchent plus les surfaces forestières et agricoles.

2. Evolution de la canopée à l'échelle du Grand Montréal

Cependant, ces chiffres nous en disent peu sur les différents moteurs des dynamiques récentes à l'œuvre derrière les évolutions des paysages végétaux. Nous proposons d'étudier la canopée montréalaise afin de rendre compte de ces processus de transformations du paysage végétal, en utilisant les données issues des programmes Canopée de 2012 et de 2012. Le terme « Canopée » désigne dans ce cas précis les surfaces couvertes par une végétation dont la hauteur est supérieure à 3 mètres. Il ne désigne pas seulement les espaces boisés, mais également les arbres isolés.

Ce choix de ne traiter que la canopée, excluant les formations végétales inférieures à 3 mètres, est motivé par le fait que nous ne pouvons pas faire une différence fine entre les friches herbacées et les cultures. Les changements de couvertures au sol sont interprétés à l'aide d'un traitement statistique, grâce à l'évolution de la valeur d'un pixel d'une image à l'autre selon la technique de détection des changements numérique sur des images univariées (Singh, 1989). Il en ressort une carte des changements de couverture au sol à partir de laquelle on obtient les statistiques suivantes (tableau 9).

	Août 2011	Août 2019	Gain brut	Évolution (en %)
Surface boisée (en hectares)	95510,9	99747,5	4236,6	4,2
Changement de couverture au sol	Perte		Superficie (en hectares)	Part dans la CMM (%)
Bois -> bâti	Destruction de bois (Parking, route et carrière)		2 944	0,7
Bois -> bâti inférieur à 3m	Dont remplacé par des bâtiments.		877	0,2
Bois -> bâti supérieur à 3m	Dont remplacé par des surfaces bitumées		2 067	0,5
Bois -> végétation inférieure à 3m	Entretien des lignes à haute tension, mise en culture de jachère, maladie		5 779	1,3
	Total de ce qui a été détruit		8 723	2,0
	Gain			
Végétation inférieure à 3m -> bois	Reboisement spontané		10 331,6	2,4
Bâti -> Bois	Croissance des arbres		2 558,6	0,6
<i>Bâti supérieur à 3m -> Bois</i>	Dont croissance de la canopée sur le bâti (Au-dessus des toits)		1 193,6	0,3
<i>Bâti inférieur à 3m -> Bois</i>	Dont croissance de la canopée sur les bords des champs labourés et des rues		1 365	0,3
	Total		12 890,2	3,0

Tableau 7 : Évolution de la surface boisée dans la CMM

La superficie boisée et arborée augmente à l'échelle de l'aire urbaine, avec un gain brut de 4 236 hectares entre 2011 et 2019. La part de la canopée dans la CMM passe de 24,8 % à 26,0 %. Cette augmentation est le résultat d'un solde positif où 8 723 hectares ont été détruits en 8 ans alors qu'en même temps, 12 890 hectares se sont boisés.

Dans le détail, les surfaces détruites sont en majorité devenues des surfaces végétalisées dont la végétation fait moins de 3 mètres (végétation herbacée ou buissonnante), soit 5 779 hectares. Après une étude de la carte de changements de couvertures au sol, plusieurs phénomènes sont à l'œuvre :

- Il s'agit de champs en jachère depuis quelques années, ce qui a permis la pousse de jeunes arbres, puis les parcelles ont été remises en culture (Figure 65, Image 1).
- Il s'agit de surfaces où des coupes de ligneux sont réalisées pour entretien, principalement les jardins privés et emprises électriques, sous les lignes à haute tension (Figure 65, Image 2).
- De nombreux arbres de rues ou dans les jardins ont été coupés, ne laissant que des pelouses, ce que nous imputons aux dégâts occasionnés par l'agrile du frêne (Figure 65, Image 3).
- Ce sont parfois des bois entiers qui sont touchés par l'insecte envahissant (Figure 65, Image 4).

L'étalement urbain est responsable de la perte de moins de 3 000 hectares, dont 877 sont remplacés par des bâtiments, le reste étant remplacé par la voirie ou des parkings. De prime abord, l'état des paysages végétaux montréalais semble moins préoccupants que le passé avec un très net ralentissement de l'étalement urbain sur les surfaces boisées, la majorité des surfaces forestières manquantes n'ont pas été construites. De plus, nos visites de terrain semblent montrer qu'une partie des 2 944 hectares bitumés depuis 2011 comprennent la perte d'arbres isolés¹⁰² en milieu urbain (Figure 65, Image 5) et la destruction de formations pionnières et spontanées sur d'anciennes surfaces agricoles en attente de travaux (Figure 65, Image 6).

¹⁰² D'après nos observations, l'agrile du frêne est le principal responsable de ces pertes

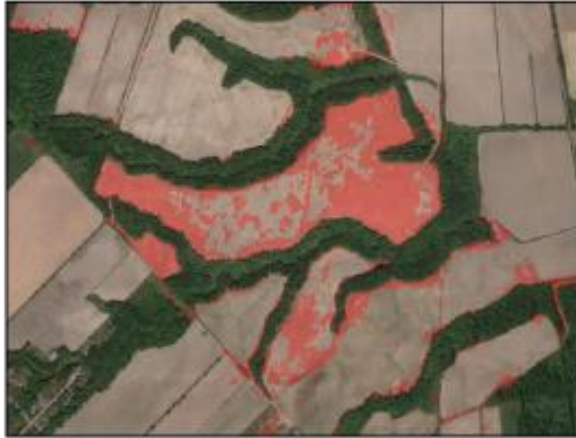


Image 1 : Champ en jachère, puis remis en culture.



Image 2 : Emprise d'une ligne électrique.



Image 3 : Abattages d'arbres de rues et dans les jardins, notamment en raison de l'agrile du frêne.

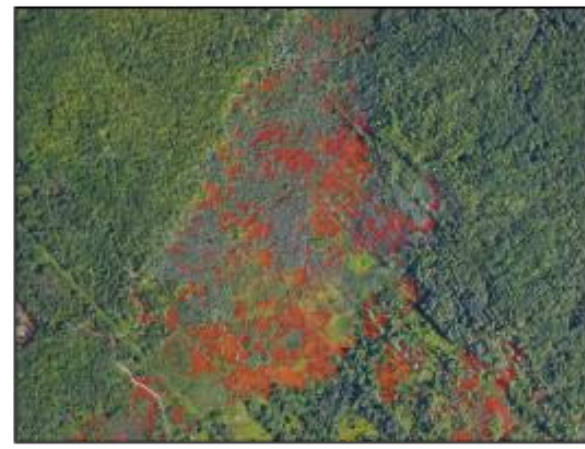


Image 4 : Mort d'un bois, probablement en raison de l'agrile du frêne.



Image 5 : Construction d'un lotissement sur un bois.



Image 6 : Friche en attente de travaux, finalement réalisé après la pousse de la végétation.

Les zones en rouges laissent entrevoir l'emprise des arbres disparus entre 2011 et 2019.

Figure 65 : Dynamique du paysage végétal : les multiples causes de la destruction de zones boisées et arborées

Réalisée par X. Cornet. Sources : Données issues du Programme Canopée 2011-2019. Fond de carte : Google Earth

L'augmentation des surfaces boisées prend majoritairement place sur des zones végétalisées basses (10 331 hectares). Deux phénomènes sont identifiables à partir de ces données :

- Un phénomène de reboisement spontané, qui touche principalement les zones agricoles (Figure 66, Image 1).
- La croissance des arbres, dont la superficie en feuille croît (Figure 66, Image 2).

Cette hausse de la canopée par la croissance des arbres masque également les bâtiments et les rues (2 558 hectares) et l'on assiste à une hausse des surfaces ombragées dans le Grand Montréal, sans que l'on puisse précisément attribuer ces chiffres à la croissance des arbres ou à l'apparition (spontanée ou plantée) de nouveaux ligneux.

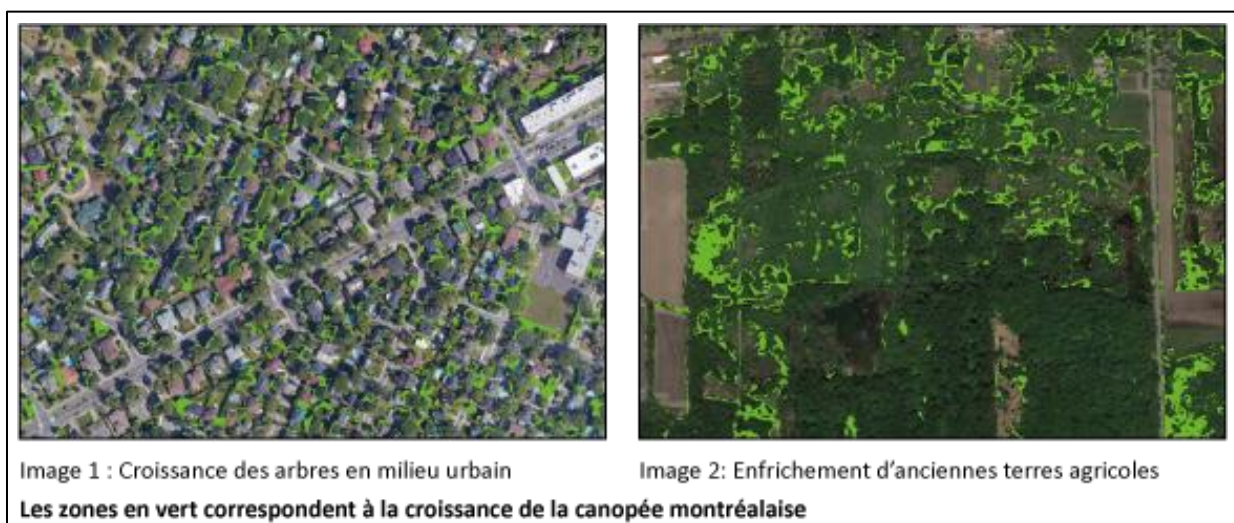


Figure 66 : Dynamique du paysage végétal : les multiples causes de la croissance des zones boisées et arborées

Réalisée par X. Cornet. Sources : Données issues du Programme Canopée 2011-2019. Fond de carte : Google Earth

La même manipulation a été réalisée à l'échelle de l'île de Montréal, sans que des changements significatifs apparaissent. En 2011, la canopée montréalaise recouvre 20,7 % de l'île, ce chiffre passe à 22,5 % de surface boisée en 2019. Cette évolution semble due à la croissance de la végétation dans les espaces verts et les friches. Les efforts des municipalités, notamment à travers le programme de foresterie urbaine et d'aide à la plantation par des particuliers, ne semblaient pas encore visibles depuis les images satellites et les données Canopée de l'Observatoire du Grand Montréal.

Malgré ces faibles pertes quantitatives de surfaces boisées, les associations et les chercheurs mettent l'accent sur les impacts négatifs de l'urbanisation à partir d'un diagnostic de dégradation qualitative des écosystèmes. Parmi les boisements disparus, certains sont des bois qui avaient atteint le stade final de la succession végétale habituelle dans l'aire bioclimatique considérée, c'est-à-dire l'érablière à *Carya cordiformis* (*Carya cordiformis*) (Gosselin *et al*, 2000). Celle-ci présente les écosystèmes les

plus riches en termes de diversité d'espèces. En revanche, la progression des boisements s'explique principalement par la croissance des espèces pionnières, tels les peupliers ou les frênes, dans un contexte où ces boisements sont sensibles aux insectes parasites et à la concurrence des espèces envahissantes. Cette progression des boisements est donc à relativiser puisque des formations végétales matures et relativement stables disparaissent, alors qu'elles sont les plus représentatives de la forêt boréale méridionale canadienne. Dans le même temps, la progression des boisements s'explique par le passage de friches à des bois dominés par des espèces pionnières sensibles aux insectes parasites. Les chercheurs en écologie ajoutent à cela la fragmentation des boisements provoquée par l'urbanisation, ce qui conduit à une perte de connectivité écologique entre les différentes zones d'habitat pour les espèces. La diversité fonctionnelle est pauvre dans ces nouveaux boisements avec une sur-représentation des espèces généralistes, souvent envahissantes et exotiques (Clergeau, 2011 ; Gonzalez *et al.*, 2013).

3. Dynamiques paysagères et changements dans les usages des surfaces végétalisées

3.1. Le passé des bois de l'île de Montréalais

Le caractère hétéroclite des formations buissonnantes ou des bois actuellement présents sur l'île de Montréal témoigne de l'évolution de leurs usages. Ces changements peuvent être appréhendés en confrontant la photo-interprétation avec l'étude des plans d'utilisation du sol (1996, 2012, 2020). Dans le cadre de cette démarche, nous utiliserons les contours des bois montréalais actuels -- soit 2 278 hectares identifiés par la Ville de Montréal -- comme des sortes de « pochoirs », des masques que nous appliquerons aux autres cartes (Figure 67).

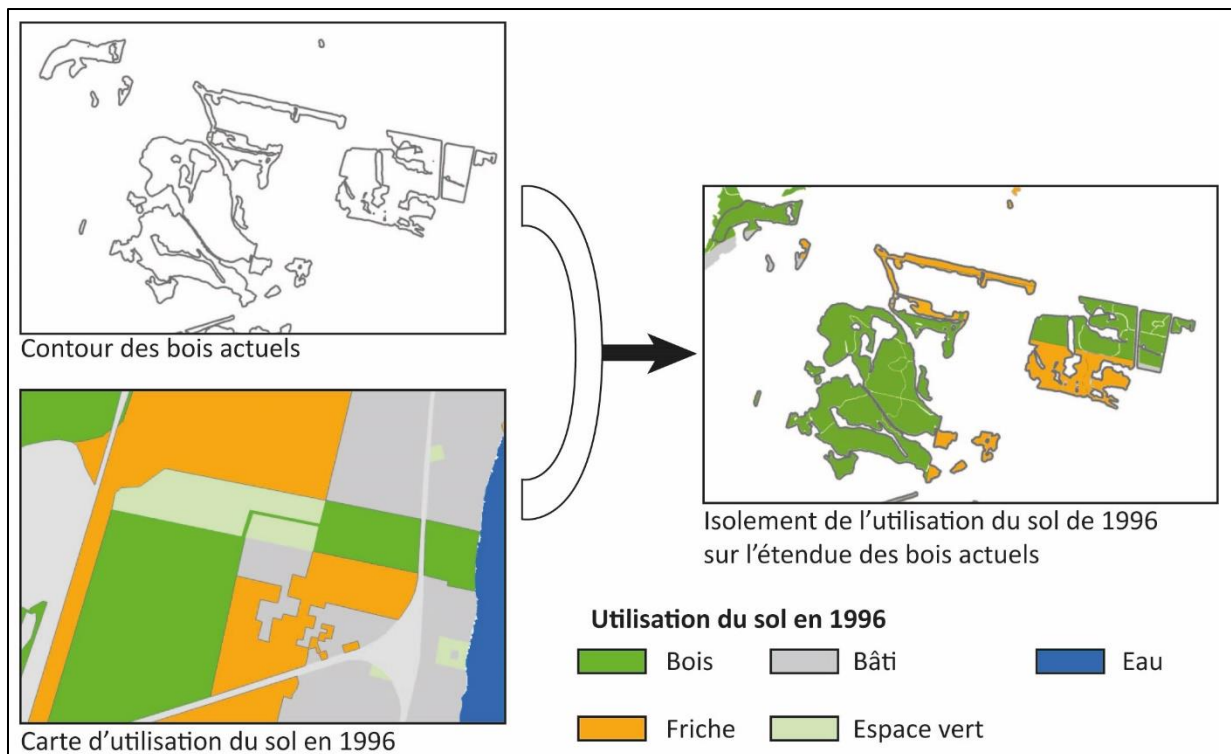


Figure 67 : L'utilisation passée des surfaces boisées actuelles appréhendée à travers les cartes d'utilisation du sol : l'exemple du Bois de la Réparation

Réalisée par X. Cornet. Données des bois montréalais : Ville de Montréal. Données de 1996 : CanVecdata

Si l'on superpose les différentes cartes d'utilisation du sol avec la carte des bois actuels, le passé agricole des parcelles boisées actuelles apparaît. Moins de la moitié des bois actuels étaient classés comme tels dans les cartes d'utilisation du sol en 1964 (Figure 68). La situation en 1996 montre bien la quasi-disparition de l'activité agricole, où les bois actuels étaient majoritairement classés comme « friche » et « bois et espace vert ». L'apparition d'autres types d'utilisation du sol – zone économique, cimetière, réseau routier et institution - montre aussi cette poussée des usages urbains, sans préjuger de la valorisation écologique, environnementale ou récréative qui pourrait être faite (discutée en 3^e partie de cette thèse). S'il reste une proportion non-négligeable en 1996 de friche et de surfaces agricoles (24 %), un quart des bois sont difficiles d'accès et sont intégrés dans les cimetières, les alentours des hôpitaux, les universités, les prisons et d'autres institutions publiques. Les boisements gagnent aussi des espaces privés, comme au sein des golfs (non étudiés ici). Quoi qu'il en soit, la part de friches boisées diminue au fil du temps, tant par leur intégration dans les espaces verts publics que par la croissance de la végétation, ce qui amène à leur classification en « bois ».

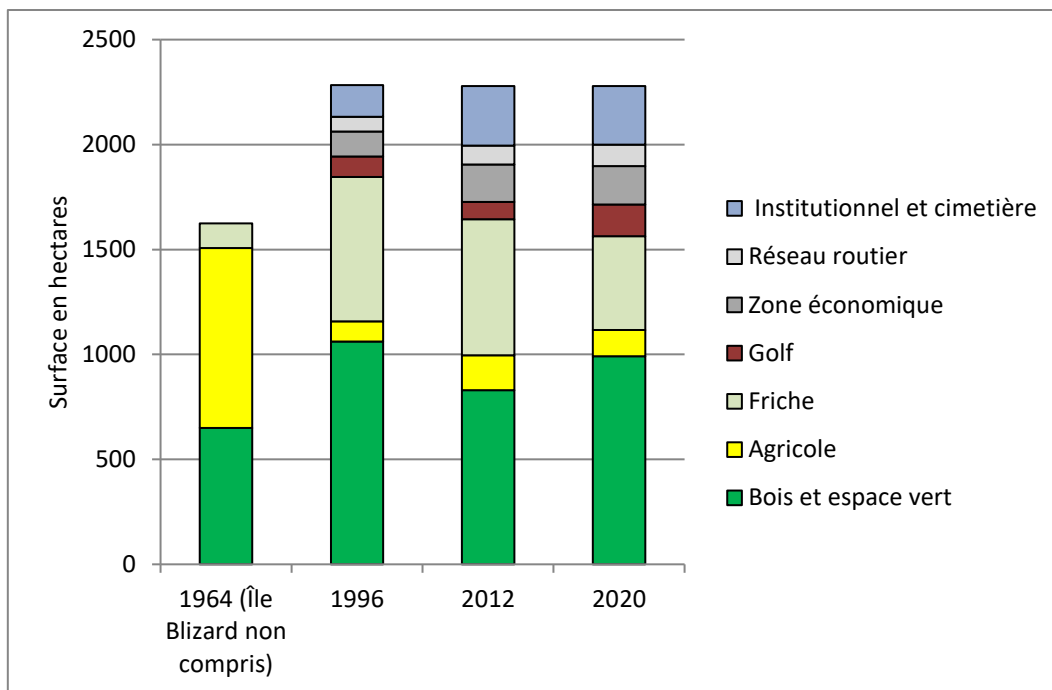


Figure 68 : Évolution de l'utilisation du sol des boisements actuels sur l'île

Réalisée par X. Cornet. Sources : Données de bois Montréal : Ville de Montréal. Données de 1964 : Photo-interprétation d'image aérienne de la Ville de Montréal. Données de 1996 : CanVecdata. Données de 2012 et 2020 : cartes d'utilisation du sol, Observatoire du Grand Montréal.

3.2. À l'échelle de la Communauté métropolitaine de Montréal

À l'échelle de la CMM, nous avons choisi d'inverser le raisonnement, utilisant cette fois-ci les contours des bois tels qu'ils apparaissaient au début de notre période d'étude (1966) afin de constater ce qu'ils sont devenus. Cela résulte en fait d'un choix méthodologique autant que de l'absence de donnée actualisées sur les bois à l'échelle de la CMM. Pour ce faire, nous mobiliserons les bois identifiés en 1966 dans les plans d'utilisation du sol et constaterons ce qu'ils sont devenus grâce aux données issues des éléments de télédétection du programme Canopée (figure 69).

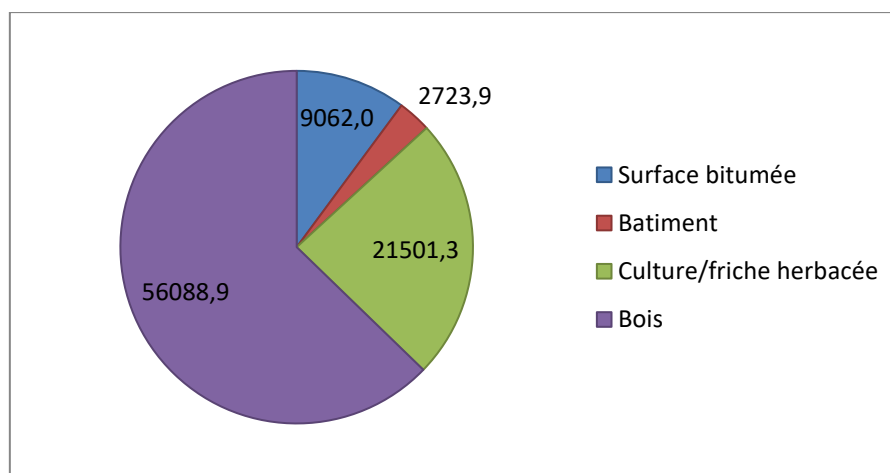


Figure 69 : Occupation du sol actuelle sur les boisements présents en 1966 à l'échelle de la CMM (en hectares)

En se plaçant sur ce temps un peu plus long, nous arrivons au même constat que lors de l'étude des bois entre 2011 et 2020 : l'urbanisation « évite les bois », seuls 3 % des bois de 1966 ont été détruits par la construction de bâtiments. On peut émettre l'hypothèse que la construction de bâtiments, principalement des pavillons, repose sur l'aménité paysagère qu'induit la proximité d'un bois, ce qui amène à une forme implicite de préservation. En revanche, la périurbanisation provoque une demande plus forte au niveau de déplacements ou de l'équipement. D'autres fonctions urbaines que l'aménité paysagère sont considérées comme prioritaires par les pouvoirs publics, majoritairement pour la construction d'infrastructure routière (10 % des bois cartographiés en 1966 sont maintenant sous le bitume). D'après nos vérifications sur les cartes et sur le terrain, une part importante est aussi occupée par des installations électriques : un quart des bois de 1966 sont maintenant devenus en conséquence des prairies, des cultures ou friches herbacées.

3.3. La multiplicité des friches

Bien que les friches montréalaises aient fait l'objet d'études (Lévesque, 1999 ; Saint-Laurent, 2000 ; Maillot-Léonard, 2014) leur passé, leur spécificité et leur typologie demeurent mal connus, dilués dans le vague de la notion. Sont-elles par exemple toujours des délaissés ? Un tour d'horizon s'impose. La méthode utilisée est semblable à celle vue précédemment pour les bois à l'échelle de l'Île de Montréal, où les contours des espaces actuellement en friche sont utilisés afin d'extraire l'état de ces surfaces sur une carte plus ancienne. La carte des friches actuelles de Montréal est mise en ligne sur le site de la Ville depuis 2016 et est régulièrement mise à jour. Elle se base sur l'analyse des photos aériennes et des visites sur le terrain. Les contours de ces friches sont transformés en masques qui viennent se calquer sur le travail de photo-interprétation (Figure 70). Sur ces cartes, le terme « friche » n'apparaît pas, mais, dans ces documents d'urbanisme, elles correspondent aux « espaces vacants ».

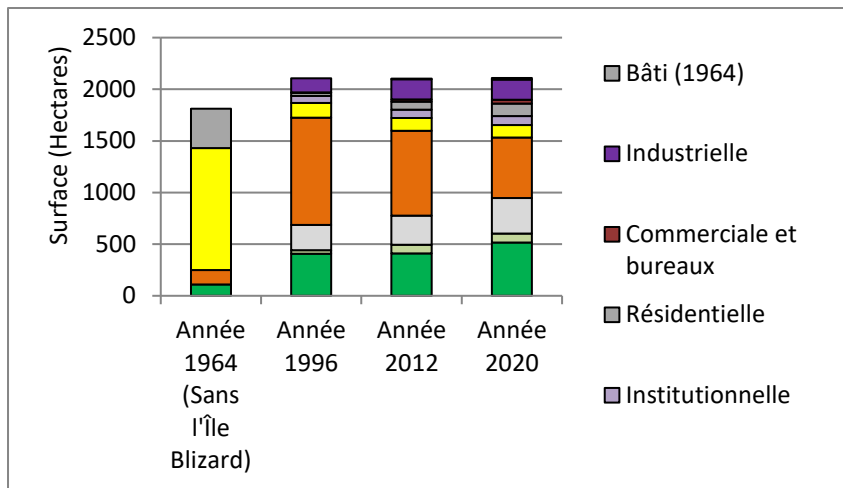


Figure 70 : Évolution de l'utilisation du sol dans les espaces en friche

Réalisée par X. Cornet. Sources : Données des friches de Montréal : Ville de Montréal. Données de 1964 : Photo-interprétation d'image aérienne de la Ville de Montréal. Données de 1996 : CanVecdata. Données de 2012 et 2020 : Carte d'utilisation du sol, Observatoire du Grand Montréal.

Le passé agricole des friches de l'Île de Montréal transparaît dans nos résultats : 70 % des friches étaient mises en culture il y a une cinquantaine d'années. Les documents d'utilisation du sol intègrent ces espaces comme une réserve foncière, qui peuvent d'ailleurs être également utilisés pour augmenter l'offre en espaces verts (Ville de Montréal, 1992). Ainsi la moitié des friches actuelles étaient-elles déjà considérées dans les années 1990 comme des « espaces vacants » à développer. On constate d'ailleurs une progression des espaces verts sur ces friches en 2020, signe de ce choix en faveur des espaces verts par les pouvoirs publics. La désindustrialisation de l'Île se perçoit, quant à elle, par la progression des friches industrielles, alors que la construction de zones résidentielles, souvent pavillonnaires, épargne des fragments de friches, coincées dans les interstices du tissu urbain, entre les lotissements.

Ces friches sont représentatives de la variété des fonctions urbaines identifiables dans le zonage des cartes d'utilisation du sol. La Figure 71 montre leur répartition, tandis que la Figure 72 représente la distance moyenne au centre-ville des différents types de friche. On constate que les friches liées aux activités urbaines sont les plus proches du centre-ville alors que les friches liées aux usages récréatifs comme les golfs et les espaces verts se situent plutôt en périphérie. On note que les friches se raréfient dans les parties centrales de l'agglomération au centre-ville, signe d'une densification du bâti. Les friches sont repoussées le long du front d'urbanisation situé aux extrémités nord-ouest et sud-est et les nombreuses friches liées aux emprises routières (en noir sur la carte) montrent bien que celles-ci sont des reliquats des phases de constructions des autoroutes de la seconde moitié du XX^e siècle. Le temps où les grandes artères étaient bordées de terrains vagues apparaît maintenant révolu (Lévesque, 1999), ceux-ci viennent maintenant ponctuer les autoroutes.

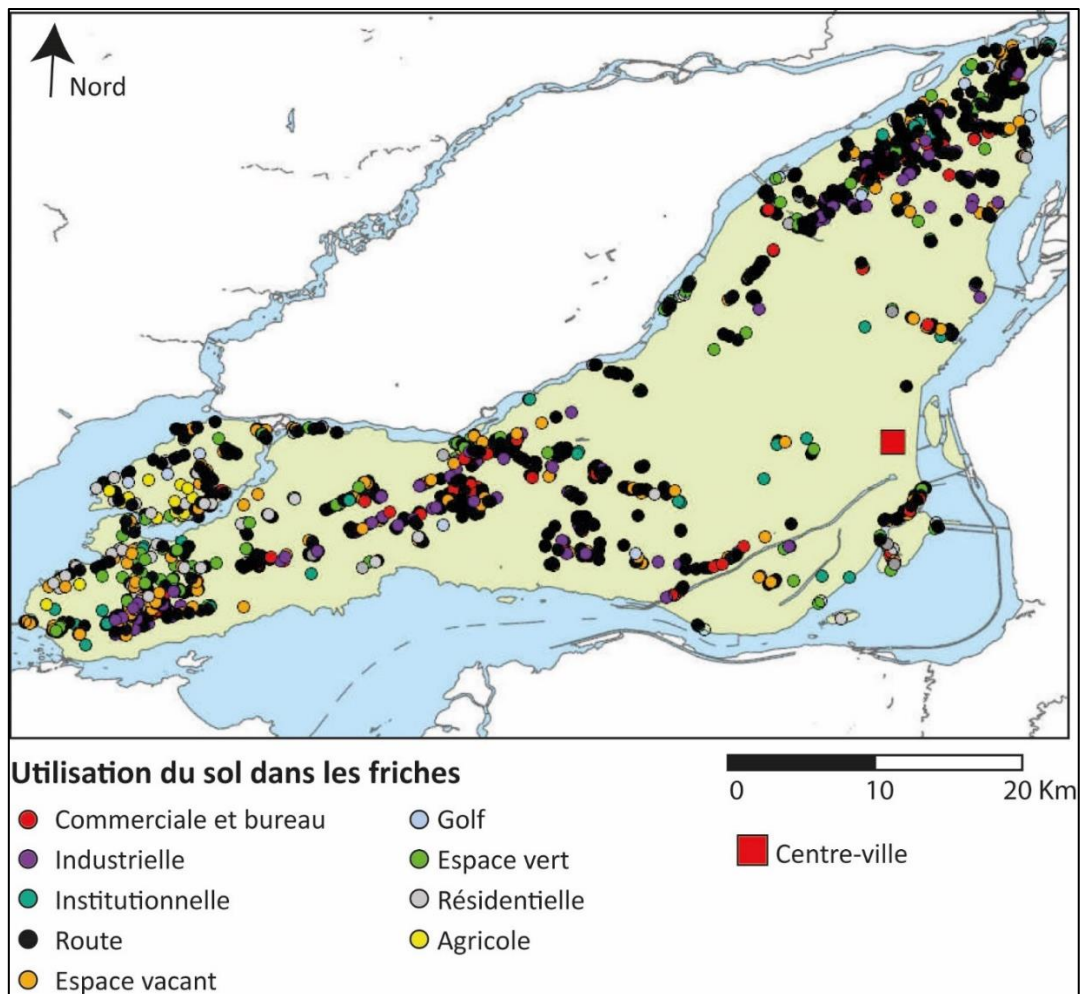


Figure 71 : Carte des friches et leurs rôles retenus dans les documents d'urbanisme

Réalisée par X. Cornet. Source : Utilisation du sol (2020) et Répertoire des friches, Ville de Montréal

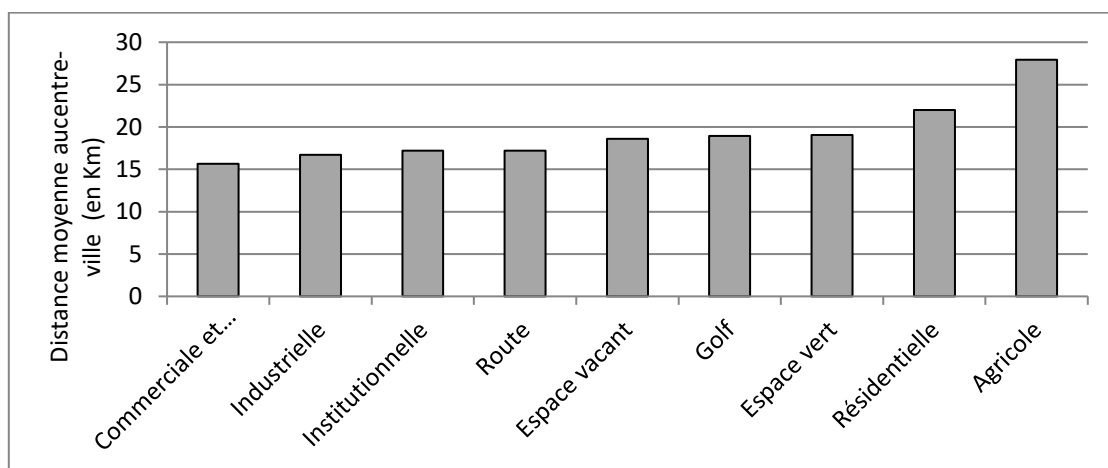


Figure 72 : Distance moyenne des friches au centre-ville et rôle retenu dans les documents d'urbanisme

Réalisée par X. Cornet. Sources : Données des friches de Montréal : Ville de Montréal. Données de 2020 : Utilisation du sol, Observatoire du Grand Montréal. Le centre de Montréal est matérialisé par l'emplacement de l'Hôtel de Ville.

La végétation de ces friches est variée au sein d'une même utilisation des sols. Les friches « institutionnelles », c'est-à-dire des formations herbacées, buissonnantes ou arbustives accompagnant les périmètres où sont installées certaines institutions peuvent aussi bien être une prairie qu'une peupleraie (Figure 73). Ce sont les abords de la friche qui conditionnent son paysage, par exemple dans les friches des zones industrielles et commerciales facilement identifiable à l'architecture du bâti (Figure 73, photographie 1 et 2) ou alors l'alternance de pelouses et de « friches » (souvent aménagées, donc assez éloignées des représentations habituelles des friches) sur les terrains de golf (Figure 73, photographie 3). Au-delà de l'utilisation du sol, le paysage des friches herbacées ou arbustives est souvent associé aux emprises électriques ou aux abords des autoroutes, où la végétation est entretenue de manière à empêcher la repousse des arbres (Figure 73, photographie 5). La fréquence d'entretien est cependant faible et rappelle, d'une certaine manière, la gestion différenciée développée dans les villes européennes (Ernwein, 2019), bien que les objectifs soient différents.



1. Friche industrielle près du Bd Maurice-Duplessis : Zone herbacée et arbustive. L'accès au cuve en arrière-plan est grillagé.



2. Friche commerciale près de la Rue Renaude -Lapointe, le long du Ruisseau de Montigny : Grands parkings bordés de pelouses et de plantations d'arbustes. La hauteur de l'herbe augmente au fur et mesure de l'éloignement au bitume



3. Les friches sur le Golf de l'Île de Montréal : Les roughs sont des parcelles non entretenues entre les pelouses. La végétation est herbacée ou arbustive (Image Google Earth, 2019)



4. Une friche institutionnelle près de la fondation Pinel : Peupleraie et ancien chemin enfriché. Ces secteurs sont souvent grillagés et ne sont pas fréquentés



5. Friche herbacée le long de l'A25, près du Ruisseau de Montigny. Talus qui datent de la construction de l'autoroute, récemment plantés d'arbres (à gauche)



6. Friche résidentielle dans un nouveau lotissement Rue Jules-Hulot : Bande de roseau derrière les pavillons et ancienne zone de travaux enfrichée (à droite)

Réalisé par X. Cornet (2019)

Figure 73 : Les paysages de friches de la pointe-nord-est de Montréal

3.4. Les formations végétales et leur passé : approche à l'échelle des zones d'étude

La comparaison entre les parcelles végétalisées et leur passé éclaire les dynamiques paysagères. Notre cartographie actualisée des parcelles végétalisées peut être confrontée par superposition avec des cartes anciennes d'utilisation du sol. Le passé de chaque parcelle est renseigné grâce à la carte d'utilisation du sol de 1966, ou celle de 1964 dans le cas de la pointe est de Montréal, à travers quatre anciennes occupations du sol : agricole, bâti, bois ou friche (Figure 74). Si l'évolution dans la zone d'étude du Mont-Royal depuis les années 1960 paraît faible, ou n'est en tout cas pas perceptible par l'imagerie aérienne, les changements d'utilisation du sol des trois autres zones d'études peuvent être analysés. Ainsi, les formations végétations actuelles (peupleraie, bois mature, roselière, etc.) que nous avons identifiées lors de nos travaux de terrains peuvent être caractérisées par leurs usages passés (Figure 75, 76, 77).

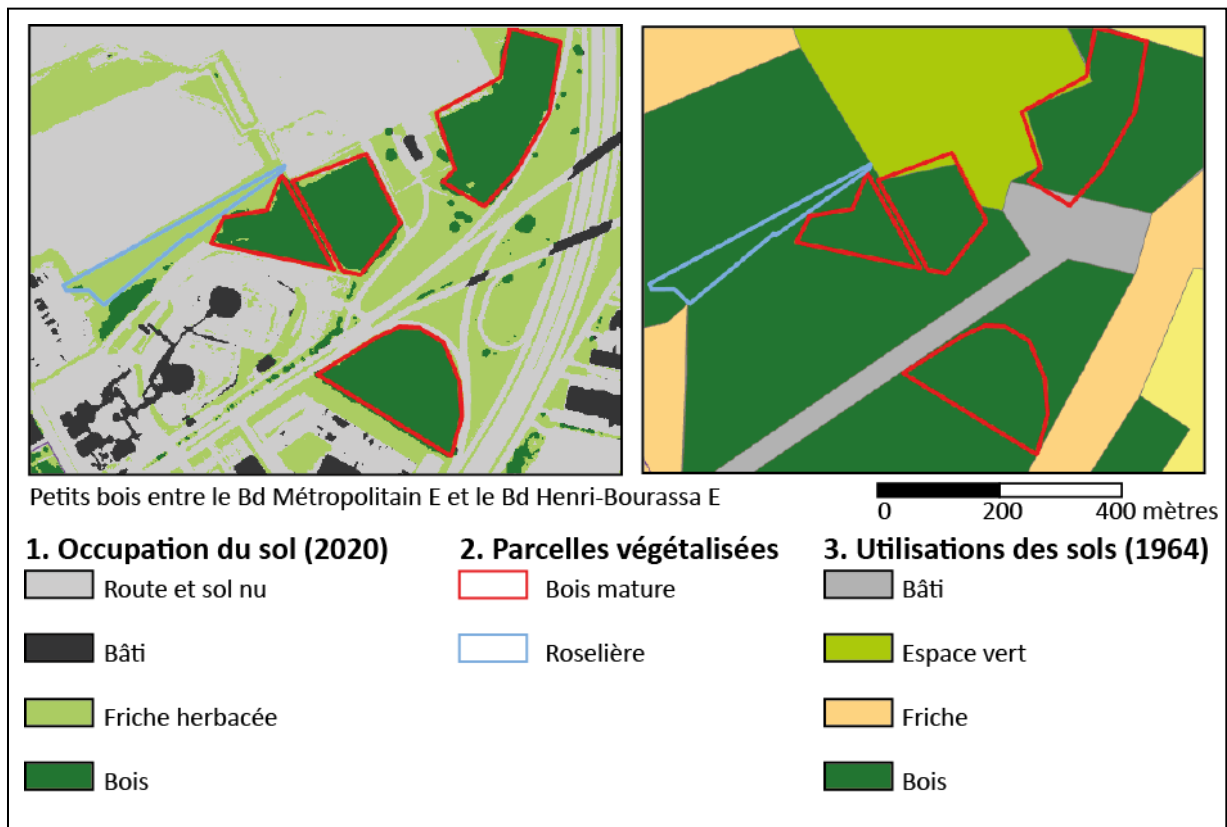


Figure 74 : Exemples de l'évolution des parcelles végétalisées depuis 1964

Réalisée par X. Cornet (2020). Sources : Photo aérienne de 1964 : Ville de Montréal. Canopée, 2019, Observatoire du Grand Montréal.

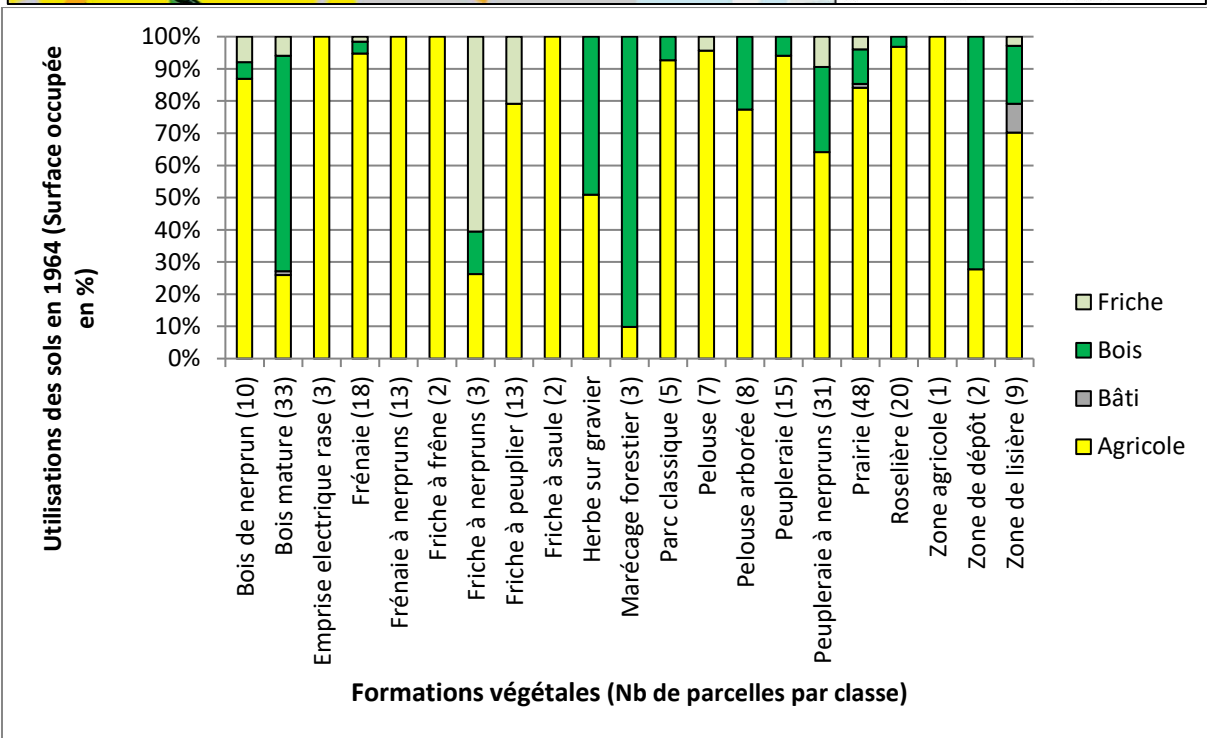
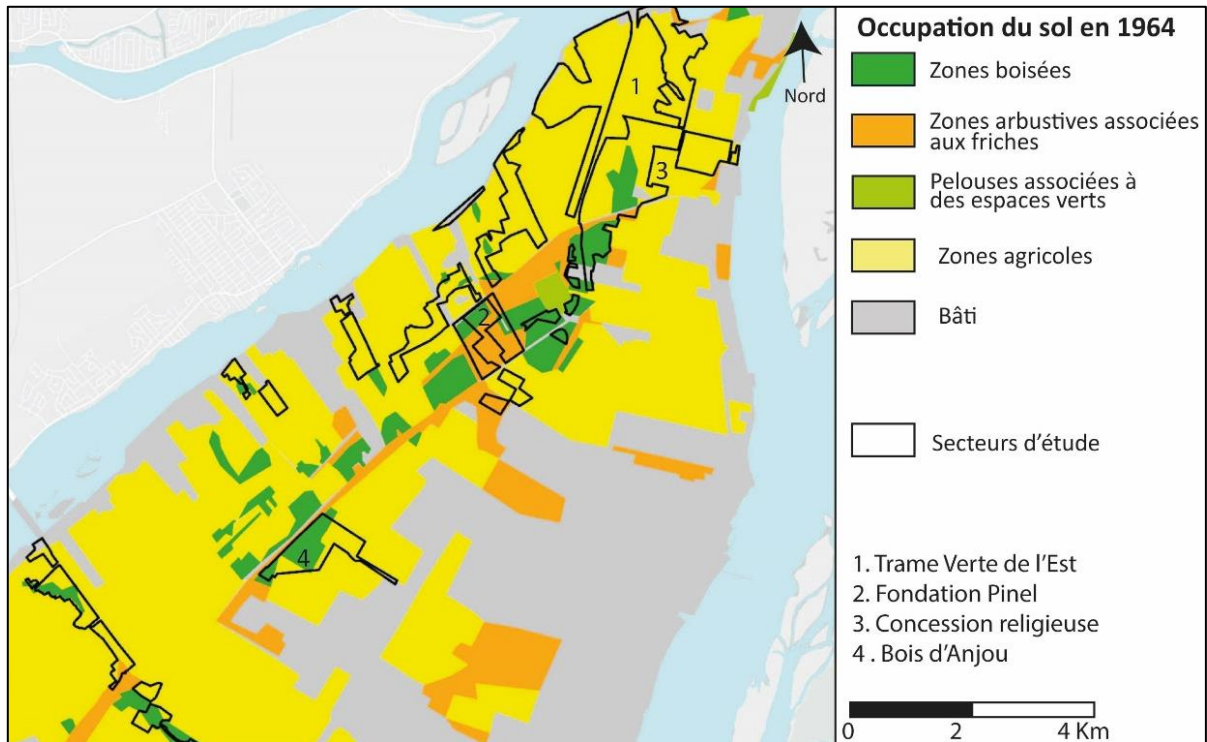


Figure 75 : Les surfaces consacrées aux différentes utilisations du sol de 1964 par formation végétale identifiée actuellement. Zone d'étude : Pointe nord-est de Montréal

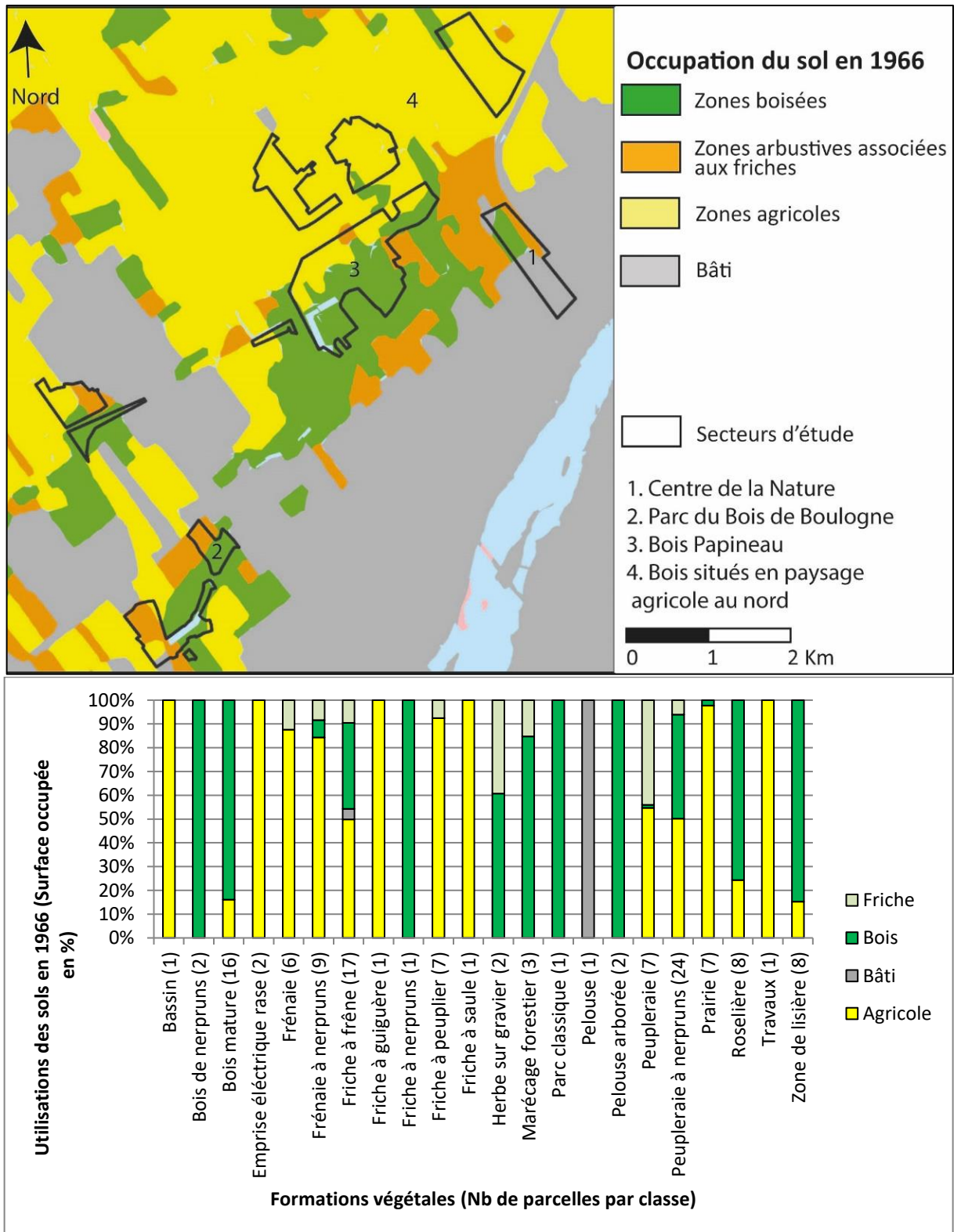


Figure 76 : Les surfaces consacrées aux différentes utilisations du sol de 1966 par formation végétale identifiée actuellement. Zone d'étude : Laval

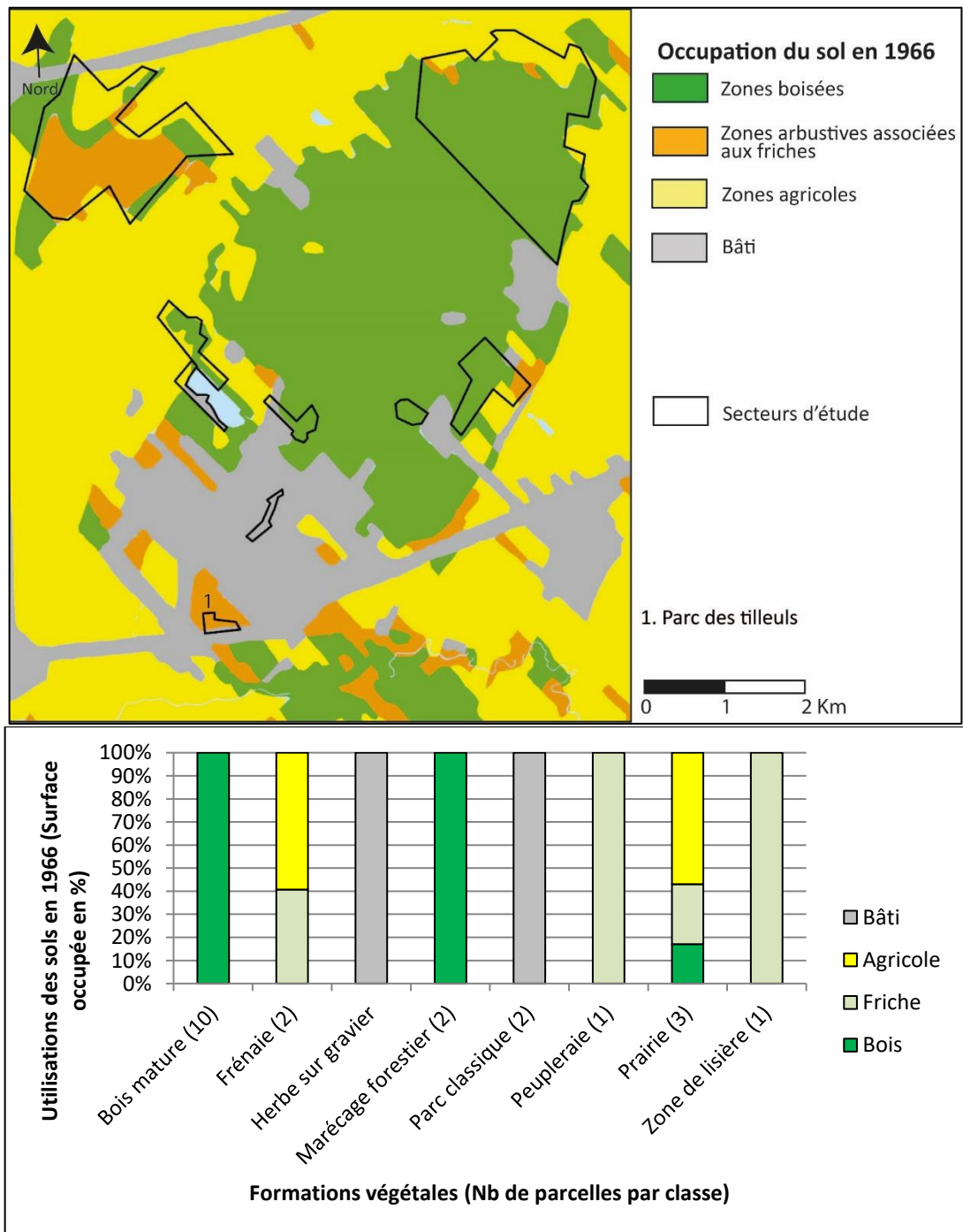


Figure 77 : Les surfaces consacrées aux différentes utilisations du sol de 1966 par formation végétale identifiée actuellement. Zone d'étude : Mont-Saint-Bruno

Réalisées par X. Cornet.

Les figures 75, 76, 77 font d'abord apparaître la stabilité des boisements les plus anciens : les bois matures et forêts humides et marécageuses sont pour la plupart déjà présents depuis 60 ans, comme la partie sud du Bois Papineau à Laval ou les bois situés au pied du Mont-Saint-Bruno. Quelques-uns présentent un passé agricole récent, notamment à la pointe nord-est de Montréal, à l'instar de ce qui constitue aujourd'hui le Parc-Nature de la Trame Verte de l'Est -- aujourd'hui constitué d'une alternance de frênaies, de peupleraies et de prairies – ou des bois situés dans les zones agricoles au nord de Laval. Certains anciens boisements ont pu s'étendre en profitant de l'abandon de zones cultivées, comme au nord du Bois Papineau à Laval ou le Bois d'Anjou à Montréal, où l'on trouve des bois à la flore fortement influencée par les espèces forestières. Quelques rares reboisements ont été réalisés à Montréal, près de la fondation Pinel ou dans des concessions religieuses, ce qui peut expliquer le passé agricole d'érablière qui n'existait pas il y a 60 ans. La distinction entre les bois matures et les bois de début de succession végétale, qu'il s'agisse de frênaies ou de peupleraies, est souvent nette, ces derniers poussent sur des sols perturbés d'anciennes zones cultivées ou en friche. Cela résulte de travaux de terrassement lors de la construction d'autoroutes ou de lotissements qui ont produit des déplacements de terre et la modification de détail de la topographie.

De manière générale, les friches sont issues de la déprise agricole et non de coupes forestières, à Montréal. Le cas de Laval est plus nuancé, les roselières ou les « zones de lisières » sont situées sur d'anciens bois qui ont reculé, voire disparu. Toujours dans le cas lavallois, la plupart des parcs sont établis sur d'anciens boisements, par exemple avec le Centre de la Nature et le Parc du Bois de Boulogne. Le cas du Parc des Tilleuls à Saint-Bruno-de-Montarville illustre également la manière dont des zones pavillonnaires sont construites sur des friches, mais où de petits espaces verts sont maintenus à des fins aménitaires.

Les nerpruns ont significativement gagné sur ces zones déboisées. Bien que mon échantillon statistique ne soit pas suffisant pour l'affirmer avec certitude, les peupleraies et frênaies issus de la recolonisation spontanée d'anciennes friches agricoles semblent moins envahies par le nerprun que celles qui se sont développées à la suite d'une coupe d'arbres.

3.5. Le paysage végétal anthropisé : quelle évolution vers le stade climacique ?

Depuis la colonisation par les Européens, les dynamiques des paysages végétaux sont d'origine anthropique et sont aujourd'hui imputables à la progression de l'étalement urbain. Les résultats obtenus sont conformes à ce qui était prévisible : il est logique que les bois les plus anciens soient composés d'espèces de fin de succession végétale compte tenu de la longueur des cycles de croissance Chêne rouge (*Quercus rubra*) ou des érables, en comparaison des stades pionniers des formations

dominés par des ligneux à croissance plus rapide, tel le frêne blanc (*Fraxinus americana*) ou les peupliers deltoïdes (*Populus deltoides*).

Néanmoins, les dynamiques paysagères et de recolonisation par les ligneux des friches agricoles montrent l'importance actuelle des boisements spontanés composés d'espèces pionnières tels les frênes et les peupliers dans le Grand Montréal. Une évolution vers des stades climaciques est-elle prévisible ou souhaitée par les politiques publiques ? Comme nous le développerons dans la troisième partie, cette distinction entre les formations parvenues à différents stades de la succession végétale habituelle a son importance. En effet, les essences dominantes sur une parcelle influent sur sa qualité écologique et sociale. Les bois matures sont généralement considérés comme plus attractifs pour les habitants et ont une flore plus diverse ou présentent des espèces plus rares que dans les peuplements pionniers. Bien entendu, des contre-exemples existent, avec des érablières qui présentent une diversité floristique faible et un attrait paysager moindre¹⁰³ et des exemples de peupleraies belles et riches. L'atteinte de stades matures dans les phases de colonisations par la végétation est donc souhaitable et engendre la protection des friches et des peuplements pionniers dans l'espoir de les voir évoluer vers des stades de succession végétale plus avancés. On peut ici reprendre l'avis de la spécialiste en sciences de l'environnement Diane Saint-Laurent (2000) :

« Il faudrait par ailleurs redéfinir la notion de « valeur écologique » pour les ensembles végétaux des milieux urbains. On ne peut en effet comparer des peuplements matures aux végétaux qui poussent sur les terrains vagues. Pourtant ces végétaux des friches peuvent évoluer vers des peuplements forestiers et même vers des peuplements climaciques. Dans la mesure où on souhaite renaturaliser des sites dénudés ou perturbés, leur présence devient tout à fait utile et nécessaire, puisque ces végétaux participent aux phases pionnières et transitoires menant vers des peuplements matures. Ils peuvent donc jouer un rôle ou une fonction écologique dans la renaturalisation des sites urbains. »

Bien que ces espaces ne soient pas systématiquement synonymes de mauvaise qualité écologique, force est de reconnaître que leur sensibilité à l'invasion des espèces exotiques ou par les insectes ravageurs en font des quasi-déserts biologiques, comme en témoignent les ravages que font le nerprun et l'agrile du frêne.

À travers l'étude des articles autour de la protection des friches à Montréal, dans les articles de presse, les publications d'associations environnementales ou les diverses réactions des autorités, nous pouvons identifier deux visions différentes :

- La première perçoit les friches et bois pionniers comme des espaces à restaurer et défend l'idée d'une naturalité qu'il faudrait préserver en limitant les perturbations sur les

¹⁰³ Généralement dans le cas de perturbations tels le piétinement ou d'usages informels comme le dépôt d'ordure

écosystèmes. Cela passe par une ingénierie écologique et des mesures sociales pour lutter contre les effets de l'urbanisation (arrachage d'espèces envahissantes, lutte contre le piétinement, traitement contre les maladies de la végétation, etc.). L'action des associations lavalloises et la mise en place de corridors forestiers sont des exemples de cette conception.

- La seconde ne met pas les processus écologiques à l'œuvre sur la parcelle au premier plan et considère surtout celle-ci comme une réserve foncière. La parcelle peut être protégée ou non, mais elle n'est pas valorisée, ni fréquentée. Son évolution est alors dépendante des agents perturbateurs urbains. Cette vision fondée sur le laisser-faire se retrouve chez certains acteurs locaux, comme dans les arrondissements du nord-est de l'Île de Montréal (Pointe-Aux-prairies ou Anjou).

Dans un contexte urbain, l'attente d'un stade climacique ne correspond guère à la réalité biologique de terrain, car l'ingénierie écologique mise en œuvre limite l'évolution des paysages végétaux, puisqu'elle cherche leur maintien et leur entretien. Nous l'avons vu, l'érablière et la chênaie ne sont que des étapes avant la cédrière (Loewen, 2010) et la raréfaction de celle-ci montre bien l'impact des activités humaines. Les activités anthropiques sont bien trop intenses pour que le terme de climax (Clements, 1936) ait vraiment un sens ici.

Dans une perspective plus large, aucun système écologique n'est à l'équilibre dans le Grand Montréal, même à court terme (Gonzalez *et al.*, 2013). La recherche d'un stade climacique est moins importante ici que celle de stades avancés de la végétation aboutissant à des paysages plébiscités par les populations urbaines et renvoyant à une forme d'idéal forestier, conforme par ailleurs aux recommandations des écologues. À l'inverse, l'espoir que la végétation arrive à des paysages forestiers peut être contrarié par les agents urbains perturbateurs, contrariant la dynamique progressive de la végétation ligneuse. Dans cette recherche d'une qualité à la fois écologique et sociale de la végétation urbaine, la prise en compte des dynamiques paysagères est indispensable. Les boisements anciens n'en deviennent que plus importants, car ils se raréfient à cause de la lenteur de leur renouvellement.

Le paysage végétal plébiscité par les habitants à proximité de leur lieu d'habitation et par les autorités est ainsi plutôt le paysage forestier. Il va alors se poser la question du rôle des politiques d'aménagement environnementales d'ensemble recherchant la mise en réseau des espaces végétalisés et de la connectivité écologique. Celle-ci est recherchée, car elle est potentiellement pourvoyeuse de diversité biologique et améliore le développement des successions végétales vers des stades avancés. D'un autre côté, l'amélioration de la connectivité peut aussi permettre la propagation des espèces envahissantes. Ainsi, les espèces exotiques généralistes semblent l'emporter face à des espèces de fins de successions moins compétitives. La renaturation protection d'un espace végétal par

l'ingénierie écologique, reste possible quel que soit son état, par exemple en plantant des espèces locales, comme cela a été le cas dans le cadre du Corridor de biodiversité de l'Arrondissement Saint-Laurent (Saint-Laurent *et al.*, 2019).

Conclusion du chapitre 5

Cette étude globale des dynamiques des paysages végétaux à l'échelle de l'agglomération comme à celle de la Communauté métropolitaine de Montréal montre un bilan quantitatif assez favorable en ce qui concerne le maintien des formations végétales ligneuses et de leur intégration dans les politiques publiques d'aménagement. Qualitativement, le bilan est plus nuancé. Bien que l'étalement urbain s'étende principalement sur les zones agricoles, une lente érosion des surfaces couvertes en bois matures ne peut être ignorée. Surtout, le recul des formations forestières parvenues à un stade avancé, synonymes de qualité écologique et paysagère, n'est pas compensée par la progression globale des surfaces ligneuses (la « canopée » au sens entendu par le Grand Montréal), surtout due à des processus d'enfrichement, au demeurant très divers.

Dans les politiques menées au Québec jusqu'à maintenant, un statut d' « écosystèmes ancien » existe comme étant une des sous-catégories d'aire protégée¹⁰⁴, mais cet outil reste peu utilisé dans l'agglomération de Montréal, et pas du tout par la Communauté métropolitaine. Une nouvelle juridiction qui protégerait les vieux boisements permettrait de reconnaître leurs caractères écologiques particuliers, sur le modèle de l'autorisation du ministre responsable de l'Environnement requise pour les travaux qui viennent perturber les milieux humides et hydriques depuis 2017.

¹⁰⁴ La Loi sur la conservation du patrimoine naturel reconnaît le statut « Écosystème forestier exceptionnel - Forêt ancienne »

Chapitre 6 : Les paysages végétaux sur les quatre sites d'étude : étude d'un corpus de photographies de terrain

Introduction du chapitre 6

L'utilisation combinée de l'imagerie aérienne et des plans d'utilisation du sol telle qu'elle a été appliquée au chapitre 5 ne permettent pas, à elles seules, de caractériser la végétation du Grand Montréal, même en s'en tenant à sa dimension paysagère. Comme cela a été évoqué dans le chapitre méthodologique (chapitre 4), nous avons tenté une approche complémentaire, à échelle plus grande, passant par l'analyse systématique, si possible quantifiée, des paysages végétaux observés depuis un point de vue au sol (Griselin et Nageleisen, 2004). Le paysage est photographié et traité à travers une série de variables systématiquement notées sur chacun des points de vue : le taux de couverture au sol de la végétation, la luminosité, le degré d'ouverture du paysage, l'occupation du sol, le nombre de frênes morts, victimes de l'agrile du frêne (*Agrilus planipennis*) ou le niveau de prolifération du nerprun. D'autres variables concernent l'ensemble du corpus photographique : l'évaluation des différences ou du degré d'homogénéité d'une scène à l'autre.

Pour rappel, des photographies de deux types ont été prises suivant un protocole commun : des photographies au centre des parcelles et des photographies en lisière. Les premières sont utilisées afin de décrire les parcelles. Les secondes visent à caractériser les continuités ou les discontinuités paysagères, la netteté des coupures ou, à l'inverse, la longueur des transitions. La démarche globale de ce chapitre vise à tester la pertinence de notre typologie des paysages végétaux. Par exemple, le paysage de la frênaie évolue-t-il selon le gradient urbain-rural ? Si la permanence des paysages végétaux à Montréal est avérée, cela peut être intéressant de dépasser nos terrains d'étude et d'extrapoler nos observations à l'échelle de l'agglomération et de l'aire urbaine. Nous nous intéresserons ici à l'évolution des variables paysagères et de l'occupation du sol selon le gradient urbain-rural et aux variations au sein de chaque paysage. Ces variables seront également utilisées afin d'appréhender l'impact des espèces envahissantes et des insectes ravageurs sur le paysage.

1. Caractérisation statistique des espaces végétalisés de Montréal sur les quatre sites d'étude choisis

1.1. Le paysage végétal à travers la photographie

La démarche photographique du type de celle que nous avons appliqué est assez peu utilisée en géographie que ce soit dans les espaces urbains ou dans les espaces ruraux. Le Québec fut un

précurseur en ce qui concerne l'imagerie aérienne (Sebari et Morin, 2010), mais l'étude à partir de prises de vue *in situ* en plan horizontal demeure peu mobilisé par le milieu scientifique dans le Québec méridional urbain¹⁰⁵. Pourtant, la création d'une banque d'images prises depuis le sol permet d'analyser le territoire, à travers ses dynamiques temporelles (Guittet et Le Dû-Blayo, 2013). La prise de vue doit suivre un protocole strict afin de conserver son caractère comparatif. Dans notre cas, les images sont prises dans un champ de façon neutre et parallèle au sol (cf chapitre 4).

Chaque parcelle de végétation sur nos terrains d'étude a fait l'objet d'un relevé photographique, soit une prise d'image depuis un point central, parfois complété par un point situé en lisière. Quatre photographies sont prises sur chaque point selon les directions cardinales. Toutes les parcelles ont été étudiées, sauf celle dont l'accès est interdit¹⁰⁶.

Un total de 739 points a été visité, ce qui a nécessité l'analyse manuelle de 2 956 images.

Terrains/ Positions	Centrale	Lisière	Total
Laval	118	91	209
Montréal-Nord	245	108	353
Mont-Royal	91	46	137
Mont-Saint-Bruno	18	22	40

Tableau 8 : Nombre de relevés photographiques

1.1. Le paysage végétal selon le gradient urbain-rural : constance ou évolution

Pourquoi photographier le paysage ?

Photographier les paysages végétaux s'inscrit dans une démarche quantitative, à travers l'attribution de variables exprimées en % et développées au chapitre 4, afin d'identifier la constance ou les changements enregistrés dans les paysages végétaux. La localisation des terrains d'étude permet de s'interroger sur les variations de la végétation suivant le gradient urbain-rural (Figure 78). Cela s'inscrit dans une volonté de comparer les paysages végétaux au sein de l'aire urbaine. Pour cette comparaison entre les quatre terrains, quatre indicateurs ont été retenus : la couverture au sol de la végétation, la luminosité¹⁰⁷, l'ouverture du paysage et l'occupation du sol. Nous renvoyons le lecteur aux planches photographiques du chapitre 4 pour revoir les exemples imagés de ces indicateurs. Dans la première partie de ce chapitre, seuls les cœurs de parcelle sont pris en compte.

¹⁰⁵ La photographie est plus souvent utilisée dans le Grand Nord, ne serait-ce à travers les fonds d'archives privés, comme celui du géographe Louis-Edmond-Hamelin

¹⁰⁶ Les raisons sont variées : caractère privé, clôturé, marécage non accessible, etc.

¹⁰⁷ Soit la densité de la canopée

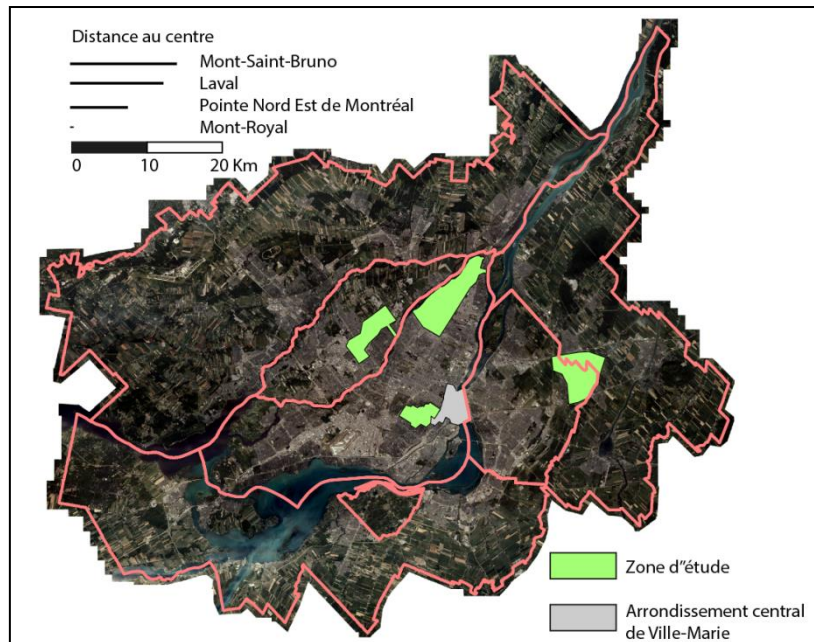


Figure 78 : Localisation des zones d'étude

Réalisée par X. Cornet. Source : Observatoire du Grand Montréal, 2019.

La figure 79 montre l'évolution des variables paysagères retenues des zones d'étude. Au Mont-Royal, l'étude montre des paysages principalement boisés, avec une faible ouverture du paysage et une luminosité ténue qui un sous-bois relativement dégagé, qui se traduit par un faible taux de recouvrement au sol. Si l'ouverture du paysage est globalement faible (visibilité entre 5 et 10 mètres), la moyenne est significativement supérieure à la médiane, signe de la présence de quelques valeurs extrêmement élevées, que nous attribuons aux larges pelouses des espaces verts et cimetières. Sur les sites de Laval et du nord de Montréal, les variables montrent des chiffres assez semblables avec de larges écarts interquartiles dus à l'alternance entre les formations herbacées et boisées. Le paysage pavillonnaire présente ces caractéristiques et la particularité de Laval avec la part importante de terres agricoles ne se ressent pas dans nos données. L'omniprésence d'un tapis herbacé explique une couverture au sol et une luminosité élevée, d'autant que la canopée est ouverte. En revanche, la visibilité moyenne est inférieure à 10 mètres ce qui indique que l'ouverture globale du paysage est faible, ce qui peut s'expliquer par l'existence de nombreuses friches buissonnantes et arbustives sur ces deux terrains. Les écarts de valeurs sont plus larges dans le cas de la pointe nord-est, ce qui peut être dû à un nombre de relevés photographiques plus important. Le paysage très majoritairement forestier du Mont-Saint-Bruno se traduit par des valeurs assez constantes quant à l'ouverture et à la luminosité, les variations du paysage étant faibles. L'ouverture du paysage est globalement élevée (autour de 25 mètres de visibilité moyenne) et la couverture végétale au sol est faible, signe que les

sous-bois peu végétalisés sont majoritairement dégagés. Les paysages boisés du Mont-Royal et du Mont-Saint-Bruno ont donc des caractéristiques proches.

Qu'est-ce que ces données peuvent nous apprendre sur la différenciation spatiale du paysage végétale le long du gradient urbain-rural ? L'ouverture du paysage végétal augmente au fur et à mesure que l'on s'éloigne du centre. Cette tendance était prévisible, la taille des parcelles étant plus élevée et le nombre de parcelle plus important.

Une autre raison pour que la visibilité augmente pourrait être la densité plus faible du sous-bois, liée à une luminosité faible du fait l'opacité de la canopée. Si celle-ci est élevée dans les parcelles végétalisées essentiellement forestières du centre-ville comme sur le Mont-Royal, elle diminue dans les espaces péri-urbains, caractérisés par des friches où le couvert ligneux est moins dense. Enfin, ces relevés photographiques confirment la tendance selon laquelle les friches sont devenues rares à proximité du centre-ville, là où la végétation se compose majoritairement d'espaces verts et de pelouses bien entretenues. Les friches se déploient en revanche dans la banlieue et dans les zones péri-urbaines.

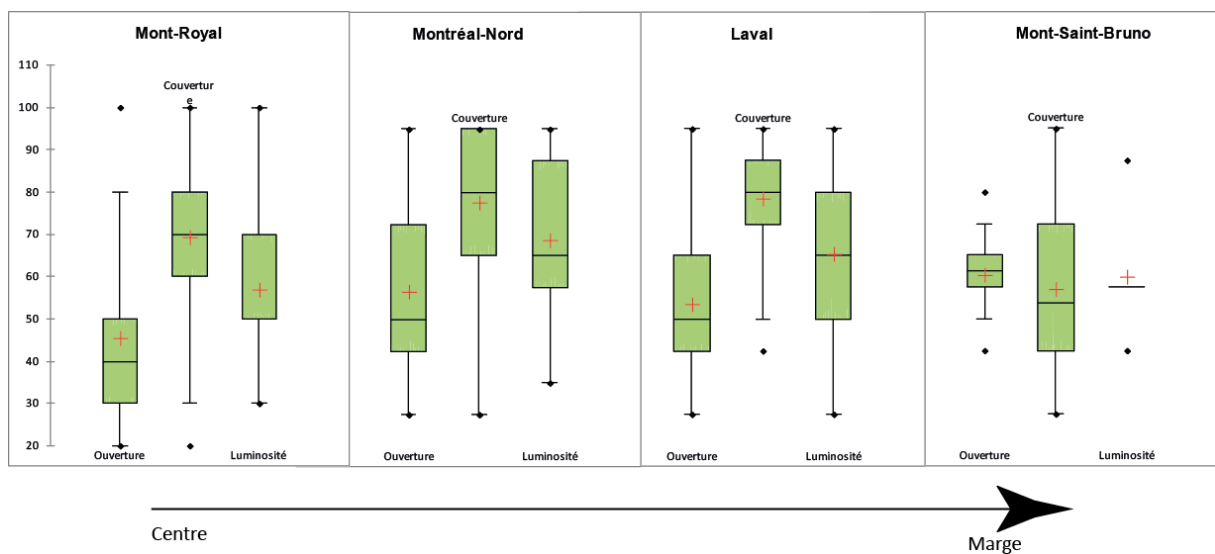


Figure 79 : Évolution du degré d'ouverture, du taux de recouvrement et de la luminosité dans les paysages des quatre sites d'étude

Réalisée par X. Cornet

La moyenne est représentée par le « + » rouge et la médiane par la barre noire. Les boîtes délimitent les quartiles 1 et 3. Les extrémités inférieures et supérieures des moustaches sont représentées par les petits tirets noirs. Les valeurs extrêmes sont représentées par un point noir.

La figure 79 décrit la répartition par catégorie des occupations du sol des paysages végétaux de nos zones d'étude. La nomenclature utilisée pour l'occupation du sol reprend l'inventaire des formes de végétations utilisé dans le chapitre 1 introductif. Si notre typologie des paysages végétaux se fondait sur l'espèce dominante dans le paysage, celle des types d'occupation du sol admet une information plus fonctionnelle, en se fondant sur la ou les fonction(s) visible(s) dans le paysage, parfois subdivisée selon la hauteur de la végétation ou la proximité de bâtiments particulier.

L'homogénéité paysagère des massifs forestier que sont le Mont-Royal et du Mont-Saint-Bruno contraste avec la diversité de l'occupations du sol à Laval et dans la pointe Nord de Montréal. La figure 80 témoigne de l'importance qu'ont les friches (couleur rouge-orangé sur le graphique) dans ces deux zones d'étude.

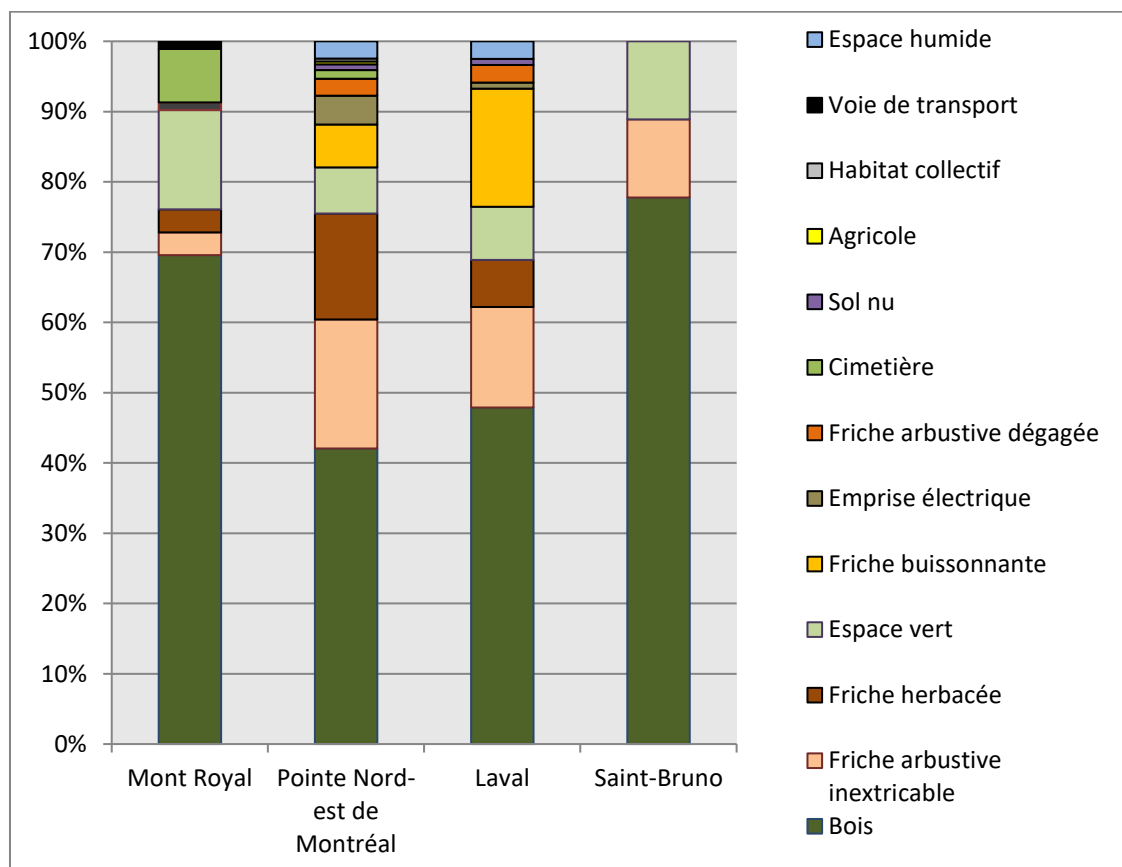


Figure 80 : L'occupation du sol sur les terrains d'étude

Réalisée par X. Cornet

En définitive, notre approche par les variables paysagères correspond bien à nos précédentes descriptions des paysages végétaux de nos sites d'étude réalisés dans notre typologie des paysages végétaux (Chapitre 1), lors de la description des terrains d'études (Chapitre 4) et dans l'analyse des dynamiques paysagères par la géomatique et la télédétection (chapitre 5).

2. Variabilité spatiale des paysages végétaux : sont-ils si différents d'un site à l'autre ?

2.1. La représentativité statistique des paysages végétaux

Comme nous venons de le voir, les paysages végétaux changent à mesure que l'on s'éloigne du centre-ville. En résumé, les boisements valorisés pour introduire des aménités dans les quartiers centraux laisse la place aux friches qui dominent les quartiers périphériques généralement pavillonnaires. Le paysage végétal se ruralise progressivement, entre champs, bois et friches logistiques le long des autoroutes et des lignes à haute tension. Des « monuments de natures » se démarquent çà et là, correspondant souvent à des reliefs ou à des cours d'eau.

Pour approfondir ce constat général, nous souhaitons questionner, dans cette sous-partie, les variations inter-paysagère. Les différents paysages boisés présentent-ils des différences significatives entre eux, selon leurs positions dans l'aire urbaine ? L'espèce dominante détermine-t-elle le paysage ? Notre démarche permet-elle de saisir des différences entre le paysage de la peupleraie et du bois mature ?

Quatorze paysages ont été ainsi retenus afin d'être comparés : les bois matures, les peupleraies à nerprun, les prairies, les « zones de lisières », les frênaies à nerprun, les parcs classiques, les frênaies, les pelouses arborées, les friches à frêne, les friches à peuplier, les roselières, les marécages forestiers, les peupleraies, les bois de nerprun. Il s'agit de l'ensemble des paysages apparaissant au moins dix fois, c'est-à-dire qu'il représente au moins 2 % de nos relevés, répertoriés dans le tableau 11. En dessous de ce seuil, la représentativité statistique est trop faible pour que les paysages en question figurent dans cette comparaison. Cette exclusion des paysages les moins représentés ramène le nombre de points de relevés utilisés dans l'analyse statistique à 444.

Paysages	Effectif	Fréquence (en %)	Paysages	Effectif	Fréquence (en %)
Bois mature	119	25,2	Marécage forestier	14	3,0
Peupleraie à nerprun	55	11,7	Peupleraie	13	2,8
Prairie	46	10,0	Bois de nerprun	12	2,5

Zone de lisière	34	7,2
Frênaie à nerprun	28	5,9
Parc classique	25	5,3
Frênaie	23	4,9
Pelouse arborée	21	4,4
Friche à frêne	20	4,2
Friche à peuplier	17	3,6
Roselière	16	3,4

Pelouse	7	1,5
Friche à saule	5	1,1
Herbe sur gravier	5	1,1
Emprise électrique	4	0,8
Friche à nerprun	4	0,8
Autre	2	0,4
Agricole	1	0,2
Friche à Guiguère	1	0,2

Tableau 9 : Représentativité des paysages végétaux dans l'inventaire photographique

2.2. Degré d'évolution des formations ligneuses

L'étude montre bien les différents stades de l'évolution des formations ligneuses illustrés par les paysages végétaux analysés par la photographie (figure 81). Si les bois matures et les marécages forestiers ont généralement atteint le stade arborescent, environ 40 % des peuplements pionniers (frênaias et peupleraies) sont encore au stade arbustif. Les bois constitués de nerpruns cathartiques ou de bourdaine dépassent rarement 8 mètres, ce qui explique la large proportion de friches arbustives. On remarquera que leurs sous-bois sont alors plus denses que les formations qui sont exemptes de nerpruns, ce qui se vérifie dans nos variables paysagères (figure 83).

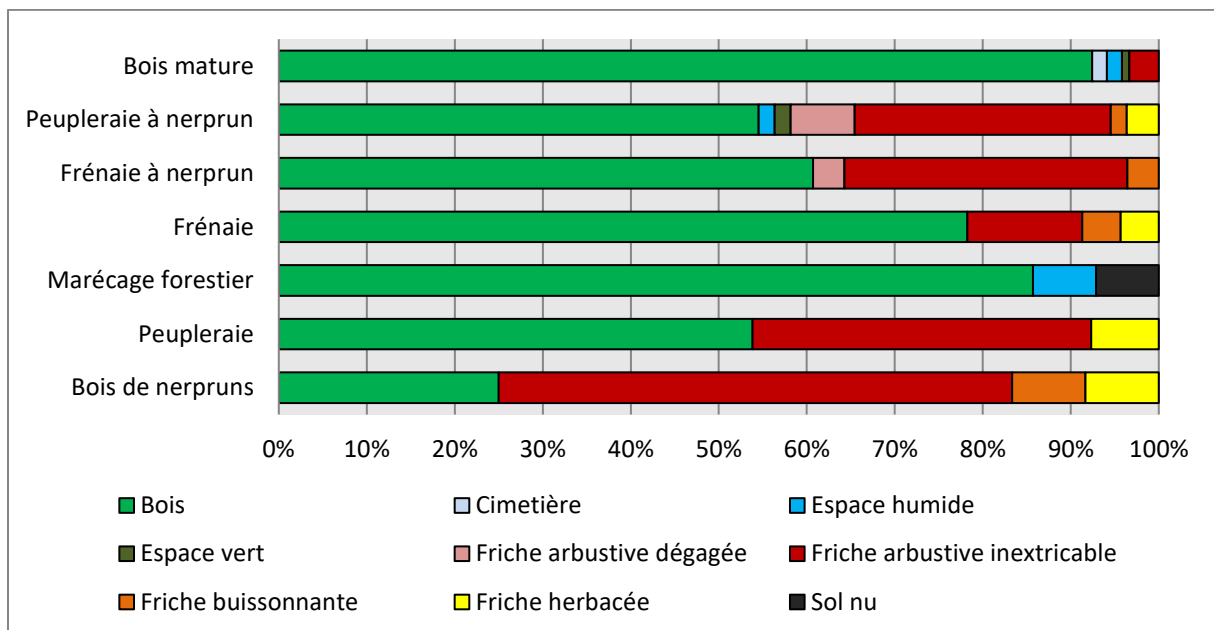


Figure 81 : Occupation du sol dans les paysages boisés

Réalisée par X. Cornet

La comparaison des valeurs des variables entre les formations ligneuses permet de distinguer des variations intéressantes (figure 83). Le degré d'ouverture du paysage montre une dichotomie marquée

entre les formations pionnières exemptes de nerpruns, dont la visibilité est supérieure à 10 mètres (environ 50 %), et les formations envahies de nerpruns dont la visibilité est de 5 mètres (30 %). Il est intéressant de noter que la visibilité dans les bois de nerpruns est supérieure aux autres paysages envahis de nerpruns (43 %), bien que l'écart interquartile élevé témoigne de larges variations. La comparaison en termes de taux de recouvrement de la végétation au sol est à prendre avec plus de précautions, tant les écarts interquartiles sont élevés, de l'ordre de 30 %. La couverture végétale au sol est plus élevée dans le sous-bois des formations pionnières, ce qui souligne a contrario la faible densité des herbacées et autres plantes vasculaires dans les bois matures et les marécages forestiers (Figure 82). Enfin, la densité de la canopée, évaluée depuis le sol par le degré de luminosité, montre que l'épaisseur des frondaisons évoluent peu en fonction de l'espèce dominante, à l'exception notable du marécage forestier, plus sombre.



Figure 82 : La dépendance de la couverture végétale au sol au type de formation végétale.

Réalisée par X, Cornet. 2019.

Photographies prises dans le Bois Papineau. À gauche : le sous-bois clairsemé d'une Erablière à sucre (*Acer saccharum*) ; à droite : le sous-bois encombré de la Peupleraie à nerprun (*Populus tremuloides*, *Rhamnus cathartica*) (Cornet, 2019)

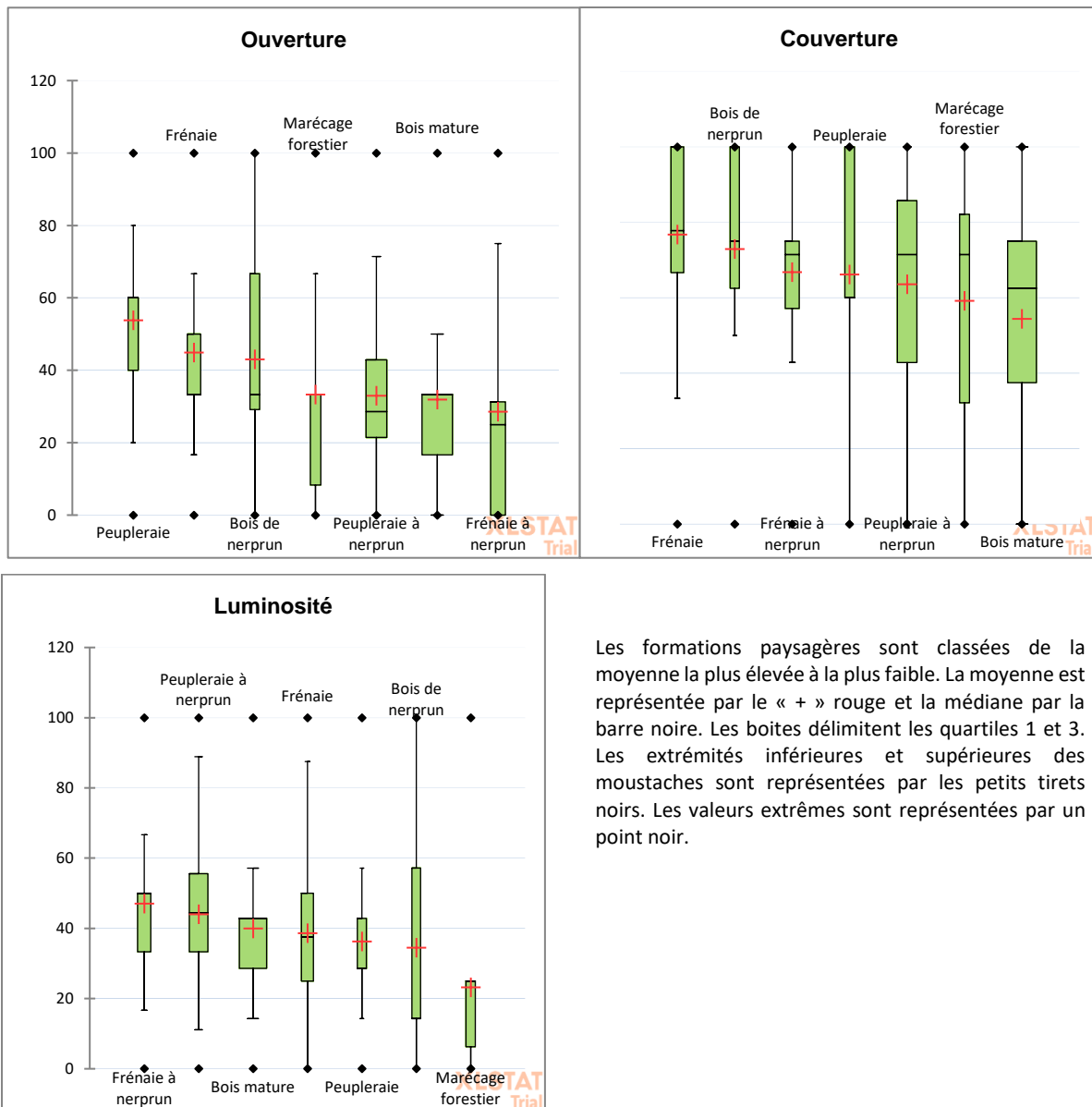


Figure 83 : Evolution des variables paysagères dans les formations boisées

Réalisée par X. Cornet

2.3. Degré d'évolution des friches et formations buissonnantes

Un même travail peut être fait à propos des paysages de friches qui se localisent principalement, comme nous l'avons vu, dans les périphéries urbaines, c'est-à-dire à Laval et dans la pointe nord-est de l'île de Montréal. Elles sont presque absentes des espaces centraux, comme le Mont-Royal, et des marges agricoles et récréatives, comme Saint-Bruno-de-Montarville où dominent les boisements. Particulièrement en bordure des établissements publics (lycée, hôpital, entrepôt, etc.), ces friches entourant le bâti apparaissent dans les relevés effectués en zone de lisière marquées par la présence

d'espèces rudérales ou fréquentes dans les jardins, comme le sumac vinaigrier (*Rhus typhina*), le robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia*), ou le lilas vulgaire (*Syringa vulgaris*).

La diversité des occupations des sols est le reflet de paysages végétaux parvenus à des stades divers de leur évolution (figure 84). Par exemple, les friches à frêne correspondent selon les cas à des formations boisées (21 %), arbustives (21 %), buissonnantes (47 %) et herbacées (10 %). Le même constat peut être fait sur les quatre paysages de friche ou de formations buissonnantes.

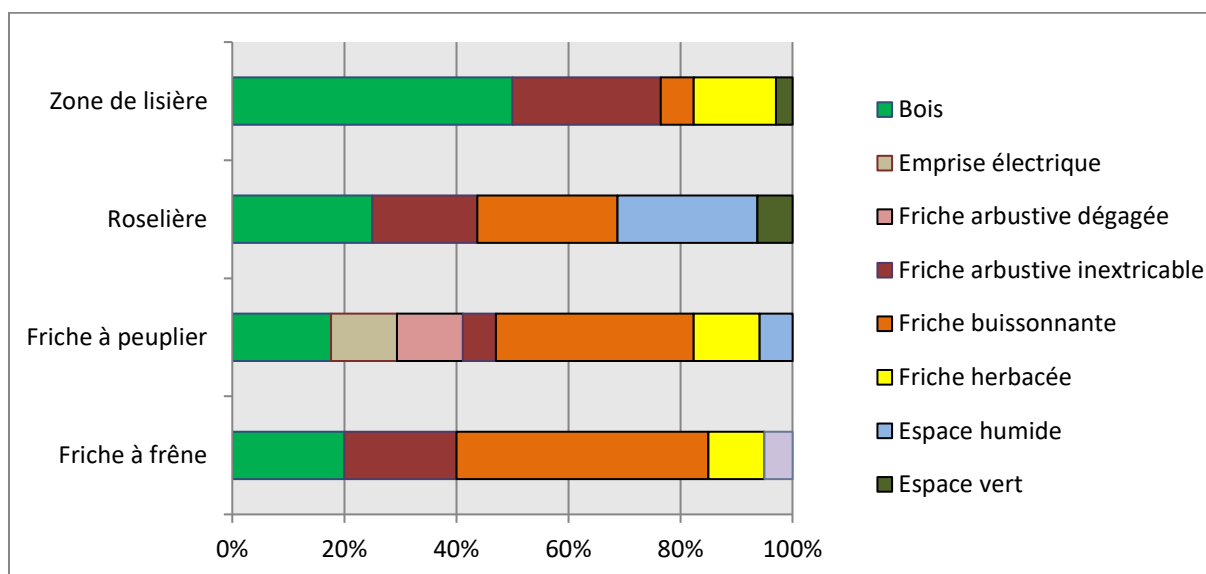
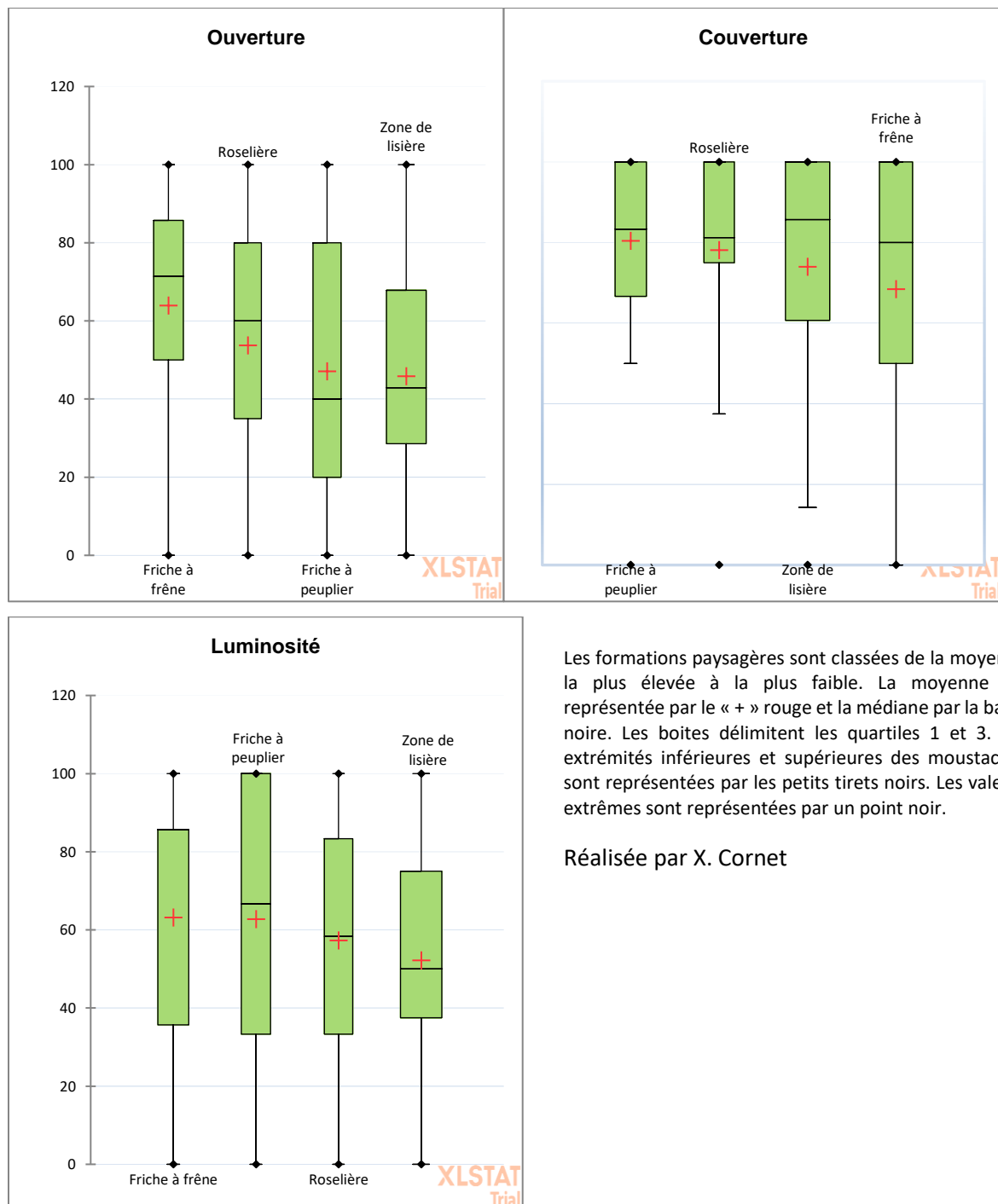


Figure 84 : Occupation du sol dans les paysages de friches

Réalisée par X. Cornet

Nous aimerions insister sur une limite de notre approche qui est la porosité entre nos catégories de paysages végétaux ou d'occupation du sol. Les limites tracées sont, en conséquence, souvent arbitraires et l'analyse des photographies révèle que la décision de classer une formation dans telle ou telle catégorie tient parfois à des nuances subtiles. Par exemple, quelle différence entre une frênaie dont l'occupation du sol est « bois » et une friche à frêne dont l'occupation du sol est également « bois » ? L'occupation du sol est un indicateur brut et tient compte de la densité du sous-bois et de la hauteur de la canopée telle qu'elles apparaissent sur les photographies. Les paysages végétaux tiennent compte de l'uniformité du paysage visuel sur l'étendue de la parcelle, mais également de l'espèce dominante. Ainsi avons-nous eu tendance à classer en friche un espace transitoire planté de frênes entre une prairie et une parcelle boisée différente, alors qu'une parcelle boisée uniforme de frênes a été classée en frênaie. Un faible nombre de parcelles sont ainsi « tirillées » entre un classement en paysage de friche ou un classement en paysage de bois. À titre d'exemple, seule quatre friches à frêne et trois friches à peupliers sont classées en « bois », contre des dizaines d'occurrences pour les frênaies, frênaies à nerpruns, peupleraies et peupleraies à nerpruns.

Moyennant cette précision, les paysages de friche apparaissent assez variés (figure 85) : l'ouverture se situe entre 45 et 63 %, la couverture entre 70 et 80 % et la luminosité entre 50 et 65 %. La friche à frênes tend à être plus ouverte que les autres friches, car elle est davantage arborée et autorise la pousse de strates végétales plus basses. Les écarts interquartiles sont importants, entre 30 et 60 % : les variations de stade de maturité entre les parcelles enrichies sont révélées par cette forte variabilité dans nos résultats.



Les formations paysagères sont classées de la moyenne la plus élevée à la plus faible. La moyenne est représentée par le « + » rouge et la médiane par la barre noire. Les boîtes délimitent les quartiles 1 et 3. Les extrémités inférieures et supérieures des moustaches sont représentées par les petits tirets noirs. Les valeurs extrêmes sont représentées par un point noir.

Réalisée par X. Cornet

Figure 85 : Evolution des variables paysagères dans les friches

2.4. Constante et évolution des formations herbacées

Les formations herbacées apparaissent plus homogènes (figure 86). Les prairies visitées ne sont pas à usage agricole, car il s'agit de friches herbacées majoritairement dominées par les verges d'or (*Solidago spp.*) et l'alpiste faux-roseau (*Phalaris arundinacea*). Quelques parcelles parsemées de bosquets à un stade plus ou moins avancé se distinguent, ce qui explique que l'occupation du sol peut être de temps à autre des friches buissonnantes ou arbustives (figure 86). L'occupation des sols dans les parcs et pelouses arborées est logiquement dominée par les espaces verts. On constate également que les cimetières occupent une place non négligeable.

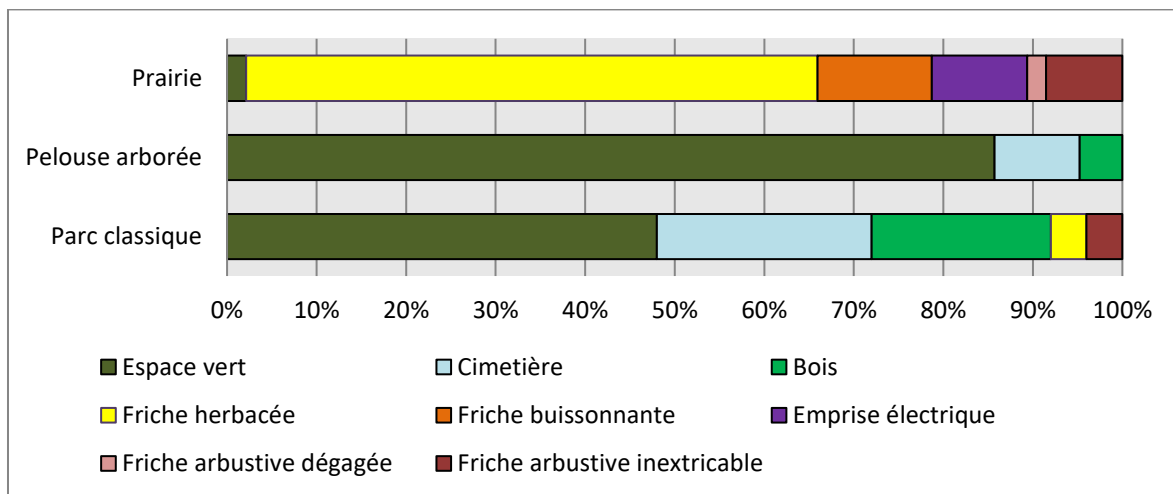
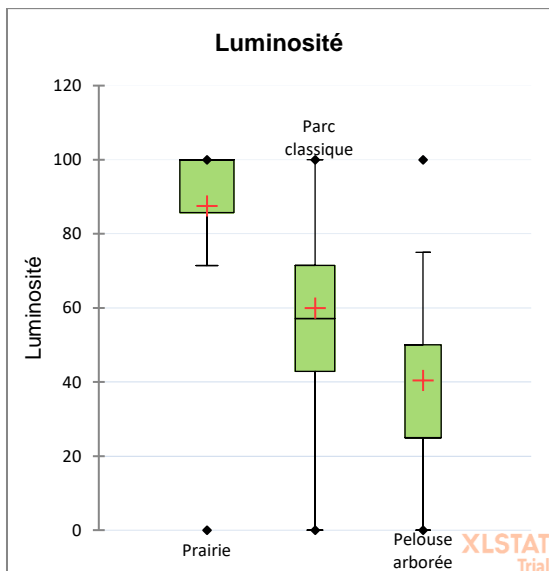
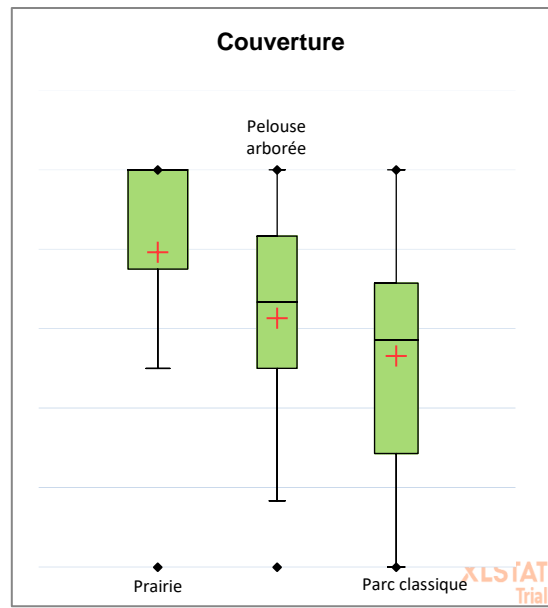
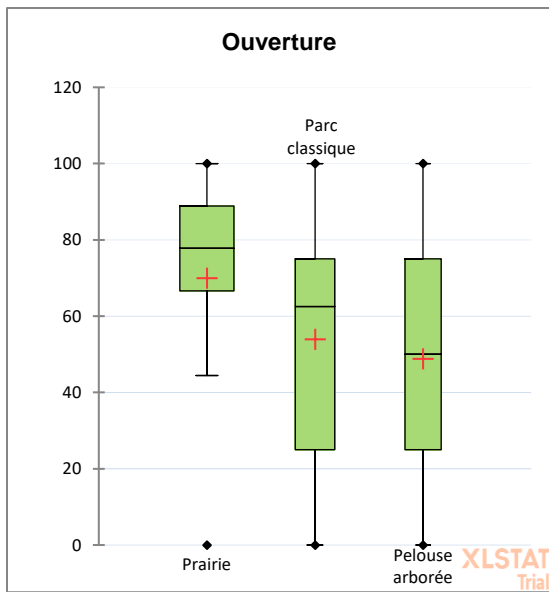


Figure 86 : Occupation du sol dans les paysages herbacés

Réalisée par X. Cornet

La comparaison des variables paysagères montre une distinction nette entre ces prairies, friches encore faiblement ligneuses, et les pelouses arborées ou les formations arborées que l'on retrouve dans les parcs (Figure 87). Tandis que le premier témoigne d'un paysage avec une couverture végétale atteignant 80 %, les seconds témoignent de paysages davantage minéralisés, résultat prévisible puisque résultant d'aménagement. Ces formations sont également plus marquées par la présence de ligneux (donc moins ouvertes et avec une plus faible luminosité) que la prairie. Certaines variables paysagères de la pelouse arborée intriguent : la faible ouverture (50 %, soit 10-25 mètres de visibilité) et la faible luminosité (40 % ; soit une canopée dense, sans trouée) ce qui renvoie à un paysage davantage forestier, plus proche du bois urbain que de la pelouse plantée çà et là d'arbres épars (Figure 88).



Les formations paysagères sont classées de la moyenne la plus élevée à la plus faible. La moyenne est représentée par le « + » rouge et la médiane par la barre noire. Les boîtes délimitent les quartiles 1 et 3. Les extrémités inférieures et supérieures des moustaches sont représentées par les petits tirets noirs. Les valeurs extrêmes sont représentées par un point noir.

Réalisée par X. Cornet

Figure 87 : Evolution des variables paysagères dans les formations herbacées



Figure 88 : les variables paysagères de la pelouse arborée, plus proche du bois urbain que de la prairie ?

À gauche : Photographie d'une prairie au Fossé de Terres Noires à Laval ; à droite : la pelouse arborée du Centre de la Nature à Laval (Cornet, 2019)

Ces formations sont également plus marquées par la présence de ligneux (donc moins ouvertes et avec une plus faible luminosité) que la prairie. Certaines variables paysagères de la pelouse arborée intriguent : la faible ouverture (50 %, soit 10-25 mètres de visibilité) et la faible luminosité (40 % ; soit une canopée dense, sans trouée) ce qui renvoie à un paysage davantage forestier, plus proche du bois urbain que de la pelouse plantée çà et là d'arbres épars.

3. La variabilité spatiale des types de paysages végétaux selon le gradient urbain-rural

Les résultats obtenus en termes d'écart interquartiles interrogent : pour quelles raisons certaines catégories paysagères sont-elles si hétérogènes ? Nous nous proposons d'analyser la variabilité d'un même paysage selon la localisation dans le gradient urbain-rural. Par exemple, est-ce que le paysage du bois mature connaît une évolution selon le gradient urbain-rural ? En cas de résultat positif, c'est la pertinence même de notre typologisation des paysages en classes homogènes qui serait à reconsidérer.

3.1. La variabilité des paysages boisés selon le gradient urbain-rural

Les valeurs des variables issues de nos relevés photographiques ne révèlent que peu de différences significatives entre nos quatre terrains d'étude. (Figure 89). S'il existe quelques « anomalies » difficile à interpréter, comme une forte luminosité dans les frênaies et les marécages forestiers lavallois, une particularité mérite d'être mentionnée. Les bois matures du Mont-Saint-Bruno diffèrent quelque peu par rapport aux autres terrains d'étude. L'ouverture et la luminosité y sont plus fortes, et corrélativement, la couverture végétale au sol plus faible en moyenne. Cela confirme la présence un paysage typiquement forestier de formations feuillues qui présentent un sous-bois inexistant et une canopée supérieure bien haute, avec une strate intermédiaire absente. Ces caractéristiques se retrouvent en zone rurale, dans les milieux drainés des grands massifs forestiers québécois présents dans la région bioclimatique de l'érablière à tilleul.

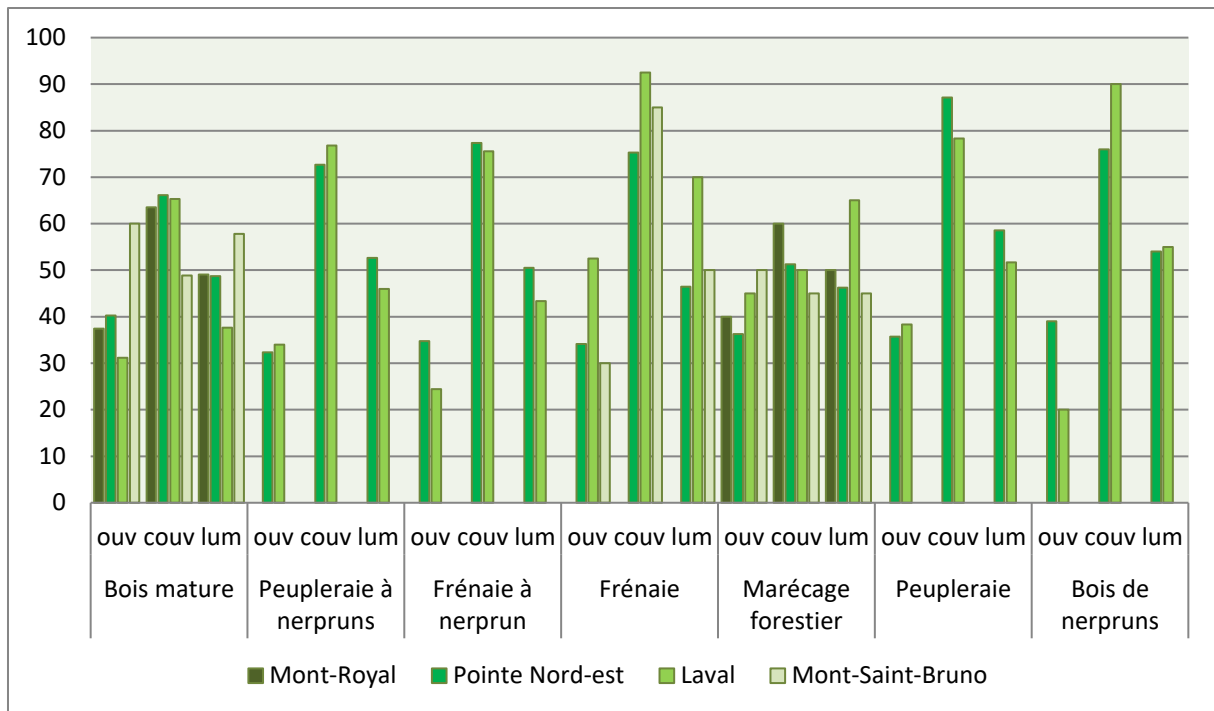


Figure 89 : Moyenne des variables paysagères dans les paysages boisés

Réalisé par X. Cornet

3.2. La variabilité des friches selon le gradient urbain-rural

De la même manière que pour les paysages boisés, il n'y a pas de différence significative en fonction du terrain d'étude dans les variables paysagères pour les friches. La comparaison est cependant plus restreinte, les friches se concentrant à Laval et dans le Pointe nord-est de Montréal. Quoiqu'il s'agisse des classes les moins homogènes de notre étude (figure 90), le gradient urbain-rural ne semble donc pas avoir d'influence sur le degré d'hétérogénéité des paysages de friches.

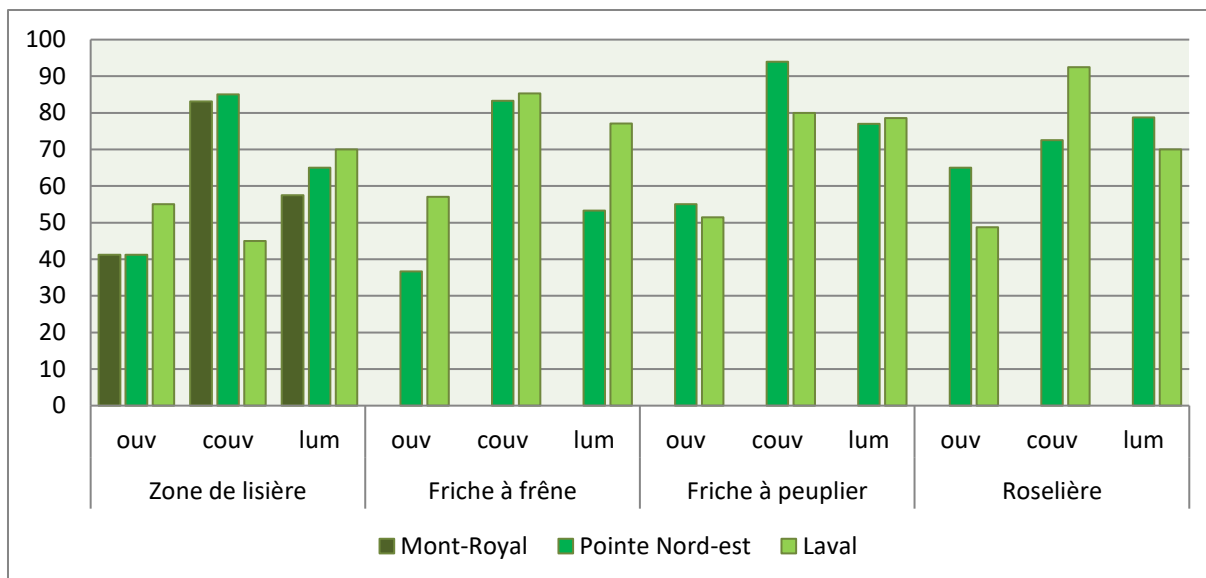


Figure 90 : Moyenne des variables paysagères dans les paysages de friches

3.3. La permanence des paysages herbacés selon le gradient urbain-rural

L'analyse des variables paysagères montre la constance des formations herbacées, quelles que soient leurs places dans le gradient urbain-rural. Il y a peu de différence entre les variables des pelouses arborées et des parcs, seule la couverture végétale au sol évolue, signe d'une artificialisation des sols accrue dans les parcs. L'analyse des variables paysagères montre la constance des formations herbacées, quelles que soient leurs places dans le gradient urbain-rural, à la notable exception des prairies qui bordent le Mont Saint-Bruno (Figure 91). Alors que le paysage de la prairie s'ouvre au fur et à mesure que l'on s'éloigne du centre-ville, il se referme en zone rurale, signe d'un début de fermeture des milieux.

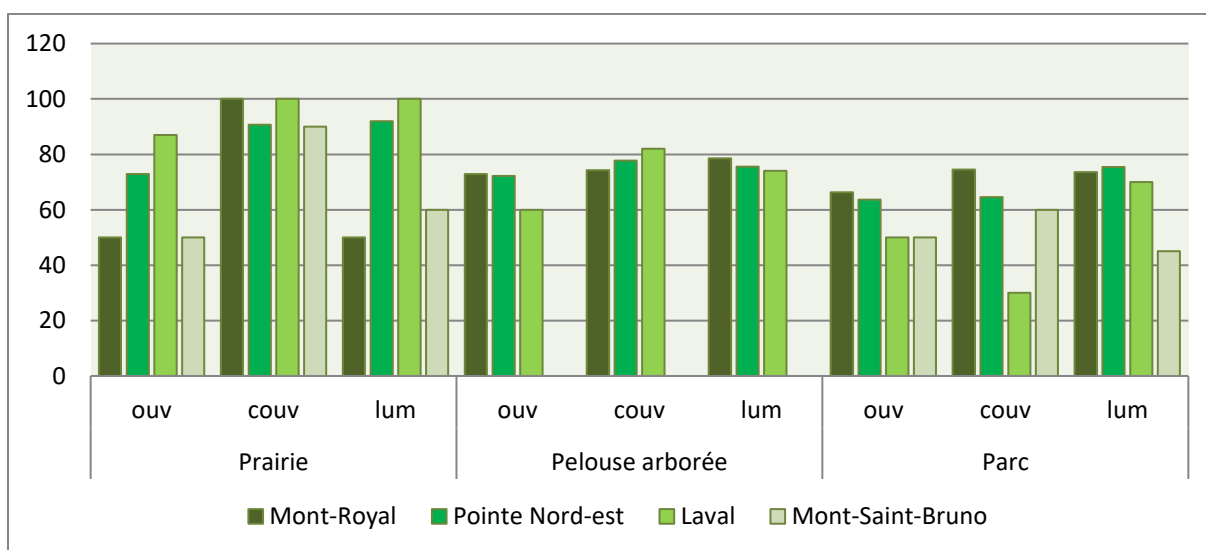


Figure 91 : Moyenne des variables paysagères dans les paysages herbacés

Réalisé par X. Cornet

Cette analyse de la permanence aux seins des paysages végétaux du Grand Montréal nous amène au constat que leurs évolutions selon un gradient d'urbanité sont faibles. Pour reprendre notre question « Est-ce que le paysage connaît une évolution selon le gradient urbain-rural ? », les variables paysagères des paysages du Mont-Royal sont les mêmes à la pointe nord-est de Montréal et à Laval.

4. Continuités et discontinuités dans le paysage végétal

4.1. Limites et discontinuités : analyse des relevés photographiques effectués en lisière des parcelles

Les relevés photographiques ont également permis d'étudier les limites au sein des paysages végétalisés du Grand Montréal grâce aux 267 relevés¹⁰⁸ réalisés aléatoirement sur les lisières des parcelles, comme le montre le tableau 10 en début de chapitre. La prise d'image et leurs traitements sont semblables aux relevés de centre de parcelles. Là encore, c'est la variabilité spatiale de ces lisières qui est analysée : les lisières varient-elles selon le gradient urbain-rural ou selon les types de paysages ? Qu'en est-il de l'influence due aux différences dans l'occupation du sol sur les parcelles attenantes ?

Nous mobiliserons trois paramètres : les composantes principales et secondaires de l'occupation du sol, la diversité scénographique (Figure 92) et le type de rupture (Figure 93)

L'occupation du sol principale est celle visible au premier plan ; l'occupation du sol secondaire est indiquée dans le cas où elle évolue au second plan ou entre les images. Par « diversité scénographique », nous entendons le degré de variété du paysage suivant la direction cardinale vers laquelle nous nous tournons. Chaque relevé photographique se compose de quatre photos prises selon les points cardinaux. Si les images sont semblables, alors le paysage est uniforme et la diversité scénographique est de 1. Si certaines images sont différentes, le paysage est composite et la diversité scénographique est de 2 si deux paysages sont distincts. Ce nombre s'élève jusqu'à 3 dans quelques cas où nous avons identifié trois faciès paysagers différents.

¹⁰⁸ Pour rappel, 472 relevés ont été réalisés dans les centres de parcelles.

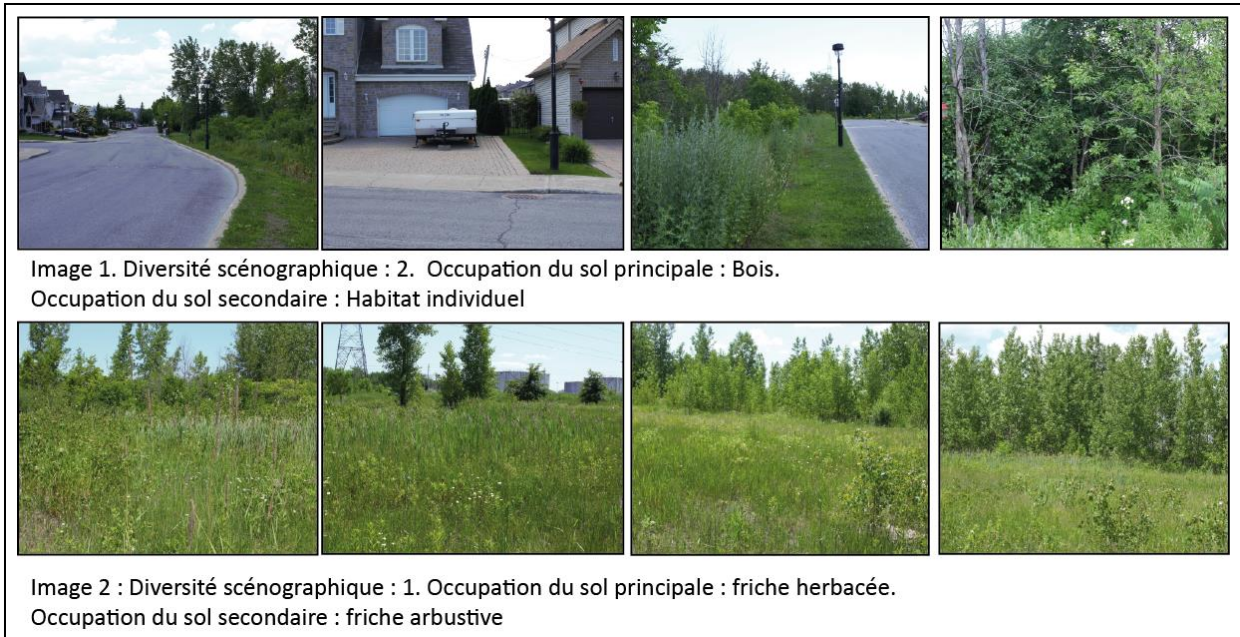


Figure 92: La diversité scénographique sur les relevés photographiques

Photographies prises dans une friche entre le boulevard Henri-Bourassa et la rue Thomas Paine (Cornet, 2019). Au niveau du premier relevé photographique, nous distinguons des différences notables entre les photos, qui se partagent entre deux paysages : bâti et bois. Les photographies du second point sont semblables, la clairière au premier plan et une friche arbustive au second.

Pour l'évaluation du « type de rupture », l'appréciation est qualitative. Une ou plusieurs phases transitoires de la végétation y sont discernables. La lisière est qualifiée « d'homogène » dans le cas d'un passage graduel d'une végétation à une autre sur une bande de quelques mètres. La lisière est qualifiée « d'hétérogène » lorsque la limite entre les deux parcelles ne permet pas d'identifier un passage graduel ordonné.



Figure 93: Exemple d'une lisière hétérogène et d'une lisière homogène

Photographies prises dans l'Arrondissement de Pointe aux Prairies. À gauche : bretelle d'accès A40 (croisement Boulevard Henri-Bourassa) ; à droite : rue Thomas Paine (Cornet, 2019)

Les relevés de lisières se divisent en deux groupes. Les lisières internes à la limite entre plusieurs parcelles végétalisées et les lisières externes à la bordure entre une parcelle végétalisée et une zone hors des secteurs paysagers étudiés, telles que les surfaces agricoles ou bâtie (Figure 94). Cette distinction permet de dissocier les discontinuités entre plusieurs parcelles, des coupures généralement anthropiques entre la végétation et le tissu urbain ou l'espace agricole.

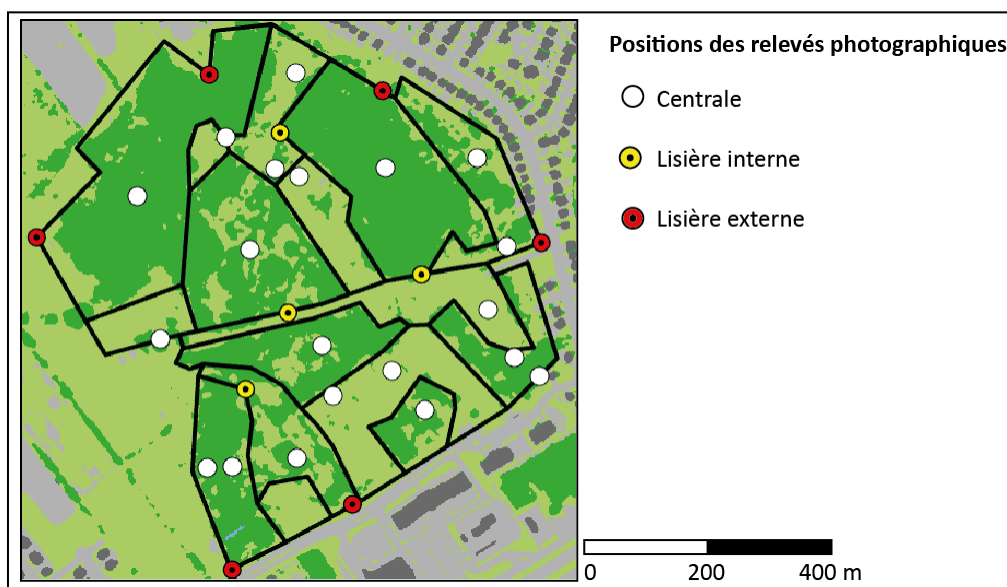


Figure 94: Les positions des relevés photographiques : exemple des fossés des terres noires (Laval)

Réalisée par X. Cornet

4.2. Étude des lisières dans les quatre zones d'étude

Il s'agit d'apprécier la variabilité des lisières internes telles qu'elles viennent d'être définies sein d'un même secteur paysager. Pour rappel, nous avons défini un secteur paysager comme une surface végétalisée continue, constitué de parcelles homogènes selon une perspective paysagère (chapitre 4). Les ruptures sont-elles brutales ou sont-elles ménagées ? Les transitions d'un paysage végétal à l'autre varient-elles selon leur emplacement au sein de l'aire urbaine ? Nous interrogeons donc ici les « coutures » de la mosaïque paysagère et écologique (Alexandre *et al.*, 1998) à travers une analyse statistique.

	Nombre de relevé	Occupation principale/secondaires les plus fréquentes	Homogénéité des lisières ¹	Diversité scénographique moyenne ²
Laval	31	Bois/friche buissonnante	81 %	1,61
Montréal-Nord	45	Friche Buissonnante/bois	84 %	1,49
Mont-Royal	20	Bois/espace vert	45 %	1,55
Mont-Saint-Bruno	6	Bois/habitat individuel ; Bois/zone humide	100 %	1,33

Tableau 10 : Évolution des lisières interne au sein des secteurs paysagers

1 : Part de lisières homogènes au sein de secteurs paysagers

2 : Nombre de scène moyenne par relevé

L'analyse des lisières internes reflète logiquement la spécificité des quatre terrains d'études (Tableau 12). Les couples d'occupation du sol principal/secondaire en sont les principaux exemples. L'alternance des bois et des friches buissonnantes caractérise les lisières à Laval et à Montréal-Nord, tandis qu'au Mont-Royal, les lisières sont dominées par les espaces verts et les bois. Enfin, les lisières autour du Mont-Saint-Bruno montrent bien la prédominance du paysage forestier, ponctuées par des zones humides et bordées d'habitations. Le regard pénètre loin sous la canopée du fait d'un sous-bois très clairsemé (Figure 95, photographie 1). Les habitations sont visibles de loin et le regard des riverains peut porter profondément entre les arbres. La lisière montarilloise est douce, tous nos relevés font état de lisières homogènes ménageant un passage graduel d'un type d'occupation du sol à un autre. La diversité paysagère est faible et est dominée par les bois. Les lisières au sein des paysages dominés par les friches à Laval et au nord de l'île de Montréal sont également homogènes, graduelles pour plus de 80 % de nos relevés. L'alternance friches/bois semble régulée par des processus naturels sans interventions anthropiques, qui aboutissent à des transitions douces. La diversité scénographique est également faible (Figure 95, photographie 2). L'indice de diversité scénographique montre une moyenne de 1.33 scène différente sur nos lisières, témoin de secteurs sans discontinuités brutales. Guidées par un entretien plus net du pays, les transitions sur le Mont-Royal sont plus abruptes, seules 45 % des lisières étudiées sont homogènes. Le passage des espaces vert, majoritairement composés d'herbacées, au bois est souvent brutal (Figure 95, photographie 3).



Image 1 : Arrière d'un lotissement sous la canopée du Mont-Saint-Bruno



Image 2 : Lisière entre une frênaie (arrière-plan) et une prairie.
Premier plan : Roseau et gaulis de frênes et de peupliers

Second plan : formation buissonnante de frênes et de sumacs vinaigrier (*Rhus typhina*)



Image 3 : Lisière brusque entre l'espace entretenu et non-entretenu dans le cimetière Mont-royal

Figure 95 : Les lisières dans les paysages végétalisés du Grand Montréal

Réalisée par Cornet, 2019

Les transitions homogènes de la périphérie montréalaise sont issues de dynamiques paysagères qui témoignent d'un « choc perturbateur » lié à l'urbanisation, suivi d'une période où les processus écologiques d'enrichement sont peu perturbés par l'action anthropique. Autrefois cultivées ou en travaux, les parcelles délaissées sont alors colonisées par la végétation environnante. Les phénomènes de colonisations par les espèces végétales et animales sont alors « naturels », ou, pour être plus exact,

spontanés, ce qui aboutit à des changements graduels dans la végétation (Figure 95, photographie 2). La dynamique a été différente dans les espaces préservés des abords du Mont-Saint-Bruno où il n’y a pas eu le « choc perturbateur ». La distribution de la végétation s’explique par des variables écologiques (conditions hydriques, édaphiques, climatiques, etc.), non plus par des événements brutaux d’origine anthropique comme dans le cas de Laval ou de la pointe nord-est de Montréal. Les lisières plus abruptes des paysages du Mont-Royal sont la conséquence de l’inexistence de transitions entre l’espace entretenu et non-entretenu. Dans ce site très aménagé, la pelouse ou le chemin sont au contact direct du bois. Ces coupures sont au service du visiteur, afin de favoriser ces déplacements et le champ de vision. Le maintien d’une bande broussailleuse interdirait la vue du sous-bois depuis le lieu de passage, ce qui conduit à un panorama forestier moins intéressant qui favorise les activités illicites (campement, fête, trafics, etc.) que les aménageurs souhaitent faire disparaître.

4.3. Les lisières externes entre parcelles végétalisées et le milieu urbain ou agricole

Les discontinuités entre l’espace bâti et l’espace non-bâti marquent les paysages urbains montréalais, notamment dans les périphéries. Nous nous intéresserons ici aux lisières externes, en transition entre un secteur végétal et les zones attenantes. 61 % des discontinuités étudiées dans ce cas sont homogènes, contre 39 % de discontinuités hétérogènes. Ces transitions hétérogènes sont d’ailleurs si prégnantes que nous les avons identifiées comme un paysage végétal à part : la « zone de lisière ».

	Nombre de relevé	Occupation principale/secondaire les plus représentées	Homogénéité des lisières ¹	Diversité scénographique moyenne ²
Laval	60	Bois/transport	68 %	1,78
Montréal-Nord	63	Bois/transport	57 %	1,98
Mont-Royal	26	Bois/transport	42 %	1,69
Mont-Saint-Bruno	16	Bois/habitat individuel	69 %	1,56

Tableau 11 : Évolution des lisières externe entre les secteurs paysagers et les zones attenante

1 : Part de lisières homogènes

2 : Nombre de scène moyenne par relevé

Les lisières externes à Laval sont majoritairement homogènes (68 %). Les abords des paysages végétalisés sont dominés par les voies routières et autoroutières. La transition entre celles-ci et les espaces naturels ou faiblement anthropisés se fait via une bande régulièrement entretenue. Plus on s’approche de l’autoroute, plus la végétation est taillée basse, ce qui donne une lisière progressive (Figure 96, photographie.1). Les friches lavalloises sont encore récentes, notamment dans l’espace de rencontre entre les cultures et le tissu urbain, la végétation est donc moins haute. Les travaux qui ont amené à leurs installations n’ont pas encore permis le développement d’une végétation haute. Les

lisières de la pointe nord-est de Montréal sont plus abruptes, les grandes phases de travaux urbains et routiers et de déprises agricoles sont plus anciennes, la végétation est donc plus haute. Avec le temps, les lisières externes de Laval devraient donc progressivement suivre la même tendance.

L'homogénéité des lisières est un indicateur de l'ancienneté de l'urbanisation : plus elles sont franches, plus la végétation est haute car elle a eu le temps de se reconstituer et donc, plus elle est ancienne. Les transitions graduelles tendent à disparaître au fil du temps lors de la repousse spontanée de la végétation. Cette logique caractérise également les espaces centraux ou plus anciennement aménagés : les lisières du Mont-Royal sont hétérogènes, les bois avancent jusqu'à la route (Figure 96, photographie 2). Si les lisières externes des secteurs paysagers sont dominées par le contact avec les infrastructures de transport dans le cœur urbain et les périphéries, le cas de Saint-Bruno est dominé par la proximité de l'habitat individuel. L'attractivité résidentielle de cette périphérie récréative est liée à cette volonté de s'installer à proximité de la « Nature ». Comme cela a déjà été mentionnée au cours de cette thèse, les habitations s'insèrent jusque sous la canopée, il n'y a pas de délimitations nettes entre les zones bâties et les bois. La végétation est un élément valorisant des abords de la parcelle végétalisée qu'il convient de proposer au travers d'un habitat agréable. Les cas où les lisières sont hétérogènes se rencontrent sur les routes qui viennent couper le massif forestier. Il n'y a alors pas de gradient progressif de la hauteur de la végétation et la forêt est au contact direct de la route.



Image 1 : Bord de l'autroute 440 à Laval. Gradient progressif de la végétation depuis la formation herbacée jusqu'au bois situé à gauche (hors champ). On devine des arbres abattus au premier plan.



Image 2 : Avenue Cedar (Mont-Royal). Il n'y a pas de transitions entre la rue et le bois.

Figure 96 : Exemple d'une transition homogène et d'une transition hétérogène entre la végétation et les routes

Réalisée par Cornet, 2018

L'analyse des discontinuités entre les paysages végétaux et les espaces environnants, généralement en culture ou bâti, a été l'occasion de constater la diversité des formes que prennent ces transitions. Cette diversité doit être prise en compte lorsque les politiques publiques d'aménagement cherchent à améliorer la connectivité écologique ou les aménités pour les habitants et les visiteurs.

5. L'impact des espèces envahissantes et des insectes ravageurs

5.1. Paysage urbain et espèces exotiques envahissantes

En Amérique du Nord, le cas le plus connu de dégradation du paysage urbain par une espèce envahissante est la graphiose de l'orme, maladie liée à un champignon (*Ophiostoma ulmi*), transmise par le biais de coléoptères. Ce champignon originaire d'Asie s'est propagé en Europe à partir du début des années 1920, puis s'est répandu en Amérique en décimant les différentes espèces d'ormes. L'orme d'Amérique (*Ulmus americana*) était un arbre emblématique des bois et des rues dans l'Est américain. Dans son ouvrage « Urban forests », Jonnes (2016) le décrit ainsi :

« L'orme d'Amérique n'était pas seulement omniprésent dans tout le pays, c'était aussi l'arbre bien-aimé des villes et des banlieues » p. 120

Apprécié pour son port majestueux, sa rusticité et sa canopée ombragée, l'orme a été une espèce massivement utilisée dans les parcs et le long des rues. En une vingtaine d'années, la majorité des ormes des villes l'Est avait disparu. En conséquence, des quartiers entiers s'en retrouvèrent dépossédés, alors que les ormes amélioraient le bien-être des habitants, comme le décrit Jill Jonnes (2016). La perte subie par la canopée a pu avoir de multiples conséquences pour les habitants : températures élevées, ensoleillement direct et la disparition des oiseaux et de leurs chants. Depuis lors, des espèces exotiques envahissantes viennent se substituer à la flore locale fragilisée, phénomène également perceptible dans le paysage, comme les espèces échappées des parcs comme l'érable de Norvège (*Acer platanoides*) et le faux-vernis du Japon (*Ailanthus altissima*) bien connu aussi en Europe. Montréal traverse actuellement deux crises majeures : l'une provoquée par un insecte asiatique, l'agrile du frêne (*Agrilus plannipennis*), et l'autre par un arbre européen, le nerprun cathartique (*Rhamnus cathartica*).

L'agrile du frêne est un insecte qui s'en prend aux différentes espèces de frêne en Amérique du Nord et qui a conduit à la mort de millions d'arbres et à un préjudice de plusieurs milliards de dollars (Kovacs *et al.*, 2010 ; Herms et McCullough, 2014). Accidentellement introduit en Amérique du Nord en 2002, il commence à se répandre par le sud du Québec depuis 2011. Différentes mesures sont prises par les municipalités. Par exemple, la Ville de Montréal mène un diagnostic et un suivi de certains bois, comme sur le Mont-Royal. Les arbres de rues sont également suivis et les particuliers peuvent prétendre à des aides. Ainsi le traitement des arbres privés est-il gratuit et le coût de l'abattage des arbres infectés peut être compensé par une aide financière. En 2019, 15 000 frênes ont été abattus, 37 000 arbres ont été plantés et 26 000 traités (Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports, 2019). Nous ne

disposons pas de chiffre précis sur le coût¹⁰⁹ de ces mesures à Montréal, mais différents documents insistent sur les ressources qu'accapare cette crise (Communauté Métropolitaine de Montréal, 2018 ; Vérificateur général de la Ville de Montréal, 2020). L'impact paysager est non moins important et se traduit par des arbres morts qui sont abattus lorsqu'ils sont isolés et laissés sur pied quand il s'agit de bois entier (Figure 97, photographie 1). Si les efforts des municipalités portent sur la voirie, les jardins privés et les grands parcs emblématiques, ils ne peuvent faire grand-chose face à la situation qui se dégrade dans les espaces périphériques. Des bois de plusieurs hectares sont constitués de frênes morts, comme le long de la Rivière des Prairies au nord de l'Île de Montréal ou le long de l'Autoroute 440 à Laval.

Les sous-bois de ces « frênaies fantômes » sont envahis par le nerprun cathartique, autre espèce envahissante qui menace les paysages montréalais. Contrairement à l'agrile qui est arrivé accidentellement sur le continent, le nerprun cathartique était massivement utilisé dans les jardins et dans les haies au début du XX^e siècle. L'espèce a proliféré et colonisé les milieux forestiers (Knight *et al.*, 2007), supplantant les espèces locales. D'un point de vue paysager, le nerprun forme des arbustes et des sous-bois caractéristiques (Figure 97, photographie 2). D'une part, l'altération des sols par l'espèce limite la pousse d'autres végétaux, notamment des herbacées (Heneghan *et al.*, 2006), ce qui appauvrit les sous-bois ; d'autre part, les nerpruns ont tendance à s'entremêler pour former un espace inaccessible et sombre. Les paysages sont dégradés et les chemins bordés de nerpruns forment des tunnels peu esthétiques (Figure 97, photographie.4).

D'autres espèces envahissantes sont également présentes, mais leur caractère « envahissant » ne se réalise pas que de façon spatialement limitée. Le roseau commun (*phragmites australis*) se développe au Québec, essentiellement le long des autoroutes et des nouveaux lotissements (Lavoie, 2007) (Figure 97, photographie.3). Ailleurs, l'anthesisque des bois (*Anthriscus sylvestris*) peut former un tapis dense dans les sous-bois humides, empêchant la pousse d'autres plantes, alors que l'érable de Norvège (*Acer platanoides*) supprime les essences d'arbres locaux lorsqu'elle est utilisée (parfois de façon, il est vrai, excessive) comme arbre d'ornement dans les parcs (Martin et Marks, 2006 ; Galbraith-Kent et Handel, 2008). Cependant, nos relevés photographiques sur le terrain montrent que ces espèces n'ont pas un impact significatif sur le paysage en comparaison avec le rôle joué par l'agrile ou par le nerprun.

¹⁰⁹ Différents chiffres sont évoqués dans la presse, entre 10 et 18 millions de dollars ont été dépensés depuis 2012.



Image 1 : Un bois de frêne détruit par l'agrile au Parc Simone-Dénéchaud



Image 2 : Bordure de nerpruns dense à la Coulée Grou



Image 3 : Roselière près du Golf de l'île de Montréal



Image 4 : «Effet tunnel» du nerprun le long du Ruisseau de Montigny

Figure 97: L'impact des espèces envahissantes sur le paysage

Réalisée par Cornet, 2018

5.2. L'impact des espèces envahissantes

Au fur et à mesure de ces phénomènes d'invasion biologique, leurs conséquences sociales et écologiques ont été de mieux en mieux documentées. Si la perte des ormes dans la première moitié du XX^e siècle a surtout laissé des témoignages sur la perte qu'a représenté la disparition de ces arbres pour les habitants, les conséquences de la prolifération de l'agrile et du nerprun sont actuellement mieux connues de manière scientifique. Avec les outils actuels et le recours à l'imagerie aérienne, les pertes dans les frênaies induites par l'agrile sont quantifiées : les superficies impactées et les coûts (Kovacs *et al.*, 2010) peuvent être évalués. Lors de rencontres informelles à Pointe-aux-Prairies avec des personnes vivant à côté de parcelles touchées par le nerprun et l'agrile, il nous est apparu que les dégradations paysagères sont perçues, mais mal comprises. Par exemple, un habitant a remarqué que les sous-bois étaient plus denses et ponctués d'arbres morts, mais c'est seulement pendant notre entretien qu'il s'est demandé pourquoi. Sans vouloir généraliser, il semblerait que les conséquences visuelles des invasions soient perçues, mais n'interpelle pas l'habitant. Le paysage se dégrade lentement sans qu'il ne l'associe avec l'apparition d'un nouveau perturbateur.

5.3. Cartographie des envahissants dans les paysages montréalais

Grâce aux relevés photographiques et aux visites de terrain exploratoires, une cartographie de deux perturbateurs a été réalisée sur les parcelles (Figure 98) :

- La présence de plusieurs frênes morts sur une même parcelle
- Le niveau de nerprun en fonction de la gêne lors de la progression à pied.

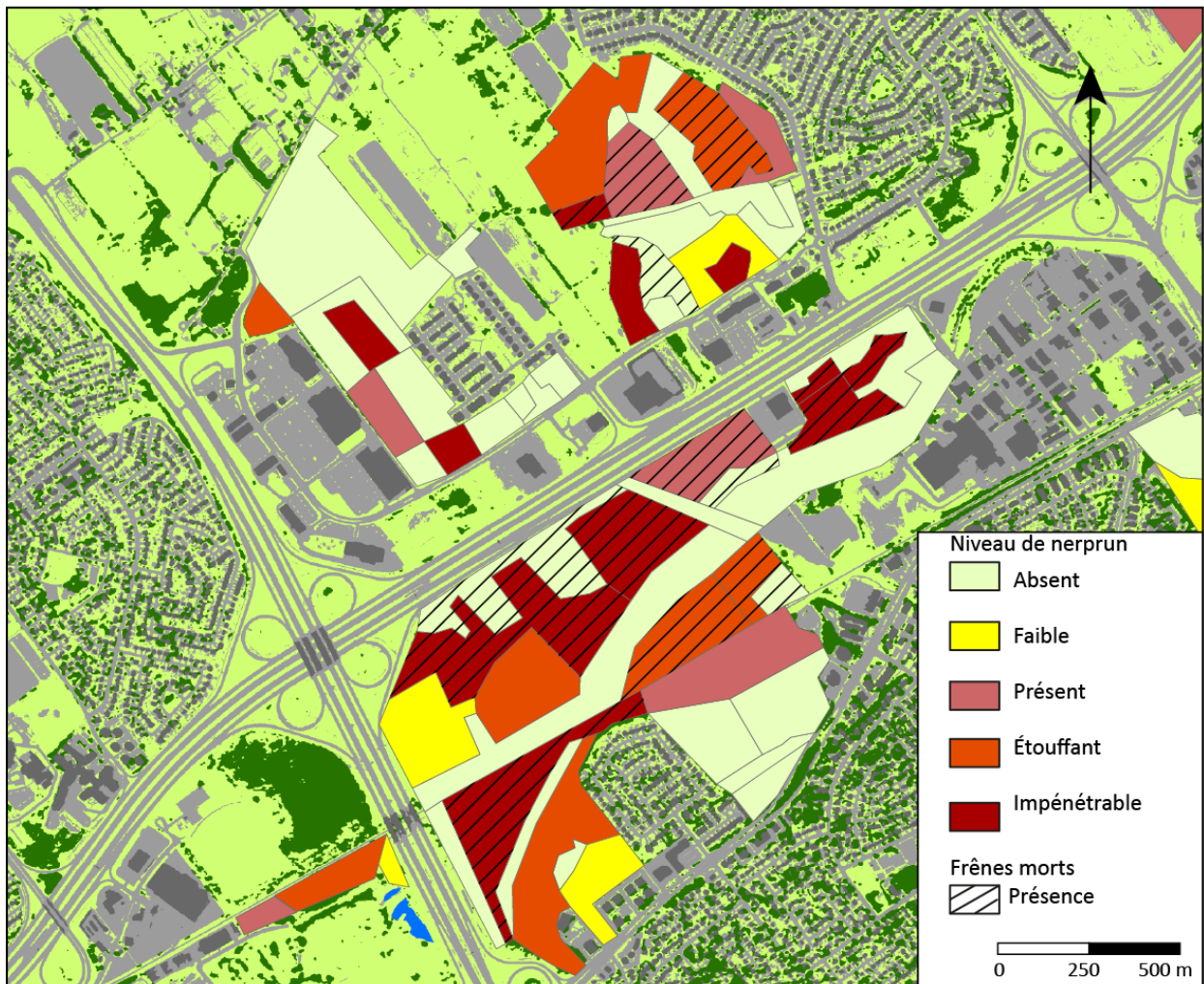


Figure 98 : Une cartographie des envahissants le long de l'A440 à Laval

Réalisée par Cornet, 2018

Faible : présence anecdotique de nerprun. Présent : Présence visible. Étouffant : Densité forte et suprématie du nerprun sur les autres espèces. Impénétrable : Progression difficile et absence d'autres d'espèces de sous-bois

Cette cartographie permet d'effectuer un travail comparatif entre nos terrains et nos différents paysages. Quels paysages végétaux sont les plus touchés et les plus vulnérables à l'agrire du frêne et aux nerpruns ? Quelques éléments statistiques permettent de répondre à ces questions (Tableau 14).

Niveau de présence des nerpruns	Laval		Pointe nord-est de Montréal		Mont-Royal		Mont-Saint-Bruno	
Absent	57	45 %	108	44 %	41	52 %	20	0 %
Faible	8	7 %	13	5 %	8	10 %	0	0 %
Présent	14	12 %	45	18 %	25	32 %	2	9 %
Étouffant	28	24 %	42	17 %	5	6 %	0	0 %
Impénétrable	20	17 %	40	16 %	0	0 %	0	0 %

Frênes morts	27	21 %	86	35 %	1	1 %	3	14 %
---------------------	----	-------------	----	-------------	---	------------	---	-------------

Tableau 12 : Nombre et proportions de parcelles touchées par les envahissants selon le terrain d'étude

Encore une fois, Laval et Montréal-Nord présentent des résultats similaires. Un peu moins de la moitié des parcelles étudiées sont exemptes de nerpruns (45 et 44 %), mais l'autre moitié sont très largement colonisés. La dégradation des frênes (majoritairement des bois de Frêne de Pennsylvanie, *Fraxinus pennsylvanica*) atteint un niveau très préoccupant à Montréal-Nord et, dans une moindre mesure, à Laval (35 % et 21 % des parcelles touchées). Ces chiffres sous-estiment sans doute la réalité. Nos observations reposent sur la présence de plusieurs frênes morts. Or, l'agrile met plusieurs mois à tuer l'arbre, nous avons pu passer à côté d'arbres infectés, mais encore vivants. De plus, les pourcentages dans le tableau sont calculés à partir du nombre total des parcelles, prairies et parcs compris, indépendamment de la taille des parcelles. Ramenés au nombre de parcelles boisées, les chiffres sont plus élevés. Par exemple, 60 % des formations boisées de la pointe nord de Montréal comportent un nombre élevé de frênes morts¹¹⁰. Dans les marges de l'aire urbaine, la végétation de Saint-Bruno-de-Montarville est épargnée par les envahissants. Les rares frênaies sont touchées par le ravageur, mais la prédominance des bois matures préserve le paysage. Mis à part dans quelques friches dans la ville de Saint-Bruno, le nerprun est absent des sous-bois. Le cas du Mont-Royal est intéressant car les efforts portés la préservation de son paysage contrebalancent les effets des espèces envahissantes. Si le nerprun est commun (48 % des parcelles sont touchées), seules 6 % des parcelles en sont arrivées au stade de l'infestation. Seule une parcelle comporte des arbres morts dans une partie peu fréquentée derrière l'Université de Montréal, sans doute liés à l'agrile. Nous expliquons ces chiffres par les efforts des autorités et de l'association « Les Amis de la Montagne » qui organise régulièrement des campagnes d'arrachage du nerprun et organise un suivi et le traitement ou l'abattage des frênes infectés par l'agrile.

Les paysages végétaux ne présentent pas tous la même vulnérabilité au nerprun et à l'agrile (Figure 99 et figure 100). La préservation des paysages du Mont-Royal et du Mont-Saint-Bruno, outre l'isolement

¹¹⁰ Formation boisée : Bois mature, frênaie, frênaie à nerprun, peupleraie, peupleraie à nerprun, marécage forestier

par rapport aux perturbateurs urbains ou les effets de l'entretien, est le fait de la résilience des bois matures. Le nerprun est présent dans la majorité des formations boisées, mais ne devient réellement envahissant que dans certains peuplements pionniers (peupleraie et frênaie à nerprun). Le nerprun colonise principalement les sous-bois et prolifère peu dans les formations buissonnantes, épargnant les friches. Il devient compétitif avec les espèces locales dans la demi-ombre d'une forêt clairsemée. C'est donc lors de la pousse de la végétation dans une friche et l'apparition des premiers arbustes que le nerprun devient envahissant. Le nerprun se rencontre également dans les parcs et les pelouses arborées, même s'il atteint rarement un niveau préoccupant.

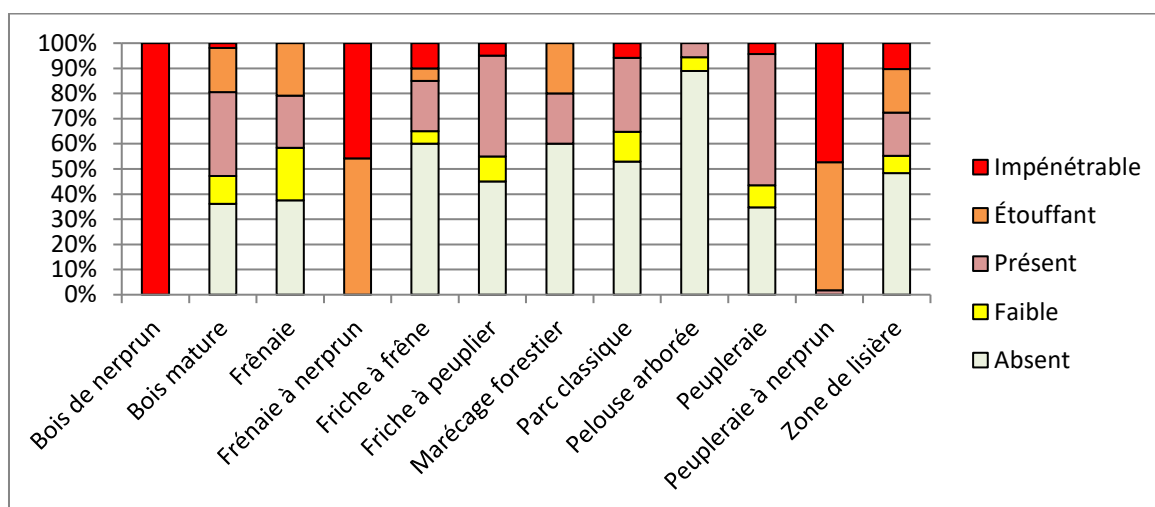


Figure 99 : Le niveau de nerprun selon le paysage

En abscisse : les paysages végétalisés. En ordonnée : le nombre de parcelle par niveau de nerprun (ramené en %)

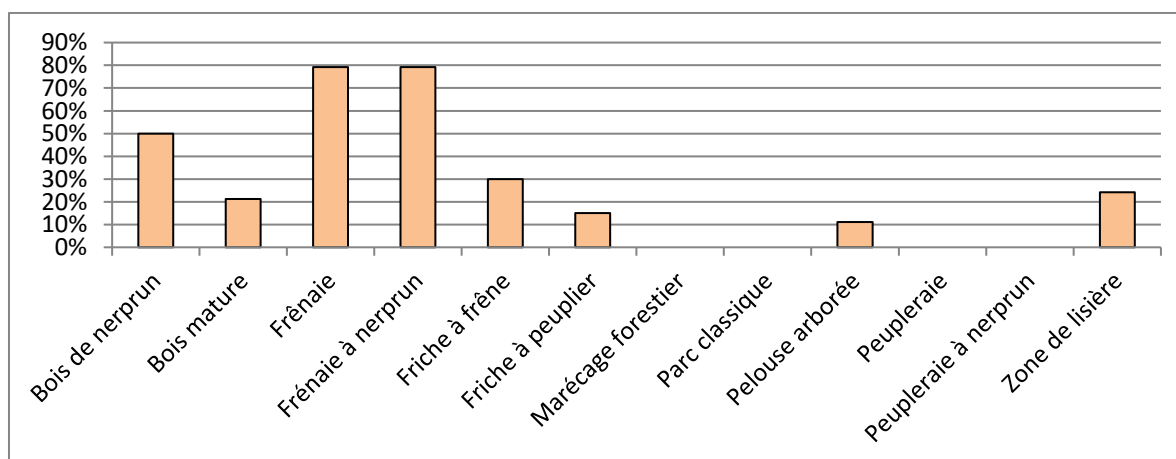


Figure 100 : Proportion de parcelles dans lesquelles des frênes morts selon le paysage

En abscisse : les paysages végétalisés. En ordonnée : la proportion de parcelles où des frênes morts ont été détectés.

Nous avons trouvé des frênes morts sur pied dans 80 % des frênaies étudiées. L'espèce est très vulnérable et les autorités ont déjà fort à faire dans les parcs et dans les rues des villes pour s'occuper des bois et des friches des interstices péri-urbains. Comme nous l'avons vu, les bois de frênes sont souvent colonisés par le nerprun. La mort des frênes peut aboutir à des peuplements dominés par le nerprun, ce que semble conforter la Figure 100 où l'on trouve des frênes morts dans 50 % des bois de nerpruns. Les écosystèmes déstructurés sont plus vulnérables que les écosystèmes plus stables des bois matures, les formations végétales récentes qui se développent sur d'anciens champs ou d'anciennes zones de travaux sont donc plus touchées.

5.4. L'impact de la prolifération du nerprun cathartique sur les variables paysagères

L'impact qu'a le nerprun sur le paysage peut être mesuré dans nos relevés photographiques¹¹¹ à travers l'analyse des variables paysagères, comme le montre la Figure 101.

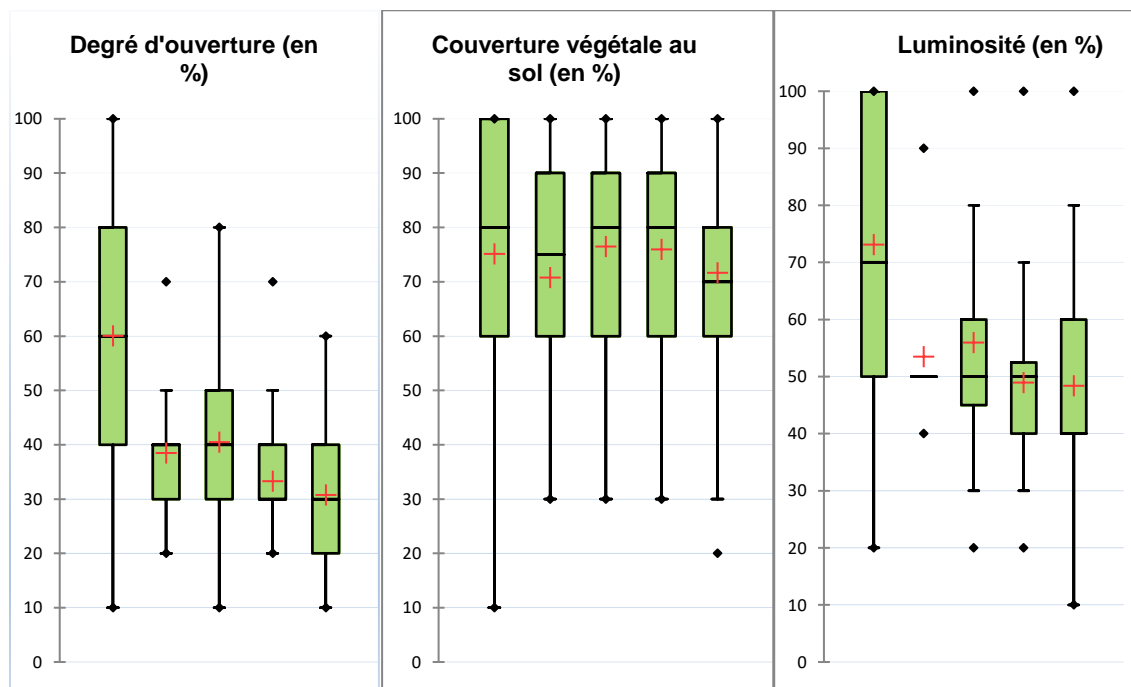


Figure 101 : Les variables paysagères selon le niveau de nerprun

Chaque graphique compte cinq modalités représentant le niveau de nerprun (dans l'ordre) : absent, faible, présent, étouffant, impénétrable). La moyenne est représentée par le « + » rouge et la médiane par la barre noire. Les boîtes délimitent les quartiles 1 et 3. Les extrémités inférieures et supérieures des moustaches sont représentées par les petits tirets noirs. Les valeurs extrêmes sont représentées par un point noir.

La première modalité représente les données pour les relevés photographiques qui ne montrent pas de traces de nerpruns. Les forts écarts enregistrés sur chacune des variables s'expliquent par la multiplicité des paysages dont le nerprun est absent : prairie, bois mature, parc, pelouse, etc. Pour les autres modalités, (faible, présent, étouffant, impénétrable), les variables sont plus constantes car elles

¹¹¹ Seuls les relevés au centre des parcelles sont utilisés.

concernent essentiellement de paysages boisés. Dans le cas de l'ouverture du paysage, il y a une différence entre les niveaux « faible » et « présent » avec les niveaux « étouffant » et « impénétrable ». La moyenne de l'ouverture du premier groupe donne 39,4 % contre 32 % dans le cas du second groupe. L'ouverture du paysage décroît donc de 18 % lorsqu'il est envahi par le nerprun. Dans le cas de la luminosité induite par la densité de la canopée, les deux mêmes groupes se distinguent, « faible » et « présent » avec une moyenne à 54.7 % et « étouffant » et « impénétrable » avec une moyenne de 48.6 %, soit une différence de 11 %. Le nerprun diminue donc légèrement l'ouverture du paysage et la luminosité, ce qui confirme son rôle dans la densification des paysages végétaux. La couverture végétale au sol ne semble pas être impactée par le niveau de nerprun selon nos relevés photographiques.

La suppression des formations herbacées montre des évolutions similaires, bien que les disparités entre les classes soient moins prononcées (Figure 102).

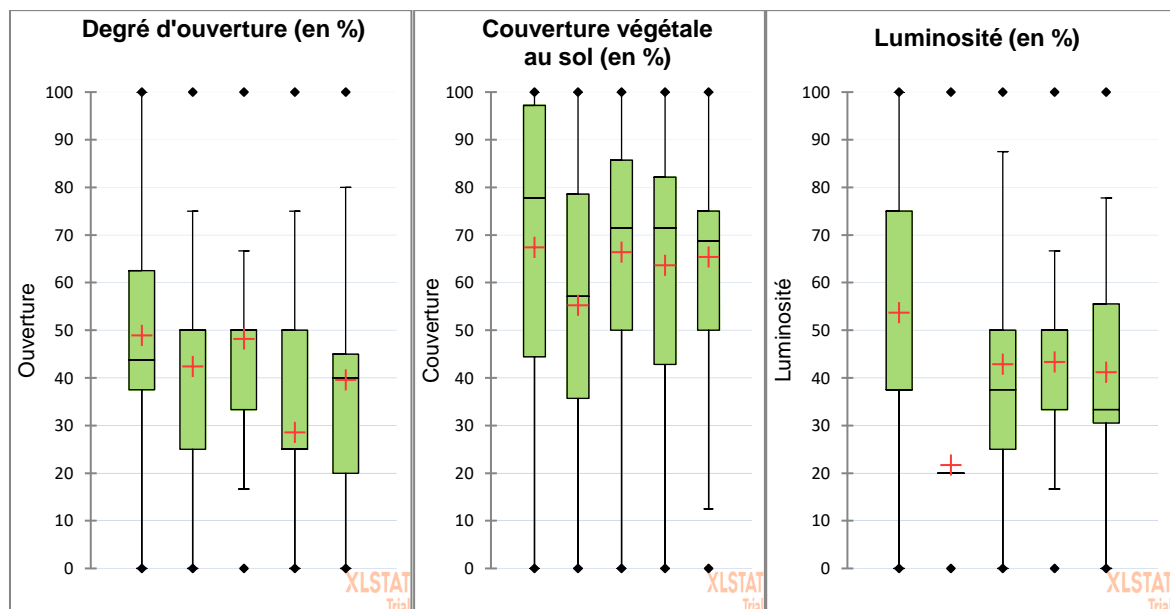


Figure 102 : Les variables paysagères selon le niveau de nerprun dans les formations ligneuses (bois et friches arborées ou buissonnantes)

Chaque graphique compte cinq modalités représentant le niveau de nerprun (dans l'ordre) : absent, faible, présent, étouffant, impénétrable). La moyenne est représentée par le « + » rouge et la médiane par la barre noire. Les boîtes délimitent les quartiles 1 et 3. Les extrémités inférieures et supérieures des moustaches sont représentées par les petits tirets noirs. Les valeurs extrêmes sont représentées par un point noir.

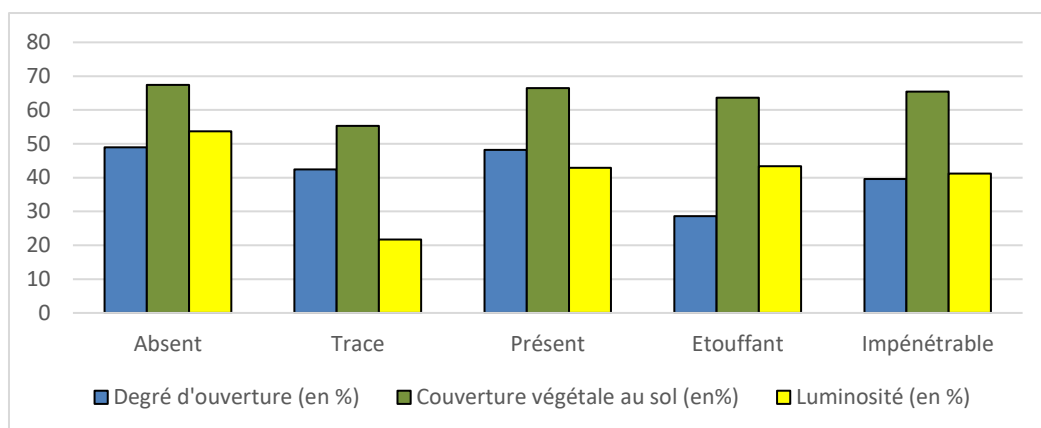


Figure 103 : Moyenne des variables paysagères en fonction du niveau de nerprun sur les parcelles végétalisées à l'exception des formations herbacées

Conclusion du chapitre 6

Les spécificités de nos terrains d'étude ressortent bien à travers notre analyse fondée sur les relevés photographiques, de l'alternance de bois et de prairies entretenues du site du Mont-Royal aux friches aux sous-bois plus ou moins denses des banlieues pavillonnaires. Si des différences importantes de proportion existent entre les catégories d'occupation du sol selon le gradient urbain-rural, il n'y a pas de différences significatives au sein des paysages végétaux correspondant à chacune des catégories.

Un autre résultat majeur qui ressort est l'impact considérable sur le paysage des espèces envahissantes, à commencer par le nerprun, contribuant à le densifier, obstruant la lumière et la vue. Les formations pionnières sont plus denses que les bois matures et plus vulnérables aux espèces envahissantes. Les milieux perturbés par les activités humaines, issues de zones d'aménagement, notamment en bord de route, ou de déprises agricoles, présentent ainsi un paysage particulièrement dégradé. Nous avons également montré que les limites entre la végétation et le tissu urbain ou agricole ont tendance à se faire plus nette au fur et à mesure de la proximité avec le centre-ville, en fonction de l'action plus forte qu'y jouent aménageurs, jardiniers et agents d'entretien des espaces verts. Les lisières présentant une bande de transition homogène, résultat de processus plus naturels, dominant en périphérie.

Chapitre 7 : La caractérisation de la flore des paysages végétaux du Grand Montréal

Introduction du chapitre 7

La caractérisation floristique des paysages végétalisés permet d'aborder la question de la biodiversité végétale. Les 42 relevés floristiques (*cf.* chapitre 4) effectués sur les quatre terrains d'études servent trois principaux objectifs :

1. Il s'agit dans un premier temps d'esquisser un portrait global de la flore urbaine et péri-urbaine du Grand Montréal. Les espèces rencontrées sont-elles rares ? Quelle est la place des espèces exotiques ?
2. Nous vérifierons ensuite la correspondance entre la flore et la typologie des paysages végétalisés. Les nombreuses peupleraies présentent-elles, par exemple, le même cortège d'espèces ? Réunir les érablières, les chênaies et les autres peuplements dans le même ensemble des « bois matures » a-t-il du sens si l'on s'intéresse aux espèces ? Plus globalement, la carte des paysages végétalisés effectuée lors du travail exploratoire peut-elle permettre d'en déduire la cartographie des communautés végétales, et, en conséquence, de la biodiversité végétale ? Si ce n'est pas le cas, cela voudra dire que flore et paysage n'ont pas la même géographie et que les espèces ligneuses dominantes ne sont pas révélatrices de cortèges floristiques spécifiques. Le nombre limité de relevés que nous avons pu effectuer ne permettra cependant pas de mener très loin cette étude. Faute d'une étude phytosociologique complète, nous pourrions seulement tester, mais non vérifier, la pertinence d'utiliser le paysage comme base d'étude pour la flore en milieu urbain.
3. Enfin, nous confronterons cette flore urbaine aux facteurs qui l'organisent : le paysage végétal, le rôle des espèces envahissantes (notamment le niveau de nerprun), l'occupation passée du sol, les usages actuels tels qu'ils apparaissent dans les documents d'urbanisme.

1. Présentation générale de la flore du Grand Montréal

1.1. Présentation de la campagne de relevés : un échantillon restreint, représentatif des formations ligneuses et des boisements

Selon la base de données des plantes vasculaires du Canada, 10 499 espèces ont été répertoriées sur le territoire canadien, dont 2 750 sur le territoire québécois (Brouillet et al, 2010). Selon le rapport sur la biodiversité montréalaise de 2013, l'Île de Montréal abriterait plus de 1060 espèces de plantes

vasculaires. La campagne de relevés floristiques réalisée durant l'été 2019 sur le Grand Montréal a répertorié 274 espèces réparties sur 42 points de relevés, soit un quart des espèces présentes (annexe espèce). 1251 comptages floristiques ont eu lieu, soit une moyenne de 30 espèces par relevé, pour un maximum de 49 espèces relevées sur un seul point et un minimum de 12 espèces rencontrées sur le point le plus pauvre. La question de la représentativité des relevés floristiques est centrale dans cette thèse. Le nombre de 42 points d'échantillonnages est faible, nous obligeant à nous restreindre à certains milieux pour obtenir des données représentatives. Les choix sont exposés ci-dessous.

Le protocole suivi pour effectuer les relevés (fondé sur l'aire minimale à parcourir pour avoir un cortège complet) a été présenté au chapitre 4. L'échantillon à constituer pour représenter une surface aussi vaste qu'une aire urbaine dans un temps aussi court a nécessité des choix drastiques. L'idée de base était de sélectionner des parcelles choisies aléatoirement des grands types de paysages végétaux dans les quatre sites d'études, en application de l'échantillonnage stratifié tel que défini par Daget et Godron (1982). Le caractère aléatoire de l'échantillon a été limité par l'accessibilité des lieux et les propriétés privées. Bien que la recherche de la représentativité des relevés floristiques ait été centrale, la durée restreinte des missions nous a obligée à exclure certains espaces, comme les paysages végétalisés fortement anthropisés (parc, pelouse, pelouse arborée, herbe sur gravier etc.). De même, les milieux humides (marécage, roselière) n'ont pas été explorés afin de se concentrer sur les milieux terrestres. D'une part, les relevés en milieux humides demandent un matériel difficilement transportable sur de grandes distances ; d'autre part, l'incorporation de ces milieux aurait demandé l'ajout de plusieurs points de relevé afin d'assurer un minimum de représentativité. Plus de la moitié des parcelles étudiées étant boisées, les milieux forestiers ont été privilégié (figure 105). La moitié des parcelles étudiées sont à la Pointe Nord-est de Montréal, 25 % à Laval, 16 % à Mont-Royal et 8 % au Mont-Saint-Bruno, ce que montre la carte de répartition des relevés floristiques (figure 104). Les bois matures ont été le groupe le plus étudié, avec 43 % des relevés, strate d'échantillonnage elle-même divisée en sous-groupes en fonction de la dominance de telle ou telle espèce ligneuse. Les bois pionniers (frênaies et peupleraies) représentent un quart des relevés, le reste étant composé de formations herbacées (19 %) et arbustives (17 %) (Figure 106).

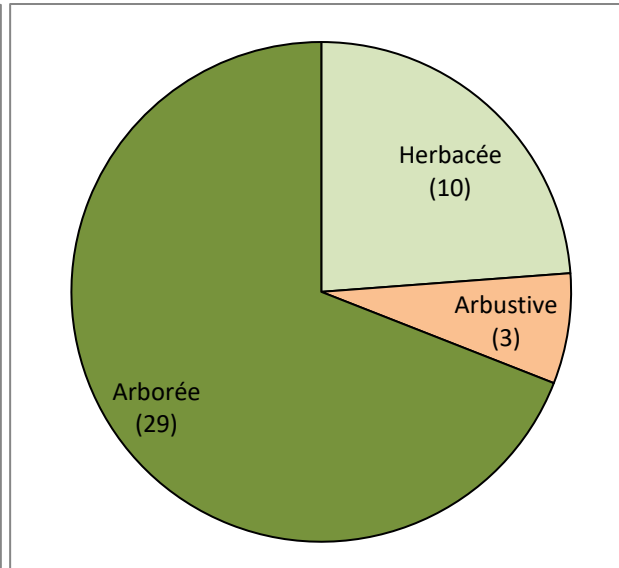
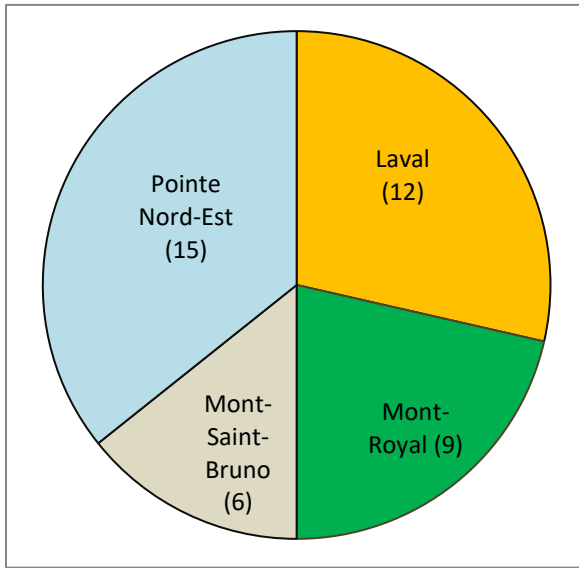


Figure 104 : Nombre de relevés par terrain d'étude. Figure 105 : Nombre de relevés par type de formation végétale

Réalisée par X. Cornet (2020)

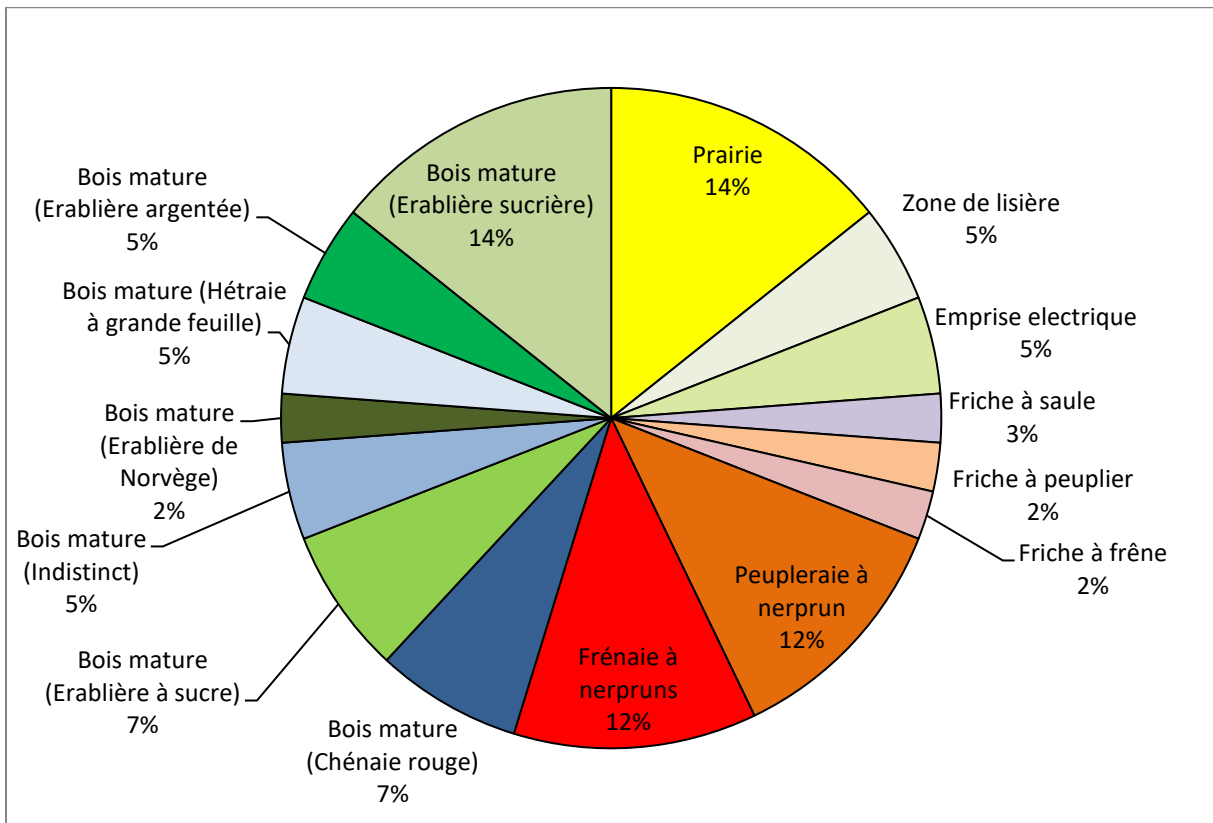


Figure 106 : Proportion des relevés floristiques effectués par type de paysage

Réalisée par X. Cornet (2020)

La distribution des relevés sur chacun des quatre sites d'étude peut être maintenant détaillée.

La zone du **Mont-Royal** a fait l'objet de 9 relevés (Figure 107) ce qui est peu, mais correspond au choix de laisser de côté les formations les plus entretenues par l'homme. Les efforts se sont concentrés sur les bois matures, avec 8 relevés. Ces bois sont variés, avec différentes espèces ligneuses dominantes : deux relevés sur les chênaies à Chêne rouge (*Quercus rubra*), un sur une érablière à Érable de Norvège (*Acer platanoides*), un autre sur un bois mature plus mêlé et quatre sur des érablières à sucre (*Acer saccharum*). Les localisations des bois sont variées : partie Ouest du Mont-Royal, partie Est, cimetière et parc urbain. Une friche près de l'Université McGill, classée en « zone de lisière », a aussi fait l'objet d'un relevé.

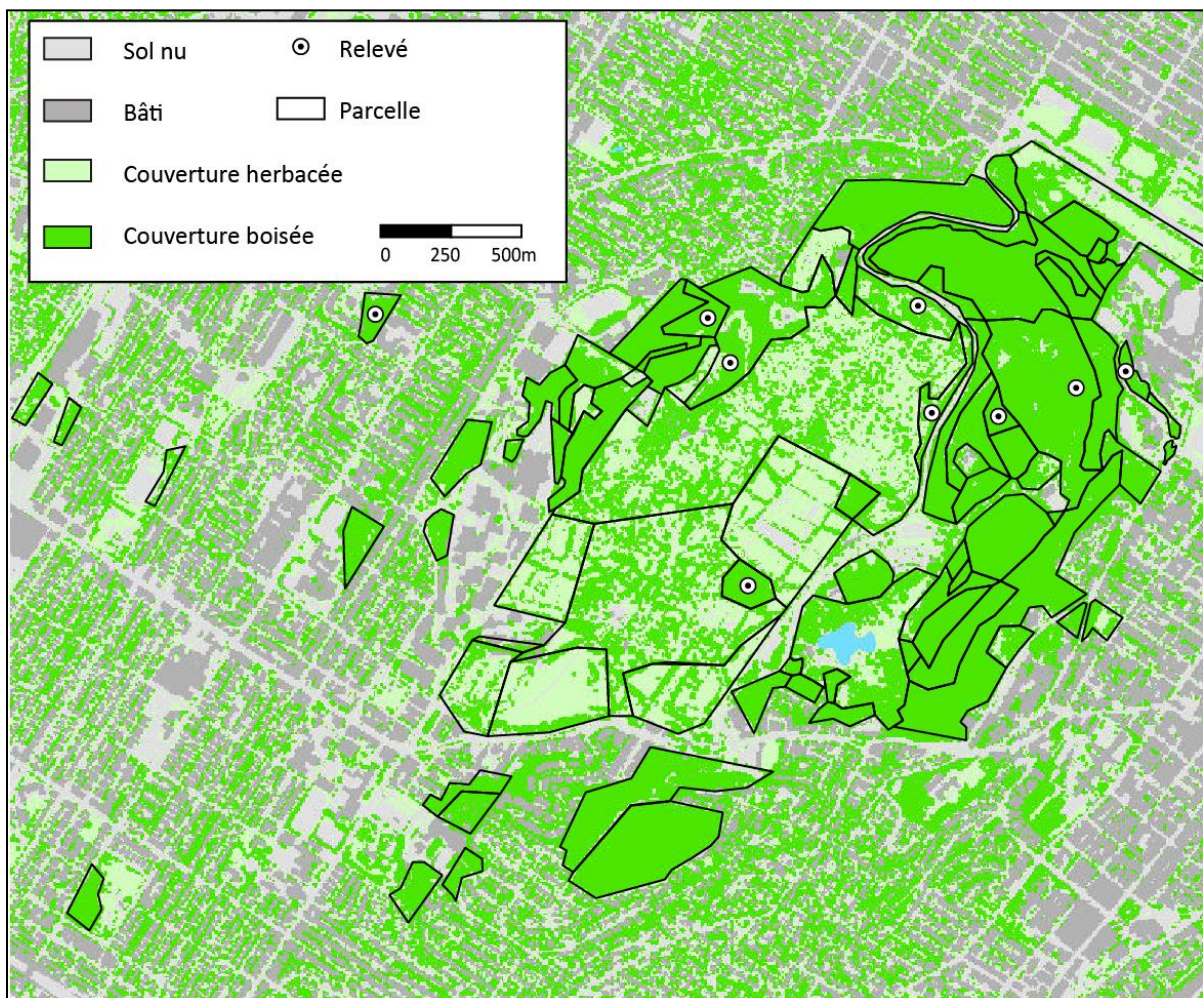


Figure 107 : Emplacement des relevés floristiques sur le Mont-Royal

Réalisée par X. Cornet (2020)

La pointe nord-est de l'Île de Montréal a fait l'objet de 15 relevés floristiques (Figure 108). Un large panel d'espace a été étudié. Quatre relevés ont pris place sur des formations herbacées : trois prairies et une emprise électrique. Deux friches arbustives ont fait l'objet de relevés, l'une avec une prédominance de saules (*Salix petiolaris*) et de physocarpes (*Physocarpus opulifolius*), l'autre avec une prédominance de peupliers (*Populus deltoides*). Six formations boisées envahies par le nerprun cathartique (*Rhamnus cathartica*) ont été étudiées : trois peupleraies (*Populus deltoides*) et trois frênaies (*Fraxinus pennsylvanica*). Enfin, trois relevés ont été effectués dans des bois matures, l'un dominé par le hêtre à grande feuille (*Fagus grandifolia*), un autre dominé par l'érable à sucre et un dernier dominé par l'érable argenté (*Acer saccharinum*). Les relevés sont répartis sur les différents secteurs de la zone d'étude, du Ruisseau de Montigny au sud à l'écoterritoire de la Trame Verte de l'Est au nord, en passant par le Bois d'Anjou au centre.

La **pointe nord-est de l'Île de Montréal** a fait l'objet de 15 relevés floristiques (Figure 109). Une large panoplie d'espaces a été étudié. Quatre relevés ont pris place dans des formations herbacées : trois prairies et une emprise électrique. Deux friches arbustives ont fait l'objet de relevés, l'une avec une prédominance de saules pétiolés (*Salix petiolaris*) et de physocarpes à feuilles d'obier (*Physocarpus opulifolius*), l'autre avec une prédominance de peupliers (*Populus deltoides*). Six formations boisées envahies par le nerprun cathartique (*Rhamnus cathartica*) ont été étudiées : trois peupleraies (*Populus deltoides*) et trois frênaies à Frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*). Enfin, trois relevés ont été effectués dans des bois matures, l'un dominé par les hêtres à grandes feuilles (*Fagus grandifolia*), un autre par les érables à sucre (*Acer saccharum*) et un dernier dominé par l'érable argenté (*Acer saccharinum*). Ces relevés sont répartis sur l'ensemble des secteurs de la zone d'étude, du Ruisseau de Montigny au sud à l'écoterritoire de la Trame Verte de l'Est au nord, en passant par le Bois d'Anjou au centre.

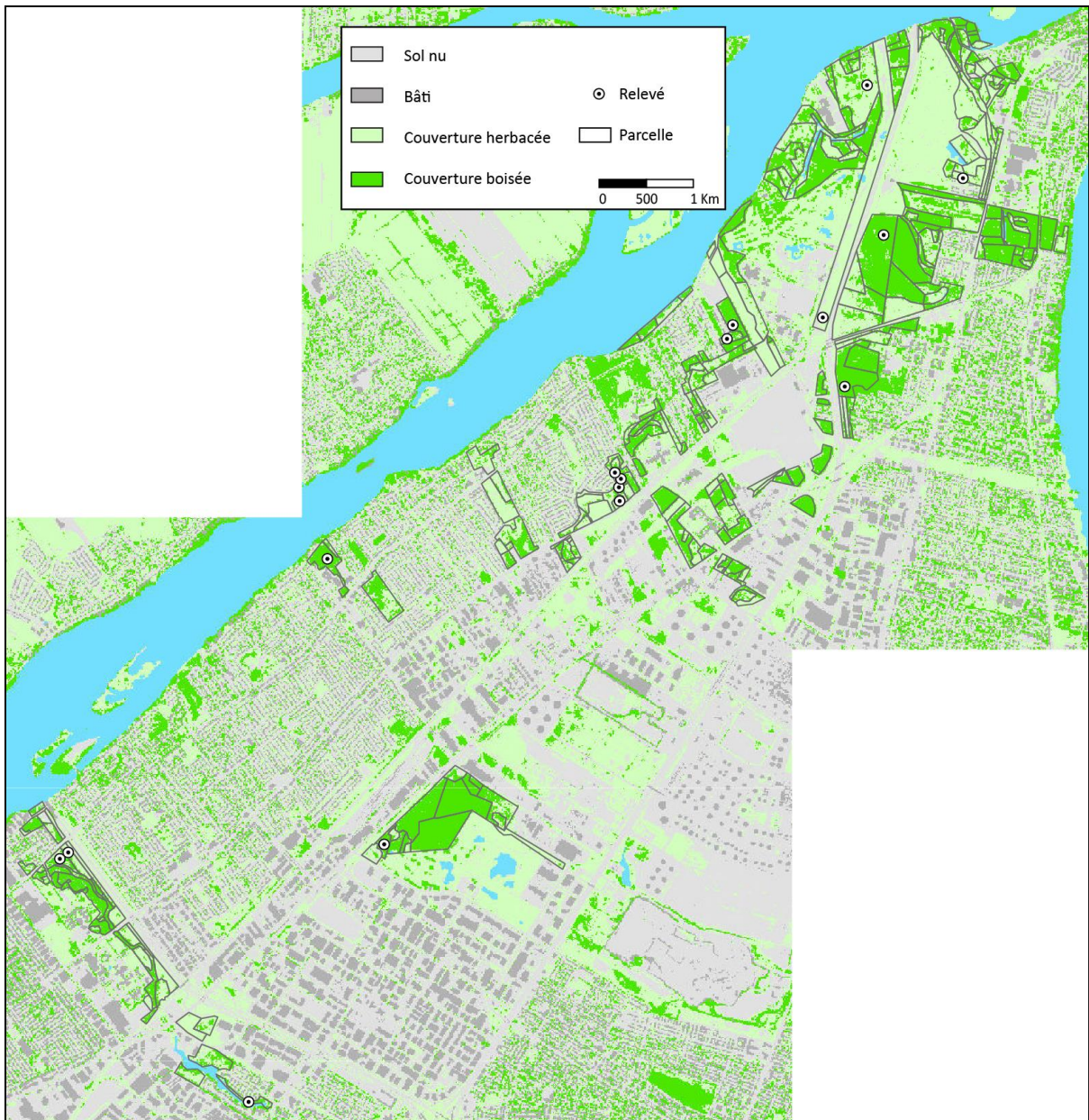


Figure 108 : Emplacement des relevés floristiques à la pointe nord-est de Montréal

Réalisée par X. Cornet (2020)

Douze relevés ont été effectués à **Laval** (Figure 109) Nous en avons mené trois dans des formations herbacées : deux en prairie et un autre sur une emprise électrique. Une friche à saule et une zone de lisière ont également fait l'objet d'un relevé chacun. Quatre bois envahis par le nerprun ont été visités, trois peupleraies et une frênaie. Les trois boisements matures visités sont constitués d'une érablière argentée et deux érablières à sucre. Les relevés se concentrent sur trois secteurs : les friches du Bois des Souvenirs (au sud-ouest), le Bois Papineau (au centre) et la marge agricole au niveau du Ruisseau Paradis (au nord-est).

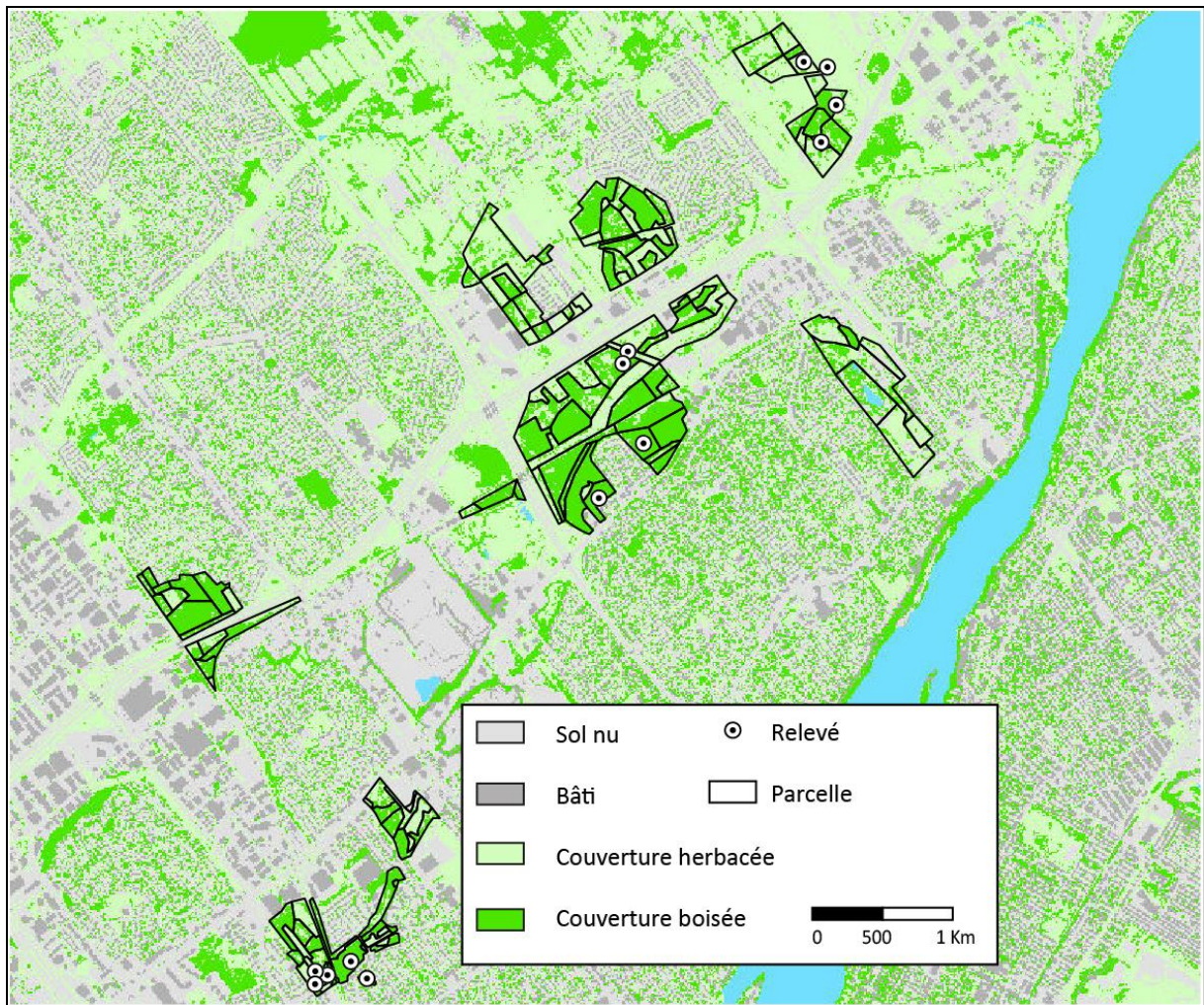


Figure 109 : Emplacement des relevés floristiques à Laval

Réalisée par X. Cornet (2020)

Enfin, six relevés ont été effectués au sud du **Mont-Saint-Bruno** (Figure 110). Nous nous sommes concentrés sur les bois situés entre le Parc National et la ville de Saint-Bruno-de-Montarville. Une seule formation herbacée a été visitée, une prairie à l'Est. Le reste se compose d'une frênaie à Nerprun, de deux érablières à sucre, d'une chênaie rouge et d'une hêtraie à Hêtre à grandes feuilles.

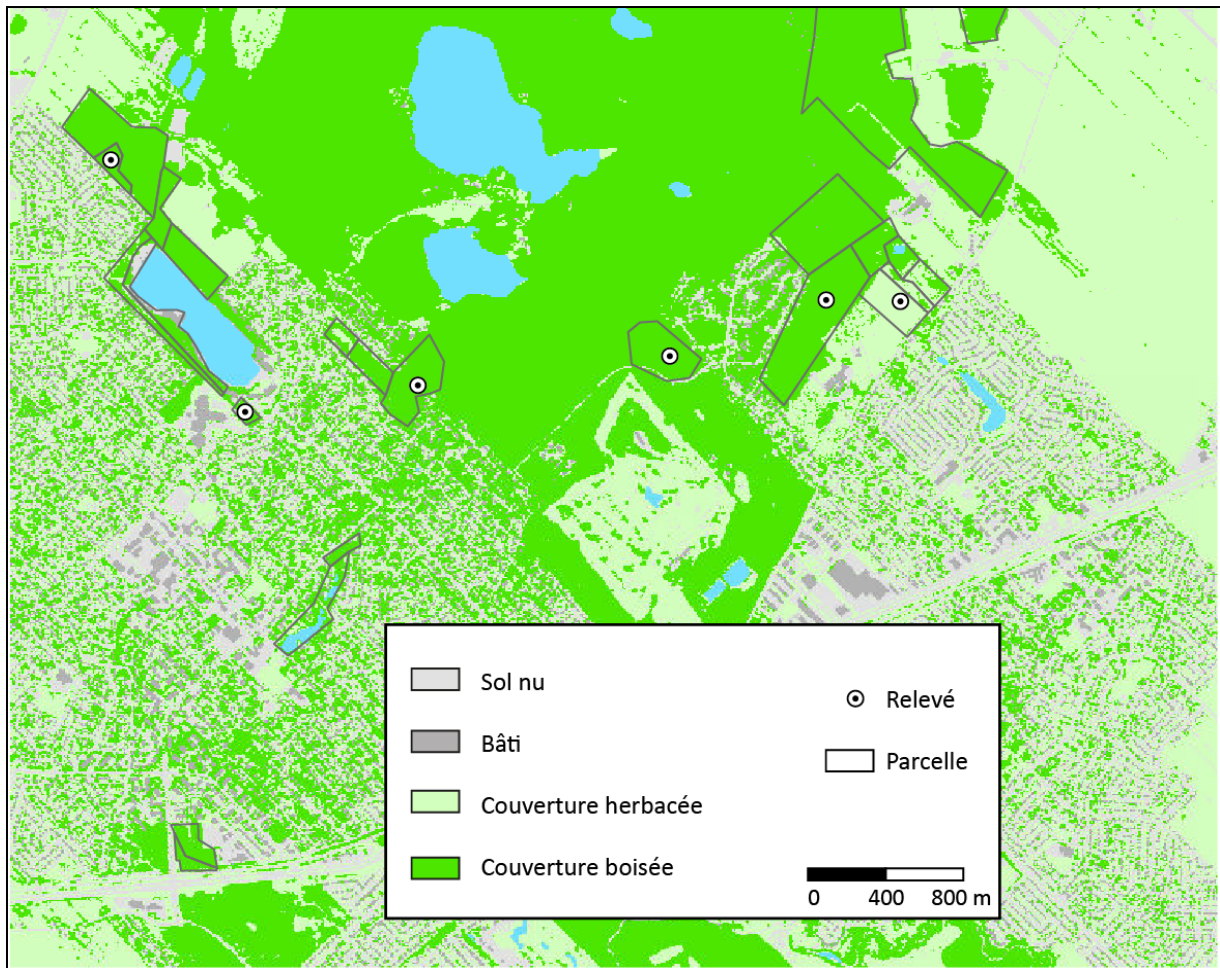


Figure 110 : Emplacement des relevés floristiques à Saint-Bruno-de-Montarville

Réalisée par X. Cornet (2020)

Chaque point n'a été pu être visité qu'une seule fois entre juin et aout 2019. La saisonnalité de la végétation n'est donc pas prise en compte. Ainsi, des espèces printanières fréquemment observées sur les parcelles lors de précédentes campagnes de relevés floristiques comme l'Érythron d'Amérique (*Erythronium americanum*) ou la Claytonie de Virginie (*Claytonia virginica*) n'ont pas été relevées, la flore vernale ayant disparu au moment des relevés (Tecsult environnement Inc. *et al.*, 2000 ; Marineau, 2008, 2009 ; Brice *et al.*, 2017). Loin de portraits exhaustifs de la flore montréalaise, nos relevés se cantonne au cortège estival.

1.2. Analyse d'ensemble de la flore des 42 relevés

Les noms des plantes sont fondés sur la nomenclature de la flore montréalaise sont issues de la base de données VASCAN, régulièrement mise à jour (Brouillet *et al.*, 2010). Les espèces rencontrées sont majoritairement des herbacées (Figure 111), à l'instar d'autres relevés floristiques menées sur les espaces urbains et péri-urbains en France (Brun, 2015 ; Roussel, 2016) et au Québec (Blouin, 2017 ; Brice *et al.*, 2017).

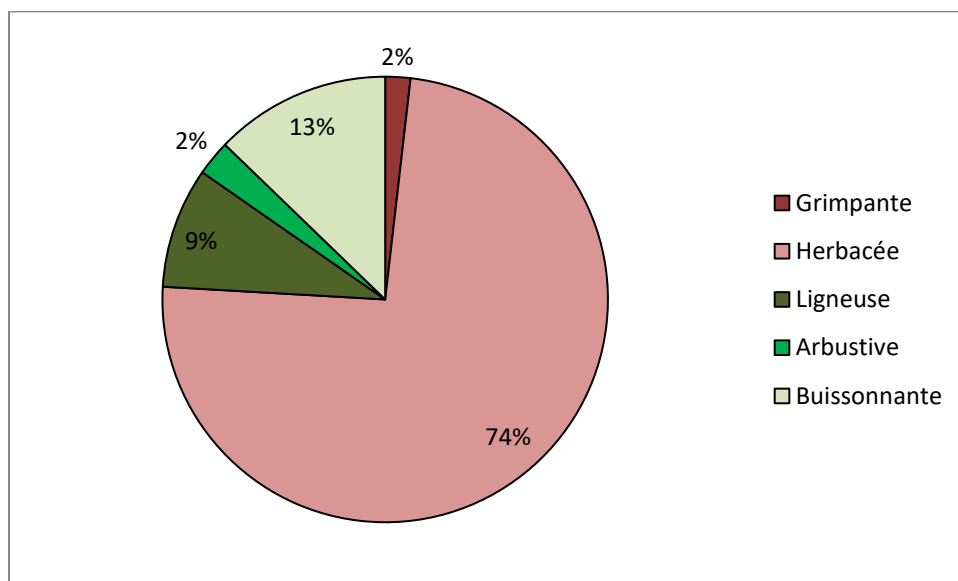


Figure 111 : Type de croissance des espèces rencontrées

Cette prédominance des herbacées se retrouvent dans la liste des principales familles rencontrées (Tableau 13). Sur les 68 familles, la première (les *Asteraceae* : 13,5 % des espèces), la troisième (les *Poaceae* : 10,2 %), la quatrième (les *Fabaceae* : 5,8 %) et la cinquième (les *Cyperaceae* : 4,7 %) en termes de fréquence sont constituées exclusivement ou très majoritairement de plantes herbacées. La deuxième famille la plus représentée (les *Rosaceae* : 10,6 %) est plus composite avec des herbacées, des plantes buissonnantes ou de petits ligneux. Il faut attendre les *Sapindaceae* (3,3 %) pour retrouver une famille de ligneux, ce qui montre la diversité assez faible de ceux-ci, malgré leur suprématie dans les paysages étudiés. Malgré les hivers rigoureux du climat continental humide, cette végétation ligneuse est majoritairement constituée de feuillus caducifoliés, dont la grande majorité sont des Phanérophytes¹¹² selon la classification du botaniste danois Raunkjær (1860-1938). Les espèces sempervirentes sont plus rares, cantonnées à quelque résineux représentants des familles des *Pinaceae* ou des *Cupressaceae*, pins et thuyas notamment.

¹¹² Les bourgeons sont à plus de 50 cm du sol.

Famille	Nombre de représentant	Part (en %)	Famille	Nombre de représentant	Part (en %)
Asteraceae	37	13,5	Melanthiaceae	2	0,7
Rosaceae	29	10,6	Plantaginaceae	2	0,7
Poaceae	28	10,2	Primulaceae	2	0,7
Fabaceae	16	5,8	Rhamnaceae	2	0,7
Cyperaceae	13	4,7	Thelypteridaceae	2	0,7
Sapindaceae	9	3,3	Violaceae	2	0,7
Polygonaceae	7	2,6	Amaranthaceae	1	0,4
Ranunculaceae	7	2,6	Amaryllidaceae	1	0,4
Salicaceae	7	2,6	Araliaceae	1	0,4
Adoxaceae	6	2,2	Aristolochiaceae	1	0,4
Apocynaceae	5	1,8	Berberidaceae	1	0,4
Betulaceae	5	1,8	Cannabaceae	1	0,4
Caprifoliaceae	5	1,8	Celastraceae	1	0,4
Dryopteridaceae	5	1,8	Colchicaceae	1	0,4
Lamiaceae	5	1,8	Convolvulaceae	1	0,4
Apiaceae	4	1,5	Cupressaceae	1	0,4
Oleaceae	4	1,5	Dennstaedtiaceae	1	0,4
Pinaceae	4	1,5	Geraniaceae	1	0,4
Boraginaceae	3	1,1	Juglandaceae	1	0,4
Cornaceae	3	1,1	Lythraceae	1	0,4
Fagaceae	3	1,1	Magnoliaceae	1	0,4
Rubiaceae	3	1,1	Malvaceae	1	0,4
Urticaceae	3	1,1	Moraceae	1	0,4
Vitaceae	3	1,1	Onagraceae	1	0,4
Anacardiaceae	2	0,7	Onocleaceae	1	0,4
Araceae	2	0,7	Osmundaceae	1	0,4
Asparagaceae	2	0,7	Oxalidaceae	1	0,4
Balsaminaceae	2	0,7	Papaveraceae	1	0,4
Brassicaceae	2	0,7	Pteridaceae	1	0,4
Caryophyllaceae	2	0,7	Smilacaceae	1	0,4
Equisetaceae	2	0,7	Solanaceae	1	0,4
Ericaceae	2	0,7	Taxaceae	1	0,4
Grossulariaceae	2	0,7	Typhaceae	1	0,4
Hypericaceae	2	0,7	Ulmaceae	1	0,4

Tableau 13 : Nombre d'espèces relevés par famille botanique

Si la prédominance des herbacées s'expliquent par une large variété d'espèces, quelques ligneux sont omniprésents. Peu nombreuses, les espèces ligneuses sont en effet récurrentes, ce qui rend bien compte de leur importance dans les paysages (Tableau 2). 36 % des espèces rencontrées le plus fréquemment sont des ligneux.

Parmi ces espèces fréquentes, les espèces pionnières sont parmi les plus représentées, ce qui montre bien les changements récents de l'occupation du sol avec un enrichissement, puis un boisement des parcelles végétalisées, comme cela a été vu au chapitre 5. L'espèce la plus répandue est le Nerprun cathartique (*Rhamnus cathartica* : 66,7 %), une espèce envahissante originaire d'Europe importée à l'origine pour l'ornement et un des principaux perturbateurs des écosystèmes à Montréal. Il s'adapte à une grande variété de milieux, bien qu'il préfère les sols calcaires ou, du moins, au pH légèrement basique. Les plus fréquentes sont ensuite les espèces ligneuses pionnières colonisatrices des espaces ouverts. Le Peuplier deltoïde (*Populus deltoides*) est une espèce hydrophile qui se plaît bien dans les sols humides québécois (52,4 %) alors que le Frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*) se plaît dans des sols plus secs (50 %). Cela étant, tous deux s'adaptent à une grande variété de conditions édaphiques. L'érable à sucre (*Acer saccharum*), espèce emblématique du Canada, arrive en sixième position (47,6 %). Bien que moins répandu que des ligneux à croissance plus rapide, sa forte occurrence rend également compte d'un certain maintien des bois matures, voire d'un renouvellement dans certains secteurs, jusqu'à supplanter les frênes (Marineaux, 2008, 2009). Enfin, la Vigne vierge (*Parthenocissus quinquefolia* : 52,4 %) et la Vigne des rivages (*Vitis riparia* : 50 %) montrent également des milieux boisés en mutation. Ces espèces rustiques et lianescentes prennent appui sur les arbres et se retrouvent fréquemment dans les friches et les bois. Ces espèces ont aussi été privilégiées pour leurs usages décoratifs ou alimentaires. Les trois espèces suivantes, le Chèvrefeuille du Canada (*Lonicera canadensis* : 47,6 %), le Chêne rouge (*Quercus rubra* : 42,9 %) et le Tilleul d'Amérique (*Tilia americana* : 42,9 %) sont représentatives de notre choix d'échantillonner une majorité de formations boisées.

Beaucoup d'espèces sont peu fréquentes : 101 espèces (soit 38 %) n'ont été observées qu'une seule fois et 142 (soit 54 %) ont été observées deux fois ou moins.

Nom vernaculaires	Noms scientifiques	Occurrence	Fréquence dans les relevés (en %)
Nerprun cathartique	<i>Rhamnus cathartica</i>	28	66,7
Vigne vierge commune	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	22	52,4
Peuplier deltoïde	<i>Populus deltoides</i>	22	52,4
Frêne de pennsylvanie	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	21	50,0
Vigne des rivages	<i>Vitis riparia</i>	21	50,0
Erable à sucre	<i>Acer saccharum</i>	20	47,6
Chèvrefeuille du Canada	<i>Lonicera canadensis</i>	20	47,6
Chêne rouge	<i>Quercus rubra</i>	18	42,9
Tilleul d'Amérique	<i>Tilia americana</i>	18	42,9
Anthriscus des bois	<i>Angelica sylvestris</i>	17	40,5
Circée de lutèce	<i>Circaea canadensis</i>	17	40,5
Cerisier de Virginie	<i>Prunus virginiana</i>	17	40,5
Orme d'Amérique	<i>Ulmus americana</i>	17	40,5
Chiendent commun	<i>Elymus repens</i>	16	38,1
Smilacine à grappes	<i>Maianthemum racemosum</i>	16	38,1
Frêne d'Amérique	<i>Fraxinus americana</i>	14	33,3
Verge d'or très élevée	<i>Solidago altissima</i>	14	33,3
Valériane Valeriana officinali	<i>Valeriana officinalis</i>	14	33,3
Cornouiller stolonifère	<i>Cornus sericea</i>	13	31,0
Paturin des bois	<i>Poa nemoralis</i>	13	31,0
Verge d'or du Canada	<i>Solidago canadensis</i>	13	31,0
Vesce jargeau	<i>Vicia cracca</i>	13	31,0
Érable à Giguère	<i>Acer negundo</i>	12	28,6
Asarum du Canada	<i>Asarum canadense</i>	12	28,6
Carex pédonculé	<i>Carex pedunculata</i>	12	28,6
Onoclee sensible	<i>Onoclea sensibilis</i>	12	28,6
Paturin des prés	<i>Poa pratensis</i>	12	28,6
Grande bardane	<i>Arctium lappa</i>	11	26,2
Salicaire commune	<i>Lythrum salicaria</i>	11	26,2
Gadelier d'Amérique	<i>Ribes americanum</i>	11	26,2
Verge d'or à tige zigzagante	<i>Solidago flexicaulis</i>	11	26,2
Aster à feuilles cordées	<i>Symphotrichum cordifolium</i>	11	26,2
Érable argenté	<i>Acer saccharinum</i>	10	23,8

Tableau 14 : Espèces rencontrées plus de dix fois

1.3. Des espèces exotiques très envahissantes et une faible proportion d'espèces rares

La base de données VASCAN nous renseigne sur l'origine des espèces rencontrées (Figure 112). Si les espèces normalement présente au Québec sont majoritaires (61 %). Un tiers d'entre elle (36 %) sont introduites. Des espèces aux caractères exclus ou douteux sont parfois reportées, elles ne sont pas

implantées de manière permanente. Enfin l'amélanchier à feuilles d'aulne (*Amelanchier alnifolia*) a été retrouvé trois fois dans nos relevés, malgré son absence officielle du Québec.

La base de données VASCAN nous renseigne sur l'origine des espèces rencontrées (Figure 112). Si les espèces faisant partie du cortège autochtone du Québec sont majoritaires (61 %), plus d'un tiers d'entre elles (36 %) sont introduites.

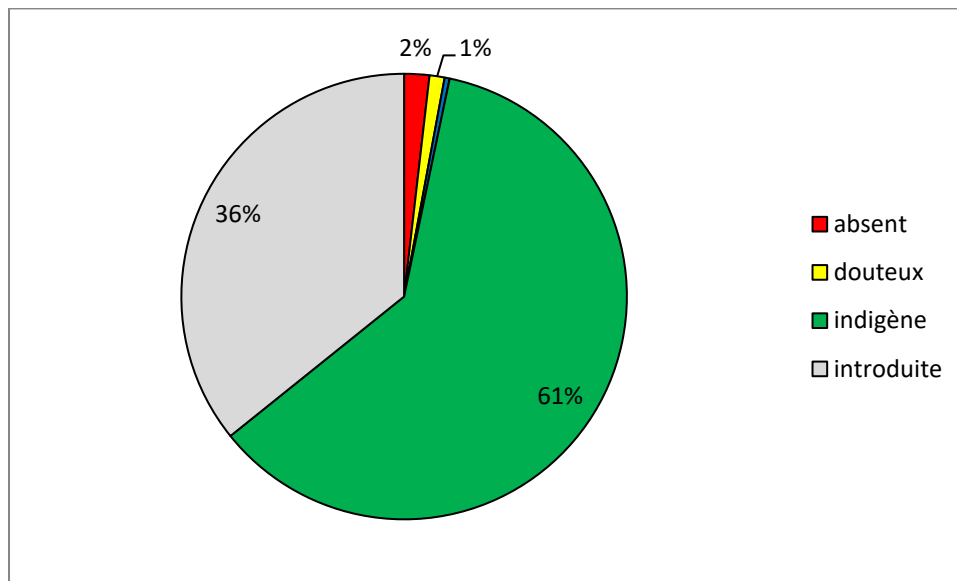


Figure 112 : Origine des espèces

Certaines plantes vasculaires ont été introduites volontairement. C'est le cas de nombreuses graminées utilisées comme plantes fourragères qui se plaisent dans les formations herbacées, comme l'ivraie vivace (*Lolium perenne*), la Luzerne cultivée (*Medicago sativa*) ou la Fléole des prés (*Phleum pratense*). De nombreuses autres espèces ont été introduites accidentellement. Certaines se sont échappées des vergers, comme le Mûrier blanc (*Morus alba*), le Framboisier d'Europe (*Rubus idaeus*) ou encore la Vigne d'été (*Vitis aestivalis*). Nous avons également retrouvé certaines espèces qui se sont mondialisées et implantées sur tous les continents, comme le Chiendent commun (*Elymus repens*) ou le Millepertuis commun (*Hypericum perforatum*). Enfin, les abords de maisons et d'espaces verts ont laissé échapper des espèces horticoles. Parmi ces échappées de jardin, citons le Chèvrefeuille de Tartarie (*Lonicera tatarica*) et le Lilas commun (*Syringa vulgaris*).

Bien que 98 espèces introduites aient été recensées, seules 17 sont considérées comme envahissantes (tableau 17). Étrangement, il ne semble pas exister de liste des espèces de plantes vasculaires envahissantes au Québec. Certains auteurs et associations, comme le Conseil québécois des espèces exotiques envahissantes, renvoient à des documents fragmentaires en provenance d'agences

nationales ou de ministères de la faune au Québec et en Ontario. Nous nous référerons ici aux listes d'espèces considérées comme envahissantes présentes à l'annexe 4 du Schéma d'aménagement et de développement de l'agglomération de Montréal (2015) et à l'annexe 13 du Schéma d'aménagement et de développement révisé de la Ville de Laval (2017). Cette dernière se base sur une note du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements climatiques qui date de 2016. Sur cette base, bien que 98 espèces introduites aient été recensées, seules 17 de ces exotiques sont considérées comme envahissantes (tableau 15).

Nom vernaculaire	Nom scientifique	Famille	Nombre d'observation	Fréquence d'observation (en %)
Nerprun cathartique	<i>Rhamnus cathartica</i>	Rhamnaceae	28	66,7
Anthriscue des bois	<i>Anthriscus sylvestris</i>	Apiaceae	17	40,5
Valériane officinale	<i>Valeriana officinalis</i>	Caprifoliaceae	14	33,3
Erable à Giguère	<i>Acer negundo</i>	Sapindaceae	12	28,6
Salicaire commune	<i>Lythrum salicaria</i>	Lythraceae	11	26,2
Alliaire officinale	<i>Alliaria petiolata</i>	Brassicaceae	9	21,4
Nerprun bourdaine	<i>Frangula alnus</i>	Rhamnaceae	7	16,7
Alpiste roseau	<i>Phalaris arundinacea</i>	Poaceae	7	16,7
Roseau commun	<i>Phragmites australis</i>	Poaceae	6	14,3
Erable de Norvège	<i>Acer platanoides</i>	Sapindaceae	3	7,1
Brome inerme	<i>Bromus inermis</i>	Poaceae	3	7,1
Robinier faux-acacia	<i>Robinia pseudoacacia</i>	Fabaceae	3	7,1
Panais sauvage	<i>Pastinaca sativa</i>	Apiaceae	2	4,8
Egopode podagraire	<i>Aegopodium podagraria</i>	Apiaceae	1	2,4
Chèvrefeuille de Tartarie	<i>Lonicera tatarica</i>	Caprifoliaceae	1	2,4
Renouée du Japon	<i>Reynoutria japonica</i>	Polygonaceae	1	2,4
Petite pervenche	<i>Vinca minor</i>	Apocynaceae	1	2,4
Dompte-venin de Russie	<i>Vincetoxicum rossicum</i>	Apocynaceae	1	2,4

Tableau 15 : Espèces considérées comme envahissantes rencontrées

La présence de la plupart des espèces envahissantes est à nuancer. 8 espèces ont été rencontrées trois fois ou moins. Si nous avons recensé la présence de la Renouée du Japon (*Reynoutria japonica*), l'Egopode podagraire (*Aegopodium podagraria*), du Panais sauvage (*Pastinaca sativa*) et du robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia*), il s'agit avant tout d'espèces opportunistes qui profitent des écosystèmes déstructurés dans la matrice urbaine. Moins que la cause d'un appauvrissement, leur

présence en serait plutôt la conséquence (Teyssèdre et Barbault, 2009 ; Roussel, 2017). L'Érable à Giguère (*Acer negundo*) s'inscrit également dans cette perspective opportuniste. Bien qu'on le retrouve dans 28.6 % des relevés, il n'est présent qu'à travers quelques individus. Les friches à Giguère sont peu répandues. L'espèce reste cependant gênante pour la voirie car elle se ressème dans les interstices du bitume, ce qui finit par provoquer des dommages à la chaussée. L'Érable de Norvège (*Acer platanoides*) fut une espèce ornementale appréciée pour sa résistance en milieu urbain et plantée dans de nombreuses rues et parcs. Il s'avère qu'il prend cependant l'ascendant sur les espèces locales, notamment sur les autres bois d'érables. Certains secteurs du Mont-Royal furent plantés d'érables de Norvège, qui forment aujourd'hui des groupements stables qui ne devraient pas évoluer (Marineau, 2008). La capacité de cette espèce a poussé plus vite sous la canopée que les autres espèces ligneuses en fait un envahissant dans certains bois (Martin et Marks, 2006 ; Galbraith-Kent et Handel, 2008). Il est notamment redoutable lors de la succession végétale de certains peuplements pionniers, où l'érable de Norvège prend l'ascendant sur les peupliers et frênes au détriment d'autres érables ou de chênes qui constituent généralement les stades plus avancés de la succession.

Les espèces envahissantes ne sont pas nécessairement exotiques, comme le montre la suprématie de l'Alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*) dans les prairies et friches herbacées, où sa robustesse et sa vitesse de dispersion lui permet de coloniser l'espace. Une autre espèce de poacée se révèle très envahissante : le Roseau commun (*Phragmites australis*). Il pousse dans les milieux humides et occupe une place importante dans les paysages montréalais car il colonise les bassins de rétention des eaux le long des autoroutes et des lotissements (Figure 113, photographie 1). Malgré son nom scientifique un peu trompeur, cette espèce est aussi native au Québec. Les raisons de sa prolifération sont les mêmes que pour l'Alpiste roseau. Sa robustesse, notamment sa résistance aux sels et produits dispersés sur les routes, lui permettent de s'implanter dans les milieux perturbés (Lavoie, 2007). Encore une fois, on peut remarquer que l'espèce envahissante n'est pas tant celle qui envahit un écosystème stable, que celle qui profite des perturbations d'origine anthropiques.

Les sous-bois sont également envahis par des espèces à capacité de dispersion élevée et à croissance rapide. Si les bois matures semblent mieux résister, les friches boisées et arbustives sont parsemées d'Anthriscus des bois (*Anthriscus sylvestris*), de Valériane officinale (*Valeriana officinalis*) et d'Alliaire officinale (*Alliaria petiolata*) (Figure 113, photographie 2).

Enfin, comme nous l'avons déjà amplement vu dans notre étude paysagère, les principales espèces envahissantes sont les Nerpruns cathartiques (*Rhamnus cathartica*) et la Bourdaine (*Frangula alnus*). En plus de nombreux avantages compétitifs comme la tolérance à l'ombre, une croissance rapide, un taux élevé de photosynthèse et une tolérance élevée à l'humidité et à la sécheresse (Knight *et al.*,

2007), les nerpruns modifient la teneur en nitrogène et en carbone dans le sol, ce qui les avantages d'autant plus (Heneghan *et al.*, 2006). Leur impact paysager a déjà été souligné dans les chapitres 5 et 6 : ils viennent s'implanter dans le sous-bois jusqu'à réduire la visibilité et le passage (Figure 113, photographie 3).

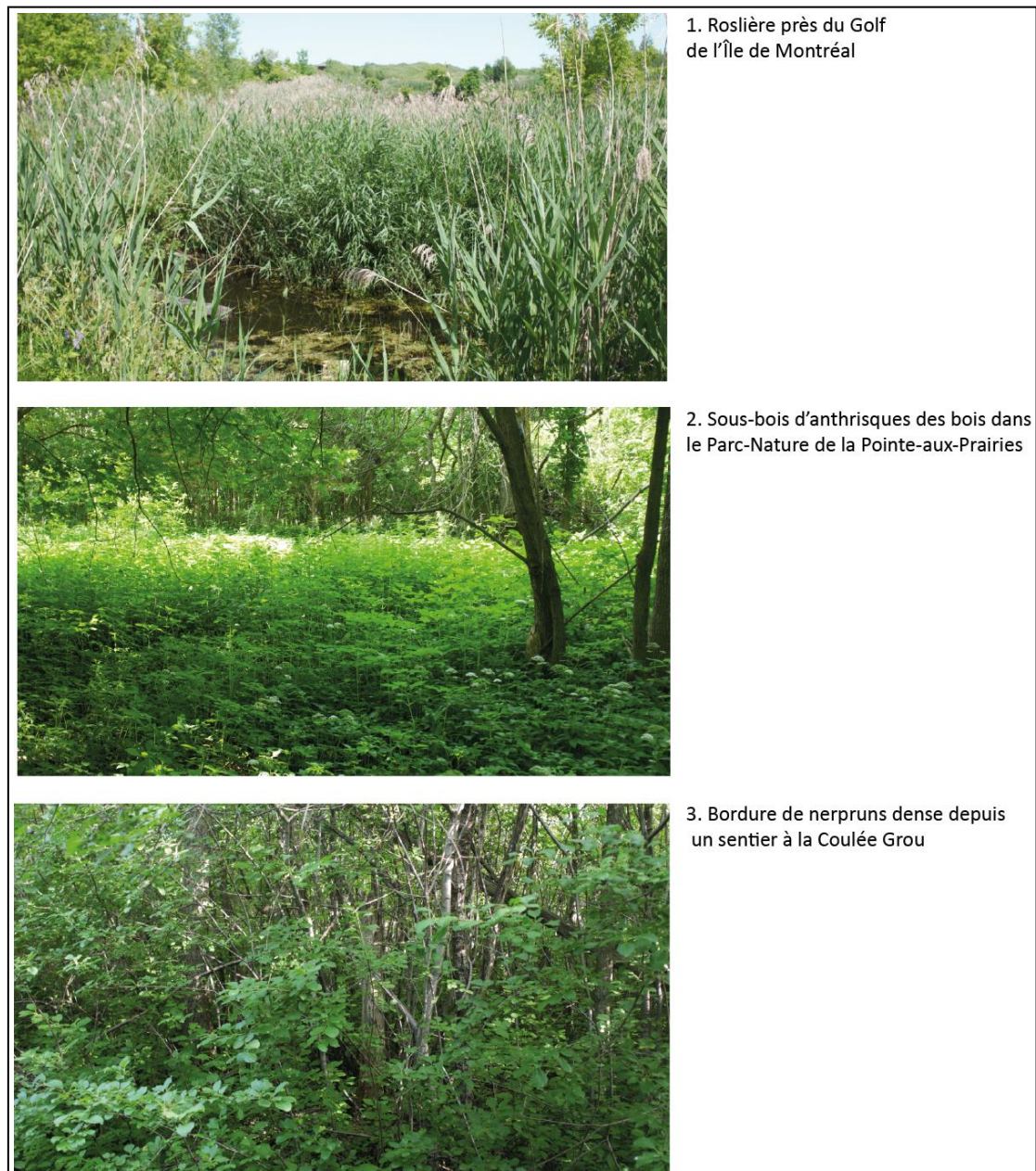


Figure 113 : Le poids des envahissants dans le paysage

Si les espèces exotiques et/ou envahissantes sont bien présentes dans nos relevés, les espèces considérées comme rares sont presque absentes. La flore est donc surtout constituée d'espèces communes, sinon banales. Le Ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec distingue quatre désignations :

- Une espèce est menacée lorsque sa disparition est appréhendée (57 espèces sur la liste)¹¹³.
- Une espèce est vulnérable lorsque sa survie est précaire même si sa disparition n'est pas appréhendée (12 espèces sur la liste).¹¹⁴
- Une espèce est vulnérable à la récolte lorsque s'exerce sur elle une pression de cueillette en raison de sa valeur commerciale sur les marchés de l'alimentation, de l'horticulture (9 espèces sur la liste)¹¹⁵.
- Une espèce est susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable lorsque l'information disponible indique que sa pérennité au Québec pourrait être compromise et qu'elle requiert donc une attention particulière (246 taxons)¹¹⁶.

Enfin, une liste des plantes vasculaires en situation précaire au Québec reprend les représentants des quatre précédentes listes et incorpore d'autres espèces encore abondantes dont il faut surveiller la situation. Au total, 409 espèces figurent sur la liste (Tardif *et al.*, 2016), dont 11 ont été rencontrées sur nos 42 relevés.

¹¹³ <http://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/especes/listes/menacees-floristiques.pdf>

¹¹⁴ <http://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/especes/listes/vulnerables-floristiques.pdf>

¹¹⁵ <http://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/especes/listes/vulnerables-recolte.pdf>

¹¹⁶ <http://www.environnement.gouv.qc.ca/biodiversite/especes/listes/vasculaires.pdf>

Nom vernaculaire	Nom scientifique	Famille	Statut de protection	Considérée comme précaire	Nombre d'observation	Fréquence d'observation (en %)
Asaret du Canada	<i>Asarum canadense</i>	Aristolochiaceae	Vulnérable à la récolte	oui	12	28,6
Benoite à grande feuille	<i>Geum macrophyllum</i>	Rosaceae		oui	5	11,9
Adiante du Canada	<i>Adiantum pedatum</i>	Pteridaceae	Vulnérable à la récolte	oui	4	9,5
Sanguinaire du Canada	<i>Sanguinaria canadensis</i>	Papaveraceae	Vulnérable à la récolte	oui	4	9,5
Trille blanche	<i>Trillium grandiflorum</i>	Melanthiaceae	Vulnérable à la récolte	oui	4	9,5
Géranium maculé	<i>Geranium maculatum</i>	Geraniaceae	Susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable	oui	3	7,1
Panic de Gattinger	<i>Panicum philadelphicum</i>	Poaceae	Susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable	oui	1	2,4
Uvulaire à grandes fleurs	<i>Uvularia grandiflora</i>	Colchicaceae	Vulnérable à la récolte	oui	1	2,4
Ail des bois	<i>Allium tricoccum</i>	Amaryllidaceae		oui	1	2,4
Érable noir	<i>Acer nigrum</i>	Sapindaceae		oui	1	2,4
Lysimaque à quatre feuilles	<i>Lysimachia quadrifolia</i>	Primulaceae		oui	1	2,4

Tableau 16 : Espèces rencontrées dont la situation est considérée comme précaire

On remarque surtout l'abondance des espèces dites « vulnérables à la récolte » comme l'Asaret du Canada (*Asarum canadense*) ou la Benoite à grandes feuilles (*Geum macrophyllum*). Ce statut désigne davantage des espèces régulièrement cueillies que des espèces réellement rares. Si aucune espèce menacée ou vulnérable n'a été recensée, deux espèces susceptibles de l'être ont été rencontrées, le géranium maculé (*Geranium maculatum*) et le panic de Gattinger (*Panicum philadelphicum*). Ce faible nombre d'espèces rares rencontrées n'a rien de surprenant tant la plupart des milieux échantillonnés ont été influencés par les activités humaines, auxquelles il faut également ajouter les biais dus à l'absence de la saisonnalité dans la fréquence de nos relevés.

2. La diversité floristique en fonction du paysage végétal

2.1. La flore dans les quatre terrains de recherche

L'étude de la diversité floristique permet de dégager quelques éléments statistiques relatifs à chacun quatre terrains de recherches.

	Nombre d'espèces rencontrées	Nombre de relevés	Nombre moyen d'espèces par relevé	Relevé le plus prolifique	Relevé le moins prolifique	Nombre moyen d'espèces envahissantes par relevé	Nombre moyen d'espèces à statut précaire par relevé
Pointe nord-est de Montréal	425	15	28,3	49	12	3,4	0,7
Laval	316	12	26,3	38	16	3,0	0,6
Mont Royal	260	9	28,9	48	23	3,6	1,3
Mont Saint-Bruno	179	6	29,8	42	21	1,3	1,2

Tableau 17 : La richesse floristique selon le terrain de recherche

Il faut garder à l'esprit que le nombre de relevés par terrain n'est pas le même. La comparaison entre la pointe nord-est de Montréal, 15 relevés, et le Mont Saint-Bruno, 6 relevés, et nécessairement un peu biaisée par la différence de représentativité entre les deux échantillons de terrain.

Le nombre moyen d'espèces rencontrées est assez similaire d'un terrain à l'autre, de 26,3 à Laval à 29,8 au Mont Saint Bruno. Les relevés à la Pointe Nord-est sont les plus hétérogènes, avec une fourchette largement ouverte entre le relevé le plus prolifique (49) et le plus pauvre (12). Ces différences sont principalement dues à la diversité variable des paysages, d'un site à l'autre (Tableau 6). On remarquera que la proportion d'espèces envahissantes est la même dans les trois terrains situés en milieux urbains. Le massif forestier du Mont Saint Bruno est plus épargné. Enfin, les bois matures des deux collines montréalaises offrent davantage d'espèces reconnues comme ayant un statut précaire, alors que la flore est plus courante ou banale sur les milieux perturbés des périphéries urbains localisés à Laval et au Nord de Montréal.

2.2. La richesse floristique des paysages végétaux

Cette faible richesse floristique des friches et bois de début de succession végétale est relative, certaines frênaies et peupleraies révélant finalement une grande diversité d'espèces. On peut même noter des résultats paradoxaux comme le fait que la peupleraie à nerprun et le bois mature sont quantitativement assez semblables quant à leur diversité floristique, et présentant beaucoup de relevés ayant plus ou moins le même nombre d'espèces rencontrées.

	Nombre d'espèces rencontrées	Nombre de relevés	Nombre moyen d'espèces par relevé	Relevé le plus prolifique	Relevé le moins prolifique	Nombre moyen d'espèces à statut précaire par relevé	Nombre moyen d'espèces envahissantes par relevé
Bois mature	503	18	27,9	42	17	1,6	2,3
Emprise électrique	85	2	42,5	49	36	0,5	6,0
Frênaie à nerpruns	114	5	22,8	33	12	0,8	3,6
Friche à peuplier	31	1	31,0	31	31	0,0	4,0
Friche à saule	51	2	25,5	31	20	0,0	4,5
Peupleraie à nerpruns	166	6	27,7	40	13	0,2	3,2
Prairie	182	6	30,3	38	14	0,2	3,5
Zone de lisière	48	2	24,0	32	16	0,0	3,0

Tableau 18 : La richesse floristique selon le paysage végétal

Si on met l'accent sur l'aspect qualitatif, le nombre moyen d'espèces envahissantes ou, à l'inverse, à statut précaire nous en apprend un peu plus sur la qualité de la flore. Les formations en cours d'enfrichement, les friches et les emprises électriques apparaissent particulièrement sensibles aux espèces envahissantes. Dans une moindre mesure, les bois de début de succession, les frênaies et les peupleraies, sont également vulnérables. Les boisements stables sont moins touchés. Les espèces à statut précaire qui témoignent d'une certaine qualité de la flore sont principalement présentes dans ces boisements.

Ces chiffres restent très généraux et discutables. D'une part, des biais statistiques peuvent survenir à cause de la différence de représentativité entre chaque classe ; d'autre part, les chiffres obtenus ne sont pas si tranchés et les différences entre les paysages végétaux ou les terrains d'études sont peu marquées. Un traitement statistique permettant de descendre plus en détails dans les cortèges doit être effectué afin d'effectuer une typologie de la flore et de dépasser le caractère un peu grossier des études paysagères se limitant aux espèces dominantes.

3. Typologie des communautés végétales

3.1. Analyse factorielle des correspondances sur la composition floristique des 42 relevés

Les communautés végétales (ensemble d'espèces fréquemment réunies dans les mêmes lieux) peuvent être appréhendées à l'aide de l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC). Des hypothèses sur les facteurs écologiques ou anthropiques organisateurs de ces communautés floristiques dans l'espace urbain montréalais pourront ensuite être avancées.

L'AFC est une des analyses les plus couramment utilisées dans les statistiques descriptives multidimensionnelles (Baccini, 2010). Elle permet de traiter simultanément un grand nombre de variables : ici, ce sont les espèces rencontrées sur les 42 relevés. L'AFC permet de résumer un tableau de données qualitatives en des axes factoriels synthétiques. L'exploitation d'une AFC peut se faire commodément à travers la représentation graphique des premiers plans factoriels, croisant les facteurs principaux de l'analyse. La représentation graphique des résultats est un nuage de points représentant ici les relevés (individus statistiques) et les espèces que l'on y rencontre (variables descriptives) : les axes factoriels principaux rapprochent graphiquement les relevés ayant des compositions floristiques proches et les espèces qui ont une même distribution. Le premier facteur principal (représenté axe 1) est celui qui concentre la plus forte part de l'information contenue dans le tableau et ainsi de suite par importance dégressive. La répartition de ces points peut être interprétée comme révélateurs de facteurs organisateurs de la flore (Gégout et Houllier, 1993).

Nous nous cantonnerons dans ce chapitre à l'examen du premier plan factoriel, celui qui concentre la plus forte part de l'information. Les points regroupés sur telle ou telle partie du plan factoriel sont interprétables en fonction de ce que nous connaissons de la flore, ce qui permet d'identifier un ou plusieurs facteurs organisateurs (Bonin et Tatoni, 1990).

Les données récoltées lors des relevés floristiques sont reportées de la manière suivante dans le tableau : les relevés sont placés en colonne et les espèces en ligne. La présence d'une espèce dans un relevé est signalée par un 1, son absence par un 0. Le logiciel utilisé est XLSTAT.

Parmi les caractéristiques générales de l'AFC, il faut d'abord regarder l'inertie du tableau de données qui dépend du barycentre du nuage de points et de son allongement. La formule de calcul est analogue au calcul de la variance qui représente l'information portée par le nuage de points (inertie totale) ou par chacun des axes factoriels (pourcentage d'inertie) (Tableau 19). L'inertie totale est de 8,26 si l'on réalise une AFC sur l'ensemble des espèces, ce qui est assez élevé et signe d'une matrice très dispersée. À l'instar des travaux de Brun (2015) ou de Roussel (2016), nous avons exclu les espèces les moins fréquentes : les espèces rencontrées moins de trois fois n'ont pas été prises en compte, l'AFC a porté

sur 132 espèces sur un total de 274. L'inertie totale est la somme des valeurs propres, c'est-à-dire de l'inertie portée par chaque axe/facteur. La contribution de la valeur de chaque axe/facteur à l'inertie totale est représentée sous forme de pourcentages d'inertie. Plus les valeurs propres et les pourcentages d'inertie de chacun des axes sont élevés, plus ceux-ci sont représentatifs. On remarque ici que l'axe 1 se différencie nettement de ses suivants par sa valeur propre et son pourcentage d'inertie. Il est le seul à vraiment concerner l'ensemble des relevés. Cela justifie notre choix de n'avoir retenu que le premier plan factoriel, les plans factoriels suivant ne représentant plus que des particularités locales portant sur un trop petit nombre de relevés ou d'espèces pour être généralisables.

Axe/facteur	F1	F2	F3	F4	F5
Valeur propre	0,571	0,291	0,257	0,217	0,191
Inertie (%)	12,747	6,494	5,730	4,837	4,270
% cumulé	12,747	19,241	24,971	29,808	34,078

Tableau 19 : Valeurs propres et pourcentages d'inertie des premiers axes factoriels

La valeur propre du premier facteur principal (F1 : 0,571) rend bien compte de son caractère structurant pour l'ensemble de la matrice. Les facteurs F2 (0,291) et F3 (0,257) sont beaucoup moins représentatifs. Le pourcentage d'inertie confirme cette tendance générale. Le facteur F1 porte 12,747 %, signe d'un axe bien structuré. Le facteur F2 porte 6,494 % de l'inertie totale, ce qui peut encore rendre compte d'effets généraux, concernant une part importante des relevés, mais les suivants sont, en revanche, peu significatifs.

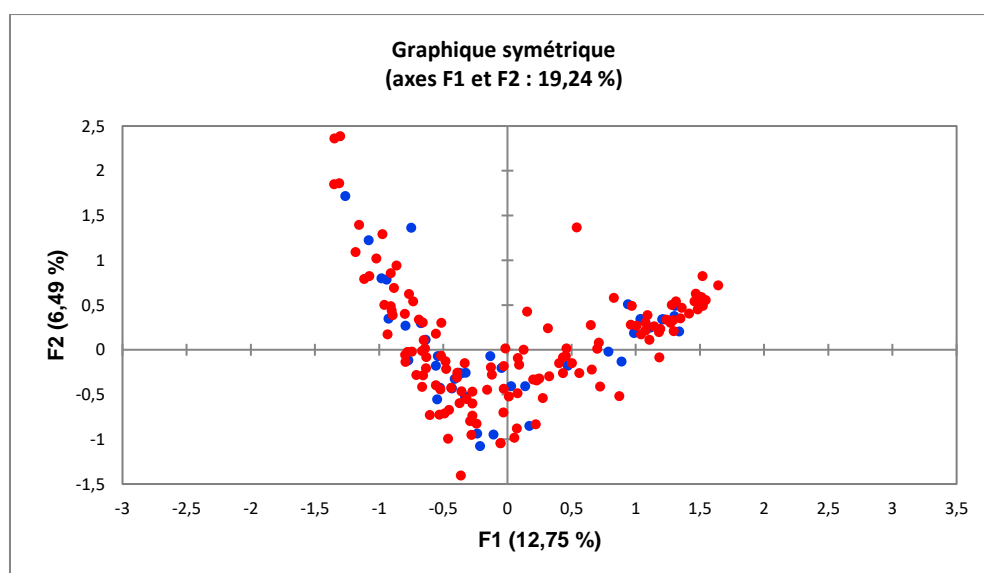


Figure 114: Analyse factorielle des correspondances des relevés et des espèces présentes trois fois et plus : représentation du premier plan factoriel

Les points rouges représentent les espèces et les points bleus représentent les relevés.

La forme obtenue montre que les deux axes sont largement indépendants, les deux premiers facteurs principaux étant néanmoins bien hiérarchisés, F1 ayant un pourcentage d'inertie de F2. La contribution des espèces et des relevés les plus contributifs à l'allongement des axes F1 et F2 permet d'analyser la structure floristique et de déterminer quel en est le facteur organisateur principal (interprétation de F1) et quelle nuance apporte l'interprétation de F2. La contribution moyenne des relevés à l'axe 1 est de 1/42, soit 0.0238. La qualité de représentation permet de mesurer l'effet de l'axe 1 au regard des autres axes. On estime généralement qu'un individu est mal représenté en dessous de 0,3, même si sa contribution est élevée. Nous allons répertorier ici les relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe factoriel F1, dont nous nuancerons le poids à l'aide de la qualité de la représentation (Tableau 20).

F1	Contributions	Coordonnées	Cosinus carrés (Qualité de la représentation)
Emprise électrique Mtl-NE 11	0,090	1,305	0,204
Prairie La 11	0,075	1,215	0,173
Prairie Mtl-NE 6	0,074	1,207	0,006
Prairie La 5	0,074	1,300	0,108
Friche à peuplier Mtl-NE 14	0,049	1,036	0,309
Prairie Mt-St-B 4	0,044	0,986	0,007
Prairie Mtl-NE 15	0,041	1,338	0,063
Prairie Mtl-NE 2	0,040	0,938	0,064
Emprise électrique La 7	0,036	0,890	0,026
Peupleraie à nerpruns Mtl-NE 1	0,035	0,788	0,213
Friche à saule La 10	0,035	1,112	0,205
Bois mature (érablière à sucre) Mt-St-B 3	0,053	-1,263	0,000
Bois mature (érablière à sucre) Mt-St-B 5	0,041	-1,083	0,025
Bois mature (chênaie rouge) Mt-R 1	0,038	-0,926	0,396
Bois mature (érablière à sucre) Mt-R 7	0,037	-0,941	0,075
Bois mature La 9	0,027	-0,982	0,009
Bois mature (érablière à sucre) Mt-R 6	0,024	-0,795	0,049
Contribution moyenne des relevés	0,0238		

Tableau 20 : Relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe factoriel F1, classés en fonction de leurs contributions et de leurs coordonnées sur l'axe F1

Les contributions des relevés à l'axe 1 montrent bien un facteur organisateur non-négligeable à travers l'opposition entre les parties positives et négatives. Cependant, d'autres facteurs viennent interférer, ce qui se traduit par des qualités de représentation relativement faibles. Ainsi, seuls les relevés Mtl-NE 14 et Mt-R 1 semblent avoir une qualité de représentation suffisante relativement à F1

(respectivement 0,309 et 0,396). Les résultats sont interprétables et montrent bien une dichotomie entre formations à dominante d'herbacées (partie positive de l'axe) et ligneuses avec une opposition nette entre les bois matures et les communautés des friches, bois pionniers ou prairies. Différenciés par l'axe 2, les boisements de début de succession, comme les peupleraies à nerpruns (Mtl-NE 3, Mtl-NE 7, et les frênaies à nerpruns (La 3, Mtl-NE5) ont des qualités de représentation beaucoup plus faibles sur F1.

On peut mettre cette opposition en relation avec les espèces contributives sur F1 (Figure 114). La contribution moyenne est de 1/132, soit 0,008.

F1		Contributions	Coordonnées	Cosinus carrés (Qualité de la représentation)
Vesce jargeau	<i>Vicia cracca</i>	0,035	1,239	0,700
Pâturin alpigène	<i>Poa pratensis</i>	0,034	1,270	0,650
Valériane officinale	<i>Valeriana officinalis</i>	0,030	1,107	0,583
Alpiste roseau	<i>Phalaris arundinacea</i>	0,028	1,497	0,452
Verge d'or haute	<i>Solidago altissima</i>	0,027	1,040	0,568
Salicaire commune	<i>Lythrum salicaria</i>	0,025	1,145	0,541
Asclépiade commune	<i>Asclepias syriaca</i>	0,024	1,522	0,457
Verge d'or à feuilles de graminée	<i>Euthamia graminifolia</i>	0,023	1,291	0,365
Mélilot blanc	<i>Melilotus albus</i>	0,023	1,280	0,498
Carotte sauvage	<i>Daucus carota</i>	0,022	1,457	0,343
Fléole des prés	<i>Phleum pratense</i>	0,022	1,181	0,476
Roseau commun	<i>Phragmites australis</i>	0,019	1,359	0,374
Saule à long pétiole	<i>Salix petiolaris</i>	0,019	1,348	0,303
Laiteron rude	<i>Sonchus asper</i>	0,018	1,295	0,280
Verge d'or jonciforme	<i>Solidago juncea</i>	0,016	1,512	0,238
Pâturin comprimé	<i>Poa compressa</i>	0,015	1,192	0,245
Trèfle rouge	<i>Trifolium pratense</i>	0,014	1,076	0,269
Potentille ansérine	<i>Potentilla anserina</i>	0,014	1,643	0,261
Fétuque de Richardson	<i>Festuca rubra</i>	0,013	1,544	0,207
Lotier corniculé	<i>Lotus corniculatus</i>	0,012	1,521	0,215
Laitue vireuse	<i>Lactuca virosa</i>	0,012	1,313	0,218
Ivraie vivace	<i>Lolium perenne</i>	0,012	1,496	0,211
Tanaisie vulgaire	<i>Tanacetum vulgare</i>	0,012	1,482	0,137
Patience crépue	<i>Rumex crispus</i>	0,011	1,467	0,192
Luzerne cultivée	<i>Medicago sativa</i>	0,011	1,415	0,198
Cornouiller hart-rouge	<i>Cornus sericea</i>	0,010	0,650	0,201

Smilacine à grappes	<i>Maianthemum racemosum</i>	0,023	-0,895	0,408
Erable à sucre	<i>Acer saccharum</i>	0,022	-0,799	0,562
Pigamon dioïque	<i>Thalictrum dioicum</i>	0,018	-1,076	0,289
Verge d'or à tige zigzaguante	<i>Solidago flexicaulis</i>	0,016	-0,901	0,295
Tilleul d'Amérique	<i>Tilia americana</i>	0,015	-0,689	0,342
Ostryer de Virginie	<i>Ostrya virginiana</i>	0,015	-1,183	0,207
Arisème petit-prêcheur	<i>Arisaema triphyllum</i>	0,015	-1,022	0,202
Caryer cordiforme	<i>Carya cordiformis</i>	0,015	-0,959	0,239
Chêne rouge	<i>Quercus rubra</i>	0,014	-0,659	0,308
Sanguinaire du Canada	<i>Sanguinaria canadensis</i>	0,013	-1,350	0,168
Adiante du Canada	<i>Adiantum pedatum</i>	0,013	-1,348	0,132
Caulophylle faux-pigamon	<i>Caulophyllum thalictroides</i>	0,012	-1,310	0,168
Prenanthe élevée	<i>Nabalus altissimus</i>	0,010	-0,974	0,153
Frêne blanc	<i>Fraxinus americana</i>	0,010	-0,632	0,184
Contribution moyenne des relevés		0,008		

Tableau 21 : Espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe factoriel F1, classés en fonction de leurs contributions et de leurs coordonnées sur l'axe F1

Les contributions demeurent correctes, parfois jusqu'à quatre fois la contribution moyenne, comme dans le cas de la Vesce jargeau (*Vicia cracca* : 0,035) ou du Pâturin alpigène (*Poa pratensis* : 0,034). La qualité de représentation est bien meilleure que pour les relevés, la majeure partie des espèces qui contribuent à l'allongement de l'axe factoriel F1 ont une qualité de représentation suffisante pour l'interprétation de l'analyse.

Les espèces qui permettent d'expliquer l'originalité de la flore des formations herbacées s'opposent à celle des formations forestières. Sur les coordonnées positives, on retrouve une dominance de la Vesce jargeau (*Vicia cracca*), du Pâturin alpigène (*Poa pratensis*), de la Valériane officinale (*Valeriana officinalis*) et de l'Alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*). Ces espèces sont typiques des prairies et des friches. Sur la partie négative, on rencontre des espèces ligneuses forestières comme l'Érable à sucre (*Acer saccharum*) et le Tilleul d'Amérique (*Tilia americana*), ainsi que des herbacées de sous-bois comme la Smilacine à grappes (*Maianthemum racemosum*) et la Verge d'or à tige zigzaguante (*Solidago flexicaulis*).

Le nuage de points se structure donc en fonction de l'axe F1 autour d'une opposition floristique entre formations herbacées et formations forestières. L'hétérogénéité entre les principaux paysages végétaux est ainsi mise en lumière par l'AFC. L'importance de l'axe F2 est moindre avec un pourcentage d'inertie de 6,49 % (tableau 22). Cependant, les résultats sont interprétables et Les contributions à l'allongement de F2 demeurent importantes. L'axe est intéressant car il différencie les relevés en fonction de la qualité de leur flore

F2	Contributions	Coordonnée	Cosinus carrés (Qualité de la représentation)
Bois mature (érable à sucre) Mt-St-B 3	0,193	1,716	0,345
Bois mature (érable à sucre) Mt-St-B 5	0,103	1,222	0,244
Bois mature (Hêtre à grande feuille) Mt-St-B 2	0,089	1,359	0,222
Bois mature (érable à sucre) Mt-R 7	0,051	0,782	0,140
Bois mature La 9	0,035	0,796	0,097
Emprise électrique Mtl-NE 11	0,025	0,487	0,055
Prairie Mtl-NE 2	0,023	0,506	0,050
Bois mature (érable argentée) La 1	0,104	-1,079	0,238
Frênaie à nerpruns La 3	0,050	-0,950	0,181
Zone de lisière La 4	0,038	-0,852	0,094
Peupleraie à nerpruns Mtl-NE 7	0,034	-0,940	0,117
Frênaie à nerpruns Mtl-NE 10	0,022	-0,556	0,066
Contribution moyenne des relevés	0,0238		

Tableau 22 : Relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe factoriel F2, classés en fonction de leurs contributions et de leurs coordonnées sur l'axe F2

Les contributions des relevés montrent que l'on passe à un axe secondaire ne concernant qu'une minorité de relevés contribuant à l'allongement de F2, comme Mt-St-B 3, Mt-St-B 5 et La 1. La qualité de la représentation est plutôt faible, signe que ce ne sont que quelques espèces dans le relevé qui expliquent cette effet mis en lumière par F2, mais il faut garder à l'esprit que la qualité de représentation invite tout de même à être prudent dans l'interprétation. L'axe F2 oppose des formations peu perturbées, avec de nombreuses espèces dont la précarité est reconnue, comme les bois matures du Mont Saint-Bruno, à des formations fortement perturbées par les envahissants comme le nerprun (La 3, Mtl-NE 7), par l'agrigle du frêne (La 3, Mtl-Ne 10) ou par le piétinement (La 1).

La contribution des espèces sur F2 permet d'affirmer cette opposition (Tableau 23).

F2		Contributions	Coordonnée	Cosinus carrés (Qualité de la représentation)
Adiante du Canada	<i>Adiantum pedatum</i>	0,077	2,360	0,405
Erable de Pennsylvanie	<i>Acer pensylvanicum</i>	0,059	2,383	0,327
Caulophylle faux-pigamon	<i>Caulophyllum thalictroides</i>	0,048	1,860	0,338
Sanguinaire du Canada	<i>Sanguinaria canadensis</i>	0,047	1,848	0,315
Prenanthe élevée	<i>Nabalus altissimus</i>	0,034	1,290	0,268
Arisème de petit-prêcheur	<i>Arisaema triphyllum</i>	0,029	1,017	0,200
Ostryer de Virginie	<i>Ostrya virginiana</i>	0,024	1,088	0,175
Vigne vierge à cinq folioles	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	0,027	-0,598	0,345
Orme d'Amérique	<i>Ulmus americana</i>	0,021	-0,604	0,235
Nerprun cathartique	<i>Rhamnus cathartica</i>	0,021	-0,470	0,352
Erable à Giguère	<i>Acer negundo</i>	0,021	-0,704	0,178
Contribution moyenne des relevés		0,008		

Tableau 23 : Espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe factoriel F2, classés en fonction de leurs contributions et de leurs coordonnées sur l'axe F2

Les espèces qui contribuent à l'allongement positif de F2 sont des espèces forestières caractéristiques de formations forestières avec une grande qualité écologique, comme le montre la présence d'espèces à statut précaire considérées comme vulnérables à la récolte, comme l'Adiante du Canada (*Adiantum pedatum*) et la Sanguinaire du Canada (*Sanguinaria canadensis*). On retrouve aussi des espèces de sous-bois comme la Prenanthe élevée (*Nabalus altissimus*) et l'Arisème petit-prêcheur (*Arisaema triphyllum*) et des ligneux peu communs à Montréal comme l'Ostryer de Virginie (*Ostrya virginiana*) et l'érable de Pennsylvanie (*Acer pensylvanicum*). Les espèces qui contribuent à l'allongement négatif de F2 sont, à l'inverse, des espèces très communes ou banales, parfois même envahissantes, comme la Vigne vierge (*Parthenocissus quinquefolia*), et l'Érable à Giguère (*Acer negundo*) et, bien entendu, le Nerprun cathartique (*Rhamnus cathartica*). L'orme (*Ulmus americana*) n'est pas invasif, mais se retrouve dans une grande variété de relevés.

Il ressort de l'analyse factorielle des correspondances que les cortèges floristiques sont principalement structurés par le paysage végétal, avec l'opposition entre les formations comprenant beaucoup d'herbacées de milieu ouvert et formations forestières. Cependant, un autre élément structurant, plus discret, apparaît, qui nuance cette concordance entre flore et paysage, la présence d'espèces perturbatrices vient modifier les cortèges et les homogénéisent et les appauvrissent sinon quantitativement du moins qualitativement. On retrouvera ainsi un groupe de bois perturbés qui allongent F2, alors même que ce ne sont pas les mêmes espèces ligneuses dominantes. Il s'oppose à des milieux avec une forte diversité végétale, que ce soit des prairies ou des massifs forestiers. Dans les deux cas, cela montre qu'il existe une certaine diversité floristique au sein d'un même paysage,

tandis que des traits floristiques communs se rencontrent sur des relevés appartenant à des paysages différents.

3.2. Précision des groupes d'espèces par la Classification ascendante hiérarchique

L'AFC ne permet cependant pas d'aboutir à une caractérisation floristique de la végétation mettant en évidence des groupes d'espèces apparaissant fréquemment en commun et significatifs du rôle joué par certains facteurs organisateurs de la flore des grands paysages végétaux décrits dans les chapitres 5 et 6. Nous avons pour cela eu recours à la classification ascendante hiérarchique (CAH) qui est une classification non supervisée permettant de rapprocher les espèces en fonction de leur présence commune sur les relevés, précisant ainsi les cortèges floristiques rencontrés. Nous avons utilisé pour cela le même tableau que pour l'AFC, toujours en éliminant les espèces rencontrées moins de 3 fois. Dans un premier temps, chaque classe est constituée d'un seul individu. Puis les deux individus les plus proches sont réunis en une classe. La distance entre cette nouvelle classe et les individus restants est ensuite calculée (Lebarbier et Mary-Huard, 2006). L'opération est réitérée jusqu'à ce qu'il ne reste plus qu'une unique classe. Cela forme un arbre dont les branches se subdivisent en groupe d'espèces (les « classes » de la CAH) fréquemment coprésentes dans les relevés. Il est important de rappeler qu'il ne s'agit pas de groupements ou d'associations végétales au sens de la phytosociologie, certaines espèces se retrouvant dans plusieurs de ces groupes qui ne sont que des groupes statistiques, néanmoins interprétables. Plusieurs modes de calcul permettent de mesurer la proximité entre les individus. Nous avons privilégié la méthode de la distance de Ward, qui minimise l'inertie au sein d'une même classe et assure une grande proximité entre les individus au sein d'un même groupe. Cette proximité au sein d'un même groupe se gagne aux dépens d'une mesure plus fine de l'hétérogénéité entre les classes.

L'opérateur choisit alors le nombre de classes qu'il souhaite et « coupe » l'arbre à l'embranchement qu'il souhaite. Dans notre cas, la sélection du nombre de classes repose sur l'utilisation de la méthode K-means. Cette autre méthode de classification s'adapte bien aux traitements de grandes bases de données, par exemple pour la classification d'images satellite, mais elle est aussi plus aléatoire car des barycentres sont aléatoirement choisis. Dans tous les cas, nous constatons que la variance intra-classe change peu d'une méthode à l'autre. Les valeurs K-means les plus basses correspondent à 5 classes, puis 9, en enfin 7 (figure 115). Cinq classes limitent la caractérisation d'une végétation aussi variée que la nôtre. Au contraire, la sélection de neuf classes est élevée et des groupes très proches sinon identiques apparaissent. Nous avons retenu 7 classes, mais certaines similitudes apparaissent.

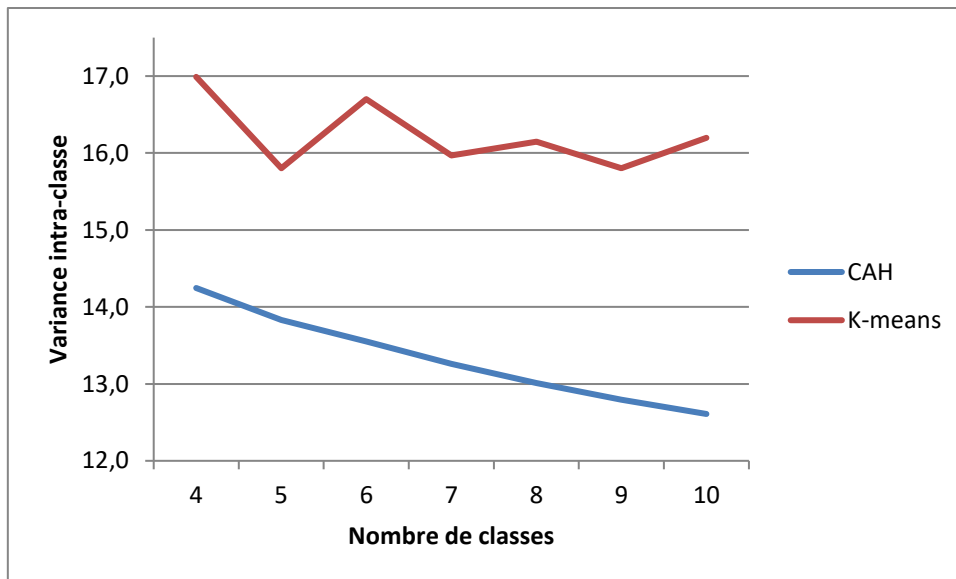


Figure 115 : La variance intra-classe de la CAH et la méthode K-means

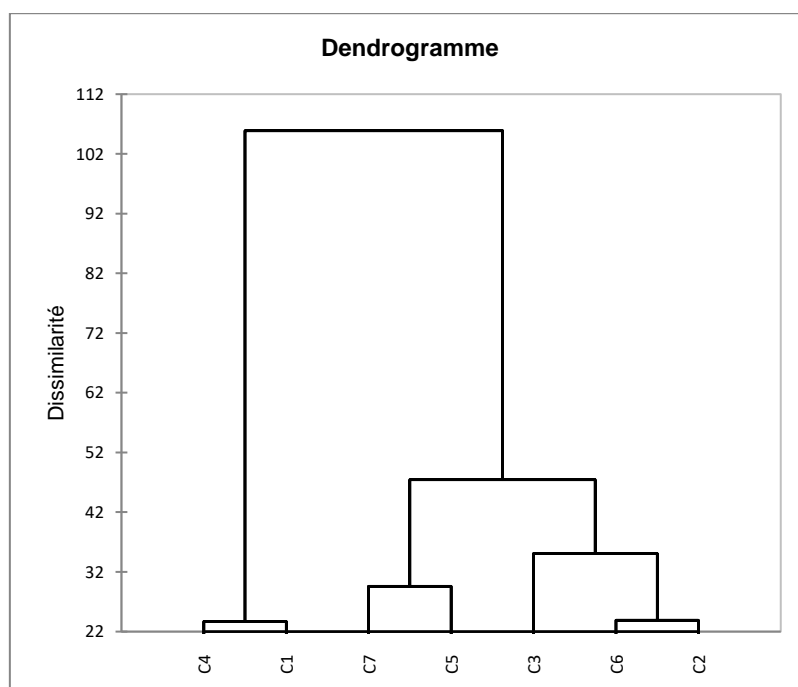


Figure 116 : Dendrogramme issu de la classification hiérarchique ascendante

Le dendrogramme classe donc la flore montréalaise, telle que décrite sur nos 42 relevés, en sept groupes (Figure 116). On distingue 3 couples, 3 fois deux groupes qui sont similaires : C4 et C1 ; C7 et C5 ; C6 et C2.

Le tableau 24 regroupe les espèces présentes le plus souvent dans chaque classe et le tableau 25 répertorie les relevés de chaque classe.

Classes	Espèces présentes	Occurrence (en %)	Nombre de relevés par classes
Classe 1	Verge d'or haute	<i>Solidago altissima</i>	100
	Vesce jargeau	<i>Vicia cracca</i>	100
	Pâturin comprimé	<i>Poa compressa</i>	86
	Pâturin alpigène	<i>Poa pratensis</i>	86
	Valériane officinale	<i>Valeriana officinalis</i>	86
	Vornouiller hart-rouge	<i>Cornus sericea</i>	71
	Verge d'or à feuilles de graminées	<i>Euthamia graminifolia</i>	71
	Frêne rouge	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	71
	Salicaire commune	<i>Lythrum salicaria</i>	71
Classe 4	Pâturin alpigène	<i>Poa pratensis</i>	100
	Valériane officinale	<i>Valeriana officinalis</i>	100
	Vesce jargeau	<i>Vicia cracca</i>	100
	Grande bardane	<i>Arctium lappa</i>	80
	Asclépiade commune	<i>Asclepias syriaca</i>	80
	Chiendent commun	<i>Elymus repens</i>	80
	Prêle des champs	<i>Equisetum arvense</i>	80
	Salicaire commune	<i>Lythrum salicaria</i>	80
	Mélilot blanc	<i>Melilotus albus</i>	80
	Alpiste roseau	<i>Phalaris arundinacea</i>	80
	Fléole des prés	<i>Phleum pratense</i>	80
	Peuplier deltoïde	<i>Populus deltoides</i>	80
	Verge d'or haute	<i>Solidago altissima</i>	80
	Laiteron des champs	<i>Sonchus arvensis</i>	80
Classe 2	Érable à Giguère	<i>Acer negundo</i>	100
	Érable argenté	<i>Acer saccharinum</i>	100
	Alliaire officinale	<i>Alliaria petiolata</i>	100
	Grande bardane	<i>Arctium lappa</i>	100
	Aronie à fruits noirs	<i>Aronia melanocarpa</i>	100
	Asaret du Canada	<i>Asarum canadense</i>	100
	Chiendent commun	<i>Elymus repens</i>	100
	Chèvrefeuille du Canada	<i>Lonicera canadensis</i>	100
	Salicaire commune	<i>Lythrum salicaria</i>	100
	Mûrier blanc	<i>Morus alba</i>	100
	Vigne vierge à cinq folioles	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	100
	Peuplier deltoïde	<i>Populus deltoides</i>	100
	Prunier d'Amérique	<i>Prunus americana</i>	100

	Cerisier de Virginie	<i>Prunus virginiana</i>	100	
	Nerprun cathartique	<i>Rhamnus cathartica</i>	100	
	Gadellier d'Amérique	<i>Ribes americanum</i>	100	
	Aster lancéolé	<i>Symphotrichum lanceolatum</i>	100	
	Tilleul d'Amérique	<i>Tilia americana</i>	100	
Classe 6	Érable à Giguère	<i>Acer negundo</i>	100	3
	Érable argenté	<i>Acer saccharinum</i>	100	
	Anthrisque des bois	<i>Anthriscus sylvestris</i>	100	
	Grande bardane	<i>Arctium lappa</i>	100	
	Circée du Canada	<i>Circaea canadensis</i>	100	
	Frêne rouge	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	100	
	Vigne vierge à cinq folioles	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	100	
	Nerprun cathartique	<i>Rhamnus cathartica</i>	100	
	Sorbier des oiseleurs	<i>Sorbus aucuparia</i>	100	
	Herbe à puces de l'Est	<i>Toxicodendron radicans</i>	100	
	Orme d'Amérique	<i>Ulmus americana</i>	100	
Classe 3	Vigne vierge à cinq folioles	<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	91	11
	Nerprun cathartique	<i>Rhamnus cathartica</i>	91	
	Frêne rouge	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	73	
	Orme d'Amérique	<i>Ulmus americana</i>	73	
	Chèvrefeuille du Canada	<i>Lonicera canadensis</i>	64	
	Circée du Canada	<i>Circaea canadensis</i>	55	
	Peuplier deltoïde	<i>Populus deltoides</i>	55	
	Verge d'or du Canada	<i>Solidago canadensis</i>	55	
Classe 5	Smilacine à grappes	<i>Maianthemum racemosum</i>	100	10
	Tilleul d'Amérique	<i>Tilia americana</i>	100	
	Érable à sucre	<i>Acer saccharum</i>	90	
	Nerprun cathartique	<i>Rhamnus cathartica</i>	90	
	Frêne blanc	<i>Fraxinus americana</i>	90	
	Cerisier de Virginie	<i>Prunus virginiana</i>	80	
	Anthrisque des bois	<i>Anthriscus sylvestris</i>	80	
	Chêne rouge	<i>Quercus rubra</i>	80	
	Pâturin des bois	<i>Poa nemoralis</i>	70	
Classe 7	Érable à sucre	<i>Acer saccharum</i>	100	4
	Arisème petit-prêcheur	<i>Arisaema triphyllum</i>	100	
	Smilacine à grappes	<i>Maianthemum racemosum</i>	75	
	Onoclée sensible	<i>Onoclea sensibilis</i>	75	
	Chêne rouge	<i>Quercus rubra</i>	75	
	Adiante du Canada	<i>Adiantum pedatum</i>	75	

Carex pédonculé	<i>Carex pedunculata</i>	75
Caryer cordiforme	<i>Carya cordiformis</i>	75
caulophylle faux-pigamon	<i>Caulophyllum thalictroides</i>	75
chiendent commun	<i>Elymus repens</i>	75
prenanthe élevée	<i>Nabalus altissimus</i>	75
tilleul d'Amérique	<i>Tilia americana</i>	75

Tableau 24 : Espèces constitutives des classes floristiques

Si l'on se réfère maintenant aux relevés dans lesquels se rencontrent ces groupes, il faut signaler que les espèces présentes dans plus de 70 % des relevés sont retenues par la CAH. La classe 3 fait exception, les espèces présentes dans plus de 50 % des relevés y étant mentionnées. La classe 3 est, en effet, la seule à ne pas avoir été subdivisée. On retrouve ainsi une homogénéité floristique plus faible au sein de la classe.

Relevés	Classe	Relevés	Classe	Relevés	Classe
Emprise électrique La 7	1	Bois mature (érable à sucre) Mt-R 8	2	Bois mature (érable à sucre) Mtl-NE 12	5
Friche à saule La 10		Peupleraie à nerpruns Mtl-NE 3		Bois mature (érable de Norvège) Mt-R 2	
Friche à saule Mtl-NE 9		Bois mature (érable argentée) Mtl-NE 13	3	Bois mature (Chénaie rouge) Mt-R 1	
Peupleraie à nerpruns Mtl-NE 1		Bois mature (hêtraie) Mtl-NE 4		Bois mature (Chénaie rouge) Mt-R 3	
Prairie Mtl-NE 2		Frênaie à nerpruns Mtl-NE 5		Bois mature (érable à sucre) Mt-R 6	
Prairie Mtl-NE 15		Frênaie à nerpruns La 3		Bois mature (érable à sucre) Mt-R 7	
Prairie Mtl-NE 6		Frênaie à nerpruns Mtl-NE 10		Bois mature (érable à sucre) Mt-R 9	
Friche à peuplier Mtl-NE 14	4	Frênaie à nerpruns Mtl-NE 8	6	Bois mature Mt-R 4	7
Emprise électrique Mtl-NE 11		Peupleraie à nerpruns La 12		Bois mature La 9	
Prairie Mt-St-B 4		Peupleraie à nerpruns La 8		Zone de lisière Mt-R 5	
Prairie La 11		Peupleraie à nerpruns Mtl-NE 7	Bois mature (érable à sucre) La 6		
Prairie La 5		Zone de lisière La 4	Bois mature (érable à sucre) Mt-St-B 3		
		Frênaie à nerpruns Mt-St-B 6	Bois mature (érable à sucre) Mt-St-B 5		
	Bois mature (Chénaie rouge) Mt-St-B 1	Bois mature (Hétraie à grande feuille) Mt-St-B 2			
	Peupleraie à nerpruns La 2				
	Bois mature (érable argentée) La 1				

Tableau 25 : Correspondance entre relevés et classes floristiques

- La classe 1 regroupe les formations herbacées en cours d'enfrichement. Les parcelles concernées se situent à Laval et à la Pointe Nord Est de Montréal. Mis à part les relevés Mtl-NE 15¹¹⁷ et le LA 7¹¹⁸ qui sont fauchés régulièrement, les autres deviennent progressivement des peuplements pionniers. La classe 1 s'appuie sur les formations de différentes espèces de verges d'or (*Solidago altissima* et *Euthamia graminifolia*). Toutes ces espèces sont rustiques et s'adaptent aussi bien aux sols détrempés du printemps qu'à la sécheresse de l'été. Les espèces sont souvent introduites, comme la Vesce jargeau (*Vicia cracca*), voire envahissantes, comme la salicaire commune (*Lythrum salicaria*) et la valériane officinale (*Valeriana officinalis*). Le Frêne rouge (*Fraxinus pennsylvanica*) et le Cornouiller hart-rouge (*Cornus sericea*) sont les premiers ligneux à coloniser le milieu. L'écologie joue peu pour la détermination de ce groupe d'espèces. Il ne semble pas y avoir de conditions édaphiques et hydriques particulières à cette classe. Il s'agit d'espèces à la croissance rapide et qui colonisent rapidement les milieux ouverts.
- La classe 4 regroupe les espèces caractéristiques des prairies agricoles et les bordures d'autoroutes. La différence avec la classe 1 réside dans la présence de relevés plus prolifiques en espèces. Les milieux sont légèrement plus humides et moins dominés par les verges d'or. L'Alpiste roseau (*Phalaris arundinacea*) et la Fléole des prés (*Phleum pratense*) dominent la strate herbacée, ce qui indique une flore adaptée aux conditions mésohygrophiles. La dominante plus humide de la classe 4 se devine à travers la pousse des peupliers, alors que la classe 1 voit le développement de frêne. On retrouve une vaste gamme d'espèce rudérale de bord de chemin qui apprécie les sols nitrophiles et sableux : la grande Bardane (*Arctium lappa*), l'Asclépiade commune (*Asclepias syriaca*).

2. Les bois dégradés et/ou anthropisés

- La classe 2 distingue la flore de deux relevés. Le relevé Mt-R 8 a été réalisé dans le parc urbain Marie Gérin-Lajoie et le relevé Mtl-NE 3 dans le petit bois longiligne qui suit le ruisseau de Montigny dans le parc à son extrémité est. Il s'agit donc de parcs urbains aux sous-bois peu piétinés. Si la fréquentation est raisonnable au point Mtl-NE 3 et ne nécessite pas de réglementation particulière, le sous-bois au point Mt-R 8 est interdit au public. La présence de nombreux arbustes indigènes comme l'Aronie à fruits noirs (*Aronia melanocarpa*), le

¹¹⁷ Ce relevé correspond à une prairie du Parc-Nature de la Pointe-aux-Prairies qui est maintenue ouverte par une fauche régulière.

¹¹⁸ Les emprises électriques s'enrichissent mais sont régulièrement entretenues par Hydro-Québec quand les ligneux commencent à se développer

Chèvrefeuille du Canada (*Lonicera canadensis*), le Gadellier d'Amérique (*Ribes americanum*), le Mûrier blanc (*Morus alba*), le Prunier d'Amérique (*Prunus americana*) ou le Cerisier de Virginie (*Prunus virginiana*) doit être précisée. La plupart des fruits de ses espèces sont consommables par l'homme et elles sont utilisées à des fins ornementales. La concentration de ces espèces s'explique moins par des conditions édaphiques ou climatiques particulières que par leur choix pour être plantées, sans doute à une époque lointaine, et conservées. On retrouve également des espèces envahissantes, comme l'Érable à Giguère (*Acer negundo*), le Nerprun cathartique et l'alliaire officinale (*Alliaria petiolata*).

- La classe 6 distingue, cette fois-ci, la flore de deux bois aux sous-bois piétinés, l'un près de l'école secondaire du Mont-Saint-Bruno (Mt-St-B 1) et le Parc des Mésanges à Laval (LA 1), proche de celle d'une peupleraie à nerpruns située dans le bois du Souvenir (La 2). Il s'agit de milieux forestiers constitués de ligneux de petite taille, fortement perturbés, comme le montre la présence d'espèces envahissantes, Nerprun cathartique et Anthriscus des bois (*Anthriscus sylvestris*) en tête. La grande Bardane (*Arctium lappa*) et l'herbe à puces (*Toxicodendron radicans*) sont également caractéristiques de ces bois parcourus de nombreux chemins informels dans lesquels ces espèces se plaisent. Les essences forestières présentes sont un mélange d'espèces de début de succession comme l'Érable à Guiguère et le Frêne rouge et d'espèces que l'on rencontre dans les formations plus matures comme l'Orme d'Amérique (*Ulmus americana*) ou l'érable argenté. Ce sont des boisements peu stables, dont les chronoséquences continueront à évoluer. Les classes 2 et 6 sont donc des groupes d'espèces de boisements anthropisés, mais se distinguent au niveau de l'influence des perturbateurs.
- La classe 3 est la moins homogène car caractérisant plus de relevés. Elle comprend les autres bois de début de succession. Ce sont des bois de frênes rouges et de peupliers deltoïdes que l'on retrouve à Laval, au Mont-Saint-Bruno et à Montréal. Deux boisements matures, une hêtraie et une érablière argentée, font partie de la classe 3 (Mtl-NE 13 Mtl-NE 4). La CAH (comme l'AFC) prend en compte la présence ou l'absence d'une espèce, non son abondance. Ainsi, ces deux bois matures aux sous-bois humides et bordés de lisières constituées de frêne et de peupliers présentent beaucoup d'espèces généralement caractéristiques de la flore des formations ligneuses de début de succession. La flore est adaptée aux sols humides, comme l'Orme et le Peuplier. Les espèces de sous-bois sont rustiques et souvent nitrophiles et profitent des trouées dans la frondaison pour se développer : Circée du Canada (*Circea canadensis*), Verge d'or du Canada (*Solidago canadensis*) et Chèvrefeuille du Canada (*Lonicera canadensis*).

3. Les boisements préservés

- La classe 5 caractérise la flore de la plupart des relevés effectués sur le Mont-Royal. S’y ajoutent le relevé Mtl-NE 12 situé dans le Parc-Nature de la Pointe-aux-Prairies et le relevé La 9 situé dans le Bois Papineau à Laval. Le point commun de ces relevés est d’avoir été réalisé dans des forêts urbaines régulièrement entretenues majoritairement composées d’érables à sucre (*Acer saccharum*). Les principales espèces sont des ligneux caducifoliés. La flore du sous-bois n’est pas l’élément qui fonde la classe. L’Anthrisque et le Pâturin des bois sont communs à la plupart des relevés forestiers et leur présence n’est pas un indicateur particulier. La Smilacine à grappes (*Maianthemum racemosum*) est en revanche une espèce typique des érablières et est également commune dans nos relevés. Les sols sont généralement argileux et bien drainés.
- La classe 7 caractérise aussi des relevés effectués dans des bois matures, des érablières à sucre et des hêtraies à grandes feuilles, mais sont situées au Mont-Saint-Bruno et au Bois Papineau. Il y a donc bien une différence floristique significative entre le bois urbain (Mont-Royal) et le massif forestier situé dans la périphérie rurale (Mont-Saint-Bruno), signe du rôle de la fréquentation et de l’entretien de ces espaces verts ouverts au public. Le Bois Papineau est un cas intermédiaire entre les deux précédents. Le sol est semblable et les deux collines sont issues du même processus géomorphologique. Les conditions hydriques sont communes : des pentes bien drainées conduisant à des cuvettes argileuses et marécageuses. Les feuillus de la classe 5 et 7 sont les mêmes : Érable à sucre, Chêne rouge et Tilleul d’Amérique. L’opposition entre les deux groupes réside dans la flore de sous-bois. La diversité est nettement plus élevée aux Mont-Saint-Bruno où l’on retrouve en abondance des espèces moins communes sur le Mont-Royal : Arisème petit-prêcheur (*Arisaema triphyllum*), Onoclée sensible (*Onoclea sensibilis*), Carex pédonculé (*Carex pedunculata*) et Caulophylle faux-pigamon (*Caulophyllum thalictroides*). Les raisons de cette richesse s’expliquent par l’entretien de ces espaces. Le Mont-Royal est un espace très fréquenté et entretenu. Il est aménagé depuis 150 ans et les sous-bois ont été entretenus. La flore du Mont-Saint-Bruno est moins influencée par la présence humaine, ce qui explique sa plus grande diversité floristique.

Les classes identifiées grâce à la CAH peuvent être reportées sur le premier plan factoriel de l’AFC (Figure 117).

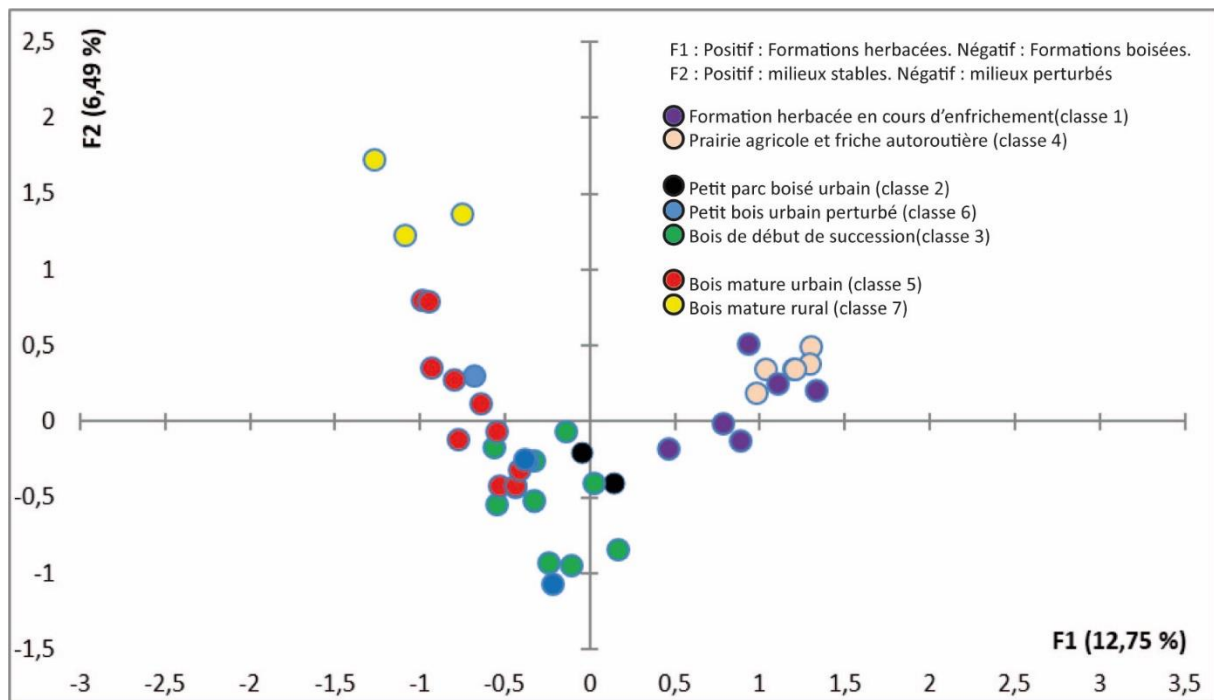


Figure 117 : Relevés représentés sur l'AFC et identifiés selon l'appartenance à une classe floristique.

Les relevés et les classes correspondantes éclairent la structure de la flore révélée par le premier plan factoriel de l'AFC : F1 avec l'opposition marquée entre les communautés des formations herbacées et celles des boisements, nuancées par F2 qui restitue la différence faite par le degré de perturbation de la flore et donc la variabilité de la stabilité de ces milieux. On remarquera que le Nerprun cathartique est omniprésent et fait partie des espèces principales dans 4 classes, à l'exception des prairies et autres formations herbacées (classe 1 et 2) et des boisements en milieu rural (classe 7).

Les classes 3 et 5 regroupent à elles seules la moitié des relevés, différenciés par F2, c'est-à-dire par leur stabilité écologique.

3.3. Concordance ou discordance entre flore et paysages végétaux

Cette classification de la flore interroge quant à la pertinence floristique des paysages végétaux. Des relevés appartenant à un même paysage végétal se répartissent dans différentes classes floristiques (Figure 118).



Figure 118 : Les paysages végétaux des relevés classés selon leurs appartenances à une classe floristique

L'histogramme emboîté montre bien le décalage entre les paysages végétaux et la classification floristique. Les peupleraies à nerpruns se répartissent dans quatre classes différentes, marque du degré variable d'envahissement. La nature herbacée ou forestière de la formation et les espèces dominantes ont, bien sûr, un impact sur la flore, c'est ce qui contribue le plus à l'allongement de l'axe F1, mais cette influence du paysage est à nuancer, et l'apport le plus original de l'AFC et de la CAH est de mettre en avant d'autres facteurs organisateurs viennent complexifier la composition taxonomique des milieux. L'allongement de F2 montre bien cette complexité, où des espèces forestières indigènes viennent s'opposer aux espèces rudérales et exotiques. L'analyse statistique d'autres facteurs qui viendraient influencer la flore doivent être étudiées : les anciennes occupations du sol, les usages et la densité de nerprun.

4. Analyse de la variance de la richesse floristique, de la part des espèces envahissantes et exotiques et de la banalité de la flore ?

L'analyse factorielle des correspondances (AFC) ou une analyse par correspondance multiple (ACM), sont particulièrement utilisées en écologie, mais comportent des limites (Gégout et Houllier, 1993). Nous avons eu recours complémentirement à l'Analyse de variance (ANOVA) qui permet d'étudier des corrélations entre des variables quantitatives et qualitatives. Les variables qualitatives sont strictement « descriptives » tandis que les variables quantitatives sont aussi dites « explicatives ». La moyenne des variables quantitatives par groupe a été calculée (par exemple, la moyenne de la richesse de l'ensemble des relevés d'une classe floristique), puis les classes sont comparées entre elles. En résumé, l'ANOVA permet de comparer des moyennes. Le rapport entre la variance intra et inter-classes permet de calculer un rapport f (Figure 119).

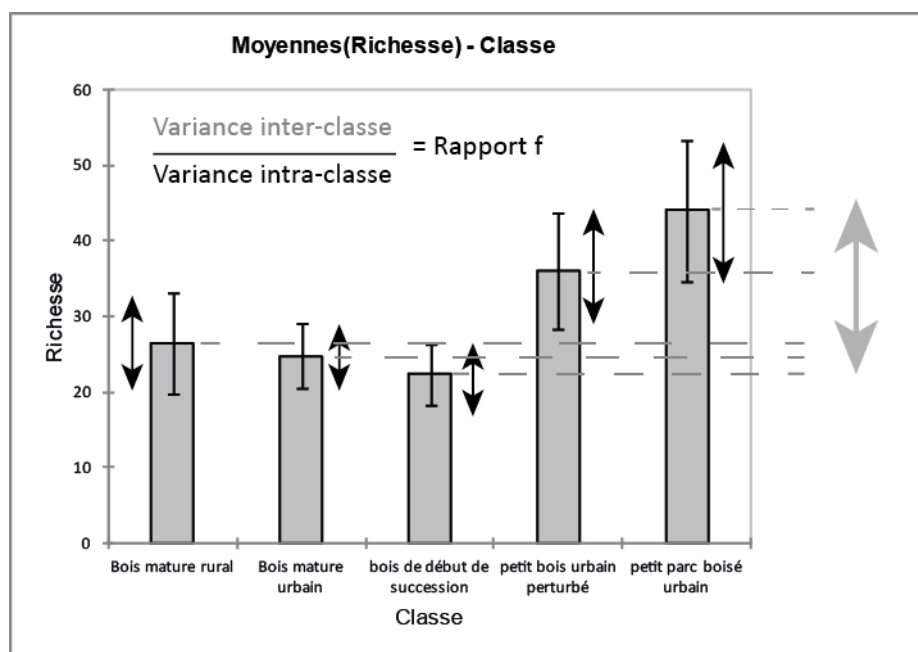


Figure 119 : L'ANOVA et le rapport f

Réalisée par X. Cornet

Les flèches en noire représentent la variance intra-classe et la flèche en gris représente la variance inter-classe

Ce modèle statistique repose sur un test : une hypothèse concernant une corrélation entre les variables explicatives et descriptives est soumise. L'ANOVA permet de valider ou non l'hypothèse. Si la réponse de l'ANOVA est nulle, l'influence variable explicative est faible. Si la réponse est positive, il existe des différences significatives. Si la marge d'erreur (p-value), est faible, le risque que l'hypothèse soit nulle diminue. Plus le rapport f est élevé, plus p-value a une valeur basse. En écologie, les seuils à partir desquelles on juge une différence significative sont notés de la manière suivante : * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$ (Falissard, 1998).

Les variables explicatives testées sont exprimées par relevé : la richesse floristique, la proportion d'espèces envahissantes, la proportion d'espèces exotiques et la banalité floristique. La richesse floristique est fondée sur le nombre d'espèces. La proportion d'espèces envahissantes désigne le rapport entre le nombre d'espèces envahissantes et le nombre total d'espèces du relevé. De même, la proportion d'espèces exotiques désigne le rapport entre le nombre d'espèces exotiques et le nombre total d'espèces du relevé. La banalité floristique est la somme des valeurs de la banalité des espèces rencontrées sur un relevé calculée par rapport à sa présence totale. Le Nerprun cathartique a, par exemple, été rencontré dans 28 relevés sur 42, soit une rareté de 0,67. La Violette du Canada (*Viola canadensis*) a été rencontrée une fois sur 42 relevés, soit 0,02.

Enfin, les hypothèses retenues ne prouvent pas une causalité, elles expriment juste la possibilité de considérer une corrélation comme statistiquement vraie.

4.1. Quelle corrélation entre variables testées et paysages végétaux ?

L'ANOVA peut se représenter sous la forme d'un histogramme. Chaque colonne représente la moyenne des valeurs de chaque classe et les moustaches représentent la marge d'erreur¹¹⁹. Plus les pointes de la moustache sont allongées, moins les résultats sont fiables. Chaque histogramme sera dans un premier temps décrit comme une comparaison de moyennes. Puis, cette comparaison sera considérée comme suffisamment solide pour valider l'hypothèse de départ si la marge d'erreur est faible.

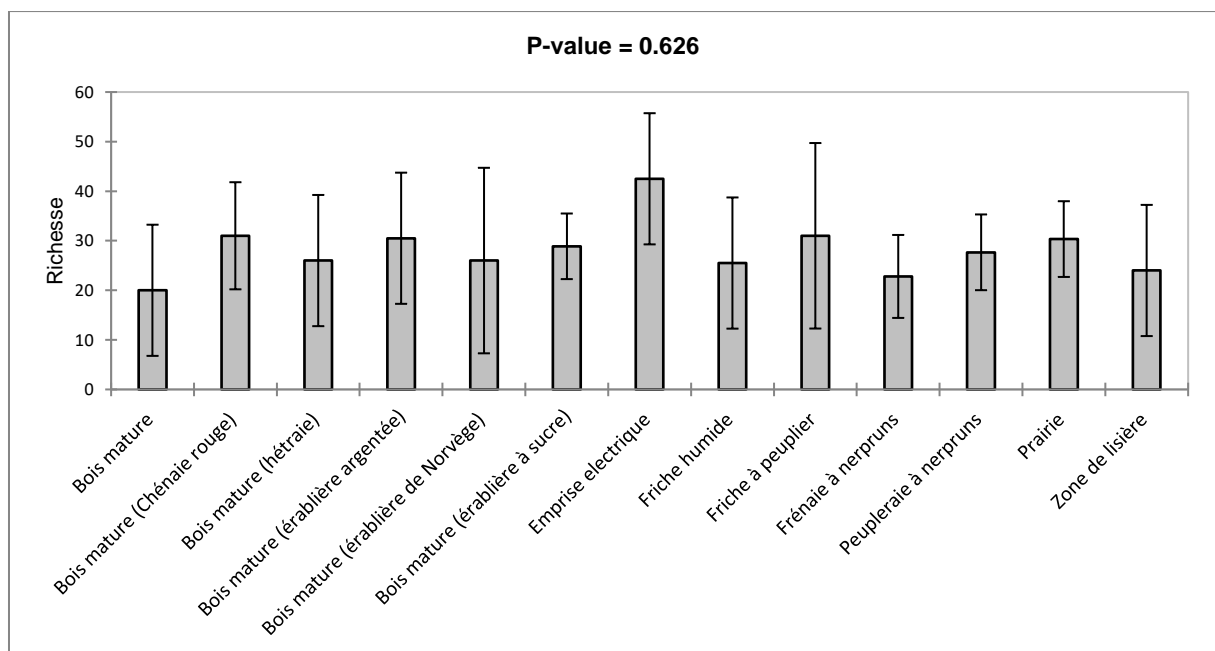


Figure 120 : L'Anova et l'hypothèse : la richesse floristique dépend des paysages végétaux

¹¹⁹ Le terme exact est « résidu »

La richesse floristique varie peu selon le paysage végétal (figure 120). Cependant, quelques différences notables sont à souligner. Les parcelles sous les emprises électriques semblent particulièrement riches. Il semblerait que l'entretien ponctuel ne permette pas à une espèce particulière de s'implanter. Les bois matures sans espèces ligneuses dominantes ont une richesse floristique faible. Ces espaces se situent dans des forêts à la canopée plutôt dense et aux sous-bois dégagés, ce qui peut expliquer le faible nombre d'espèces rencontrées. La P-value doit attirer l'attention, elle est très élevée. L'hypothèse est invalide : la richesse floristique ne varie pas significativement selon le paysage végétal selon l'ANOVA.

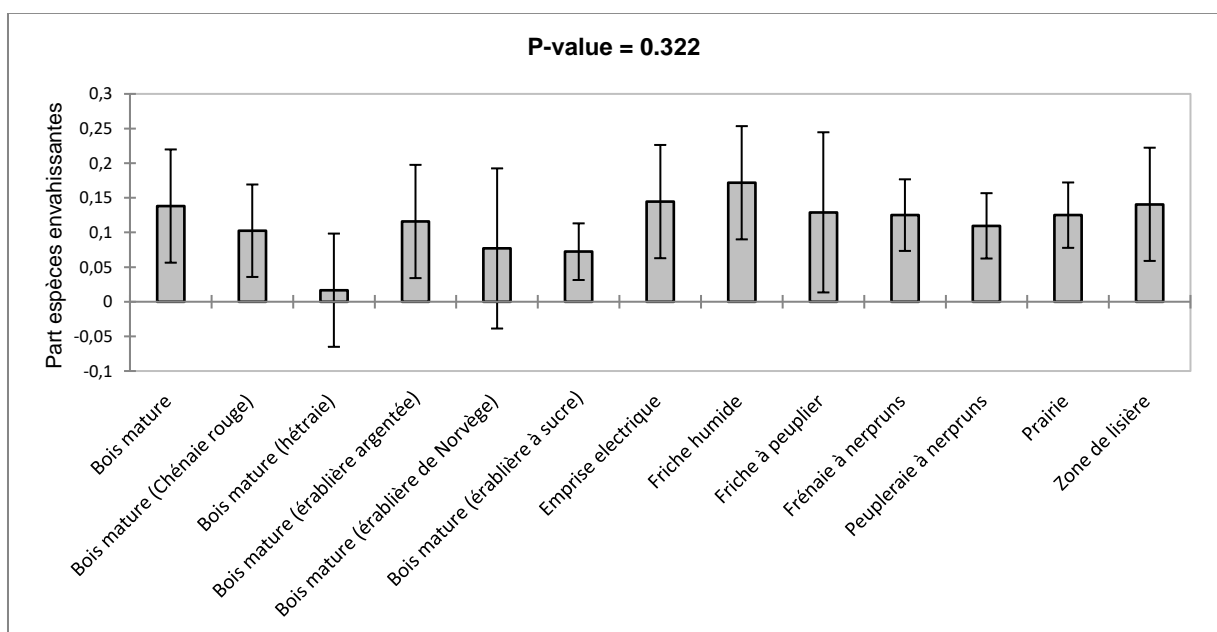


Figure 121 : L'Anova et l'hypothèse : la proportion d'espèces envahissantes dépend des paysages végétaux

La présence des espèces envahissantes dans les cortèges floristiques varie peu, autour de 10 à 15 % (figure 121). Les hêtraies semblent épargnées, ce qui peut s'expliquer par leurs maintiens dans des zones peu urbanisées. Les espaces les plus touchés sont ceux en cours d'enfrichement, comme les friches et les emprises électriques. La marge d'erreur (p-value) est très élevée, le paysage végétal n'influe pas significativement sur la proportion d'espèce envahissante.

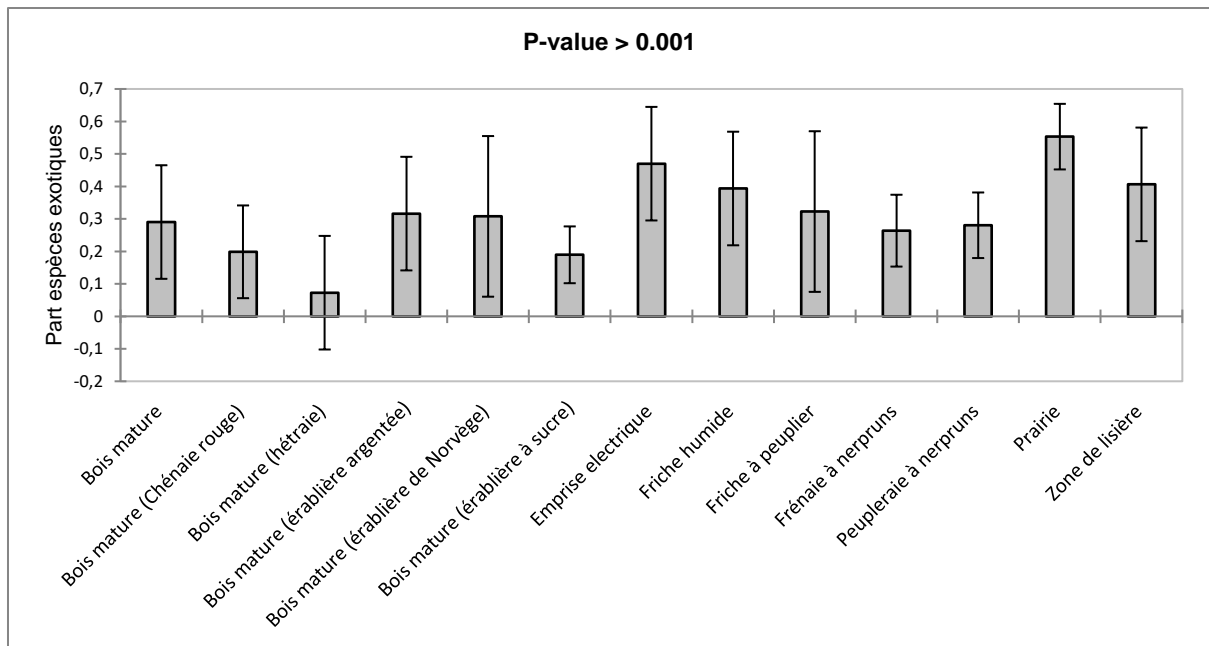


Figure 122 : L'Anova et l'hypothèse : la proportion d'espèces exotiques dépend des paysages végétaux

La fréquence des espèces exotiques selon le paysage est davantage contrastée (figure 122). La richesse floristique de la prairie ou de l'emprise électrique est, sans surprise, en partie due à la présence d'espèces exotiques. Ce phénomène de différenciation des cortèges floristiques et d'augmentation de la richesse par les espèces envahissantes est bien connu des écologues (Kühn et Klotz, 2006). À l'opposé, les bois matures sont dans l'ensemble peu concernés par les *aliens species*. La P-value est basse, la part d'espèces exotiques dépend bien des paysages végétaux.

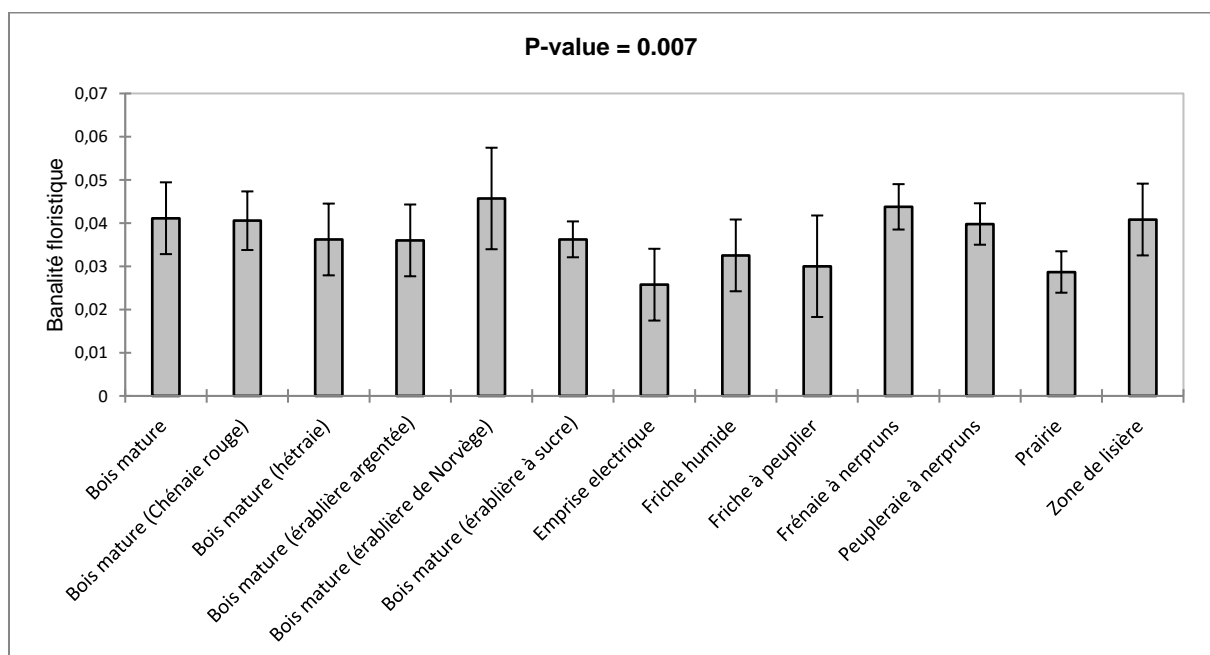


Figure 123 : L'Anova et l'hypothèse : la banalité floristique dépend des paysages végétaux

La banalité floristique désigne la forte probabilité d'avoir des cortèges floristiques semblables au sein de nos relevés. Plus la valeur est basse, plus la banalité floristique est élevée. L'échantillonnage de la flore a privilégié les formations arbustives, les formations herbacées présentent donc des espèces plus rares (figure 123). La marge d'erreur est assez faible, confirmant l'hypothèse, bien que les valeurs correspondent plus à un déséquilibre dans l'échantillonnage qu'à une réalité démontrée.

4.2. Quelle corrélation entre variables testées et classes floristiques ?

On peut répéter la même opération avec les classes floristiques qui sont, pour rappel, les groupes de végétation identifiés lors de la classification ascendante hiérarchique. La CAH fait appel à l'inertie, qui est la part d'une valeur dans la variance totale ; il est normal que les P-values de l'ANOVA soient aussi faible. En effet, les classes ont été déterminées de manière à minimiser la variance intra-classe, ce qui fait baisser la P-value.

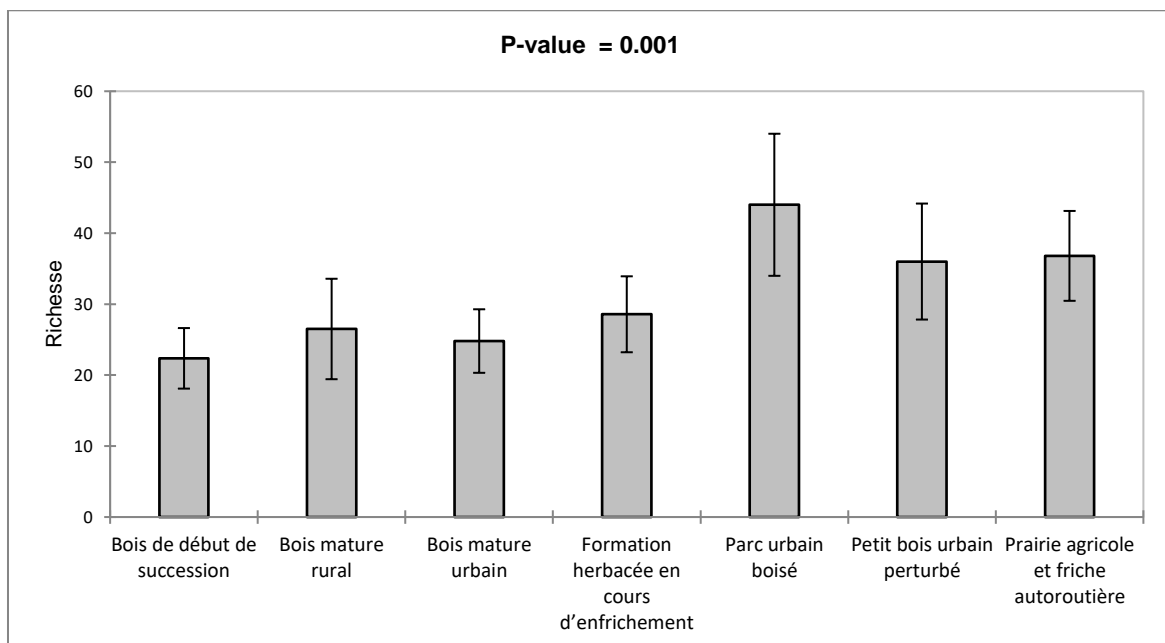


Figure 124 : L'Anova et l'hypothèse : La richesse floristique dépend des classes floristiques

Nous parlons bien des cortèges floristiques de chaque formation végétale et non des formations en elles-mêmes.

La richesse floristique varie selon le niveau de perturbation d'un espace (figure 124). Les parcs et petits bois insérés dans le tissu urbain présente une richesse supérieure aux grands bois situés en périphérie ou dans les grands parcs urbains. Les trois classes les plus entretenues et fréquentées présentent la plus grande richesse floristique. Il n'y a pas de différences notables entre les bois matures et les bois de début de succession végétale.

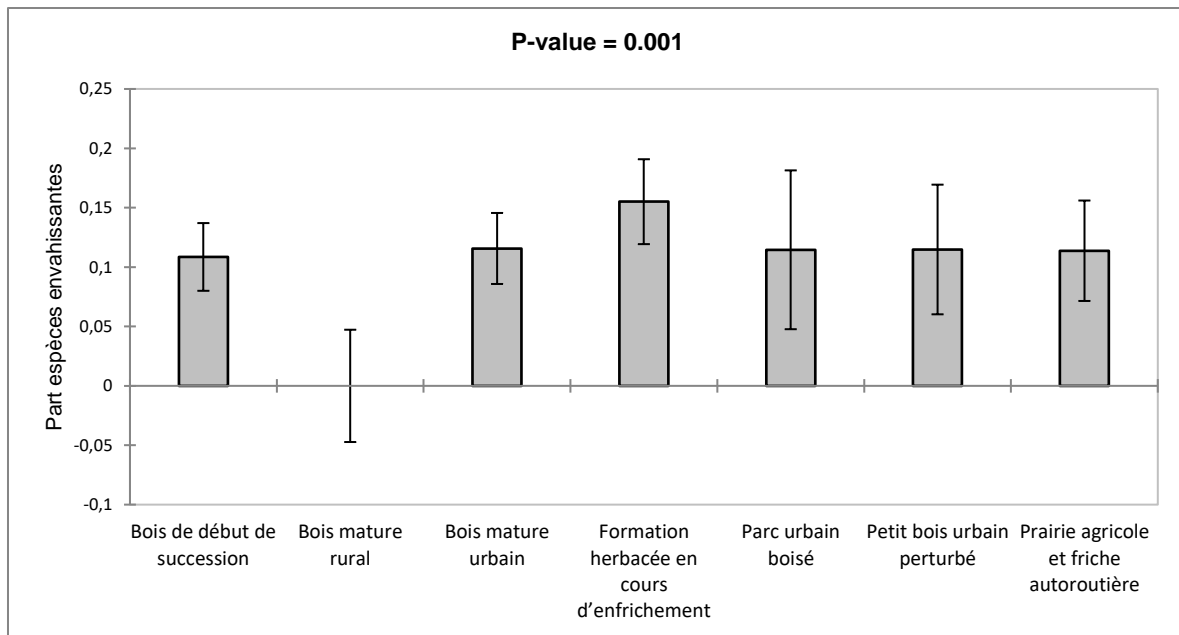


Figure 125 : L'Anova et l'hypothèse : La proportion d'espèces envahissantes dépend des classes floristiques

Nous parlons bien des cortèges floristiques de chaque formation végétale et non des formations en elles-mêmes.

La proportion d'espèces envahissantes par classes floristiques semble suivre le gradient urbain-rural (figure 125). Plus on s'éloigne du cœur de la ville, plus le nombre d'espèces envahissantes diminue. Les formations en cours d'enrichissement semblent légèrement plus vulnérables que les boisements ou les formations herbacées.

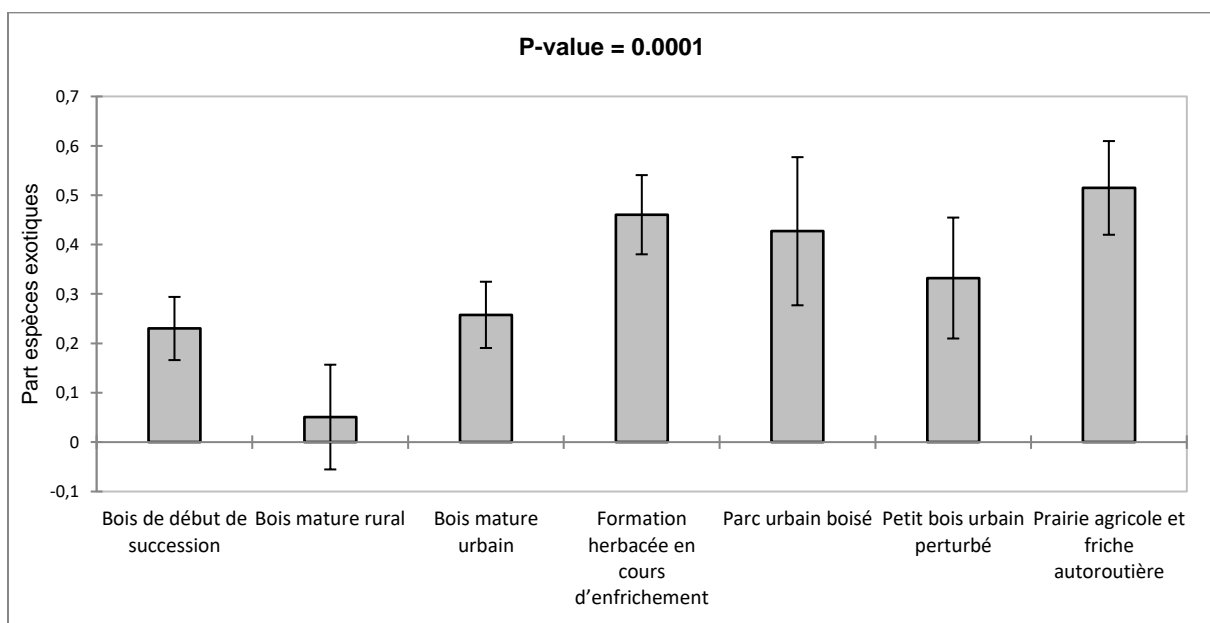


Figure 126 : L'Anova et l'hypothèse : La proportion d'espèces exotiques dépend des classes floristiques

Nous parlons bien des cortèges floristiques de chaque formation végétale et non des formations en elles-mêmes.

La proportion d'espèces exotiques par classes floristiques est contrastée (figure 126). Les formations herbacées, les friches, et les espaces de végétations urbains sont plus touchés. Les bois matures et les bois de débuts de succession végétale ne sont pas impactés. La richesse floristique élevée des parcs et petits bois n'apparaît qu'en partie expliquée à travers le nombre d'espèces exotiques. Ces ANOVA montrent bien que les espèces exotiques sont source d'hétérogénéité floristique entre les formations végétales à une échelle régionale (Blouin, 2017).

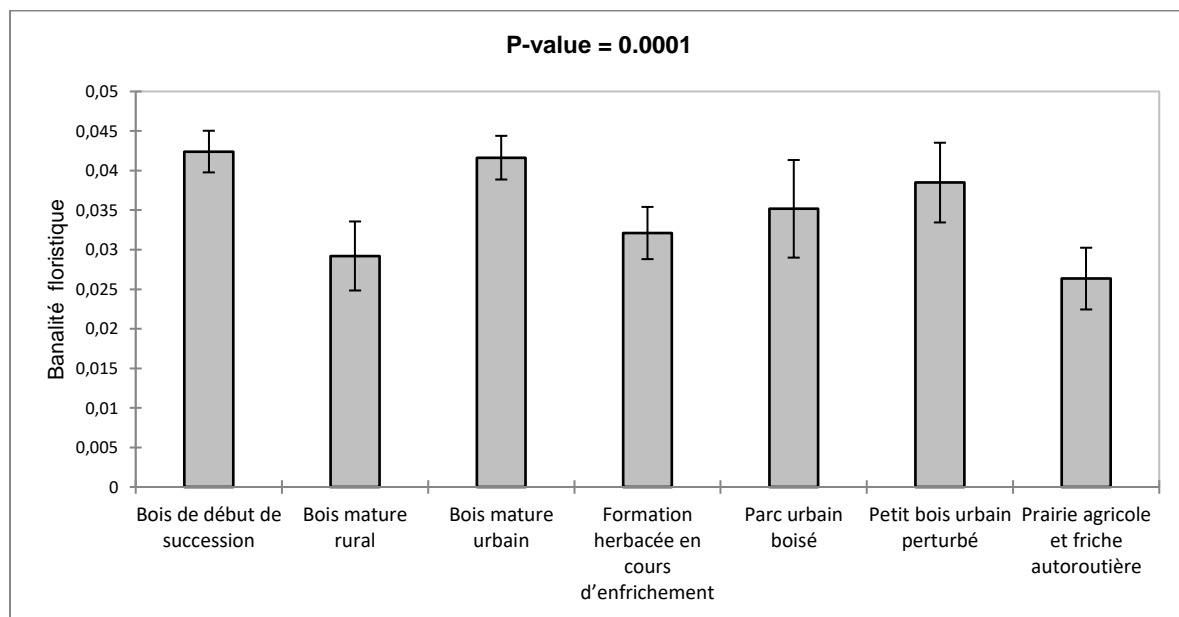


Figure 127 : L'Anova et l'hypothèse : La banalité floristique dépend des classes floristiques

Nous parlons bien des cortèges floristiques de chaque formation végétale et non des formations en elles-mêmes.

La banalité floristique semble également suivre un gradient urbain-rural, les bois matures en milieu rural, les prairies et les friches autoroutières sont les classes floristiques qui ont les assemblages floristiques les moins banales (figure 127). Le nombre de relevés fait en ville est supérieur à celui fait à la campagne, ce qui peut expliquer cette rareté.

4.3. Quelle corrélation entre variables testées et usages de la végétation ?

Les parcelles où ont été effectués les relevés sont maintenant classées en fonction des usages que la société urbaine fait de ces lieux. L'espace récréatif désigne les Parcs-Nature à Montréal et les grands parcs tels le bois Papineau à Laval et le Mont-Saint-Bruno. Les espaces non fréquentés sont les friches et autres bois qui sont peu accessibles, comme le Bois d'Anjou. Les relevés dans les cimetières se sont

concentrés sur les bois qui les bordaient. Peu d'espace agricole a été échantillonné, il s'agit d'une prairie de fauche à Laval et d'une autre à Saint-Bruno. Enfin, les espaces verts désignent les petits bois urbains, comme le Parc des Mésanges à Laval.

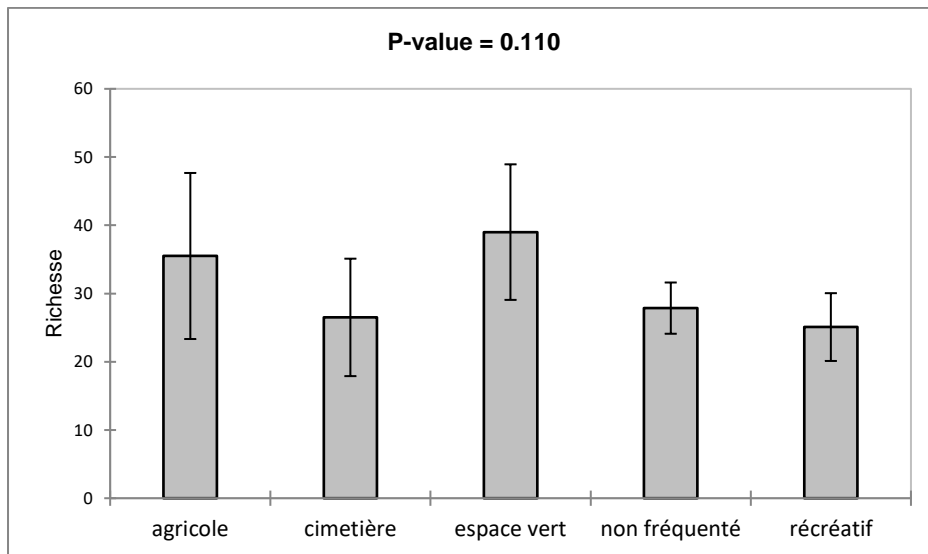


Figure 128 : L'Anova et l'hypothèse : la banalité floristique dépend des usages

La richesse en fonction des usages donne des résultats peu marqués (figure 128). Les prairies agricoles et les espaces verts présentent une richesse plus élevée grâce à la présence d'espèces compagnes de culture et aux espèces horticoles. Il n'y a pas de différence notable entre les bois non fréquentés et ceux utilisés à des fins récréatives. Globalement, la fréquentation d'un lieu n'a pas d'impact sur sa richesse floristique. La P-value assez élevée ne permet pas de valider l'hypothèse.

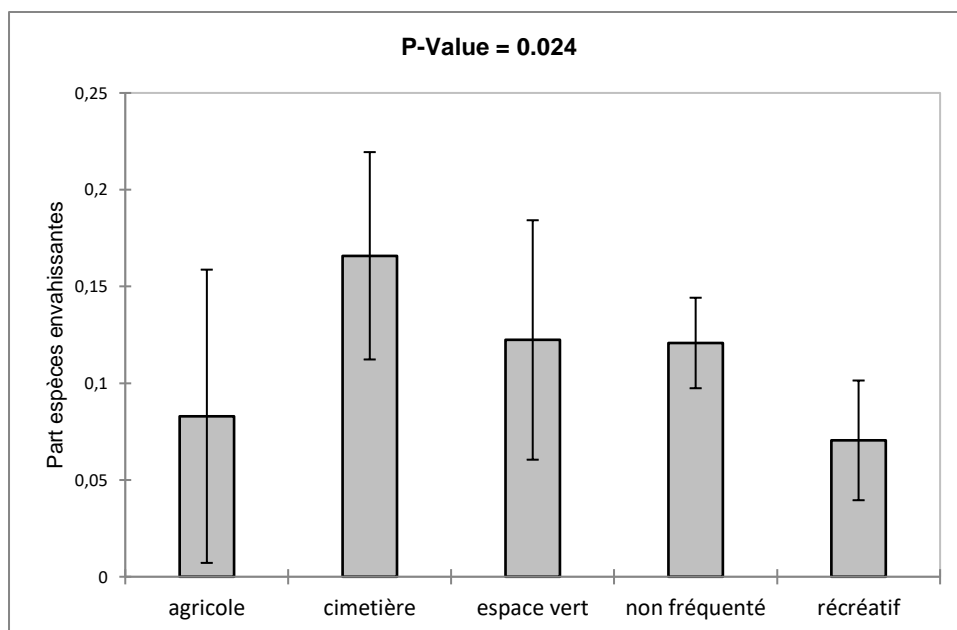


Figure 129 : L'Anova et l'hypothèse : la proportion d'espèces envahissantes dépend des usages

La corrélation est beaucoup plus nette entre la proportion d'espèces envahissantes et les usages de la végétation (figure 129). Les espaces récréatifs sont dans la majorité des bois matures, moins sensibles aux espèces envahissantes comme nous l'avons déjà constaté. Ceci étant, les espaces non fréquentés et les espaces verts ont la même proportion d'espèces envahissantes, ce qui nuance fortement l'influence de la fréquentation et de l'entretien sur cette proportion. Les abords des cimetières ne font pas l'objet d'une attention particulière et sont vulnérables à la prolifération d'espèces horticoles envahissantes comme le Chèvrefeuille de Tartarie (*Lonicera tatarica*) La P-value permet de valider l'hypothèse.

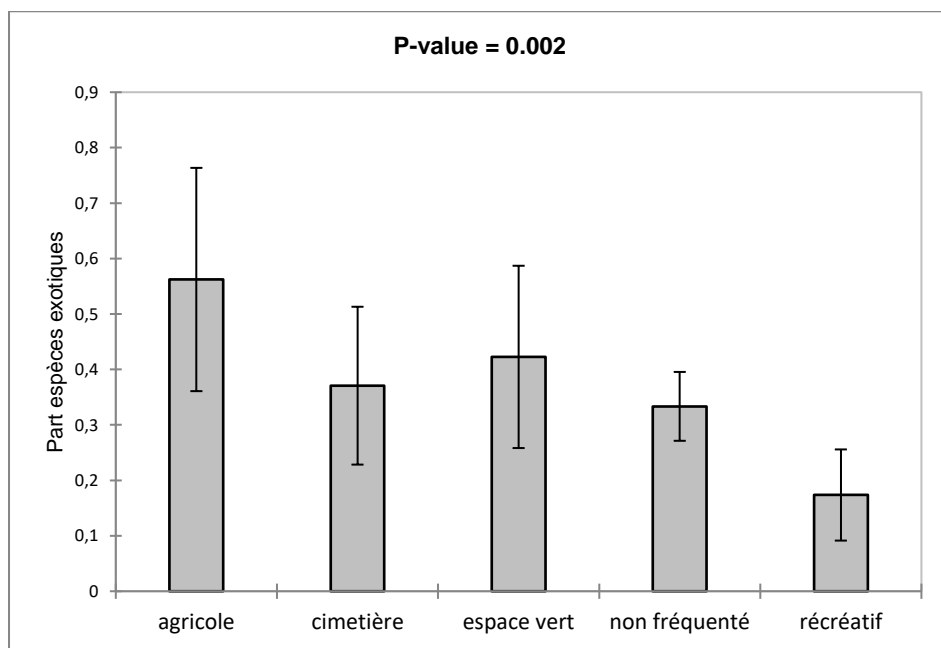


Figure 130 : L'Anova et l'hypothèse : la proportion d'espèces exotiques dépend des usages

La proportion d'espèces exotiques fait ici la part belle aux espèces introduites à des fins agricoles, comme la luzerne cultivée (*Medicago sativa*) (figure 130). Les espèces rudérales souvent d'origine européenne sont aussi présentes : le Laiteron potager (*Sonchus oleraceus*), la petite Bardane (*Arctium minus*) ou le Plantain majeur (*Plantago major*). Logiquement, les espaces verts présentent beaucoup d'espèces horticoles qui ne sont pas indigènes. Les espaces non fréquentés, généralement des friches et des boisements pionniers, sont plus sensibles aux espèces exotiques que les boisements matures des espaces récréatifs.

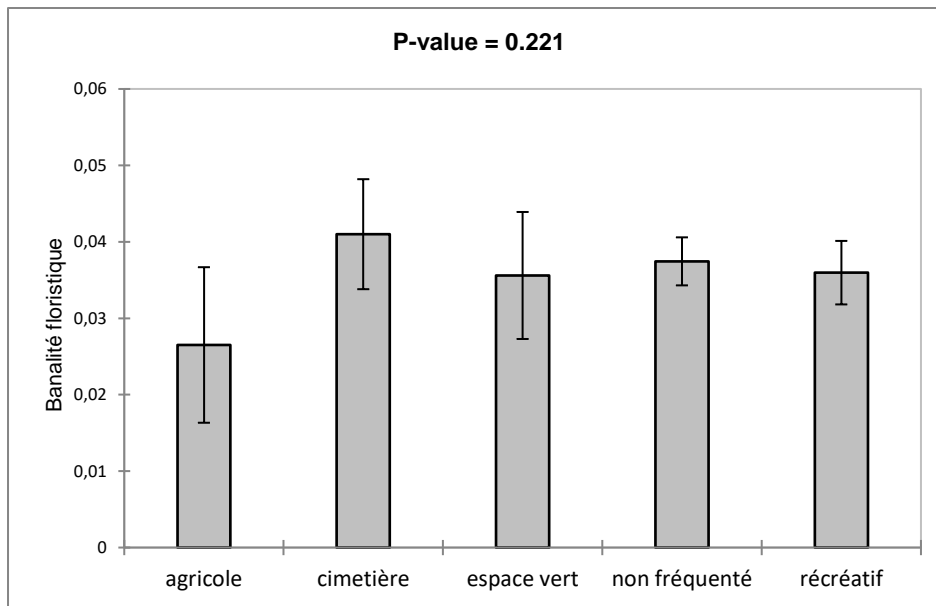


Figure 131 : L'Anova et l'hypothèse : la banalité floristique dépend des usages

Le lien entre la banalité floristique et les usages est inexistant (figure 131). Les relevés en milieu agricole ont révélé des cortèges floristiques aux espèces introduites qui ne se retrouvent pas ailleurs. La P-value confirme l'invalidité de l'hypothèse.

4.4. Quelle corrélation entre variables testées et l'occupation passée du sol ?

L'occupation passée du sol a également été testée. Le passé des parcelles où ont été effectués les relevés a été répertorié à partir des travaux sur les dynamiques paysagères réalisés à partir d'images aériennes des années 1960 (chapitre 5). Dans le cas où une ANOVA est lancée sur l'ensemble des relevés, on aboutit à la comparaison de trois classes : les formations herbacées anciennement agricoles, les formations boisées anciennement agricole et les formations boisées qui le sont depuis avant les années 1960. Si la comparaison entre l'évolution des bois nous paraît pertinente, l'intérêt d'étudier l'évolution de parcelles maintenues en herbe depuis 60 ans est minime.

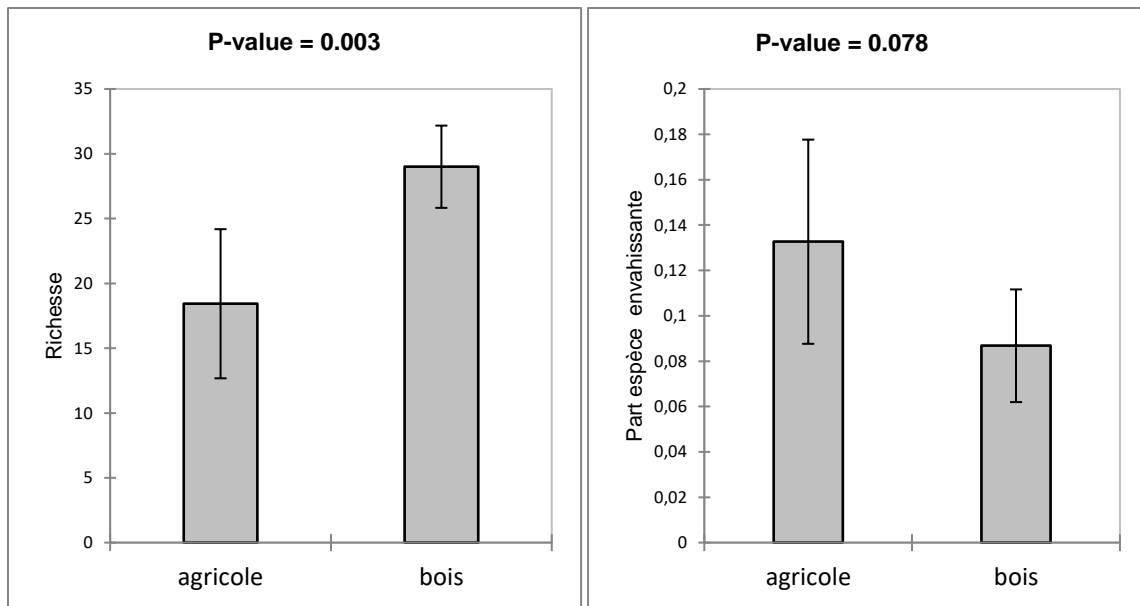


Figure 132 : Anova et hypothèse : la richesse floristique des bois dépend de l'occupation passée du sol

Figure 133 : Anova et hypothèse : la proportion d'espèces envahissantes des bois dépend de l'occupation passée du sol

La richesse floristique est bien moindre dans le cas d'une parcelle boisée anciennement agricole que dans un bois plus ancien. Ces nouveaux bois sont des frênaies et des peupleraies à nerpruns, ainsi qu'une « zone de lisière » le long d'une voie ferrée envahit par le Sumac à vinaigrier (*Rhus typhina*) à Laval. Elles se situent toutes dans les périphéries périurbaines de Laval ou du nord-est de Montréal. La proportion d'espèces envahissantes est plus élevée dans les zones anciennement agricoles. Elles sont plus promptes à être envahies que les formations plus anciennes. Néanmoins, ce résultat peut être sujet à erreur, la P-value est un peu élevée (0.078).

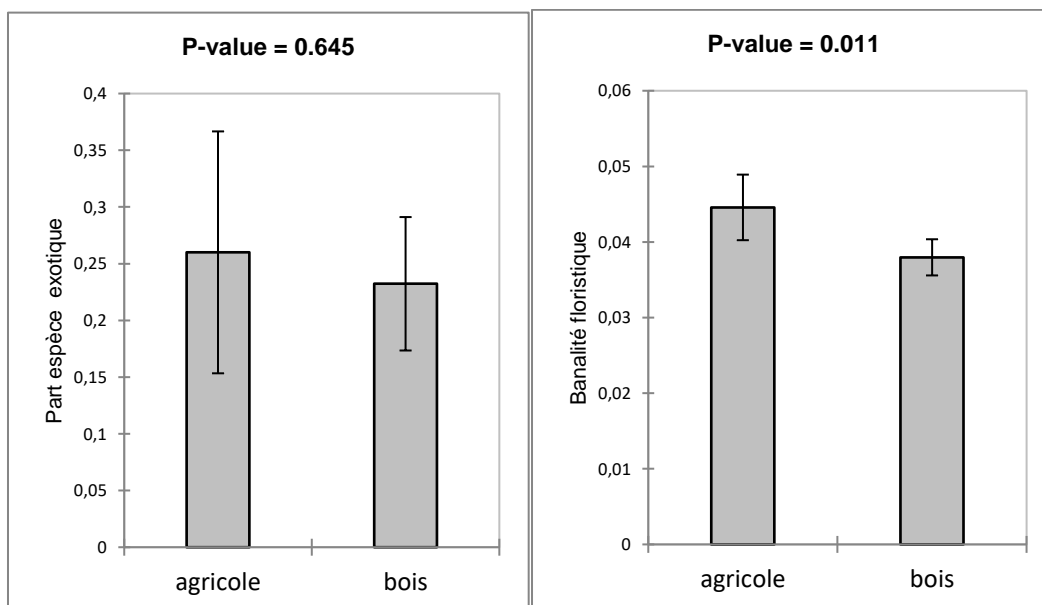


Figure 134 : Anova et hypothèse : la proportion d'espèces exotiques des bois dépend de l'occupation passée du sol

Figure 135 : Anova et hypothèse : la banalité floristique des bois dépend de l'occupation passée du sol

La proportion d'espèces exotiques reste comparable. De plus, la P-value indique que l'hypothèse n'est pas validée. En revanche, on notera que la banalité floristique est influencée par le passé de parcelle. Les cortèges floristiques sont plus rares et moins homogènes dans les vieux bois par rapport aux nouveaux.

4.5. Quelle corrélation entre variables testées et niveau de nerprun ?

La prédominance du Nerprun cathartique a été rapportée lors de la visite de l'ensemble des parcelles. La prédominance visuelle et la difficulté de la progression engendrée par le niveau de nerprun ont servi de base à la construction d'une échelle. Le nerprun sous forme de **trace** est jeune et clairsemé. Il peut être **présent**, ce qui indique qu'il a atteint un stade arbustif. Il est catégorisé comme **étouffant** lorsqu'il nuit à la progression à pied et comme **impénétrable** lorsqu'il empêche le passage.

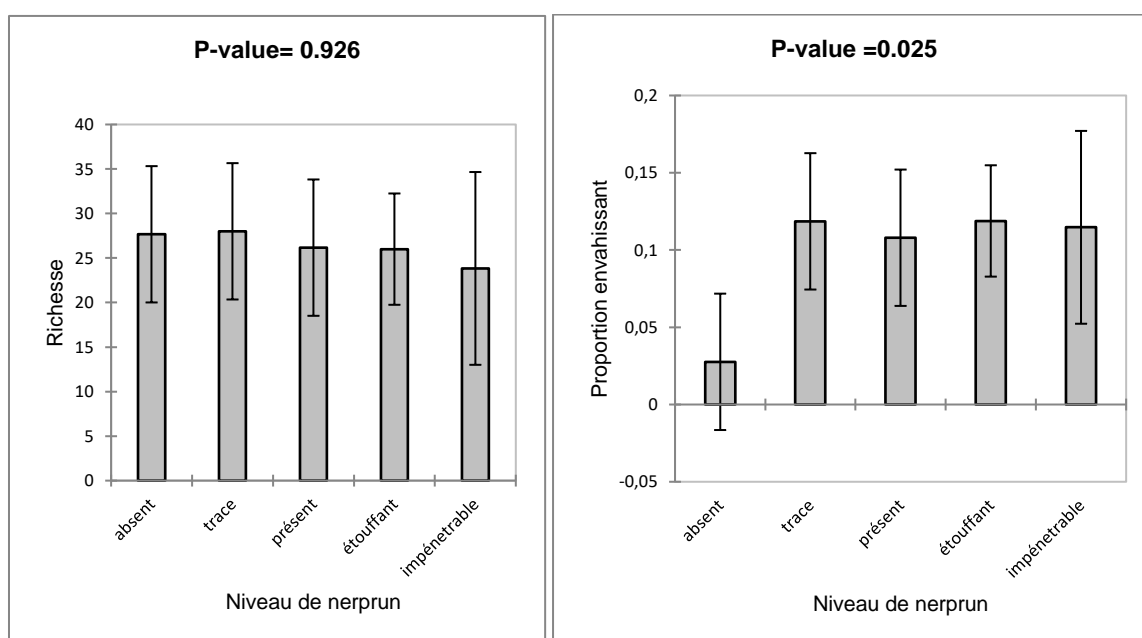


Figure 136 : Anova et hypothèse : la richesse floristique des bois dépend du niveau de nerprun

Figure 137 : Anova et hypothèse : la proportion d'espèces envahissantes dans les bois dépend du niveau de nerprun

On constate que la richesse écologique semble décroître en fonction de la prégnance du nerprun. Cependant, la P-value indique une marge d'erreur extrêmement élevée. L'ANOVA ne permet donc pas de déterminer si le niveau de nerprun a une influence sur la richesse floristique.

Le niveau de nerprun n'a pas d'influence notable sur la proportion d'espèces envahissantes. Mais son absence est corrélée à une proportion bien moindre. Les parcelles dépourvues de nerpruns sont aussi dépourvues d'autres espèces envahissantes. Elles sont situées dans les bois matures d'érables à sucre

et de hêtre à grandes feuilles de Laval et du Mont-Saint-Bruno, en marge de l'agglomération montréalaise.

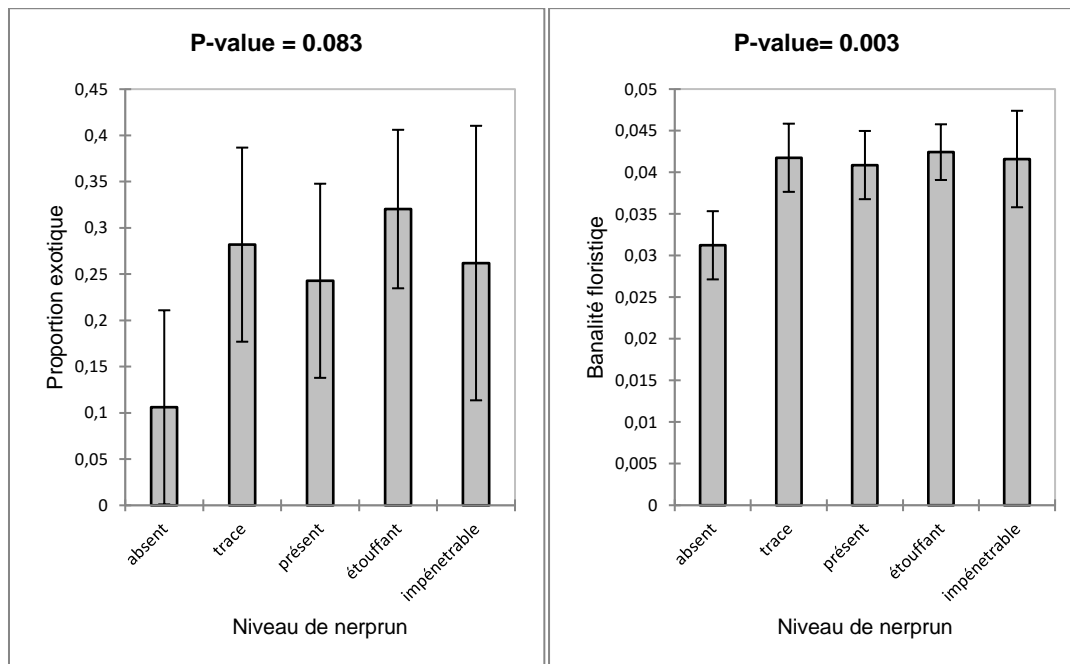


Figure 138 : Anova et hypothèse : la proportion d'espèces exotiques des bois dépend du niveau de nerprun

Figure 139 : Anova et hypothèse : la banalité floristique des bois dépend du niveau de nerprun

La proportion d'espèces exotiques semble corrélée au niveau de nerprun. Les parcelles exemptes de nerpruns sont également majoritairement composées d'espèces indigènes. La P-value ne permet pas d'affirmer qu'il existe un lien de causalité entre l'un et l'autre. L'absence ou la présence du nerprun à une influence sur la richesse floristique indépendamment de sa densité.

La présence du nerprun suffit à être révélatrice d'un écosystème déstructuré par les espèces envahissantes et donc, d'une banalité floristique plus grande.

4.6. Principale conclusion des ANOVA

Globalement, on observe des corrélations avec toutes les variables (richesse floristique, proportion d'espèces envahissantes ou exotiques dans les relevés, banalité floristique) (Tableau 26). Les paysages végétaux rendent compte de différences floristiques, notamment dans la prise en compte des espèces exotiques. La prairie et la frênaie à nerpruns peuvent présenter la même richesse floristique, mais la comparaison s'avère peu instructive au vu des différences d'espèces entre les deux. En revanche, les espèces dominantes sont accompagnées de cortèges spécifiques qui expliquent la bonne corrélation avec la part d'espèces exotiques et la banalité floristique. Les usages sont fortement corrélés à la proportion d'espèces envahissantes et exotiques. Les usages sont généralement liés à l'entretien et à

l'accessibilité de ces espaces. L'introduction ou la plantation d'espèces horticoles et agricoles dans les parcs et les champs, la prolifération naturelle des espèces envahissantes et exotiques dans les espaces délaissés de la ville ou de sa périphérie peuvent expliquer les résultats obtenus. À l'inverse, la prise en compte de l'occupation ancienne du sol ne permet pas d'expliquer la présence plus ou moins forte des espèces exotiques ou envahissantes. L'ancienne occupation du sol nous renseigne sur la différence entre les anciens et les nouveaux bois. La richesse semble augmenter avec le temps et le degré de maturité de la formation. Enfin, le niveau de nerprun ne semble pas avoir d'influence sur le nombre d'espèces, mais sélectionne les espèces des assemblages floristiques et est responsable d'une homogénéisation floristique, plus perceptible qualitativement que quantitativement. Cette observation est en accord avec les publications scientifiques, les espèces exotiques et/ou envahissantes provoquent un certain enrichissement des assemblages floristiques, mais aussi de sa banalisation (Kowarik, 2011 ; Wallington *et al.*, 2005) : c'est le « paradoxe de l'invasion » (Hui et Richardson, 2019). L'échelle d'observation est fondamentale car s'il y a homogénéisation au sein d'un même secteur, il y a une différenciation accentuée entre les différents secteurs urbains et la campagne environnante (Kühn et Klotz, 2006).

	Richesse	Part espèce envahissante	Part espèce exotique	Banalité floristique
Paysages végétaux	0	0	***	**
Classes floristiques	***	***	***	***
Usages	0	**	**	0
Ancienne occupation du sol	**	0	0	**
Nerpruns	0	*	0	**

Tableau 26 : Valeur des P-values de l'ANOVA pour les variables descriptives et explicatives

Seuils statistiques : $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$

Conclusion du Chapitre 7

Ces relevés floristiques nous ont permis d'avoir un aperçu plus précis de la végétation urbaine. Les grands parcs de centre-ville conservent de vieux bois aux espèces indigènes : Érable à sucre (*Acer saccharum*), Tilleul d'Amérique (*Tilia americana*) et Smilacine à grappes (*Maianthemum racemosum*) notamment ; bois parfois menacés par des espèces horticoles comme l'Érable de Norvège (*Acer platanoides*). Les périphéries présentent des milieux plus perturbés, où les espèces banales ou rudérales sont reines : le Laiteron des champs (*Sonchus arvensis*), le Peuplier deltoïde (*Populus deltoides*) ou l'Aster à feuilles cordées (*Symphytotrichum cordifolium*). Les herbacées sont plus présentes à mesure que l'on s'éloigne du cœur urbain, où elles profitent d'espaces ouverts. Certaines

espèces témoignent du passé agricole, à l'instar du Brome inerme (*Bromus inermis*) et du pâturin des prés (*Poa pratensis*). Enfin, les espèces classiques des espaces ruraux québécoises finissent par s'exprimer dans les bois et les champs aux limites de l'aire urbaine : le Framboisier d'Europe (*Rubus idaeus*), le Chardon discolore (*Cirsium discolor*) et le lycope d'Amérique (*Lycopus americanus*) caractérisent la prairie, le Hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia*) ou l'Adiante du Canada (*Adiantum pedatum*) pour les formations boisées.

L'AFC sur cette flore a permis de dégager deux facteurs organisateurs de la flore : le paysage, notamment à travers l'opposition entre les formations boisées et les formations ouvertes herbacées et les effets des perturbateurs urbains, comme la fréquentation par le public ou les espèces envahissantes. À l'inverse, le rôle bénéfique pour la biodiversité des choix en matière d'aménagement et de l'entretien des parcs et espaces verts publics a pu être souligné à plusieurs reprises. La classification par ascendance hiérarchique a permis d'effectuer une classification de la flore. La géographie de celle-ci ne coïncide pas toujours avec celle des paysages végétaux. Les facettes paysagères identifiées à partir de l'espèce dominante ne permettent pas de présupposer à elles seules des cortèges floristiques liés. Cette relativité de la pertinence floristique du paysage végétal a conduit à explorer l'influence d'autres facteurs, l'ancienne occupation du sol, les usages et le niveau de Nerprun.

Chapitre 8 : Évaluation de la fonctionnalité des espaces végétalisés : potentialités pour une « infrastructure verte »

Introduction du chapitre 8

Ce chapitre a pour but de commencer à mettre en relation le travail d'exploration de la végétation avec les politiques publiques d'aménagement environnemental et avec les attentes de la société urbaine, qui seront discutées dans la 3e partie de cette thèse. L'abandon du projet de ceinture verte du Grand Montréal marque un tournant dans les études autour de cette question, amenant les auteurs à reconsidérer la question de l'aménagement des espaces végétalisés et de leur utilité sociale. Auparavant focalisés sur la démonstration de la nécessité de freiner l'étalement urbain et de protéger certains espaces naturels face à l'urbanisation (Dupras et al., 2013 ; Arbour et al., 2013 ; Poder, 2015), les études cherchent dorénavant à explorer les contraintes et les opportunités liées à la mise en place d'une « infrastructure vertes », notamment en explorant les possibilités offertes par les outils législatifs et réglementaires existants, voire à en proposer de nouveaux (Dupras et al., 2015 ; Bissonnette et al., 2017 ; Bissonnette et al., 2018). Ces études combinent l'échelle de l'agglomération et l'échelle de l'aire urbaine, comme nous l'avons fait dans notre analyse paysagère et floristique exposée aux chapitres 5, 6 et 7, pour examiner les facteurs fonctionnels et structurels qui permettraient de mettre en cohérence l'ensemble des espaces végétalisés dans la ville et sa périphérie pour constituer une infrastructure verte, ce que, en Europe et notamment en France, on désigne plutôt comme trame verte et bleue.

L'objectif de ce chapitre est donc d'étudier la multifonctionnalité de la végétation montréalaise, concept primordial dans cette évaluation des potentialités d'infrastructure verte. L'originalité de notre étude est de nous fonder sur notre analyse biogéographique des paysages et des formations végétales, ce qui est finalement un objet un peu délaissé par rapport à des approches majoritairement tournées vers l'aménagement et les politiques urbaines. Il s'agira également d'associer la lecture en termes de continuités ou de discontinuités végétales inspirée par l'écologie du paysage que nous avons présentée.

Comme nous l'avons vu dans les précédents chapitres, les formations végétales présentent des différences notables en termes de paysage, de composition floristique ou d'écologie. Ce sont ces différences que nous nous proposons d'explorer afin de spatialiser la multifonctionnalité des espaces végétalisés en fonctions des municipalités et arrondissement montréalais. Ce travail a fait l'objet d'une présentation lors des Rencontres d'Écologie des Paysages à Bordeaux les 5 et 6 novembre 2019 et il a été publié dans la revue canadienne de sciences de l'environnement VertigO :

Cornet, X. (2020). L'infrastructure verte dans l'aire urbaine de Montréal : la multifonctionnalité des espaces végétalisés en question. *VertigO*, 20(3). <https://doi.org/10.4000/vertigo.28783>

Ce chapitre s'appuie largement sur cet article en tentant de le préciser.

1. Développement des infrastructures verte : méthode d'évaluation des espaces végétalisés

1.1. L'identification d'infrastructure verte dans la littérature scientifique

L'identification d'une infrastructure verte repose sur l'idée d'un diagnostic de la qualité de la végétation urbaine, des fonctions et services qu'elles offrent aux sociétés.

« L'infrastructure verte se nourrit d'une certaine vision de l'écologie. De l'écologie urbaine, au sens de l'école de Chicago, est reprise l'idée dominante que la ville est une totalité écosociosystémique : un système vivant qui a des fonctionnements qui lui sont propres. Toutefois l'infrastructure verte ne s'appuie pas sur les travaux qui cherchent spécifiquement à comprendre le fonctionnement de cet écosystème en prenant en compte les flux physiques et les échanges (métabolisme urbain). Elle privilégie le lien entre la morphologie urbaine et le projet de conservation de la nature. Elle mobilise pour cela les principes de l'écologie du paysage. » (Banzo, 2015)

Il s'agit d'identifier les fonctionnalités profitables aux sociétés urbaines qu'offrent les écosystèmes, ce qui donne des arguments pour leur protection ou leur optimisation. Les infrastructures vertes sont pleinement intégrées dans les nouvelles conceptions de la ville : la ville biodiversitaire (Clergeau, 2015), la *liveable city* (Parker et Simpson, 2018), la *compact city* (Hansen, 2017) ou la ville résiliente (Novotny *et al.*, 2010). La recherche de l'efficacité et de l'optimisation est au cœur de ces conceptions et repose sur la montée en puissance de la quantification et de l'évaluation, préalable à toute action (Delabarre et Marry, 2012), ce qu'Alain Soupiot (2015) nomme « la gouvernance par les nombres ».

La plupart des travaux sur les infrastructures vertes s'appuient sur les plans d'utilisation du sol, les documents d'urbanisme et/ou l'imagerie aérienne et se sont développées autour de deux typologies de la végétation : l'une centrée autour des fonctions et des services selon l'écosystème (bois, pelouse, prairie), l'autre qui mobilise la végétation selon le rôle que les politiques urbaines lui donnent dans leurs plans d'aménagement (parc, square, culture) (Young, 2014). Les formations végétales sont alors rarement prises en compte, généralement regroupées sous des catégories très larges et générales (bois, friche, agricole, urbain, etc.). Pourtant, la forte hétérogénéité des espaces des paysages urbains et péri-urbains rend nécessaire une forte résolution dans les données afin d'éviter les approximations (Cadenasso *et al.*, 2007). En conséquence, lorsque les typologies de la végétation utilisées sont affinées, elles permettent une hiérarchisation des classes ; ce que montre les travaux de Bartesaghi

Koc *et al.*, (2017) qui répertorient les typologies et les méthodes existantes : LA-FU (Niedźwiecka-Filipiak *et al.*, 2019), UVST (Lehmann *et al.*, 2014) ou HERCULES (Cadenosso *et al.*, 2007), etc. Sans effectuer ici une liste exhaustive de toutes ces méthodes, l'examen de ces quelques méthodes permet d'affirmer que leurs paramètres typologiques se résument à la modulation de quatre variables de la végétation : hauteur de la végétation, densité, formation, usages (récréatifs / productifs) (Figure 140).

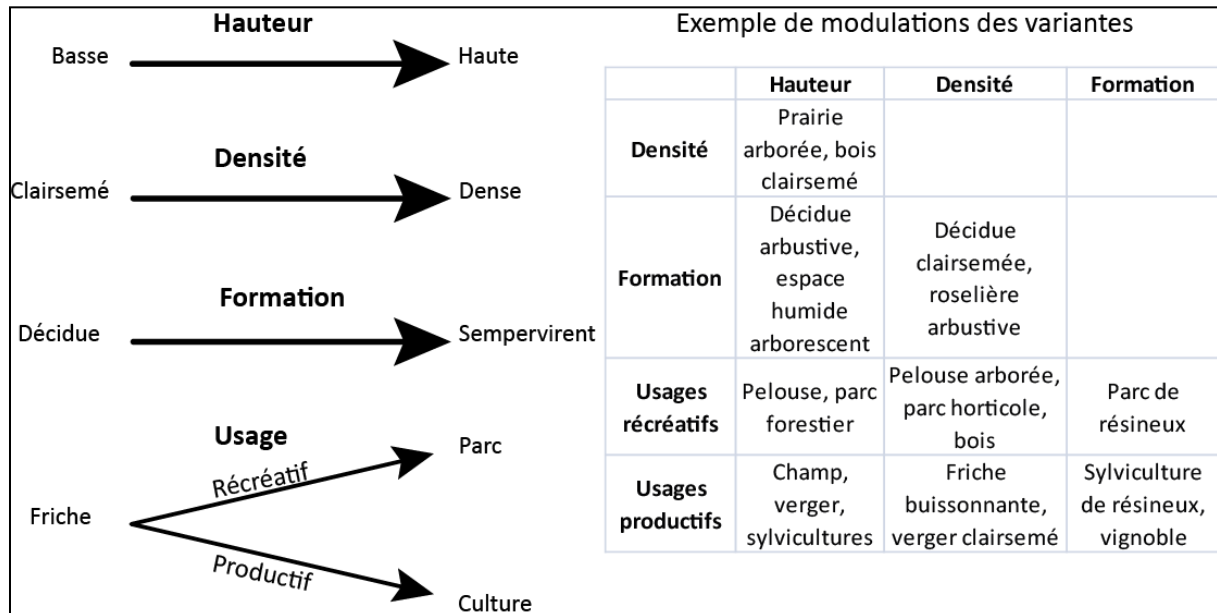


Figure 140 : Principaux paramètres des typologies de la végétation lors de l'identification d'infrastructures vertes

Réalisée par X. Cornet

Ces typologies générales laissent de côté les différences entre les formations végétales en termes de paysages et de fonctions. Par exemple, il n'y a pas de distinction entre un boisement mature, telle une érablière, et un boisement spontané, comme une frênaie, alors même que les résultats obtenus dans les précédents chapitres montrent que leurs flores, leurs paysages, leurs vulnérabilités face aux perturbateurs ou l'usage que les sociétés urbaines en font ne sont pas les mêmes. La remarque est similaire quant à l'évaluation des services écosystémiques, où l'exploitation de l'occupation du sol donne lieu à une nomenclature vague de la végétation. Schulp *et al.*, (2014) montrent ainsi à l'échelle européenne les approximations des évaluations des services écosystémiques engendrées par des typologies de la végétation généraliste. Quelques études ont permis d'explorer ce lien entre les services écosystémiques et les communautés végétales (Roussel, 2017a ; Capotorti *et al.*, 2019), mais nous n'avons pas trouvé d'études sur les services et fonctions offertes aux communautés humaines en fonction de la composition des paysages végétaux. C'est ce type d'exploration que nous nous proposons de réaliser ici.

1.2. Discussion autour des services écosystémiques

Il convient de préciser que l'identification d'une infrastructure verte multifonctionnelle à Montréal ne se confond pas avec une évaluation des services écosystémiques comme celle effectuée par Jérôme Dupras (2014). À ce stade, il nous semble nécessaire d'opérer une distinction entre une fonction et un service. Notre définition d'une fonction, est large, comme un mécanisme physique qui s'insérerait dans système plus grand. Un « service écosystémique » conçoit ce « système plus grand » comme une demande sociale (de Groot *et al.*, 2012 ; Selmi *et al.*, 2013). Pour dire les choses plus simplement, tous les services sont des fonctions, mais l'inverse n'est pas vrai.

Le concept de service écosystémiques divise encore la communauté scientifique dont une partie émet des réserves et en présente les limites :

*« La notion de services écosystémiques restera dans les mémoires comme l'expression à la mode de ce début de XXI^e siècle pour qualifier, dans le monde de la gouvernance environnementale, les rapports hommes / milieux. [...] Encensée par les uns pour avoir permis de donner une nouvelle légitimité aux questions environnementales, cette notion est très fortement critiquée par les autres, au premier rang desquels des scientifiques et une large fraction de la société civile, pour son caractère anthropocentrique et, surtout, pour ce qu'elle permettrait une nouvelle étape dans la marchandisation de la nature » (Arnauld de Sartre *et al.*, 2014)*

La littérature montre en effet une tendance très nette à l'utilisation d'expressions telles que « paiements pour services écosystémiques » ou « marché de services écosystémiques » (de Groot *et al.*, 2012 ; TEEB, 2012). Au-delà des réserves sur la pertinence d'une évaluation monétaire, qu'elle soit directe ou indirecte (Maaris, 2014), la construction empirique du service écosystémiques pose problème. L'idée sous-jacente d'une gestion de la biodiversité par le marché paraît à la fois peu pertinente et hors de portée dans notre démarche.

En effet, le fait d'estimer la valeur marchande d'un service à un endroit donné ne présuppose pas de la pertinence de cette estimation ailleurs. Cela relève d'une conception du marché, de ce que Boisvert (2013) appelle « une abstraction » peu réaliste. L'évaluation chiffrée des services écosystémiques doit se comprendre comme le résultat, certes temporaire et imparfait, d'un effort d'ouverture de l'écologie scientifique dans sa partie « sciences de la conservation », vers ces différentes forces sociales (Aubertin *et al.*, 2016) et non comme un outil opérationnel précis. Elle est avant tout utilisée pour montrer l'intérêt à protéger les éléments de Nature, ce qui amène à son utilisation surtout à des fins de communications.

« Les travaux menés dans cette perspective n'ont pas d'ambitions théoriques marquées : la question du « juste prix » de la biosphère et des services qu'elle assure ne se pose pas. Les montants trouvés importent peu en eux-mêmes, pourvu qu'ils soient suffisamment impressionnants pour susciter une réaction. » (Boisvert, 2016)

Quand Dupras (2014) évalue la valeur monétaire des services écosystémiques dans la région de l'aire urbaine de Montréal à 236 millions de dollars par année, il cherche avant tout à démontrer l'intérêt d'un espace et d'une politique environnementale, mais prend peu en compte les différences locales pour se concentrer sur un résultat global.

À la différence de cette approche en termes de services écosystémiques, nous souhaitons rechercher dans la géographie des espaces végétalisés ce qui pourrait améliorer la quantité et de la qualité de ces espaces verts, de leur multifonctionnalité et l'importance de la protection des écosystèmes qui les constituent. L'enjeu est bien d'étudier ces espaces végétalisés en cherchant à voir comment ils se différencient sur les territoires métropolitains. Nous n'utiliserons donc pas les services écosystémiques tels que les services de régulation (de la qualité de l'air, de l'érosion, etc.), d'approvisionnement (en eau, en bois, etc.) pour nous concentrer sur les fonctions récréatives ou pédagogiques, soit des aspects « plus sensible et plus palpables » du paysage végétal.

2. Méthodologie d'une évaluation de la multifonctionnalité des espaces végétalisés

2.1. Une évaluation par critère

La multifonctionnalité des espaces végétalisés est indissociable des usages qu'en font les habitants et des projets d'aménagement réalisés ou envisagés par les autorités. De nombreuses études portent sur l'évaluation des apports de la végétation au bien-être des citoyens (Boutefeu, 2007 ; Panagopoulos *et al.*, 2016 ; Suppakittpaisarn *et al.*, 2017 ; Threlfall et Kendal, 2018).

La multifonctionnalité des espaces végétalisés en milieu urbain est également influencée par leurs états de préservation, car la qualité des services et fonctions écosystémiques dépend de la qualité des écosystèmes (UICN *et al.*, 2013 ; Hansen et Pauleit, 2014 ; Capotorti *et al.*, 2019). Ainsi, un espace végétalisé perturbé n'a-t-il pas les mêmes fonctions qu'un espace végétalisé placé dans des conditions telles que la succession habituelle de la succession se déroule. L'homogénéisation de la végétation induite par les espèces envahissantes est ainsi une menace pour la biodiversité urbaine (Kowarik, 2011). La notion de résilience des formations végétales et des écosystèmes peut ici être introduite. Par exemple, la faible diversité des ligneux dans certains bois peut entraîner de fortes perturbations lorsqu'un insecte s'attaque à l'espèce dominante, comme c'est actuellement le cas avec l'agrile du frêne à Montréal. Ces perturbations entraînent une dégradation des paysages et affectent la qualité

de vie des citoyens (Ignatieva et Stewart, 2009 ; Baranzini et Schaerer, 2011). Elles entraînent également une dégradation de la quantité et de la qualité des services rendus par les espaces végétalisés, comme leur rôle dans la santé ou pour la régulation des crues (Suppakittpaisarn *et al.*, 2017).

Dans un premier temps, l'aire de notre étude se limitera à l'île de Montréal car nous utilisons des données géoréférencées mis en ligne par la Ville : utilisation du sol, espaces verts, zones protégées, répertoire des bois, des friches, des milieux humides et des espaces verts. Plus loin, nous changerons d'échelle pour passer à celle de l'aire urbaine. Ces éléments permettent de construire deux cartes :

- Une carte de la végétation est créée selon sa structure et sa composition (bois, pelouse, marécage, etc.). Les formations végétales sont indiquées, ce qui permet d'effectuer une typologie qui mêle les communautés végétales et stratification de la végétation en fonction de la précision des données (érablière, peupleraie, friche arbustive, marais, etc.).
- Les usages de la végétation sont représentés sur une carte qui répertorie les fonctions et statuts de protection dans les documents d'urbanisme (écoterritoires, espaces protégés, golfs, etc.).

L'évaluation d'une infrastructure verte montréalaise repose sur l'identification de critères qui permettent d'attribuer des valeurs à chaque mètre carré végétalisé. Nous attribuons une valeur de 0 à 3 selon ces critères. Plus la valeur est élevée, plus la surface répond aux exigences du critère. De nombreux chercheurs utilisent cette méthode de notation/poids. Par exemple, Gavrilidis *et al.* (2017) utilisent 9 critères, eux même notés de 1 à 5, pour identifier la potentialité d'un réseau d'espaces verts à contenir l'étalement urbain autour de Ploiești (Roumanie). Pour chaque surface végétalisée, ils ont évalué sa capacité à être transformée en espace vert. Un autre exemple peut être donné avec le système LA-FU où Niedźwiecka-Filipiak *et al.* (2019) identifient une infrastructure verte autour de Wrocław (Pologne). Pour chaque parcelle végétalisée, les auteurs pondèrent leur notation en fonction de la qualité de la végétation, de la connectivité écologique et du risque de dégradation.

Dans notre cas, nous calculons la moyenne des sept critères de manière à attribuer une valeur unique à chaque m² végétalisé. Ainsi, chaque parcelle obtient un score qui correspond à la moyenne des valeurs des m² qui la composent. Pris individuellement, ce score par parcelle présente un intérêt limité. En effet, la taille des parcelles est négligée. C'est pourquoi nous utiliserons ce score au sein d'un ensemble plus grand, comme un arrondissement, un bois ou un parc, même si cet « ensemble » n'est pas végétalisé dans sa totalité. On obtient ainsi une valeur moyenne de la multifonctionnalité des espaces végétalisés d'un espace donné, dépendant donc de la surface végétalisée et du poids moyen apporté par une combinaison de critères. Cette valeur s'exprime de la manière suivante :

$$N_{hab} = \frac{\sum(A_1 + A_2 + \dots + A_n) \times \frac{1}{n} \times S}{S^{Tot}}$$

Où N_{hab} est le poids total d'une parcelle végétalisée au sein d'un ensemble S^{Tot} , A_1 est un des poids de la parcelle, n le nombre de critères, S indique la taille de la parcelle et S^{Tot} la superficie totale étudiée. Pour avoir la note totale d'un type d'aire ou d'un ensemble, on additionne tous les N_{hab} d'un ensemble.

Notre démarche s'inscrit dans une évaluation des parcelles végétalisées combinant deux catégories de critères cités ci-dessous et détaillés ci-après :

- La première catégorie (quatre critères) est écologique : résistance aux espèces envahissantes, fragmentation, vulnérabilité par rapport aux routes et statut de protection.
- La deuxième catégorie (trois critères) évalue l'apport de la végétation au bien-être urbain : rôle récréatif, accessibilité et attractivité du paysage.

La somme de ces sept critères recouvre alors une estimation de la multifonctionnalité d'un espace végétalisé (figure 141).

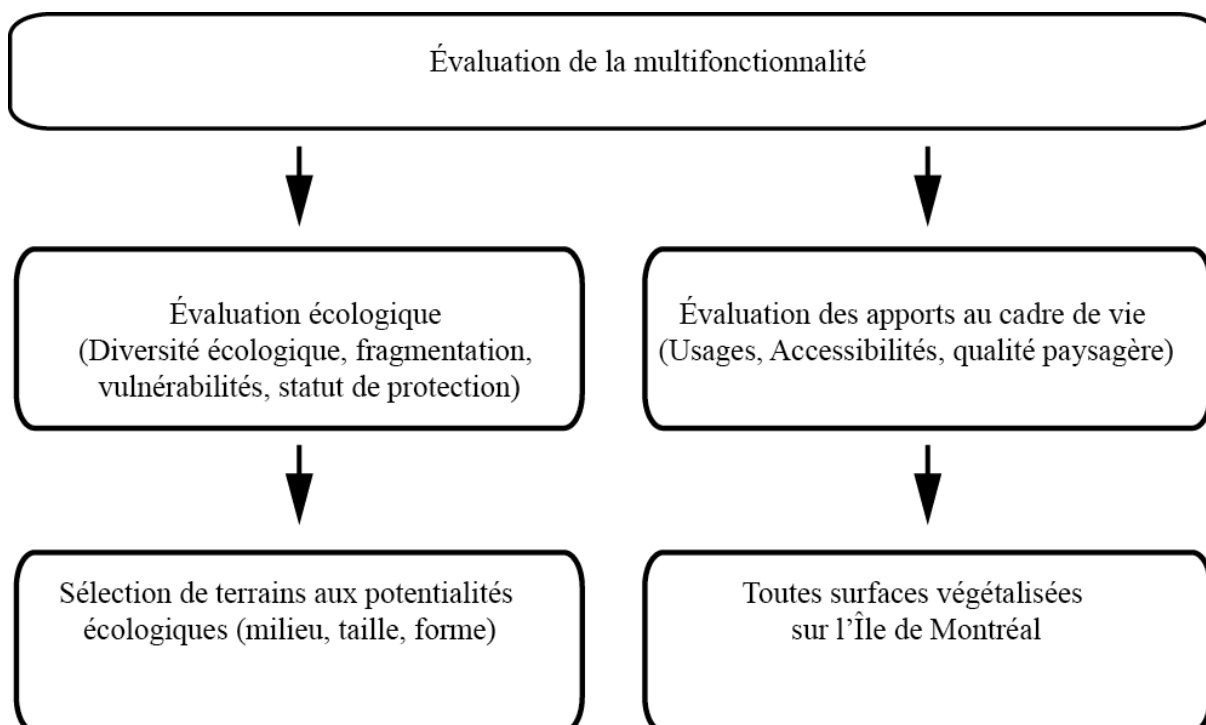


Figure 141 : Démarche de l'évaluation des surfaces végétalisées de l'agglomération montréalaise

La taille de la parcelle et le type de milieu conditionne la richesse biologique. Ainsi, certaines surfaces ont-elles été exclues de l'évaluation écologique et une valeur nulle leur est attribuée. Les pelouses (y compris les cimetières et les golfs) et les parcs faiblement boisés ont ainsi été exclus. La fréquence de l'entretien et le faible potentiel de l'habitat sur ces surfaces gazonnées ne permet pas le maintien d'écosystèmes viables (Francoeur *et al.*, 2018). En effet, des perturbations abiotiques et biotiques provenant de l'extérieur des parcelles (autres espèces, chaleur, bruit, pollution, etc.) viennent modifier les conditions environnementales à la lisière, c'est le fameux « effet-bordure » (Vallet *et al.*, 2010 ; Brun, 2015). Les jardins privés ont également été exclus, même si leurs potentialités restent élevées (Levé, 2018). Notre démarche consiste à extrapoler nos observations de terrain. Or, nous ne pouvons le faire avec les jardins privés. D'une part, nous n'en avons pas visité ; d'autre part, ils forment un ensemble hétéroclite très dépendant de l'entretien par les habitants. Pour caricaturer, il y a autant de jardins qu'il y a d'habitants.

La taille est un critère discriminant, seules les parcelles dont la superficie est supérieure à un hectare sont conservées¹²⁰. Pour cette raison, nous avons fusionné les parcelles à la forme longiligne comme certaines bordures autoroutières. Ainsi, les surfaces végétalisées dont plus de 50 % se situent à 16 mètres de la lisière sont éliminées de l'évaluation de la qualité écologique (Figure 142).

¹²⁰ La question d'une superficie minimale pour être considérée comme un habitat dépend de l'espèce cible. De manière générale, nous prenons ici le seuil préconisé par le Conseil régional de l'environnement du Centre-du-Québec URL : https://crecq.sfrdisplay.com/wp-content/uploads/2020/07/Principe-d_%C3%A9laboration-de-corridors-naturels-au-Centre-du-Qu%C3%A9bec.pdf

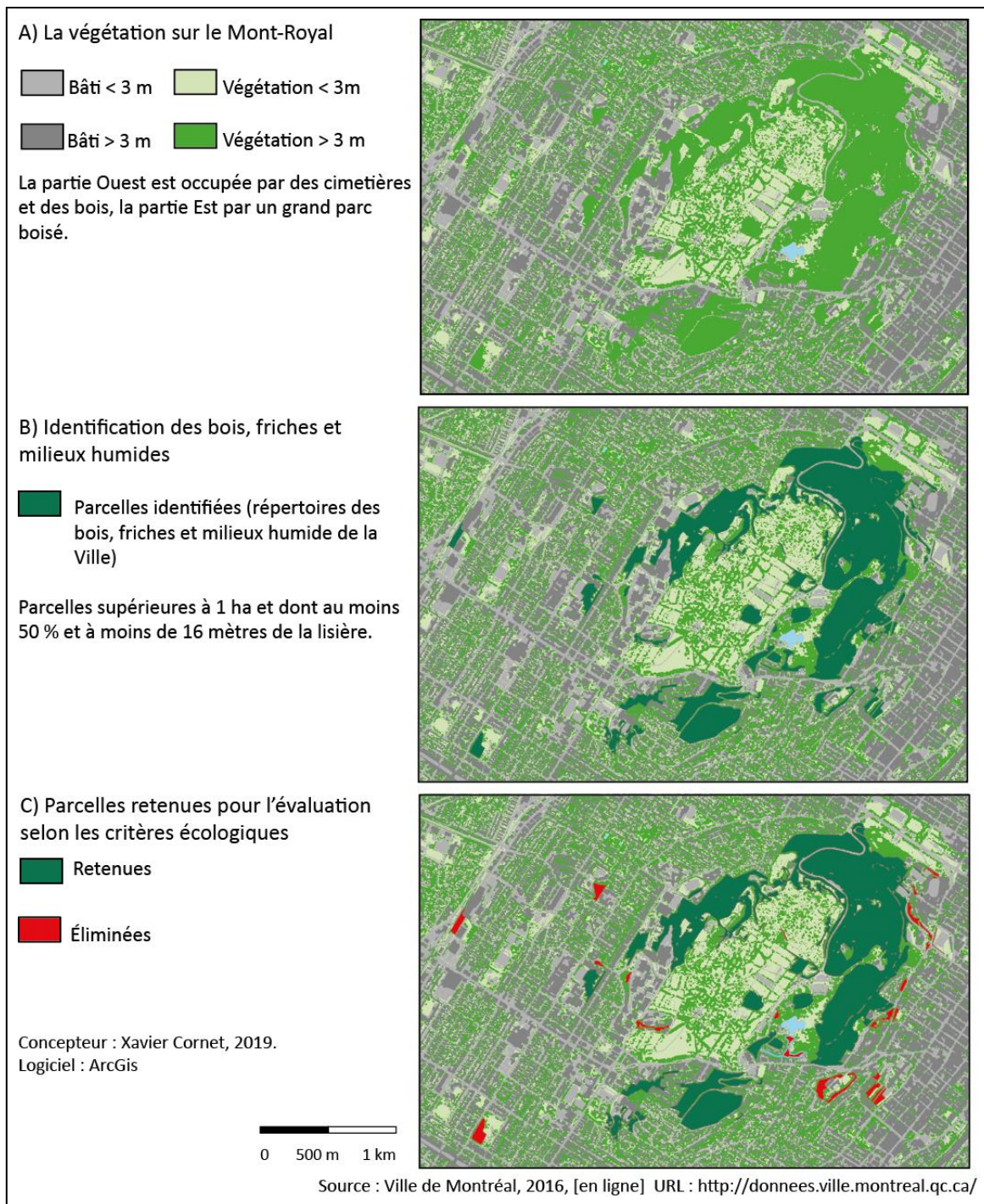


Figure 142 : Processus de sélection des surfaces végétalisées pour l'évaluation écologique : exemple sur le Mont-Royal.

Les critères qui portent sur l'évaluation de l'apport au bien-être des urbains sont utilisés dans la totalité des parcelles. Ils concernent 100 % des surfaces végétalisées (soit 9 600 ha), alors que l'évaluation écologique porte sur 49,3 % (soit 4 700 ha). Les 50,7 % restants ont une valeur considérée comme nulle quant à leurs apports à la qualité écologique de la végétation montréalaise (Figure 142).

2.2. Les critères écologiques

La principale originalité de notre démarche réside dans la prise en compte des formations végétales dans nos critères. Selon Threlfall et Kendal (2018), l'évaluation de la qualité écologique d'un ensemble de parcelles végétalisées peut être définie par des attributs spatiaux (taille, forme, dispersion, connectivité) et temporels (composition végétale, entretien, niveau de dégradation). Nous avons résumé ces attributs à travers quatre critères (tableau 27).

Valeurs		3	2	1	0
Intérêt écologique	Résistance aux espèces envahissantes	Formations végétales résilientes	Peuplements vulnérables	Formations végétales perturbées	Non retenu dans l'évaluation écologique
	Fragmentation et isolement (taille de parcelle)	Supérieure à 16 hectares	7-16 hectares	Inférieure à 7 hectares	Non retenu dans l'évaluation écologique
	Vulnérabilité par rapport à la route (taille de parcelle)	Supérieure à 16 hectares	7-16 hectares	Inférieure à 7 hectares	Non retenu dans l'évaluation écologique
	Statut de protection	Milieux protégés, Parcs-nature	Écoterritoires et grands parcs urbains	Aucun statut	

Tableau 27 : Critères et valeurs de l'évaluation de la qualité écologique des parcelles végétales.

1. La **résistance des formations végétales aux espèces envahissantes** est évaluée selon la formation végétale décrite dans les répertoires des bois, friches et milieux humides de la Ville (Tableau 28). L'évaluation se fonde sur les résultats présentés dans les précédents chapitres et sur des articles scientifiques qui ciblent les principaux perturbateurs identifiés dans le paysage montréalais : le Nerprun cathartique (*rhamus cathartica*) (Knight *et al.*, 2007), le Roseau commun (*Phragmites australis*) (Lavoie, 2007) et l'Agrile du frêne (Knight *et al.*, 2013 ; Herms et McCullough, 2014). Comme nous l'avons vu dans les chapitres 8 et 9, les espaces les plus touchés sont les formations en cours d'enfrichement (friche arborescente) et les peuplements pionniers (principalement des frênaies de Pennsylvanie et des peupleraies). Dans une moindre mesure, les peuplements constitués d'espèces rudérales sont aussi touchés : érablière à Guigère (*Acer negundo*), érablière argentée (*Acer saccharinum*) et robineraie à faux-acacia (*Robinia pseudoacacia*).

Pondération	3	2	1		
Bois	Bétulaie Frênaie Érablière sucrière Érablière rouge Bois de feuillus	Charmaie Chênaie Caryaie Tremblaie Ormaie	Juglaie Hêtraie Micoulaie Haie d'arbres	Érablière à Guigère Érablière argentée Robineraie Faux acacia Saulaie Résineux et cédrière	Frênaie de Pennsylvanie Peupleraie Sumac Vinaigrier
Friche	Friche herbacée		Friche arbustive	Friche arborescente	
Milieu humide	Marais	Prairie humide	Eau peu profonde	Marécage arborescent Marécage arbustif	

Tableau 28 : Évaluation de la richesse écologique des formations végétales

2. La **fragmentation des écosystèmes** « fait partie des causes majeures de l'érosion de la biodiversité » (Boutefeu, 2007) dont les effets négatifs en milieu urbain sont largement étudiés (Kowarik, 2011). Afin d'appréhender la fragmentation des parcelles dans cette étude, nous avons créé des ensembles végétalisés en fusionnant des surfaces végétalisées distantes entre eux de moins de 100 mètres¹²¹. L'index de biodiversité de Singapour (Chan *et al.*, 2014) préconise une distance maximale inter-patches de 100 mètres et c'est également le seuil retenu dans une étude de la connectivité écologique à Montréal (Deslauriers *et al.*, 2018). Les superficies de ces ensembles végétalisés sont ainsi évaluées. Ceux de plus de 16 hectares sont considérés comme peu vulnérables, car ils appartiennent à un ensemble comprenant théoriquement au moins un hectare central. Cela rejoint d'ailleurs la définition de l'écoterritoire, qui fixe le seuil à 15 hectares. Celles comprises entre 7 et 16 hectares sont moyennement vulnérables. Enfin, les parcelles végétalisées les plus isolées, dont l'ensemble est inférieur à 7 hectares, se voient attribuer une valeur de 1.

3. La pondération du troisième critère dépend de la **vulnérabilité par rapport au réseau routier** : plus la parcelle est morcelée par les routes, plus son poids est bas. Les routes ont un fort effet perturbateur sur les écosystèmes et sur la dispersion de la faune et de la flore (Forman et Alexander, 1998). Après une dilatation-fusion des espaces végétalisés, toujours avec 50 mètres comme valeur seuil, le maillage

¹²¹ Qu'on obtient en effectuant une dilatation-fusion de 50 mètres autour de chaque parcelle

routier vient découper les ensembles obtenus (Figure 143). Les seuils utilisés lors de l'évaluation de la fragmentation sont conservés, à savoir 7 et 16 hectares.



Figure 143 : Exemple de fragmentation routière sur le Mont Summit au sud du Mont-Royal.

(2) (3) Le chiffre indique la valeur obtenue à ce critère

4. Chaque parcelle est évaluée selon son **statut de protection** inscrit dans les documents d'urbanisme. Ces statuts sont importants, car ils permettent de réguler les usages dans ces espaces et garantissent qu'ils ne seront pas construits. Les espaces protégés inscrits au répertoire des milieux naturels protégés du Québec sont les statuts de conservations les plus strictes. Les Parcs-Nature sont un autre statut qui régule les usages et interdit les constructions, tout en permettant une utilisation récréative (Carignan, 2002). Les écoterritoires ne sont pas des aires protégées en eux-mêmes, ils sont donc d'une efficacité moindre, tout comme les grands parcs urbains dont le niveau d'entretien se rapproche de l'espace vert classique. Néanmoins, ces statuts garantissent leurs caractères inconstructibles.

2.3. Les critères liés aux cadres de vie

Trois critères ont été retenus pour d'appréhender l'apport potentiel de la végétation sur le bien-être habitant (Tableau 29).

	Valeurs	3	2	1	0
Intérêt social	Rôles récréatifs	Parcs urbains, espaces verts, golfs	Écoterritoire	Aucun statut	
	Accessibilité	Parcs et espaces verts	Parcelles attenantes à un chemin ou une route	Golfs, parcelles sans accès	
	Attractivité du paysage	Parcs, golfs, espaces verts	Boisements matures, espaces humides à végétation basse	Friches, espaces humides à végétation haute	

Tableau 29 : Critères et valeurs de l'évaluation de la qualité sociale (apport au bien-être) des parcelles végétales.

5. Le **rôle récréatif** des espaces verts locaux, des golfs et des grands parcs urbains est important pour le citoyen, où il se relaxe, se promène, fait du sport et profite d'une proximité avec la Nature (Chiesura, 2004). À l'opposé, les friches ne sont pas fréquentées à l'exception de superficies négligeables dans les arrondissements centraux. Chaque mètre carré végétalisé est pondéré selon sa fonction indiquée dans les documents d'urbanisme.

6. L'**accessibilité** d'un espace végétalisé est évaluée selon trois niveaux. Certaines surfaces sont infranchissables à cause de la végétation ou de leurs caractères privés. C'est le cas des golfs, mais aussi des milieux humides et des bois envahis de nerpruns. Il y a très peu de chemins d'accès. En outre, certains endroits ne sont pas faits pour être pénétrés, mais pour être contemplés. C'est le cas des formations herbacées et de toutes les zones végétalisées près des chemins. La parcelle végétalisée est valorisée pour que, physiquement accessible ou non, le visiteur puisse y accéder du regard. Enfin, les espaces pénétrables sont bien évalués selon ce critère, comme les espaces verts gazonnés.

7. Enfin, l'**attractivité du paysage** est mesurée selon un critère esthétique à partir de nos observations sur le terrain et du travail photographique (Chapitre 6). L'espace vert est conçu pour être une aménité urbaine, son rôle esthétique est donc fondamental. Ailleurs, la nature peut être vue comme d'apparence répulsive, comme dans les parcelles issues de déprises agricoles localisées en périphérie et visibles dans les friches et espaces humides arbustifs. La densité du végétal renvoie à une nature abandonnée souvent mal perçue par les habitants, contrairement aux formations herbacées qui sont jugées positivement (Brun *et al.*, 2018). La nature attractive, où la végétation renvoie à une impression de « nature grandiose », de « *wilderness* » (Arnould et Glon, 2006), cela comprend les bois matures ou les prairies humides qui sont valorisées et maintenues à un niveau de densité végétale suffisamment bas pour que le visiteur ne s'y sente pas étouffé.

Au final, c'est dans les espaces urbains centraux que l'intérêt de toutes les formes de bois dans l'espace urbain est réel, car les formes de natures font défaut. La grande majorité des bois de début de succession végétale n'est pas fréquentée et se situe dans l'espace péri-urbain, où les habitants comptent surtout sur leurs jardins pour s'aérer. Ces bois de frênes et de peupliers ne sont pas fréquentés, il n'y a pas de sentes pour y accéder, contrairement aux bois d'érables et de chênes qui sont parcourus de sentiers (formels et informels)

3. Résultats de l'évaluation de la multifonctionnalité des espaces végétalisés sur l'Île de Montréal

3.1. Évaluation de la richesse écologique des formations végétales

Nous obtenons ainsi une cartographie de l'Île de Montréal où chaque espace végétalisé se voit attribuer sept valeurs correspondant à nos critères. Une valeur nulle est attribuée aux autres surfaces qui correspondent aux espaces imperméabilisés. Il est ainsi possible de calculer la valeur moyenne au mètre carré d'une entité administrative.

L'évaluation des espaces végétalisés selon les limites d'arrondissements et de « villes liées » permet de comparer différents secteurs urbains et périurbains. Le maillage administratif est utilisé, car il se superpose aux caractéristiques et aux dynamiques socio-économiques, souvent spatialement hétérogènes. Cela permet d'évaluer la superficie et les fonctions qu'occupent les parcelles végétalisées à Montréal selon le secteur où elles se situent. La comparaison permet également d'appréhender la variation du rôle attribué à la végétation le long d'un gradient urbain-rural. La discrétisation par quantile est utilisée, ce qui permet de classer les arrondissements entre eux et de compenser les fortes valeurs obtenues en périphérie.

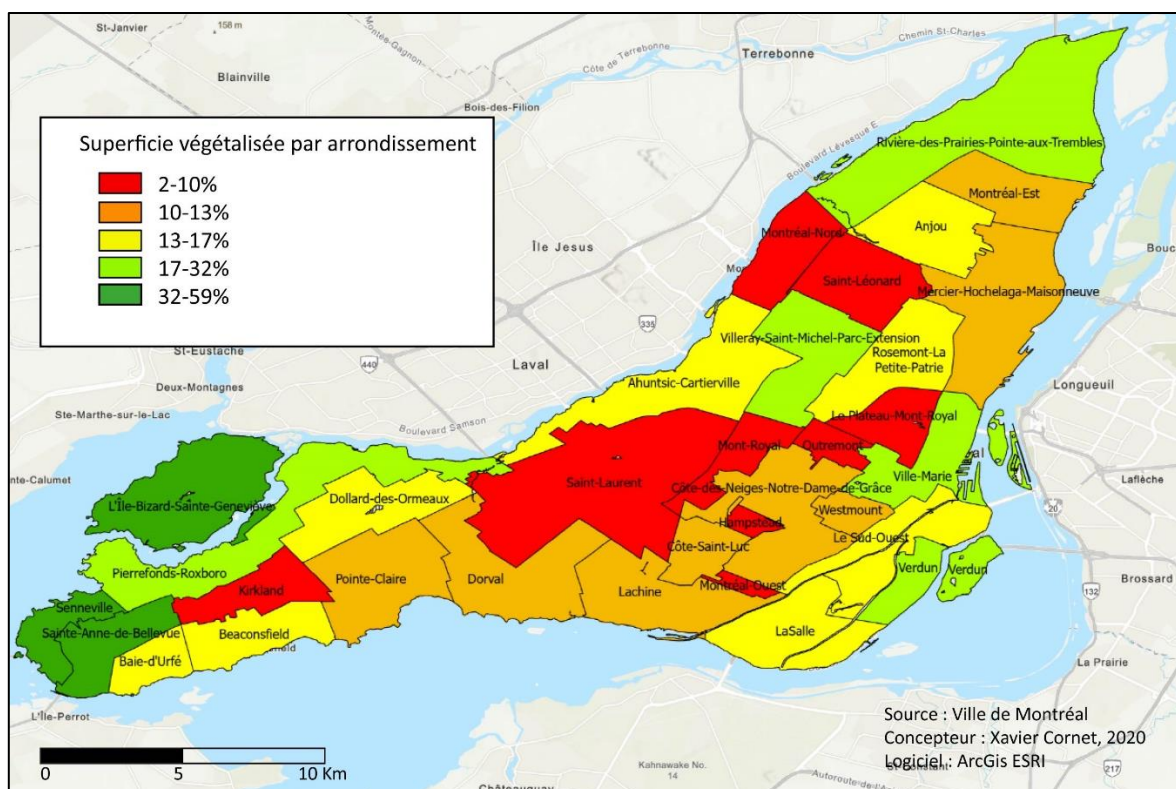


Figure 144 : Représentation cartographique de la superficie végétalisée par arrondissement

Source : Cornet, 2020

La distribution de la végétation à Montréal permet de distinguer trois ensembles (Figure 144) :

- Un centre-ville vert (au sud-est).
- Une couronne périphérique peu végétalisée.
- Des franges urbaines encore largement végétalisées et peu urbanisées.

Cette disposition correspond bien aux dynamiques urbaines montréalaises présentées dans le chapitre 2. En plus de la préservation du Mont-Royal près de l'actuel centre d'affaires, des parcs comme celui de Lafontaine ont été délimités en bordure de l'espace urbain du XIX^e siècle, correspondant aujourd'hui aux quartiers péricentraux (Rosemont, le Plateau ou Côtes-des-Neiges). Puis l'étalement urbain s'est accéléré de manière plus désordonnée sinon anarchique à Montréal au cours du XX^e siècle (Nazarnia *et al.*, 2016). Les espaces épargnés par l'urbanisation résultent de logiques foncières, les promoteurs construisent en fonction de l'offre et de la demande, et non en fonction d'une planification urbaine pensée par les municipalités (Marois, 1991). Certains espaces libres ont ensuite été transformés en espaces verts, mais leur répartition à Montréal témoigne d'un opportunisme foncier et non d'un intérêt social, et encore moins d'une quelconque réflexion environnementale.

Le constat de l'existence d'une certaine superficie végétalisée ne nous renseigne cependant ni sur la qualité écologique de ces espaces ni sur les usages qui en sont faits. L'évaluation de la multifonctionnalité des surfaces végétalisées par arrondissement permettra de mettre en évidence des différences sur ces deux points (Figure 145).

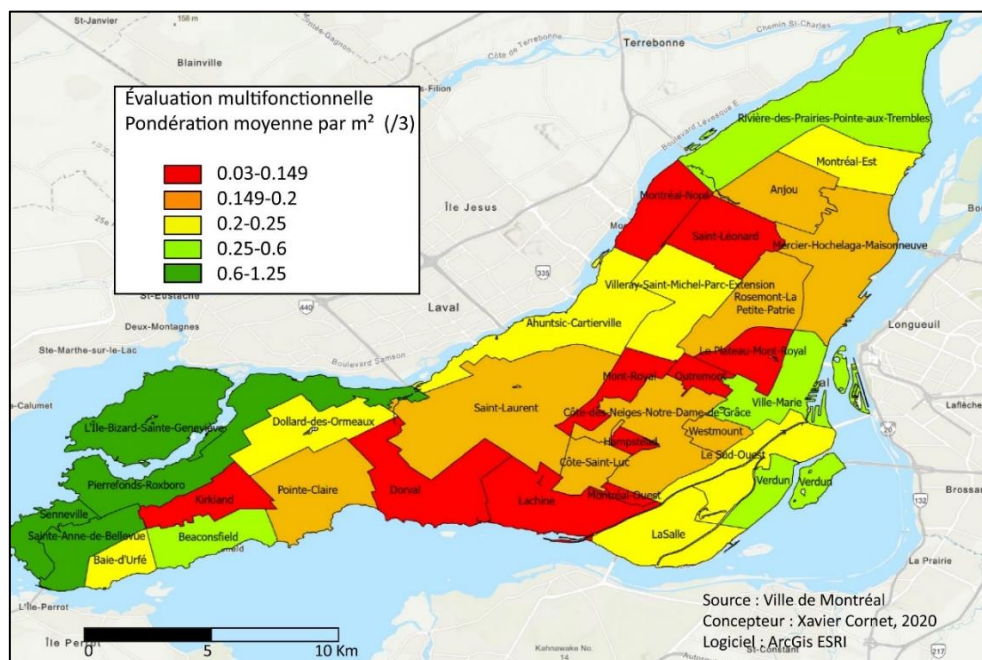


Figure 145 : Représentation cartographique de l'évaluation globale de la multifonctionnalité des espaces végétalisés par arrondissement

Les franges urbaines sont largement végétalisées, d'où des valeurs hautes dans l'évaluation ; alors que les périphéries sont dépourvues de grands parcs urbains. La limite urbaine avec le centre est bien discernable. Cette inégale répartition dans la ville est reconnue par les chercheurs (Sénécal et Saint-Laurent 1999) et par la municipalité (Ville de Montréal, 1992). Les parcs des quartiers centraux ont bénéficié très tôt d'une réflexion sur l'espace végétalisé public qui se traduit par une multifonctionnalité des espaces récréatifs, profitables au bien-être de la population et prenant en compte des problématiques écologiques, comme le montre l'attention particulière portée au Mont-Royal par la Ville (Ville de Montréal, 1992 ; 2013). Les périphéries sont moins densément peuplées et composées de zones pavillonnaires où la végétation à vocation récréative est privée et souvent cantonnée au jardin. Les surfaces végétalisées publiques y sont rares et présentent des paysages moins variés. Comme nous l'avons vu dans le cas de la pointe nord-est, les paysages des extrémités de l'Île sont encore largement végétalisés du fait d'une urbanisation plus récente. Les bois qui existaient ont pu être préservés grâce au développement d'une demande écologique des habitants et d'une politique environnementale de protection inédite (Ville de Montréal, 2004). De nouvelles friches se sont développées suite à l'abandon des cultures. Le patrimoine naturel et culturel est mieux reconnu et le paysage bocager de l'extrémité sud-ouest connaît le maintien d'une activité agricole valorisée à travers un projet d'obtention du statut de paysage humanisé à l'ouest de L'Île-Bizard¹²². De nombreux parcs-nature cherchent à valoriser le potentiel « récréotouristique » - pour reprendre l'adjectif utilisé au Québec - des bois et milieux humides (Anse-à-l'Orme, Cap-Saint-Jacques, Bois-de-l'Île-Bizard ou encore Pointe-aux-Prairies). Ces espaces sont moyennement accessibles pour les habitants du cœur urbain ou des banlieues et nécessitent une voiture. Ils s'inscrivent dans une perspective de développement des activités récréatives lors des fins de semaines pour les habitants de Montréal.

3.2. Cartographie des espaces végétalisés selon leurs qualités écologiques

La prise en compte de sept critères pour appréhender la multifonctionnalité peut cacher des écarts importants. C'est pourquoi nous l'appréhendons en séparant les critères écologiques (Figure 146) et sociaux (Figure 147).

¹²² Il s'agit d'un statut particulier accordé par le gouvernement du Québec qui reconnaît la contribution des activités humaines, en particulier les activités agricoles, dans le maintien d'une diversité biologique. Ce n'est pas une aire protégée comme un parc et les propriétaires conservent la jouissance de leurs droits de propriété.

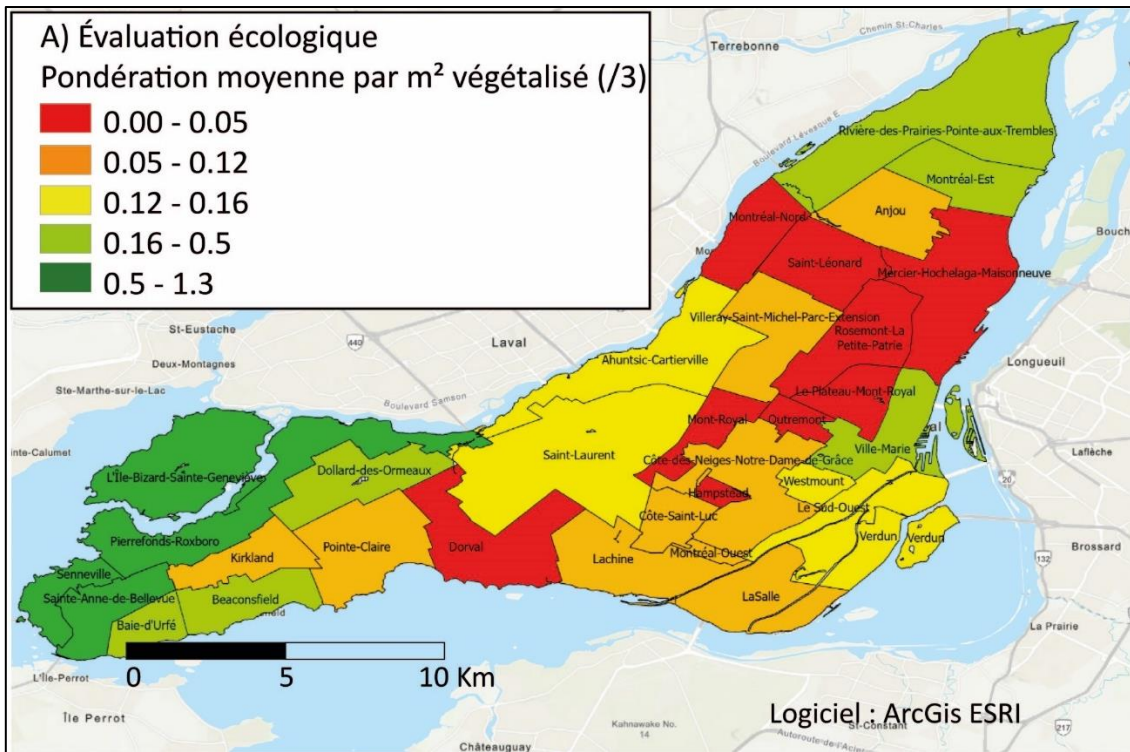


Figure 146 : Représentation cartographique de l'évaluation de la qualité écologique des espaces végétalisés montréalais par arrondissement

Le contraste est flagrant entre la qualité écologique faible dans certains quartiers périphériques, alors que de meilleurs résultats obtenus dans le cœur urbain. L'arrondissement hyper-central de Ville-Marie est par exemple mieux noté car largement végétalisé grâce au parc du Mont-Royal et aux îles sur le fleuve Saint-Laurent. Comme nous l'avons vu au chapitre 7, les bois du Mont-Royal sont peuplés d'essences « nobles », comme l'Érable à sucre (*Acer sacharrum*) ou le Chêne rouge (*Quercus rubra*). Les friches des périphéries ont un potentiel écologique plus faible dû aux peupleraies à Peuplier deltoïde (*Populus deltoides*) et aux frênaies à Frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*), plus vulnérables face aux espèces envahissantes. L'évaluation écologique est bonne dans les friches à l'est comme à l'ouest de l'Île, où l'avancée de l'urbanisation a peu touché les vieux peuplements forestiers et où la déprise agricole permet la dynamique progressive de la végétation. Les banlieues qui correspondent à l'extension urbaine des années 1950 et 1960 sont, en revanche, très faiblement végétalisés et les rares parcelles qui subsistent sont quelques parcs, des pelouses et des friches autoroutières. Leur potentiel écologique est en conséquence très faible et ces espaces créent une barrière pour le déplacement des espèces entre les grands parcs urbains du centre et les franges de l'Île, principalement pour les oiseaux et pour les espèces végétales.

3.3. Cartographie des espaces végétalisés selon leur apport au bien-être habitant

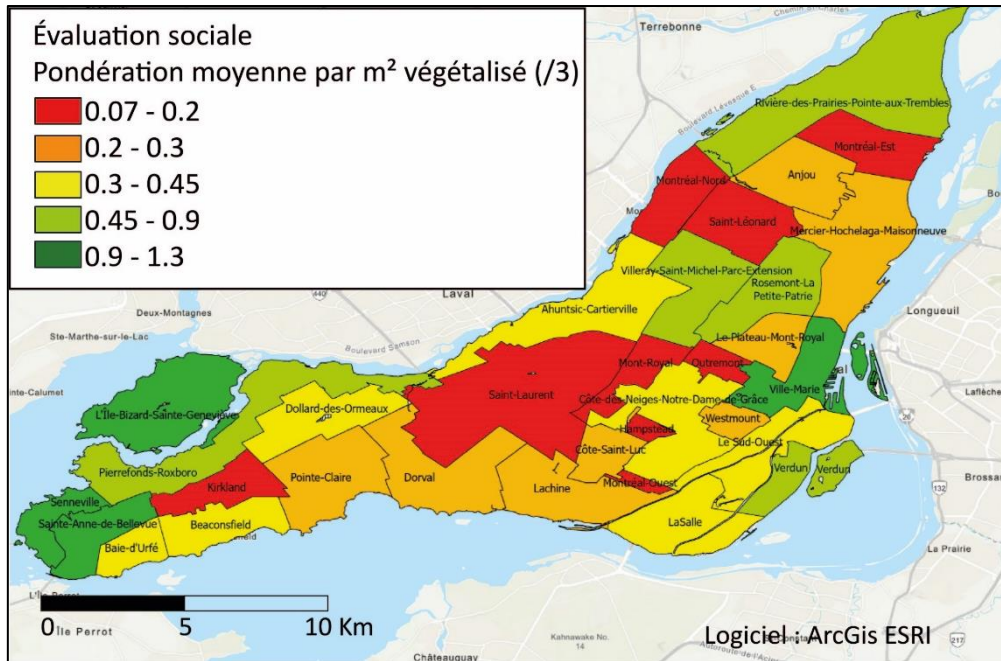


Figure 147 : Représentation cartographique de l'évaluation de l'apport au bien-être habitant des espaces végétalisés montréalais par arrondissement

Source : X, Cornet. 2020

Le classement des arrondissements change significativement selon que l'on se réfère aux critères écologiques et aux critères sociaux. Si la première montre une forte hétérogénéité entre le centre, la périphérie et les franges, la deuxième donne des résultats spatialement moins simples. L'évaluation des espaces végétalisés selon leur apport au bien-être habitant montre une réalité plus complexe, par exemple dans certains quartiers périphériques où de grands espaces verts et ouverts viennent agrémenter l'espace urbain. Nous avons noté que la végétation occupe de larges surfaces dans les franges ouest et est et l'on pourrait s'attendre à ce qu'elle joue également un rôle en tant qu'aménité. Or, celle-ci est parfois mieux évaluée au centre, malgré des surfaces végétalisées bien inférieures. Cela peut s'expliquer par une faible valorisation de la végétation dans les marges, matérialisée par la place qu'y occupent les friches. Ces friches ont d'ailleurs disparu dans la couronne périphérique, du fait d'une pression foncière croissante et d'une appropriation déjà ancienne par les habitants et les politiques communautaires, à l'instar du développement du jardin partagé dans les années 1990 (Sénécal et Saint-Laurent, 1999).

4. Tentative de généralisation spatiale à l'échelle du Grand Montréal

4.1. Adaptation de la méthode à l'échelle de la communauté métropolitaine

La méthodologie utilisée dans l'agglomération montréalaise peut être étendue à l'ensemble de la Communauté Métropolitaine, même si pour ce faire, il faut s'accommoder de quelques ajustements liés à la disponibilité des données. La démarche reste la même (Figure 144) : une carte de végétation divisée en parcelles uniformes est créée, puis chaque mètre carré de végétation est évalué selon les mêmes sept critères et enfin, la moyenne des valeurs obtenues est appliquée à des entités plus vastes, ici les municipalités et les arrondissements dans l'aire urbaine de Montréal.

a. Création d'une carte de végétation

Si la cartographie des formations végétales existe à l'échelle de l'agglomération, les données sur les communautés végétales n'existent pas sur l'ensemble de la CMM¹²³. Diverses bases de données ont dû être croisées afin d'obtenir une carte des parcelles végétalisées. Les données produites par la CMM sont disponibles sur le site de l'Observatoire du Grand Montréal¹²⁴. La trame de fond de notre cartographie repose sur les données issues de « l'indice canopée », développée par la CMM par télédétection à l'aide de photographies aériennes prises en été et traitées à travers le NDVI¹²⁵. Dans un premier temps, nous avons extrait les parcs, les espaces vacants, les zones agricoles et les golfs présents dans les cartes d'utilisation du sol qui reposent sur les plans locaux d'urbanisme. Une première carte des parcelles végétalisées est ainsi créée (Figure 148. 1a). Elle ne nous renseigne pas sur la présence de végétation mais uniquement sur le rôle alloué à une parcelle. Les cartes d'utilisation du sol et de l'indice canopée sont alors croisées, les parcelles minéralisées à plus de 90 % sont exclues (ce qui correspond à de petits squares urbains ou à des zones de stationnement désaffectées). Puis, ces parcelles sont analysées en fonction de données plus fines. Le couvert forestier et les milieux humides sont ajoutés sur la carte d'occupation du sol. Nous avons repris les données de la CMM, qui identifient un couvert forestier comme une formation végétale haute de plus de 3 mètres (identification grâce à l'indice canopée) et dont la surface est supérieure à 3 000 m²¹²⁶. Enfin, les milieux humides identifiés par l'association Canards Illimités sur la CMM ont été rajoutés (Beaulieu *et al.*, 2010) (Figure 148. 1b). À ce stade, nous obtenons une cartographie des parcelles végétalisées qui regroupent les bois, les milieux humides, les cultures, les espaces vacants à végétation basses (les

¹²³ Il existe bien des cartes écoforestières du Québec à l'échelle 1/20 000, mais elles ne sont disponibles qu'en format PDF et restent peu précises sur les bois de la CMM, notamment dans les bois en zone urbaine. Elles indiquent alors si les peuplements sont résineux ou feuillus.

¹²⁴ <http://observatoire.cmm.qc.ca/observatoire-grand-montreal/produits-cartographiques/>

¹²⁵ L'indice canopée illustre sur une même carte : la couverture végétale basse, la couverture végétale haute de plus de 3 mètres, les surfaces minérales basses et les surfaces minérales hautes de plus de 3 mètres.

¹²⁶ Méthodologie complète : http://observatoire.cmm.qc.ca/fileadmin/user_upload/carte/canope/2011/Methodologie_CF_CODIFIE.pdf

friches), les parcs à végétation basse et les golfs (Figure 148. 1c), soit 40 061 parcelles qui forment une superficie totale de 2 520 km² (ce qui représente 65 % de la surface terrestre de la CMM).

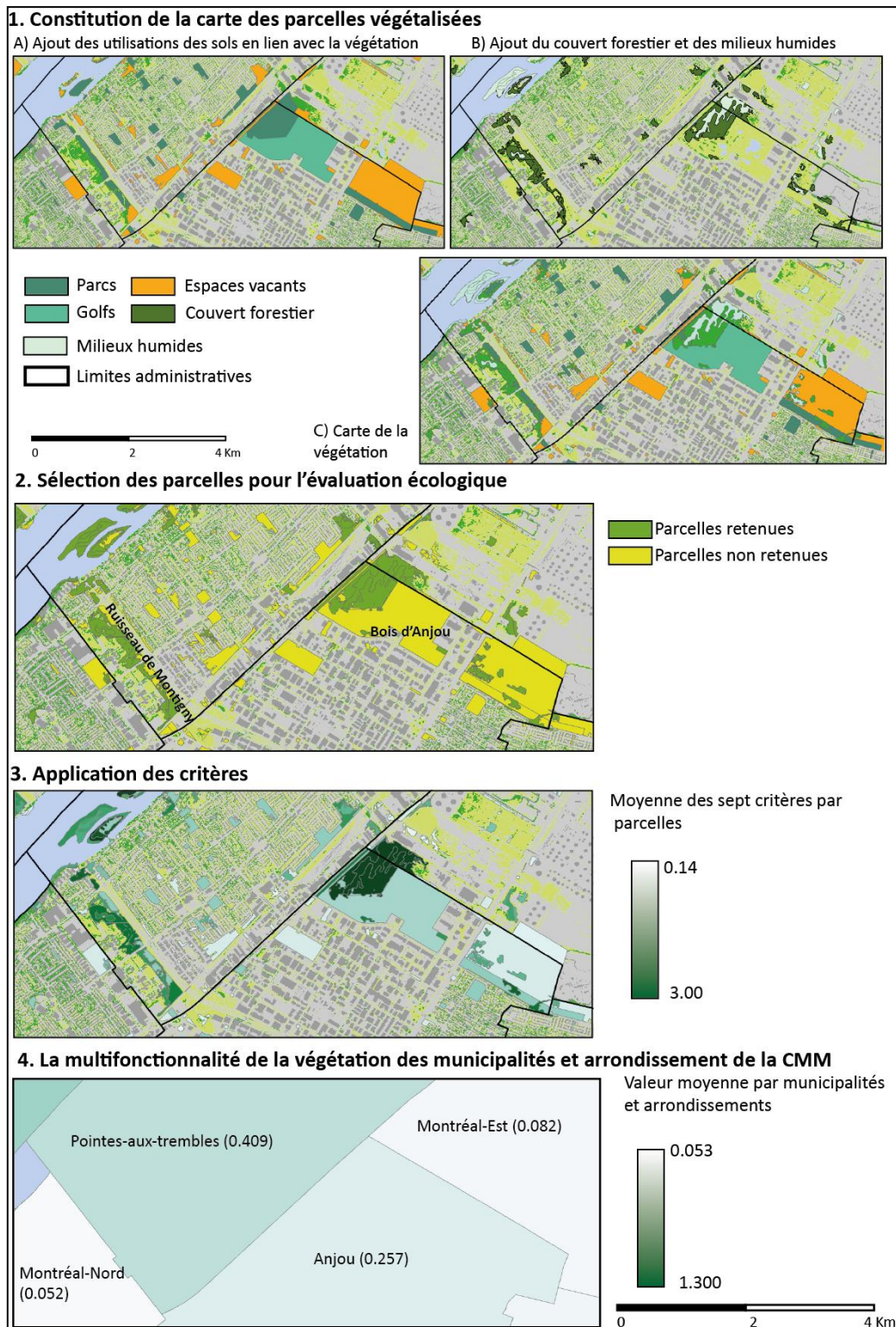


Figure 148 : Cartographie des surfaces végétalisées sur l'ensemble de la Communauté Métropolitaine : Exemple au niveau du Bois d'Anjou.

Sources : Canopée (2017) et couvert forestier (2019), Observatoire du Grand Montréal. Cartographie détaillée des milieux humides, (2010), Canards Illimités. Concepteur : Xavier Cornet (2021)

b. Caractérisation et typologies des parcelles

Notre typologie repose sur les quatre principaux paramètres généralement utilisés : la hauteur, la formation végétale, la densité et les usages. La question des usages et celle de la formation sont ici privilégiées et constituent le premier niveau dans notre classification de la végétation : espaces vacants, surfaces agricoles, couvert forestier, milieux humides, espaces verts. Chacune de ces classes est ensuite subdivisée à un second niveau selon des critères plus précis.

Espaces vacants			Surface agricole		
Structure de la végétation	Part boisé (en %)	Valeur moyenne pixel	Structure de la végétation	Part boisé (en %)	Valeur moyenne pixel
Parcelle construite (exclue)		<3	Agricole intensif	<10	<3,1
Friche rase	< 20	3-3,2	Agricole en prairie	44105,00	3,1-3,2
Friche buissonnante-arbustive	20-50	3,2-3,5	Agricole en friche arbustive	20-50	3,2-3,5
Friche arborescente	50-80	3,5-3,8	Agricole arborescent	50-80	3,5-3,8
Bois (voir couvert forestier)	80-100	3,8-4	Bois (voir couvert forestier)	80-100	3,8-4

Tableau 30 : Typologie des espaces vacants et des surfaces agricoles

Les espaces vacants et les surfaces agricoles ont pu être subdivisés en fonction de la densité de la canopée. Pour ce faire, nous avons utilisé les données des cartes du programme Canopée. Sur ces cartes au format raster, chaque pixel représente 1 m² et possède une valeur comprise entre 1 et 5 : 1 correspond au bâti inférieur à 3m, 2 au bâti supérieur à 3m, 3 à la végétation inférieure à 3m, 4 à la végétation supérieure à 3m, 5 à l'eau. Il suffit alors d'effectuer la moyenne de la valeur des pixels sur une parcelle pour en connaître la densité de la végétation (Figure 149).

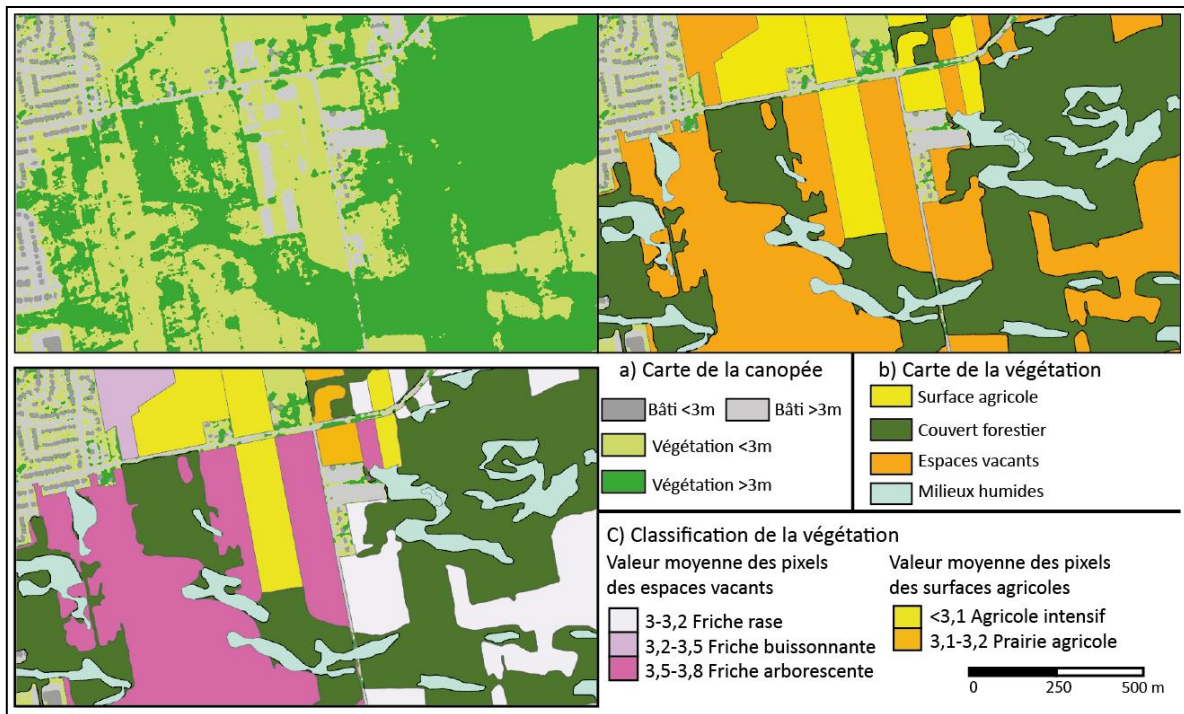


Figure 149 : Détermination de la densité de la végétation par les données Canopée

La grande majorité des parcelles qui correspondent à des espaces vacants ont une moyenne des pixels supérieure à 3, ce qui indique qu'elles sont bel et bien végétalisées. Les quelques parcelles où la valeur moyenne était inférieure à 2,9 ont été exclues, comme certaines anciennes usines ou des surfaces bitumées abandonnées, mais les surfaces concernées sont infimes. Ensuite, les parcelles dont la moyenne se rapproche de 3 rendent compte d'une végétation basse, tandis qu'inversement, les parcelles dont la moyenne se rapproche de 4 indiquent une végétation haute. Les parcelles étant uniformes, la moyenne de la valeur des pixels représente bien une même réalité sur toute la parcelle. Au-delà d'une valeur moyenne de 3,8, nous considérons que 80 % de la parcelle est boisée et est donc basculée dans la classe « couvert forestier »¹²⁷.

¹²⁷ Ce qui représente des superficies négligeables, le couvert forestier préalablement identifié par la CMM se rapproche de l'exhaustivité.

Couvert forestier		Milieu humide		Espace vert
Structure de la végétation	Dynamique	Structure de la végétation		Structure de la végétation
Bois ancien	Présent en 1966 et en 1996	Marais	Eau peu profonde	Parc non-boisé, prairie ou pelouse
Bois post-pionnier	Bois présent en 1996 et absent en 1966	Marécage arboré	Tourbière boisée	Golf non boisé
Bois pionnier	Bois absent en 1996	Prairie humide	Tourbière minérotrophe	Bois (voir couvert forestier)
		Tourbière ombrotrophe		

Tableau 31 : Typologie du couvert forestier, des milieux humides et des espaces verts

Comme nous l'avons vu dans les chapitres précédents, le couvert forestier n'est pas uniforme et les parcelles forestières sont différenciables entre elles. La flore et les paysages des boisés changent selon différents paramètres. Nous avons composé avec nos propres données, car il n'existe pas de données exhaustives sur les formations végétales à l'échelle du Grand Montréal. En cela, la dynamique de la végétation mise en lumière dans le chapitre 7 permettent de dissocier les boisements matures (éablières, hêtraies, chênaies, etc.) des boisements pionniers (frênaie de Pennsylvanie, peupleraie, robineraie, etc.) avec une phase de transitions où les formations tendent à se stabiliser (post-pionnier). Nous pouvons estimer les formations végétales à partir des cartes de 1966 et 1996. La classification des milieux humides est plus aisée, les données de Canards Illimité Québec nous renseignent déjà sur leurs compositions. Quant aux espaces verts, ils se divisent entre les golfs et les parcs qui ne sont pas boisés.

C) Critères et valeurs

Comme pour l'évaluation de l'intérêt écologique de la végétation de l'agglomération montréalaise, nous devons tenir compte de la taille de la parcelle et du type de milieu. Par exemple, les pelouses ou les cultures intensives présentent peu d'intérêt en termes de biodiversité. Les parcelles retenues correspondent donc au couvert forestier, aux milieux humides, aux espaces vacants végétalisés et aux friches agricoles arborescentes. Une attention particulière a été portée au couvert forestier en milieu résidentiel. Certains lotissements fortement végétalisés sont comptabilisés comme faisant partie du couvert forestier. Nous avons donc manuellement vérifié cette « canopée résidentielle » pour ne conserver que les bois situés en zone résidentielle et exclure des lotissements boisés, ces derniers sont composés de jardins privés, le plus souvent en pelouses. Après la sélection des parcelles dont les milieux peuvent être assimilés à des écosystèmes « naturels », les parcelles dont la superficie est inférieure à un hectare ont été exclues. Pour éviter un effet lisière trop prononcé, les parcelles à la

forme longiligne ont également été exclues, comme certaines bordures autoroutières. Ainsi, les surfaces végétalisées dont plus de 50 % se situent à 16 mètres de la lisière sont éliminées de l'évaluation de la qualité écologique.

Valeurs	3	2	1	0
Résistance aux espèces envahissantes	Boisement ancien, milieu humide, friche rase, prairie agricole	Boisement post-pionnier, friche buissonnante et arbustive (dont friche agricole)	Boisement pionnier, friche arborescente (dont friche agricole)	Non retenu dans l'évaluation écologique
Fragmentation et isolement	Supérieur à 16 hectares	7-16 hectares	Inférieur à 7 hectares	Non retenu dans l'évaluation écologique
Vulnérabilité par rapport à la route	Supérieur à 16 hectares	7-16 hectares	Inférieur à 7 hectares	Non retenu dans l'évaluation écologique
Statut de protection	Milieu protégé, parc-nature, corridor forestier reconnu, bois d'intérêt métropolitain	Parcelle classée en "parc"	Aucun statut	Non retenu dans l'évaluation écologique, parcelle classée en "zone résidentielle" (à construire)
Rôles récréatifs	Parc, golf	Bois d'intérêt métropolitain, parc-nature	Aucun statut	Culture intensive
Accessibilité	Parc	Parcelle attenante à un lotissement ou une route	Golf, parcelle sans accès	Culture intensive
Attractivité du paysage	Parc, golf	Boisement mature, milieu humide à végétation basse (1), friche rase et buissonnante (dont friche agricole)	Boisement pionnier, espace humide à végétation haute (2), agricole intensif, friche arborescente (dont friche agricole)	

Tableau 32 : Critères et valeurs de l'évaluation de la multifonctionnalité des parcelles végétales de la CMM

(1) Marais, prairie humide, eau peu profonde, tourbière minérotrophe et ombrotrophe

(2) marécage et tourbière boisés

Les critères et la méthodologie pour leur attribuer des valeurs diffèrent peu de ce qui a été réalisé à l'échelle de l'île de Montréal. Ci-dessous, voici sur les principaux ajustements.

L'évaluation de la **résistance aux espèces envahissantes** est ici centrée sur l'état de maturité du couvert forestier. Plus il est avancé, plus les écosystèmes sont considérés comme résilient face au « choc » que représente l'arrivée de ces espèces. Ce choix est conforme à nos observations comme aux publications scientifiques. Elle doit être cependant nuancée ; d'autres paramètres rentrent en ligne de compte (action anthropique, végétation des parcelles à proximité, fréquence des perturbations biotiques et abiotique, etc.). À défaut de pouvoir appréhender l'ensemble de ces paramètres, nous ne considérons que l'ancienneté des bois. Les milieux humides sont considérés comme résistants au phénomène, bien que les travaux de *Canards Illimités* montrent bien l'impact qu'ont ponctuellement les espèces envahissantes sur les milieux humides¹²⁸ (Beaulieu *et al.*, 2010).

La **vulnérabilité par rapport au réseau routier** a été évaluée en fonction des grands axes de communications et des autoroutes, non en fonction du réseau routier dans son ensemble¹²⁹.

Les **statuts de protections** ont tenu compte de la précarité des parcelles végétalisées classées en « zone résidentielle » et qui sont donc constructibles. En dehors de cette précision, le degré de protection qu'offrent les différents statuts suit la même logique que lors de l'étude à l'échelle de l'île (3 : zone protégée ou à protéger, 2 : zone protégée à des fins récréatives, 1 : zone sans statut de protection (majoritairement agricole et espace vacant, 0 : zone vulnérable à la construction)

L'intérêt récréatif des parcelles étend la notion non seulement aux espaces récréatifs reconnus, mais aussi à ceux qui ont la capacité à répondre aux besoins récréatifs de la population. Les parcelles agricoles intensives apparaissent ici dénuées d'intérêt. En revanche, les bois et friches situés en zone agricole sont une ressource récréative s'ils sont librement accessibles et sont parfois aménagés comme tels (comme le bois de Sainte-Dorothée à Laval). Ainsi, la végétation montréalaise sans valorisation particulière se voit attribuée une valeur de 1 car elle peut faire l'objet futur reclassement en parc ou en zone protégée par les autorités locales.

Déterminer l'**attractivité paysagère** de la végétation s'apparente à une approche du sensible et donc à une attribution de valeur basée sur des critères subjectifs. Afin de réduire cette subjectivité, les valeurs attribuées reposent donc sur les mêmes axiomes que lors de la précédente évaluation de l'échelle de l'agglomération : la végétation dense renvoie à une nature répulsive et les boisements matures sont mieux valorisés que les boisements pionniers. Par exemple, les milieux humides qui permettent une visibilité du visiteur sont considérés comme attractifs (prairie humide ou tourbières),

¹²⁸ 7,2 % des milieux humides subissent des perturbations dues à des espèces invasives en 2010

¹²⁹ La masse de donnée à traiter est telle que nous n'avons pu

alors que ceux qui sont une végétation dense et haute renforcent la sensation d'étouffement (marécage et tourbière boisés).

D) Évaluation

Chaque municipalité est ensuite évaluée selon la valeur moyenne de chaque m² de sa superficie totale, de la même manière que dans le cas de l'agglomération. La subdivision de l'Île de Montréal en arrondissements et villes-liées est conservée, alors que les résultats sont exprimés selon les municipalités sur le reste de la Communauté Métropolitaine.

4.2. Spécificités de la végétation à l'échelle de la Communauté Métropolitaine

Les résultats sont exprimés en fonction de la part terrestre des municipalités et des arrondissements. La distribution statistique est étirée par quelques municipalités dont les valeurs sont supérieures à 1 (Figure 150). Elles parasitent nos données car elles sont peu représentatives, couvrant de petites surfaces et concernant seulement quelques milliers d'habitants. Par exemple, Pointes-des-cascades, l'Île-Cadieux, Oka et Senneville sont les quatre municipalités qui dépassent un score de 1,3. Ce sont des îles ou des bords de fleuve qui représentent à peine 1,7 % de la surface de la CMM et 0,1 % de la population. De l'autre côté, certains arrondissements de l'agglomération montréalaise sont majoritairement urbanisés, ce qui donne des scores très faibles, voire inférieurs à 0,1, comme Saint-Léonard, Montréal-Est, Montréal-Nord et Mont-Royal. La discrétisation utilisée pour montrer les résultats sur les cartes de la Figure 151 est donc étirée entre ces valeurs extrêmes.

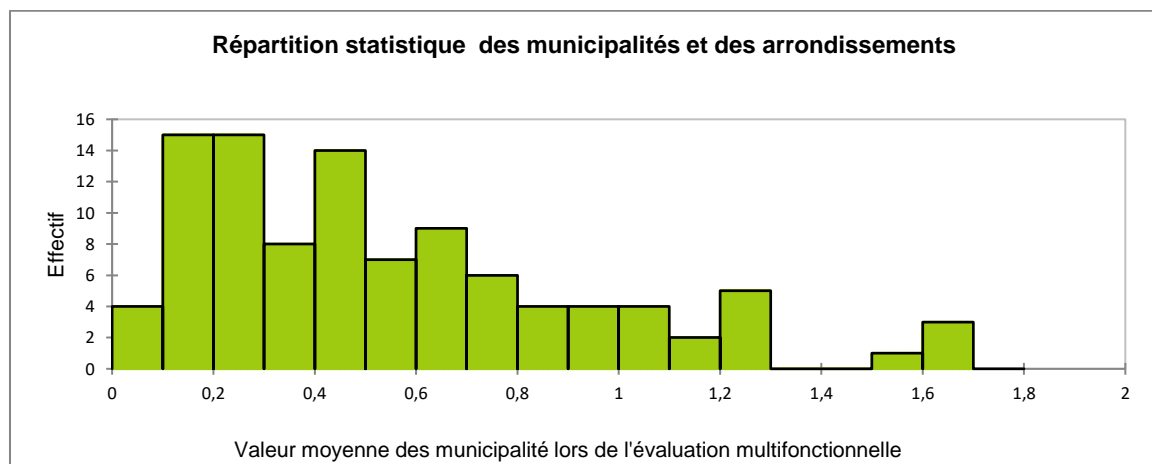


Figure 150 : Une répartition hétérogène des municipalités

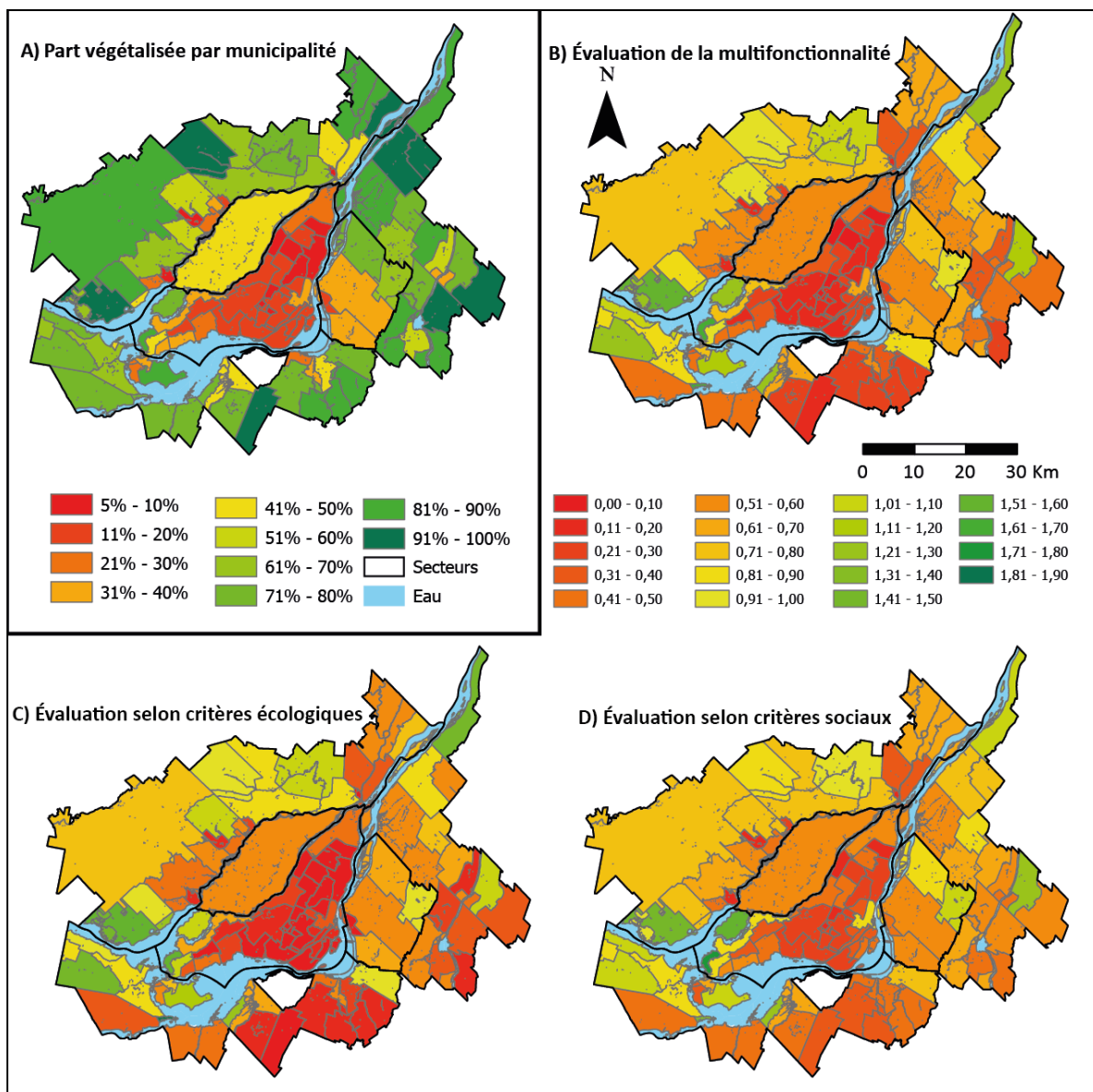


Figure 151 : Résultats de l'évaluation de la végétation du Grand Montréal selon les municipalités

La répartition de la végétation du Grand Montréal est classique (Figure 151. A) : le centre urbanisé laisse peu de place à la végétation alors que les marges agricoles et boisées se développent progressivement au fur et à mesure de l'éloignement au centre urbain. On y distingue nettement l'étiollement de la tâche urbaine. Les excroissances de Longueuil et Laval apparaissent comme transitionnelles. L'attention des associations et des scientifiques se porte sur la protection de cet anneau de verdure autour de la ville, ce qui a amené au projet de ceinture verte au début des années 2010. Les cartes ci-dessus nous montrent qu'une municipalité largement végétalisée n'est pas systématiquement synonyme d'un score élevé, ce qui est notamment dû au fait que nous considérons les parcelles agricoles comme un élément de végétation (Figure 151. B). La comparaison des cartes A et B différencie les marges sud et nord ; alors que les municipalités du nord sont encore largement boisées, celles du sud sont majoritairement à vocation agricole. L'évaluation multifonctionnelle

oppose les faibles scores de l'agglomération montréalaise et la partie méridionale de la Couronne Sud aux évaluations plus hautes des banlieues. Les municipalités le long du Fleuve Saint-Laurent présentent les meilleurs scores, ce qui montre des opportunités en termes de protections écologiques et de valorisations récréatives. Cette multifonctionnalité est elle-même à nuancer comme le montre les cartes C et D. L'évaluation selon les critères écologiques (Figure 151. C) montre d'importantes disparités atténuées par l'évaluation selon les critères sociaux (Figure 151. D). L'évaluation selon critères sociaux montre des municipalités globalement homogènes, où l'offre en espaces verts dans les centres urbains vient rehausser les scores dans l'agglomération. Les bois de Laval, de Longueuil et de la partie inférieure de la Couronne Sud obtiennent un score faible selon les critères écologiques car ils se composent de peuplements pionniers ; alors qu'ils obtiennent des scores moins bas selon les critères sociaux car ils sont mis en valeur à travers des espaces verts et des corridors forestiers. Les peuplements préservés de la Couronne Nord sont moins mis en valeur, ce qui explique des scores moyens.

Une hypothétique infrastructure verte sur la Communauté Métropolitaine de Montréal doit tenir compte des disparités entre les cinq éléments identifiables sur ces cartes :

- Une agglomération montréalaise dont la majorité de la superficie est construite. Les pointes est et ouest sont encore végétalisées et sont aux cœurs de discussions entre l'agglomération qui veut les protéger et certains arrondissements qui les perçoivent comme des opportunités économiques.
- Les agglomérations de banlieues de Laval et Longueuil qui cherchent à économiquement se développer tout en protégeant les activités agricoles et les espaces naturels. Ce qui conduit à un zonage presque manichéen dans les plans d'urbanisme, où certains espaces sont protégés tandis que des poches de bois/champs sont laissées pour le développement économique.
- Les bords du fleuve à l'est et à l'ouest encore préservés, où le caractère villageois semble encore privilégié au détriment d'objectifs de développement économique. Néanmoins, le développement immobilier s'intensifie dans ces zones¹³⁰.
- Des territoires situés au sud à vocation agricole où les bois sont rares et composés d'espèces pionnières. Les massifs forestiers sont rares, le Mont-Saint-Bruno et le Mont-Saint-Hilaire font figure d'exception. Néanmoins, les projets de corridors forestiers se multiplient et les bois ruraux sont progressivement protégés.
- Un nord encore boisé et préservé, mais dont les bois ne sont pas protégés ou valorisés. Des initiatives locales voient le jour, comme le corridor forestier du Grand Coteau.

¹³⁰ Selon les portraits de secteurs réalisés par l'Observatoire de Montréal.

Une trame verte ou une ceinture verte doit ainsi jongler avec ces particularités zonales, où la diversité de la végétation et des orientations municipales sont autant de freins à l'élaboration d'une politique environnementale cohérente.

Conclusion du chapitre 8

Dans ce chapitre, nous souhaitons montrer que la prise en compte du paysage végétal tel que nous l'avons étudié est nécessaire si l'on veut modéliser ou prévoir une infrastructure verte qui concilie les enjeux écologiques et sociaux. L'identification d'une infrastructure verte repose sur la multifonctionnalité des espaces végétalisés, où des disparités spatiales confirment la multiplicité des formes que prend la végétation en milieu urbain et péri-urbain. À l'échelle de l'agglomération montréalaise, le cœur urbain présente une végétation multifonctionnelle, à la fois pertinente pour le développement et le maintien d'écosystème résilient et pour le public par la qualité des paysages qu'il propose. La situation se dégrade dans les banlieues pavillonnaires issues des années 50-70, où très peu d'espaces végétalisés ont été conservés, ne laissant que quelques pelouses aux riverains. Les pointes nord-est et sud-ouest de l'île de Montréal sont encore préservées où ils y subsistent quelques bois et champs. De nombreuses friches issues de la déprise agricole ou dans les zones industrielles présentent des écosystèmes vulnérables aux espèces envahissantes et des paysages peu valorisés pour le public. À l'échelle de la CMM, les municipalités bordant les rivières et le Saint-Laurent abritent les espaces végétalisés les plus multifonctionnels. Les excroissances périurbaines de Laval et Longueuil sont des espaces de vulnérabilités et d'opportunités, la tâche urbaine vient lécher les cultures et se voit trouver par des poches boisées utilisées comme parc ou encore classées en zone agricole. C'est notamment dans ces territoires que des réseaux d'espaces végétalisés sont le plus opportuns, permettant de conserver une connectivité entre ces poches et de les considérer dépendamment les unes par rapport aux autres, à l'instar des propositions de corridors écologiques à disparités territoriales des territoires ruraux de la CMM doivent être considérées, entre un nord boisé, mais aux espaces naturels peu protégés et un sud agricole avec peu d'espaces naturels, mais plus souvent protégés. Ces disparités territoriales sont à prendre en compte dans l'élaboration d'une infrastructure verte, notamment si l'on se repose sur la composition des paysages.

Conclusion de la deuxième partie

Cette troisième partie a permis d'explorer la végétation montréalaise, tant ses paysages que la flore qui s'y trouvent, nous permettant de faire un état des lieux. Les dynamiques paysagères (**chapitre 5**) permettent de comprendre l'évolution de la végétation. Bien que les grandes vagues d'étalement urbain soient révolues, un grignotage constant des espaces de végétation montréalais déséquilibre les écosystèmes. La perte des boisements matures est une catastrophe, puisqu'il s'agit des écosystèmes les plus stables et résilients de la Communauté Métropolitaine et qu'ils ne peuvent être remplacés. L'importance écologique de ces boisements se confirme dans le **chapitre 7**, où ils apparaissent les plus résistants aux espèces envahissantes et présentent les cortèges floristiques les plus complexes, alors que les boisements de début de succession végétale sont envahis par des espèces généralistes qui conduisent à une homogénéisation biotique à l'échelle locale. De plus, les influences de ces espèces entraînent une évolution des paysages (**chapitre 6**), contribuant à densifier le couvert végétal au sol ou à hétérogénéiser les lisières. Ces différents résultats ont été synthétisés dans une modélisation de la multifonctionnalité des espaces végétalisés de l'île de Montréal, puis de la Communauté Métropolitaine (**chapitre 8**).

Les paysages végétalisés se révèlent particulièrement divers, sinon protéiformes, tantôt façonnés par des processus destinés à les mettre en valeur et à les protéger, tantôt victimes collatérales d'une urbanisation sans plan d'urbanisme ou d'un développement économique parfois ancien. Au vu de l'engouement qu'ils suscitent actuellement à Montréal aussi bien pour le bien-être qu'ils offrent aux habitants que pour leur qualité écologique, la mise en cohérence de cette végétation dans une infrastructure verte est la solution envisagée pour intégrer cette végétation dans l'aménagement de l'espace urbain et péri-urbain. Par une sorte de retournement dans les politiques urbaines, penser la végétation comme une armature verte tend à devenir le véritable projet structurant. Cela ne peut éluder les données écologiques. Par exemple, la prise en compte des successions végétales demeure essentielle, tant les différentes phases de boisement présentent un intérêt sociétal et écologique variables. La qualité esthétique d'un paysage n'est pas nécessairement équivalente à sa qualité écologique, mais en milieu urbain, la nature est soumise à de telles perturbations que les deux sont corrélées.

**Partie 3 : Les réseaux de végétation : simple
aménité urbaine ou véritable enjeu
environnemental ?**

Introduction de la troisième partie

Nous avons pu constater la diversité des espaces végétalisés, en termes d'espèces, de paysages ou d'usages présents et projetés. L'objectif de cette troisième et dernière partie est de confronter les politiques d'aménagement environnemental aux dynamiques paysagères et floristiques. Ces dernières années, les pouvoirs publics et les associations tendent à « écologiser » ces politiques environnementales. Cependant, ces nouveaux objectifs écologiques se rajoutent, mais ne substituent pas aux fonctions esthétiques ou récréatives généralement attribuées à ces espaces. La coexistence de ces objectifs souvent complémentaires mais parfois contradictoires interroge : la végétation montréalaise est-elle synonyme d'une forme de conciliation entre fonctions écologiques et récréatives ? Ou celles-ci finissent-elles par s'opposer, la nécessité de protection de certains espaces écologiquement fragiles imposant une limitation par le public ?

Le **chapitre 9** s'attelle à évaluer les plans d'aménagement environnemental mis en œuvre dans la région montréalaise : les écoterritoires et les corridors forestiers. Cette évaluation utilise la méthode développée au chapitre 8. La création de ces réseaux d'espaces végétalisés s'accompagne d'une rhétorique écologique, notamment à travers la question de la connectivité des espaces pour favoriser le déplacement des espèces. Or, si les réseaux de végétation favorisent bien le « verdissement » paysager et les mobilités douces, la connectivité écologique n'est pas planifiée à Montréal, même si les chercheurs se penchent sur la question (Gonzalez *et al.*, 2013 ; Deslauriers *et al.*, 2017). En conséquence, nous chercherons à analyser l'utilité de ces réseaux pour la protection des écosystèmes.

Nous changerons d'objet d'étude au **chapitre 10**, passant des réseaux d'espaces végétalisés à l'ensemble de la végétation du Grand Montréal. Toujours animé par ce questionnement autour de l'équilibre entre la valorisation « récréotouristique » et la protection des paysages végétaux et des écosystèmes qu'ils contiennent, nous explorerons la dimension sociale du paysage végétalisé, particulièrement dans le mode d'habiter. Il existe une corrélation entre les revenus des habitants et la végétation dans et autour leurs résidences. Dans un premier temps, ce constat se manifeste par les relations entre le type de bien immobilier et la formation végétale. Nous compléterons l'étude dans un deuxième temps par une analyse statistique à l'échelle de la CMM entre le paysage végétal et le revenu médian des populations alentours. Les bois matures très ou sur-fréquentés agrémentant les quartiers aisés contrastent avec les formations pionnières autour des quartiers plus modestes, peu utilisées par les habitants. Finalement, une analyse des traces matérielles d'activités dans les espaces végétaux témoigne d'une fréquentation différenciée selon la formation végétale.

Enfin, nous dépasserons cette dualité assez classique de la nature urbaine en Amérique du Nord, entre végétation valorisée et végétation délaissée, en prenant appui sur le concept d'infrastructure verte. Le

Chapitre 11 fait le point sur les enjeux politiques et sociaux de la mise en place des infrastructures vertes qui incluent les naturalités urbaines, tout en les simplifiant. Face aux enjeux économiques et politiques, la gouvernance des réseaux de végétation se complexifie et s'ouvre à d'autres acteurs : associations, entreprises et scientifiques. La prise en compte de la végétation dans les politiques publiques d'aménagement par les services et les fonctions que celle-ci peut offrir bute parfois sur les particularités locales de la végétation, notamment l'adaptabilité et la résilience inégales des formations végétales face aux perturbateurs urbains.

Chapitre 9 : Les espaces végétalisés montréalais constituent-ils une infrastructure verte ?

Introduction du chapitre 9

Ce chapitre reprend la méthodologie exposée dans le chapitre précédent, mais au lieu de se placer à une échelle géographique, l'agglomération et l'aire urbaine dans notre cas, nous nous plaçons à l'échelle des ensembles d'espaces végétalisés urbains et nous interrogeons la façon dont ils constituent (ou non) un réseau comme le projettent les plans d'aménagement et d'urbanisme. *In fine*, il s'agit d'interroger l'équilibre entre deux modes d'intervention publique : la conservation témoignage de l'écologie et la valorisation pour l'agrément ou les loisirs des citoyens du paysage végétalisé.

D'une part, les plans d'aménagement affirment la vocation écologique des espaces végétalisés et souhaitent renforcer leur mise en réseau. Face à la fragmentation, voire l'insularisation des espaces végétalisés dues au développement urbain et à la parcellisation des paysages végétaux induite notamment par les réseaux de transports ; les politiques de protection de la biodiversité prennent en considération les corridors de dispersion des espèces entre les aires protégées classiques. La prise en compte du déplacement des espèces dans les politiques environnementales rentre alors dans ce que Sophie Bonnin (2008) appelle « le troisième temps de la conservation de la nature¹³¹ ». Le réseau écologique cherche alors à identifier et protéger des « nœuds », des carrefours entre les espaces végétalisés, l'objectif étant alors de protéger les milieux de l'urbanisation et des différentes menaces d'origine anthropique.

D'autre part, il s'agit également d'interroger les objectifs récréatifs de ces politiques environnementales qui prennent généralement le pas sur les objectifs de conservation (cf. chapitre 3). Nous reprendrons la méthode employée au chapitre précédent afin d'évaluer plus spécifiquement la multifonctionnalité des écoterritoires et des corridors forestiers mis en place. Ces outils d'aménagement constituent-ils une « d'infrastructure verte montréalaise » ?

¹³¹ Le premier temps désigne les premiers mouvements de conservation de la nature qui se sont focalisés sur les espèces. Le second temps désigne la prise de conscience de la protection des espaces naturels.

1. La prédominance de la vocation récréative de la végétation dans les politiques publiques

1.1. La valorisation et la fréquentation inégale des espaces végétalisés selon la localisation dans l'aire urbaine

Si la mise en place de réseaux écologiques demeure peu mobilisée dans l'aire urbaine montréalaise, son utilisation en tant que vecteur de verdissement permet en revanche d'améliorer l'offre récréative, comme en témoigne les nombreux aménagements réalisés dans le cadre des écoterritoires montréalais ou des projets de la Trame Verte et Bleue (cf. chapitres 2 & 3). Cette valorisation récréative des natures urbaines répond à des enjeux différents selon sa localisation dans l'aire urbaine, où l'on devine que les objectifs sociaux des espaces verts du centre-ville ne sont pas les mêmes que ceux des zones pavillonnaires péri-urbaines (Figure 152). Nous verrons dans cette partie comment ces enjeux différenciés selon le gradient centre-périphérie influe sur les différentes formes de valorisation insufflées aux espaces verts et naturels : aménagement de pelouse, de potager, de sentier, entretien paysager, accès au bois, aménagement d'aire de sport ou de pique-nique, etc. Nous partirons du centre-ville et nous en éloignerons progressivement.

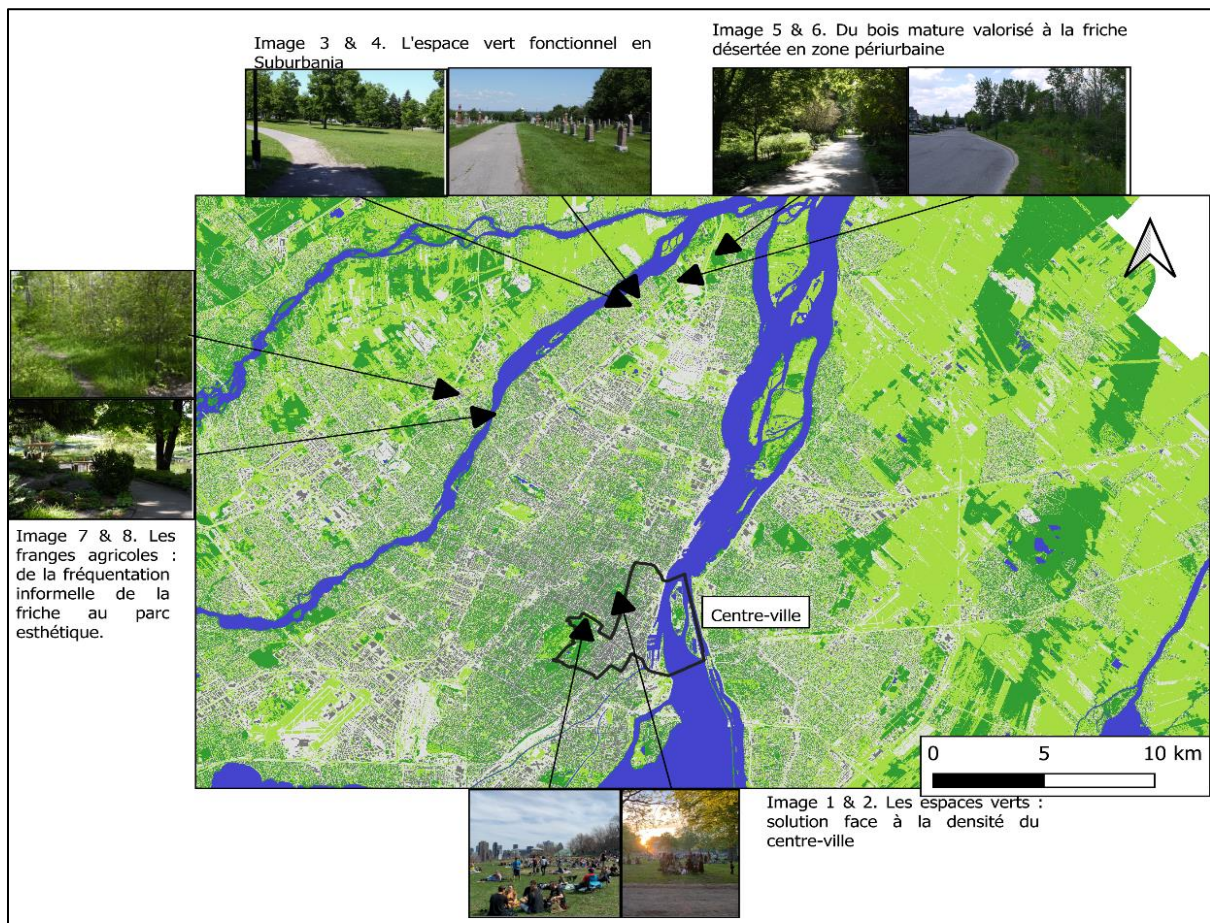


Figure 152 : La diversification des rôles alloués aux espaces végétalisés selon un gradient rural urbain

Les paysages végétaux dans les villes occidentales montrent une opposition assez nette entre les formes entretenues du centre-ville et celles plus « spontanées » de la périphérie, bien que ce ne soit pas systématique (McDonnell et Pickett, 1990 ; McDonnell et Hahs, 2008). Cette tendance se retrouve à Montréal, centre urbain de la *rust belt*, confrontée à la requalification des anciens centres industriels. Il convient de décrire ces inégalités en fonction du gradient urbain-rural à partir de l'exemple des friches et des parcs. Dans les quartiers centraux, l'engouement des habitants pour les espaces verts s'explique par la rareté du jardin privé. Les parcs représentent la majorité des aménités végétalisés (Figure 153 et 154), bien que les friches soient occupées par les populations locales qui y voient un espace de liberté où se détendre, comme le Champs des possibles dans le Mile End (Maillot-Léonard, 2014).



Figure 153: Affluence au Parc Lafontaine en soirée (à gauche)

Figure 154: Foule au Parc Jeanne-Mance un week-end (à droite)

Auteur : A. Degallaix, juillet 2019 et mai 2019

Dès lors que l'on pénètre dans les zones pavillonnaires en périphérie, en « suburbia » (Ignatieva et Stewart, 2009), la végétation glisse vers la sphère privée, elle « s'individualise » en se cantonnant au jardin privé. La valorisation par les pouvoirs publics se concentre alors sur les espaces verts fonctionnels comme les golfs, les cimetières ou les terrains de sport. Le paysage y est marqué par l'usage intensif du gazon (Figure 155).



Figure 155 : Cimetière et parc Saint-Joseph dans l'arrondissement Rivière-des-Prairies—Pointe-aux-Trembles

Auteur : X. Cornet, juin 2019

Quant aux espaces naturels laissés libres par l'urbanisation, ils sont alors inégalement valorisés en fonction de la qualité des paysages. Les bois matures peuplés d'érables, de tilleuls, de caryers et de chêne correspondent à un idéal forestier qui séduit les nouveaux habitants de ces périphéries urbaines. Les bois et marais, ainsi que les particularités topographiques comme les reliefs ou les cours d'eau, sont mises en valeur par l'aménagement de sentiers, à l'instar de l'Île Blizzard ou du Parc-Nature de la Pointe-aux-Prairie (Figure 156). L'*urban wilderness* devient ainsi une composante de l'offre récréative des villes (Zeffermanet *al.*, 2018 ; Kowarik, 2017). Pourtant, à proximité immédiate de ces espaces valorisés, les espaces perturbés par l'urbanisation sont déserts, correspondant aux nouveaux écosystèmes urbains vus au chapitre 6 (Kowarik, 2011). Ils ne font pas l'objet d'aménagements qui viseraient à rendre possible leurs utilisations par les habitants et surtout, il n'y a pas de trace de fréquentation, pas de sentiers informels ou de signes de passage (cabane d'enfant, banc bricolé, tag). Ces espaces autrefois ruraux se sont brutalement urbanisés, ce qui a conduit à l'arrivée de nouvelles populations indifférentes aux milieux naturels à proximité immédiate. Ces nouveaux habitants sont d'autant moins attachés à leurs friches à cause de leurs inaccessibilités, du fait de la densité de la végétation. Il n'y a pas de sentier ou de trottoirs qui permettent d'y accéder (Figure 157). Le jardin privé suffit à la demande de proximité immédiate avec la Nature. Souvent intégralement gazonnés et grillagés, ils sont pourvus en jeux d'extérieur, piscine et barbecue. Ils sont un espace récréatif privé où les enfants peuvent jouer et les adultes peuvent sociabiliser. Le jardin privé ne semble pas être pourvu d'autres fonctions par les habitants, notamment productive ou esthétique. Tout au long de mes pérégrinations dans les zones pavillonnaires péri-urbaines, je n'ai que peu constaté la pratique du jardinage, esthétique ou potager, qui se cantonne majoritairement aux zones pavillonnaires les plus anciennes.



Figure 156: Sentier bordé d'espèces ornementales dans un bois du Parc-Nature de Pointe-aux-Prairies

Figure 157 : Quartier pavillonnaire déconnecté de la friche au niveau de la Rue Diderot

Auteur : X. Cornet, juin 2019

Cependant, cette tendance s'inverse au fur et à mesure que l'on s'approche de la frange agricole où des résidus d'anciens noyaux villageois et de lieux de villégiatures se mêlent aux zones pavillonnaires. Si les résidus d'espaces naturels sont toujours autant fréquentés et valorisés, comme la Bois Papineau à Laval, les habitants proches d'espaces naturels plus ordinaires les fréquentent. Les friches de Laval sont parcourues de sentiers informels et de traces d'occupations humaines (Figure 158). Ces friches complètent l'offre en espace vert (pelouse, parc ornemental) comme le Centre de la Nature de Laval (Figure 159).



Figure 158 : Sentier informel dans une friche de Laval (Boisé Édimbourd)

Figure 159 : Parc ornemental du Centre de la Nature de Laval

Auteur : X. Cornet, juin 2019

En ville, la demande sociale pour les aménités environnementales ne cesse de croître, la fréquentation du réseau des parcs-nature a ainsi augmenté de 64 % entre 2019 et 2020 (Ville de Montréal, 2020). Ces chiffres sont extrêmement élevés et sont le reflet des restrictions de déplacements liés la crise

sanitaire du Covid- 19. Ils montrent néanmoins une croissance de la fréquentation dans les parcs montréalais. Traditionnellement, la valorisation des parcs montréalais se fait « à l'américaine », c'est-à-dire à travers une fonctionnalisation de l'espace qui passe par d'importantes modifications paysagères (sentiers larges, parkings, pelouses omniprésentes). Ces espaces valorisés sont surfréquentés (Mont-Royal, Bois Papineau, Mont-Saint-Bruno), contrairement aux friches. Alors que le Mont-Royal fait face à une problématique croissante de sentiers informels et de piétinement, les Parcs-Nature situés en banlieue (Ruisseau de Montigny, Bois de Liesse) sont peu fréquentés, alors que les friches sont désertes¹³². Il y a donc un problème de distribution des flux de visiteurs, ce qui conduit à une perturbation accrue des milieux naturels. D'une part, la densité de population est bien plus faible à proximité de ces Parcs-nature ; d'autre part, ils sont très mal connectés aux transports en commun.

1.2. La valorisation des friches dans le cœur urbain montréalais : du réservoir foncier à la pérennisation de l'occupation informelle

On remarque que cette opposition entre la friche désertée et le monument de nature valorisé se réduit à proximité du centre-ville, dans la mesure où la forte densité de population implique une fréquentation accrue et informelle des friches par les habitants, ce qui ôte leurs caractères délaissés. Par exemple, les friches de l'ancienne ceinture industrielle sont fréquentées par les riverains et sont surtout perçues par la Ville comme des réservoirs fonciers. On retrouve la mention çà et là au fil des programmes de revitalisation, comme ce fut le cas lors de la réhabilitation du Vieux Port ou le long du Canal Lachine.

Cette revalorisation passe également par des politiques de verdissement. Dès 2000, Diane Saint-Laurent décrit deux mouvements complémentaires destinés à accroître l'offre en espace végétalisé à Montréal. L'un souhaite protéger et valoriser les bois matures, comme le montre les grands projets périphériques des Grands Parcs de l'Est et de l'Ouest. L'autre cherche à réhabiliter les friches en parc, mobilisant une ingénierie écologique afin de recréer un écosystème à l'équilibre climacique, comme dans le cas du parc Dickie-Moore à Parc extension ou le Parc Frédéric Back à Saint-Michel. Cette valorisation parfois extrême entraîne des réactions hostiles de la part de certains acteurs liés à l'aménagement du territoire pour qui les enjeux environnementaux sont parfois oubliés (Beaudouin, 2019).

De fait, les friches se font de plus en plus rares dans le centre-ville montréalais et les quartiers attenants, ce qui conduit les utilisateurs informels à essayer de protéger les usages informels dans ces espaces ; par exemple à travers la reconnaissance de l'agriculture urbaine par les arrondissements¹³³.

¹³² Sauf les quelques exemples proches du centre-ville

¹³³ Ville de Montréal, 2021, Stratégie d'agriculture urbaine 2021-2026

Autre exemple, le Champ des possibles est une ancienne gare de triage dans le Mile End occupée de manière informelle par les habitants depuis les années 80. Acquis par la Ville en 2006, un projet urbain est décidé par les autorités avant d'être contesté par les riverains. Finalement, le projet sera abandonné et l'espace est aujourd'hui géré par une association et laissé à son état végétal. Les pouvoirs publics montréalais dans les arrondissements centraux encouragent une gestion associative des friches (Conseil jeunesse de Montréal, 2017), phénomène commun à la ville occidentale (Scapino, 2016). Ainsi, leur valorisation permet d'équilibrer les enjeux sociétaux et écologiques dans les quartiers denses et est perçu par les aménageurs comme un moyen d'accroître l'offre en espace vert. Cette formalisation de la friche ne se retrouve pas dans les zones pavillonnaires périphériques où le traitement des espaces verts et naturels est bien corrélé à une fréquentation différenciée par les habitants selon un gradient urbain-rural, comme en témoigne la valorisation inégale des friches en fonction de leurs localisations dans l'aire urbaine.

1.3. La Trame Verte et Bleue montréalaise, quand la récréation prend le pas sur la conservation

La TVB mise en place par la Communauté Métropolitaine rentre dans une démarche similaire à celle de la Ville ; dans le sens où le programme TVB soutient les initiatives locales liées au verdissement. Encore une fois, c'est bien le rôle récréatif des aménités environnementales qui est valorisé, devant d'éventuels objectifs écologiques. Pour rappel, la TVB montréalaise découle des premiers *greenway* américain, où des éléments linéaires (vallées, massifs forestiers, cours d'eau) sont protégés des atteintes liées à l'urbanisation afin d'instaurer une proximité pédagogique et récréative entre le visiteur et le lieu (Little 1995). Cependant, l'instauration de ces politiques d'aménagements est à double tranchant, dans la mesure où la protection des écosystèmes rentre en conflit avec la valorisation récréative et que les monuments de nature sont privilégiés au détriment de paysages végétaux plus banales.

Comme nous l'avons vu au chapitre 3, la CMM ne peut faire davantage - pour le moment - du fait de sa gouvernance consensuelle. Le programme TVB n'est qu'un appel à projet, dépendant des volontés politiques locales, lesquelles privilégient l'amélioration de leurs cadres de vie et font peu de cas de la protection des écosystèmes. Les municipalités souhaitent s'inscrire dans le récit de la ville verte postmoderne (Krueger et Gibbs, 2007 ; Jonas et While, 2007). Ainsi, on peut lire dans la vision 2035 du plan d'urbanisme révisé de Saint-Bruno-de-Montarville :

« En 2035, Saint-Bruno-de-Montarville est reconnue comme un modèle de collectivité urbaine intégrée à la ceinture verte métropolitaine. Le corridor forestier du mont Saint-Bruno est l'assise véritable de la trame verte régionale à laquelle s'intègrent les milieux naturels locaux. Cette nature environnante transcende le milieu bâti où la foresterie et l'agriculture urbaine assurent un continuum d'espaces verts et participent au maintien de la biodiversité. »

L'espace urbain s'inscrirait ainsi dans une proximité harmonieuse avec les espaces naturels de l'extérieur, tout en maintenant un cadre bucolique, voire champêtre. Dans le même temps, la ville se verdit :

« Les espaces publics paysagers sont plus nombreux. Des arbres matures contribuent aux effets rafraîchissants de la canopée. Les bâtiments avec toits-terrasses remplacent les espaces de stationnement qui créaient autrefois des îlots de chaleur. Les nouveaux quartiers sont aménagés suivant un modèle où la densité est accrue et où l'empreinte écologique est réduite. Ce modèle d'aménagement contribue à la réduction des impacts négatifs des activités humaines sur l'environnement. »

La Trame verte de la CMM et les corridors forestiers sont ainsi le cadre structurant de cette aire urbaine qui se veut être verte, durable et moderne. Pourtant, comme esquissé dans le chapitre 3, la TVB montréalaise est symptomatique de ce déséquilibre entre récréation et conservation. Depuis 2012, 309 ha ont été protégés pour un montant total de 5M de \$ grâce à des projets d'acquisition appuyés financièrement par la CMM. Dans le même temps, près de 50M de \$ ont été injectés dans le développement récréatif¹³⁴ (construction de parcs, belvédères, plages, sentiers), ce qui ne garantit pas la pérennité des écosystèmes sur lesquels repose ces aménagements. Nous avons d'ailleurs pu le constater lors de la classification ascendante hiérarchique de nos données floristiques, ces zones de parcs donnaient une flore particulière, rapidement dominée par les espèces rudérales, voire envahissantes, si l'entretien est sporadique. Par ailleurs, mettre l'accent sur la valorisation de certains espaces végétalisés ponctionne des moyens qui pourraient aller à l'acquisition d'autres espaces, ce qui serait pourtant plus adapté si l'on veut protéger l'intégrité des écosystèmes montréalais.

Il ressort de nos entretiens, de rencontres informelles sur le terrain, de commentaires trouvés sur le site de discussion de la Ville de Montréal¹³⁵ et d'articles de presse¹³⁶ que les acquisitions d'espaces naturelles par les pouvoirs publics font débat. De nombreux habitants insatisfaits se plaignent des coûteuses campagnes d'acquisitions de la Ville de Montréal entre 1990 et 2010 car les espaces acquis ne sont pas valorisés, ni viabilisés, suscitant l'incompréhension des citoyens ayant le sentiment d'une mauvaise utilisation des fonds publics. Pour preuve, certaines de ces acquisitions, comme le parc du Parc-nature des Rapides du Cheval Blanc, ou dans une moindre mesure le Bois d'Anjou, sont le théâtre d'activités informelles qui dégradent l'environnement (dépôt d'ordures, déchet, etc.).

¹³⁴Communauté Métropolitaine de Montréal, 2018. Suivi du PMAD 2012-2018. ,

¹³⁵<https://forum.agoramtl.com/>

¹³⁶<https://ici.radio-canada.ca/nouvelle/1061070/parcs-nature-fantomes-montreal-ouverts-pas-amenages-terrains-payes-acquis>

2. Le nouvel équilibre recherché dans les politiques d'aménagement environnemental entre la conservation écologique et la valorisation récréative

2.1. À l'échelle de l'agglomération : les écoterritoires

Après l'étude de la multifonctionnalité des espaces végétalisés effectuée au chapitre précédent, nous évaluerons spécifiquement ceux qui sont inclus dans les réseaux végétalisés montréalais, suivant la même méthodologie. À l'échelle de l'agglomération montréalaise, les écoterritoires répondent à la définition d'une infrastructure verte¹³⁷, tandis que nous analyserons les corridors forestiers à l'échelle de la CMM

Bien que les écoterritoires occupent 12 % de la surface de l'agglomération, nous y retrouvons la majeure partie des écosystèmes que nous avons identifiés comme ayant un potentiel écologique, soit 75 % (Tableau 33). Bien que le statut d'écoterritoire ne garantisse pas la protection des surfaces végétalisées, leurs tracés correspondent bel et bien aux grands écosystèmes montréalais. Par la suite, d'autres statuts réglementaires inscrits dans les plans d'urbanisme viennent compléter l'écoterritoire et garantissent la protection des espaces. Ainsi, 82 % des surfaces protégées de l'Île de Montréal se situent dans un écoterritoire. Dans un même temps, on remarque que l'écoterritoire a une vocation sociale limitée ; près de la moitié des surfaces végétalisées (54 %) ne font pas partie d'un écoterritoire et sont majoritairement des grands parcs urbains comme les parcs de Saint-Michel et d'Angrignon.

	Surface terrestre	Surface végétalisée (1)	Surface retenue comme ayant un intérêt écologique (2)	Dont surface protégée (3)
Agglomération montréalaise	49853	9292	4925	2983
Situé dans un écoterritoire	6008	4270	3714	2458
Part située dans un écoterritoire	12%	46%	75%	82%

Tableau 33 : La place des écoterritoires dans la protection de la végétation de l'agglomération

Surface en hectares. (1) Espace verts compris. (2) Surface ayant fait l'objet de l'évaluation selon les critères écologiques. (3) Dans les aires protégées identifiées par la municipalité

En reprenant la même méthodologie que dans le chapitre 8, on peut évaluer la multifonctionnalité des espaces végétalisés classés en écoterritoire (tableau 34). Ce zonage inclut les espaces végétalisés les

¹³⁷Pour rappel : « Les écoterritoires sont des secteurs, où la protection et la valorisation des espaces naturels s'y trouvant ont été jugées prioritaires. Ce sont de larges territoires regroupant des aires protégées existantes ainsi que des espaces naturels encore à protéger et à mettre en valeur. Ces ensembles permettront de créer une mosaïque de milieux naturels de grand intérêt écologique qui seront accessibles aux Montréalais. » (Ville de Montréal, 2004)

plus multifonctionnelles comme le montre la proximité entre les évaluations selon les critères écologiques (2,07) et selon l'apport au cadre de vie (2,03). À l'inverse, les parcelles végétalisées situées hors des écoterritoires sont majoritairement constituées d'espaces verts, ce qui explique le déséquilibre des scores (1,12/2,11). Les résultats exprimés selon la superficie de l'agglomération (note moyenne selon la surface) montrent des ordres de grandeurs similaires. Les écoterritoires remplissent donc leur fonction principale, à savoir l'identification des milieux naturels de l'agglomération et de larges zones qui présentent une variété de fonctions, ce qui confirme leurs potentiels en tant qu'infrastructure verte.

		Selon critères (/3)		
		Multifonctionnels (2)	Écologiques (2)	Sociaux (liés au cadre de vie)
Valeur moyenne des espaces végétalisés	Situés dans les écoterritoires	2,07	2,11	2,03
	Situé hors des écoterritoires	1,55	1,12	2,13
Valeur moyenne exprimé en fonction de la surface de l'agglomération (1)	Situés dans les écoterritoires	0,18	0,17	0,19
	Situé hors des écoterritoires	0,16	0,08	0,24

Tableau 34 : Évaluation de la multifonctionnalité moyenne d'un m² végétalisé sur les écoterritoires de l'Île de Montréal.

- (1) Valeurs exprimées en fonction de la superficie de l'agglomération montréalaise. (2) Le critère prenant en compte la protection des écosystèmes été exclues de l'évaluation.

2.2. À l'échelle de la CMM : les corridors forestiers

Comme nous l'avons vu dans le chapitre 3, à ce jour, la Trame Verte et Bleue du Grand Montréal n'était pas comparable à une infrastructure verte car limitée au soutien de projets locaux. L'intégration politique croissante de la CMM confèrera peut-être une portée plus importance à cet outil, où la TVB se verra doter d'une approche plus fonctionnaliste, tournée vers la création d'une véritable « armature verte et bleue ». Actuellement, la CMM a identifié des bois et des corridors forestiers jugés d'intérêts métropolitains pour la protection du couvert forestier et la préservation des écosystèmes. Ils complètent les espaces protégés répertoriés par le gouvernement, notamment les parcs nationaux d'Oka, de Mont-Saint-Bruno et de Mont-Saint-Hilaire. Débuté en 2003, ce travail d'inventaire se concentre sur (PMAD, 2011) :

- les bois matures (plus de 60 ans).
- les bois présentant plus de six espèces dominantes et codominantes de la strate arborescente supérieure.
- les bois présentant au moins un milieu humide, un cours d'eau ou un ruisseau, les bois d'une superficie supérieure ou égale à 30 hectares situé à moins de 200 mètres d'un autre bois.
- les bois abritant des espèces fauniques ou floristiques à statut précaire.
- Les bois protégés identifiés par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune.
- un bois inscrit dans un règlement, une politique ou un plan de conservation adopté par une municipalité

Les municipalités doivent alors intégrer ces bois métropolitains et corridors forestiers dans leurs documents d'urbanisme par leurs intégrations dans les documents d'urbanisme municipaux et par différentes mesures restrictives (régulation des abattages d'arbres, des usages, des pollutions, etc.). Une municipalité ou une ONG qui souhaite acquérir des terrains à des fins de conservations ne peut prétendre aux programmes d'aides financières de la CMM¹³⁸ si les terrains ne sont pas situés dans un corridor forestier ou un bois métropolitain (Communauté Métropolitaine de Montréal, 2020).

Si la superficie des bois et corridors forestiers reste élevée (17,8 % de la CMM), seule la moitié (46 %) des surfaces qui présentent un potentiel écologique sont incluses dans les corridors forestiers (tableau 36). Toutes proportions gardées, les corridors forestiers occupent une superficie plus importante que les écoterritoires, mais incluent une plus faible part des écosystèmes. Seulement le quart des parcelles végétalisées font partie d'un corridor, ce qui s'explique aisément car nous incluons les formations herbeuses basses dans les surfaces végétalisées, soit les surfaces cultivées, entre autres. Or, les champs ne font pas partie des corridors forestiers. Enfin, la faible proportion d'espaces protégés (10 %) dans les corridors forestiers est trompeuse. La majeure partie des aires protégées terrestres de la CMM sont des parcs nationaux qui sont exclues des corridors forestiers car ils relèvent de la Société des établissements de plein air du Québec (SEPAQ). Les corridors forestiers et les parcs nationaux fonctionnant de pair, nous les avons réunis dans la partie inférieure du tableau 36, sans que cela ne modifie significativement nos résultats.

¹³⁸ Fond vert et fond pour la TVB

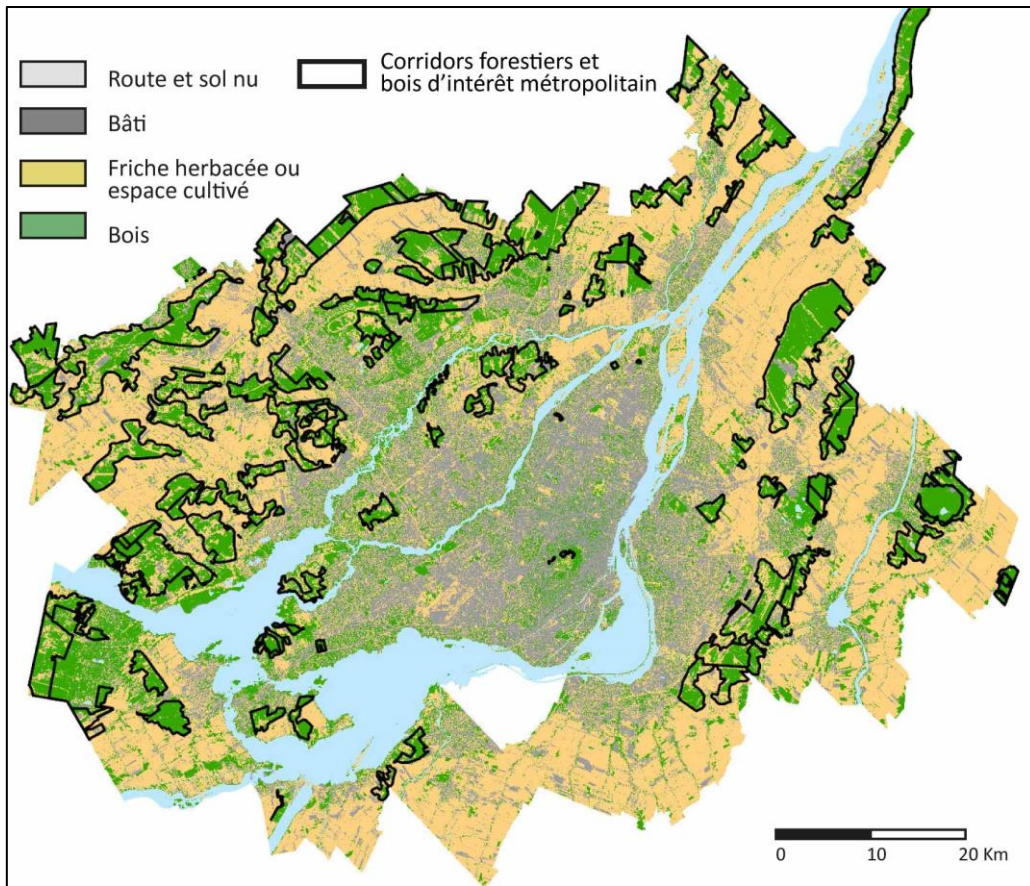


Figure 160 : Carte des corridors forestiers et des bois d'intérêt métropolitains

	Surface terrestre	Surface végétalisée (1)	Surface retenue comme ayant un intérêt écologique (2)	Surface végétalisée et protégée (3)
Communauté Métropolitaine	385366	255726	90041	11934
Zone identifiée comme un bois d'intérêt métropolitain ou un corridor forestier	68507	66423	41287	1246
Part situé dans un bois d'intérêt ou un corridor forestier	17,8%	26,0%	45,9%	10,4%

Zone protégée terrestre + zone identifiée comme un bois d'intérêt métropolitain ou un corridor forestier	119412	74381	47340	11934
Part situé dans un bois d'intérêt ou une zone protégée	21,1%	29,1%	52,6%	100 %

Tableau 35 : La place des corridors forestiers et des bois métropolitains dans la protection de la végétation dans le Grand Montréal

Surfaces en hectares. (1) Dont espaces verts et surface agricole (2) Surface ayant fait l'objet de l'évaluation selon les critères écologiques. (3) Zones inscrites au répertoire des aires protégées du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

Les corridors forestiers regroupent les espaces végétalisés les plus riches de la CMM et obtiennent une valeur moyenne de 2,42, contre 1,23 pour ceux qui n'en font pas partie (partie supérieure du tableau 36). Le score de l'évaluation selon les critères écologiques est élevé, ce qui s'explique par la réussite apparente des corridors forestiers dans notre évaluation de la multifonctionnalité. Pourtant, si l'on rapporte les scores aux superficies concernées, les résultats s'inversent (partie inférieure du tableau 35). Les valeurs des milieux hors des corridors forestiers sont systématiquement supérieures, même lorsque l'on inclut les espaces protégés. Le décalage entre les scores élevés des corridors dans l'absolu et leurs scores lorsqu'on les exprime selon leurs surfaces dans la CMM s'explique par une certaine rareté des corridors forestiers. Beaucoup de parcelles végétalisées ne sont pas prises en compte dans les corridors forestiers, notamment celles présentant les écosystèmes les plus déstructurés. L'identification et l'inventaire des corridors forestiers et des bois structurants sont donc une avancée notable dans la mise en place d'une politique environnementale régionale, mais ne sont pas suffisant pour protéger la végétation « banale » de la CMM.

		Selon critères (/3)		
		Multifonctionnels	Écologiques	Sociaux (liés au cadre de vie)
Valeur moyenne intrinsèque des espaces végétalisés	Identifié comme un bois d'intérêt métropolitain ou un corridor forestier	2,02	2,42	1,47
	Situé hors des bois d'intérêts	1,38	1,23	1,60
	Identifié comme un bois d'intérêt métropolitain ou un corridor forestier ou une aire protégée (2)	2,05	2,43	1,55
	Situé hors des bois d'intérêts et hors des zones protégées (2)	1,36	1,19	1,58

Valeur moyenne exprimé en fonction de la surface de la CMM (1)	Identifié comme un bois d'intérêt métropolitain ou un corridor forestier	0,35	0,42	0,25
	Situé hors des bois d'intérêts	0,65	0,58	0,75
	Identifié comme un bois d'intérêt métropolitain ou un corridor forestier ou une aire protégée (2)	0,40	0,47	0,30
	Situé hors des bois d'intérêts et hors des zones protégées (2)	0,64	0,56	0,74

Tableau 36 : Evaluation de la multifonctionnalité moyenne d'un m² végétalisé bois d'intérêt métropolitain ou les corridors forestiers

(1) Valeurs exprimés en fonction de la superficie de la Communauté métropolitaine. (2) Zones inscrites au répertoire des aires protégées du Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs.

Les critères d'identifications des corridors forestiers sont insuffisants pour garantir la protection de l'intégrité des écosystèmes de l'aire urbaine. Cependant, il est un outil encore en quête de légitimité qui se révèle pleinement opérant qu'à condition d'être intégré aux documents locaux d'urbanisme.

3. La mise en réseau de végétation comme outil de protection de la végétation urbaine

3.1. Les espaces reconnus pour leur intérêt ont d'ores et déjà un certain statut de protection.

La protection de la végétation montréalaise passe donc par un travail d'inventaire, de hiérarchisation de la qualité des écosystèmes et de priorisations des urgences¹³⁹ liées à leur sauvegarde, le tout conditionné par les moyens financiers et opérationnels disponibles. Aussi, nous nous demandons si les espaces constituant cette infrastructure verte sont protégés ?

Il existe différents cadres réglementaires afin de protéger un terrain, l'un concerne le propriétaire, l'autre le gestionnaire. Le propriétaire possède la parcelle et s'engage à suivre une gestion stricte afin de préserver le milieu. Il peut s'agir d'une municipalité, d'une association, une entreprise ou d'un particulier et la parcelle est reconnue dans les plans d'urbanisme locaux. Celle-ci peut également être inscrite au registre des aires protégées du ministère du Développement Durable, même si cela n'est pas systématique. Le propriétaire peut signer une entente de conservation avec un organisme de conservation¹⁴⁰ ou bien avec le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (Craig-Dupont et Domon, 2015 ; Trudelle, 2014). Par cette action, le propriétaire délègue la gestion à une autre partie, spécialisée dans la gestion d'espace protégée. Quand la CMM ou l'agglomération de Montréal ont des objectifs en termes de superficies protégées, il est question de parcelles inscrites dans les documents d'urbanisme locaux. Malheureusement, nous ne disposons que du registre des parcelles inscrites aux ministères du développement durable à l'échelle de la CMM. Il manque donc les parcelles protégées au niveau local et il nous est alors impossible de juger de la pertinence du corridor forestier comme un réseau d'espace protégé. Nous ne traiterons donc que des écoterritoires et aires protégées à l'échelle de l'agglomération.

Reste à savoir quelles sont les formations végétales qui sont protégées. Au-delà des considérations écologiques, il s'agit d'observer quels sont les paysages végétalisés considérés par les pouvoirs publics,

¹³⁹ Liés aux différentes pressions sur le milieu (pollution, projet de construction, etc.)

¹⁴⁰ Il s'agit d'une entité, généralement un organisme sans but lucratif, qui s'engage à faire respecter certaines clauses liées à la servitude écologique.

soit comme des aménités, soit faisant partie de l'identité paysagère montréalaise (figure 161). Comme nous l'avons vu dans le chapitre 2, l'objectif de protéger 10 % de la surface terrestre d'ici 2020 ¹⁴¹ n'a pas été atteint et seul 3087 hectares¹⁴² sont protégés, soit 6 % du territoire. Le Schéma d'aménagement définit l'aire protégée¹⁴³ comme : « *Un espace géographique clairement défini, reconnu, consacré et géré, par tout moyen efficace, juridique ou autre, afin d'assurer à long terme la conservation de la nature ainsi que les services écosystémiques et les valeurs culturelles qui lui sont associées.* ». Les répertoires des bois, friches et milieux humides de la Ville de Montréal répertorient 6 492 parcelles pour un total de 5 492 hectares, dont 2 407 ha sont protégés (44 %) et 3 326 ha situés dans un écoterritoire (61 %) (Figure 161 et 162).

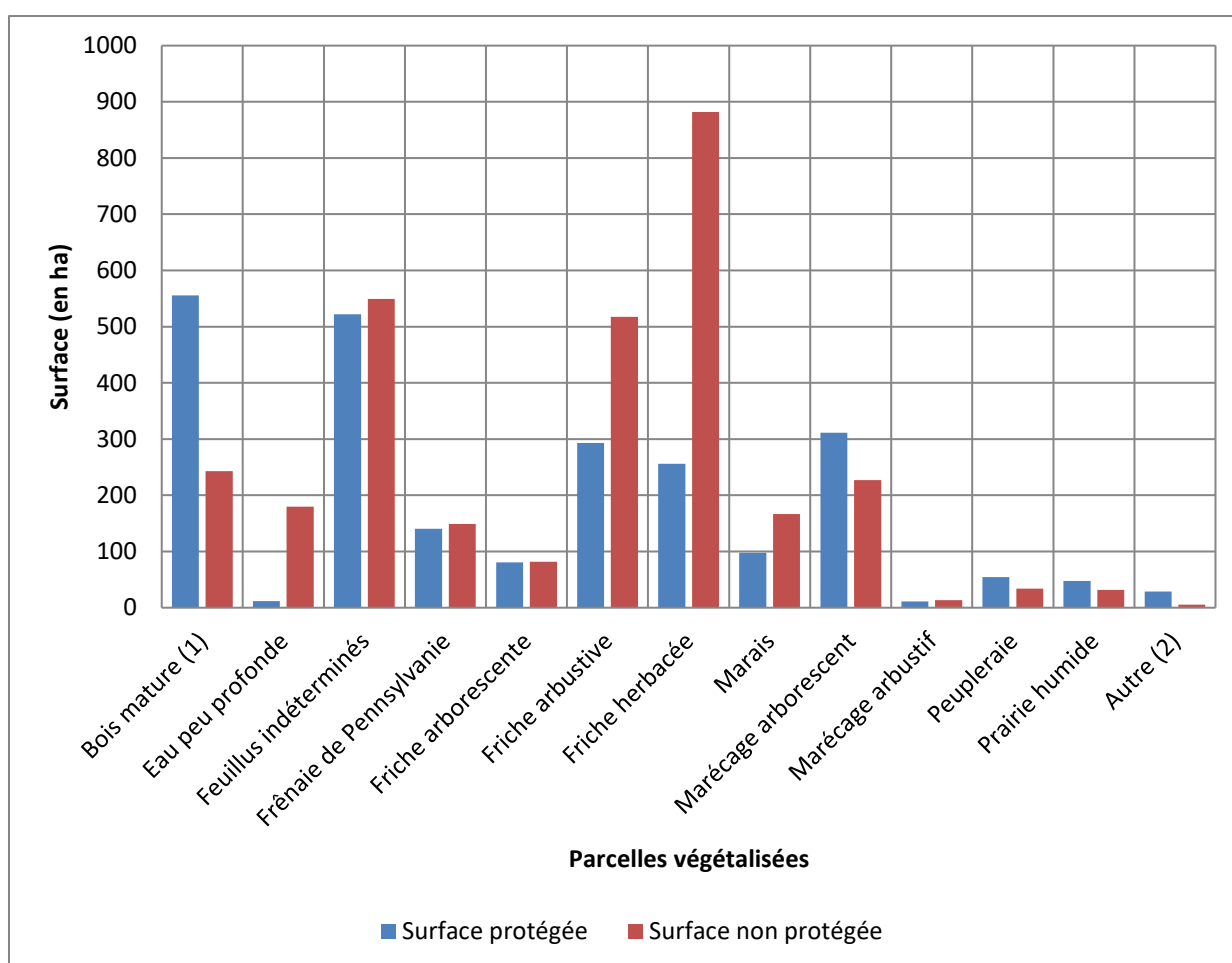


Figure 161 : Parcelles protégées et non protégées selon la formation végétale sur l'Île de Montréal

¹⁴¹ Inscrit dans le Schéma d'aménagement de 2015

¹⁴² Selon les aires protégées référencées par la Ville de Montréal dans sa base de données géoréférencées. Selon le répertoire des aires protégées du Québec tenue par le gouvernement, seules 371 hectares y sont inscrits. La plupart des espaces protégés de Montréal sont inscrits dans les documents d'urbanisme, mais ne sont pas répertoriés au niveau gouvernemental.

¹⁴³ Définition elle-même reprise de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature

Sources : Répertoires des bois, friches et milieux humides de la Ville de Montréal. (1) Bétulaie, caryaie, cédrière, chênaie, érablière, hêtraie, haie d'arbre, micocouleraie, ormaie, prucheraie. (2) Vinaigrier, résineux, robineraie, saulaie

Les lieux historiquement liés aux paysages remarquables sont protégés. Par exemple, les bois matures sont représentatifs de l'aire bioclimatique de l'érable à tilleul et correspondent à un idéal forestier. Ainsi, près de 70 % des bois matures sont situés en zones protégées. Globalement, les bois montréalais sont préservés, même ceux composés d'essences pionnières. Approximativement la moitié des frênaies, des peupleraies et des bois feuillus indéterminés sont en zones protégées, ce qui montre une volonté des pouvoirs publics de préserver les bois. Il n'en va pas de même pour les friches herbacées et arbustives, bien moins représentées. Par exemple, seules 22 % des friches herbacées et 36 % des friches arbustives sont protégées, alors que ce sont les espaces qui proposent la plus grande diversité d'espèces (chapitre 8). Ces résultats évoluent peu si l'on prend en compte les écoterritoires (Figure 161).

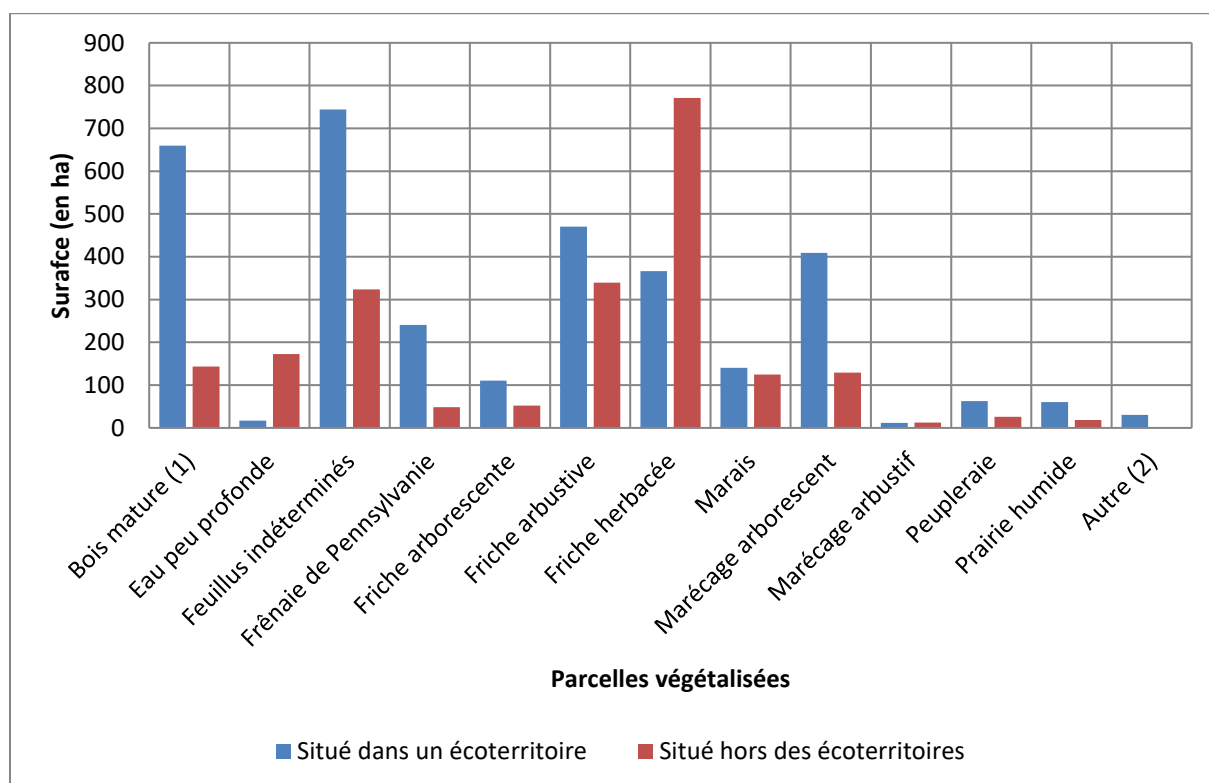


Figure 162 : Parcelles situées dans les écoterritoires selon la formation végétale sur l'île de Montréal

Sources : Répertoires des bois, friches et milieux humides de la Ville de Montréal. (1) Bétulaie, caryaie, cédrière, chênaie, érablière, hêtraie, haie d'arbre, micocouleraie, ormaie, prucheraie. (2) Vinaigrier, résineux, robineraie, saulaie.

La majorité des bois montréalais se situe dans un écoterritoire, soit 82 % des bois matures, 70 % des feuillus indéterminés, 83 % des frênaies et 71 % des peupleraies. Les formations herbacées sont quant à elles reléguées au second plan, puisque seulement 32 % des friches herbacées et 58 % des friches arbustives sont situées en zone protégée. Il y a donc un décalage important entre la protection des bois et des formations herbacées. Le tracé des écoterritoires permet d'améliorer sensiblement la sauvegarde des friches et autres prairies, sans pour autant régler le problème. Dès la fin des années 90, les chercheurs constataient déjà cette différence de traitement à Montréal où la « nature ordinaire » n'était pas protégée (Saint-Laurent, 2000 ; Sénécal et Saint-Laurent, 1999). Pourtant, les potentialités en termes d'objectifs récréatifs et écologique de cette végétation banale plaident en faveur de sa protection. Outre leur importance sur le plan écologique, étudiée dans le chapitre 8, leur préservation est la première étape à la renaturalisation de la ville.

« Pourtant ces végétaux des friches peuvent évoluer vers des peuplements forestiers et même vers des peuplements climaciques. Dans la mesure où l'on souhaite renaturaliser des sites dénudés ou perturbés, leur présence devient tout à fait utile et nécessaire, puisque ces végétaux participent aux phases pionnières et transitoires menant vers des peuplements matures. » (Saint-Laurent, 2000)

Dans sa volonté d'accroître la superficie protégée, la Ville de Montréal a deux choix :

- Protéger les écosystèmes en fonction de leurs imbrications les uns par rapports aux autres dans un souci de cohérence écologique et de connectivité, ce qui conduirait à l'agrandissement des aires protégées actuelles, dans la lignée des travaux sur les écoterritoires
- Protéger les écosystèmes en fonction de leur rareté dans l'agglomération et/ou de leur perception sociale, ce qui conduirait à la protection des bois restants.

Avec le projet de Grand Parc de l'Ouest, les politiques environnementales montréalaises se tournent résolument vers la seconde option. Les paysages bocagers et forestiers de la pointe ouest sont mis en valeur et de coûteuses acquisitions sont menées afin de les sauvegarder. La pointe est n'est pas en reste, avec un projet de Grand Parc de l'Est étudié pour 2030 (Ville de Montréal, 2021). De l'autre côté, les friches et autres interstices ignorés des banlieues montréalaises sont les grands oubliés des politiques environnementales. Si les écoterritoires ont permis de protéger cette « nature ordinaire » avant les années 2010 (Ville de Montréal, 2004), nous sommes aujourd'hui dans une phase de sauvegarde des monuments de nature.

Ce choix est mû par la complexité de la sauvegarde espaces végétalisés interstitiels, tels les golfs, les cimetières, les friches, mais surtout autour des emprises électriques et des bâtiments publics (hôpitaux, prisons, scolaires). Les autorités politiques sont majoritairement indifférentes à ces espaces encore peu étudiés, bien que de récents projets soient ponctuellement menés à l'instar de l'annonce

d'un nouveau corridor vert sous une emprise électrique entre le Parc-nature du Bois-de-Saraguay et le Parc Angrignon¹⁴⁴.

La protection de ces espaces souvent inconnus ne résulte pas d'une volonté populaire et apporte peu de crédit politique ; pire, elle diminue les opportunités foncières. Pourtant, la diversité des paysages y est tout aussi remarquable, bien que fragile du fait de leurs grandes vulnérabilités aux espèces envahissantes.

3.1. La faible matérialisation du réseau s'explique par l'évanescence des écoterritoires

Le traitement inégal des paysages végétalisés montréalais pose la question de la portée de la politique de l'écoterritoire, qui à l'origine, visait à protéger l'ensemble des milieux naturels. Leurs tracés, dessinés au début des années 2000, a permis des discussions entre les propriétaires fonciers et la Ville aboutissant à des compromis entre la protection des espaces naturels et les impératifs économiques.

Cependant, cette politique des écoterritoires semble s'effacer devant les politiques environnementales récentes, davantage porter sur la création et l'aménagement de parcs. Le récent Plan Nature et Sport Objectif 2030 (Ville de Montréal, 2021) atteste de cette volonté de développer l'offre récréative et de protéger les végétations urbaines par leurs valorisations. Il nous renseigne sur les futurs axes d'intervention des autorités :

- Créer de grands Parcs, notamment celui à l'Ouest et un nouveau projet de Grand Parc à l'est
- Poursuivre l'aménagement des Parcs-Nature
- Réaliser des études préalables à la mise en place de 5 corridors verts

L'absence de mention des écoterritoires dans ces documents d'urbanisme témoigne de leurs abandons progressifs et illustrent les déboires que rencontrent les réseaux de végétation en zone urbaine. L'immatérialité physique de ces réseaux nous semble être la première cause de leurs évanescences dans les documents d'urbanisme. Bien que facilement cartographiable dans les documents d'urbanisme, on peine à distinguer ces réseaux de végétation dans le paysage urbain. Cette différence entre le projeté et le réel nous amène à conduire une réflexion sur la différence entre l'idéal (l'idéal de la ville verte) et le réel (matérialité des territoires). Dans les faits, les réseaux d'espaces végétalisés se lisent peu dans le paysage urbain car la plupart des éléments linéaires naturels sont modifiés, les ruisseaux sont recouverts et le relief modelé. Ainsi, des corridors de verdissements ou des réseaux davantage à vocation écologique ne peuvent guère suivre ces trames naturelles et doivent se caler sur le tracé des infrastructures grises : routes, lignes à haute tension ou chemins de fer. La

¹⁴⁴http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=5798,42657625&_dad=portal&_schema=PORTAL&id=3320
3

végétation le long de ces éléments est par conséquent discontinue, aboutissant à des projets environnementaux alors à un tracé en « collier de perles ». Pour en avoir fait l'expérience, suivre la végétation le long d'un élément linéaire est ardu. Par exemple, suivre le Ruisseau de Montigny, l'un des rares ruisseaux survivants, implique de traverser des routes, des zones d'activités, des parkings et de slalomer entre des bretelles d'autoroute (Figure 163).



Figure 163 : Les discontinuités du Ruisseau de Montigny

Réalisée par X. Cornet

Contrairement aux parcs, les écoterritoires ne sont pas connus du public et ne suscite pas de sentiment d'appartenance, tout comme les corridors. La remarque vaut également pour les corridors forestiers du Grand Montréal qui ne sont pas davantage connus par les habitants, plus volontiers tournés vers les Parcs Nationaux. À l'occasion, cette indifférence des habitants laisse place à un mouvement de mobilisation et de reconnaissance afin de défendre un parc ou un espace naturel face à un projet immobilier, comme ce fut le cas dans l'écoterritoire du corridor écoforestier de la Rivière à l'Orme face à un vaste projet de développement à Pierrefonds-Roxboro. Sans enjeu et sans engouement, seule la volonté politique maintient le réseau. Portée par la Ville de Montréal au début des années 2000, les écoterritoires pâaissent d'un changement de paradigme plus favorable au parc, comme en témoigne leurs disparitions des documents d'urbanisme. Les arrondissements et villes liées ont subi la mise en place des écoterritoires comme une ingérence de la part de l'agglomération et ne font pas grand cas de leurs disparitions, on n'en retrouve d'ailleurs peu de mention dans les plans d'urbanisme des arrondissements.

Ainsi, les décideurs politiques s'appuient sur une demande sociale facilement identifiable et réaliste du point de vue opérationnel. À l'inverse, les théories sur le réseau écologique développées par des écologues leurs semblent nébuleux. D'ailleurs, ces limites opérationnelles sont reconnues par les géographes, qui y voient la capacité limitée des politiques environnementales à se saisir des notions de multifonctionnalité et de connectivités des écosystèmes (Cormier et Carcaud, 2009 ; Madureira et Cormier, 2014 ; Miller et Montalto, 2019). La création d'un plan d'aménagement environnemental implique que l'acte de gouvernance doit être matérialisé. Macdonald et Keil (2012) donnent l'exemple de la ceinture verte de Toronto où la volonté politique a cherché à lui donner une certaine matérialité, par exemple par des anneaux d'informations (El Filali, 2019). Les acteurs locaux sont alors concertés et les schémas d'aménagement se mettent en conformité.



Figure 164: Matérialisation de l'entrée dans la greenbelt de Toronto

Source: El Filali S., 2019. Grey to green, 13 gates to the greenbelt. Université of Waterloo.

3.2. Les autres objectifs des réseaux de végétation

Bien que la création de réseaux d'espaces végétalisés et autres plans d'aménagement environnementale montréalais ne se lit pas dans le paysage, elle aboutit néanmoins à un réseau d'espaces protégés. Cependant, quels autres objectifs sert-elle ?

Même si elle n'est pas nécessairement inscrite comme une parcelle protégée dans les documents d'urbanisme, ces outils reconnaissent les spécificités de la végétation et promeuvent sa préservation. La « mise sous cloche » qu'implique l'aire protégée s'adapte parfois mal aux impératifs du milieu urbain, alors que le parc oblige à une valorisation coûteuse, notamment quand il s'agit de réhabiliter des formations végétales perturbées. Le réseau et l'infrastructure verte apparaissent alors comme une solution plus souple. Nous voyons trois éléments qui expliquent leurs mobilisations dans les projets urbains : 1. Le réseau comme outil de gestion, 2. Le réseau comme outil de verdissement, 3. Le réseau comme incitation à la protection d'un nœud de déplacement animal.

1. La mise en place d'un réseau d'espace végétalisé peut servir à établir des périmètres d'intérêt où l'on distingue des clusters de parcelles végétalisées. Comme pour le cas des écoterritoires ou des corridors forestiers, on y trouve des zones jugées plus intéressantes que d'autres selon des critères écologiques, placées sous une réglementation plus contraignante. L'objectif est d'arriver à une harmonisation et une hiérarchisation réglementaire des parcelles végétalisées en fonction de leurs qualités écologiques et de leurs vulnérabilités, tout en tenant compte des impératifs socio-économiques. L'écoterritoire en est l'illustration. Il incite les acteurs économiques et politiques à prendre en considération des impératifs écologiques, amenant certaines zones à être protégé après discussions avec les propriétaires fonciers. Nous retombons alors sur le modèle de la gouvernance de l'infrastructure verte comme un outil d'organisation des fonctions métropolitaine à travers la promotion de la connectivité et multifonctionnalité de la végétation (Thomas et Littlewood, 2010, Young *et al.*, 2014 ; Zefferman *et al.*, 2018 ; Beaudouin, 2019). L'idée d'une armature verte n'est pas neuve, les *system park* et autres ceintures vertes en témoignent ; mais la double argumentation par leurs partisans autour des critères écologiques et de la gouvernance est récente (Taylor *et al.*, 1995 ; Lloyd et Peel, 2007 ; Amati et Taylor, 2010). Ces outils permettraient d'harmoniser une gouvernance plus horizontale et moins centralisée, par exemple en intégrant de nouveaux outils de gestions comme la servitude volontaire ou la compensation écologique. Le réseau de végétation « s'oppose » au parc, qui lui, reste un acte de gouvernance centralisé et verticale, comme en atteste le droit de préemption exercée par la Ville pour la création de Grand Parc de l'Ouest.

2. Le réseau de végétation permet également de verdir la ville, ce qui est d'ailleurs le crédo des politiques environnementales actuelles de la Ville de Montréal, comme en témoignent les volets du Plan Nature et Sport sur les corridors verts (Ville de Montréal, 2021) :

« Dans un contexte où l'agglomération de Montréal veut offrir aux Montréalaises et aux Montréalais un contact avec la nature au quotidien, le réseau des corridors verts constitue une occasion unique pour le développement de la ville. Ces corridors permettent de transformer les habitudes des citoyennes et des citoyens dans leurs déplacements, d'assurer l'expansion de la biodiversité et de favoriser la mobilité active en toute sécurité. »

Ce verdissement urbain renvoie à la mutation globale de la ville créative en quête de durabilité et d'habitabilité (chapitre 11). Il mobilise les services écosystémiques afin de quantifier les effets de ce verdissement, afin d'appuyer sa nécessité. Cette promotion du verdissement est relayée par les associations comme en témoignent les nombreux projets vus au chapitre 3. D'une certaine manière, la nature urbaine est mise en scène à des fins promotionnelles (Arnould *et al.*, 2011).

3. Souvent imbriquée dans le verdissement, les réseaux d'espaces végétalisés local peuvent également être utilisés afin de porter l'attention sur un lieu particulier. Ils sont utilisés par les associations et les pouvoirs publics à des fins médiatiques, comme le corridor Cavendish dans l'arrondissement Saint-Laurent ou le corridor des 5 écoles par ILEAU. La médiatisation est également utilisée afin de protéger un lieu. Nous prendrons comme exemple le Golf Meadowbrook : un golf au sud de Montréal dont une association souhaitait la protection et le classement en espace vert¹⁴⁵, ainsi que la certitude qu'il ne soit pas vendu à un promoteur immobilier. L'importance écologique du lieu a été démontrée par une étude sur l'impact de divers scénarios du développement urbain sur la connectivité écologique du sud-est de Montréal, prouvant l'intérêt de le protéger (Deslauriers *et al.*, 2017). Démontrer qu'un lieu est un nœud de la connectivité écologique, un constituant essentiel des écosystèmes urbains, est un argument supplémentaire pour sa protection.

Conclusion du Chapitre 9

Les réseaux d'espaces végétalisés sont devenus des outils d'aménagement prisés pour renforcer les aménités d'un territoire. Les porteurs de ces projets d'aménagement tentent d'insuffler une ambition écologique de façon, on l'a vu, plus ou moins pertinente. De la TVB aux corridors locaux, le réseau d'espaces végétalisés est perçu comme une manière de préserver la végétation entendue comme aménité urbaine. Dans ce cadre, la mobilisation des fonctions et services écosystémiques dans la promotion des réseaux de végétation est bien pratique, mais elle fait parfois fi de la réalité écologique des milieux et la réduit souvent à son paysage végétal, un décor accueillant les activités de loisir des

¹⁴⁵ Chose obtenue en 2015

citadins en somme. Ces politiques environnementales se déploient à plusieurs échelles, du quartier à l'aire urbaine, mais leur emboîtement n'est pas une évidence.

L'étude des politiques d'aménagement environnemental montre bien un déséquilibre entre les objectifs de valorisation récréative et touristique et ceux de protection écologique des espaces végétalisés. Dans le chapitre 10, nous verrons que l'étude des interactions entre le paysage végétal et les modes d'habiter débouche sur un constat similaire.

Chapitre 10 : Profil socio-économique, mode d'habiter et paysages végétaux

Introduction du Chapitre 10

Nous l'avons vu précédemment, la valorisation inégale des paysages végétalisés dans les politiques d'aménagement du Grand Montréal est révélatrice d'une conception de la nature, dans laquelle les espaces végétalisés que l'on conduit vers les bois matures, tendant vers le climax (Saint-Laurent, 2000), sont valorisées et opposés aux formes de végétation plus banales et spontanées, cette spontanéité étant souvent marquée par l'intrusion de perturbateurs urbains. Dans ce chapitre, nous verrons de quelle manière cette opposition se lit dans les paysages végétaux en lien avec les modes d'habiter et les profils socio-économiques des habitants situés à proximité. L'ambition de ce chapitre est en somme d'esquisser une géographie sociale de la végétation à Montréal.

Nous interrogerons pour cela l'interface entre les espaces végétalisés et les zones urbanisées et superposerons les cartes de végétation et la carte de la distribution du revenu moyen au sein de l'agglomération montréalaise. Nous étudierons ainsi les corrélations entre les formes de végétation et le revenu.

Il existe, on l'a vu, une différenciation de la végétation et de son appréciation dans les plans d'aménagement qui est en fonction du lieu où l'on se situe dans l'agglomération avec un gradient centre-périphérie notable. Cette différenciation se lit-elle dans la géographie des habitants selon leurs revenus et leurs pratiques ?

1. Les effets de la proximité des paysages végétalisés sur les types de résidence

1.1. La relation entre le type de résidence et la végétation

Dans cette partie, nous analyserons comment l'interface - en fait un espace interstitiel d'épaisseur variable - entre les habitations et les espaces végétalisés alentours changent en fonction de la formation végétale. En effet, il existe un lien entre les différentes formes de nature et leur attractivité par le cadre de vie.

À Montréal, le pavillon américain classique comporte un premier jardin ouvert sur la rue et un second jardin plus confidentiel à l'arrière. Ce sont précisément ces apports paysagers entre l'arrière-jardin et la végétation environnante que nous allons étudier. Dans le cas d'un boisement mature composé de chênes, d'érables ou de hêtres, les bâtiments sont intégrés au paysage forestier (Figure 165). Cela signifie que la canopée recouvre les habitations et qu'il n'y a pas de barrières entre le jardin et le bois, la limite entre le jardiné et le sauvage est homogène. Le cas du Mont-Saint-Bruno en est l'illustration.

Les maisons en bord de sentier n'y sont pas clôturées ou alors simplement entourées d'un grillage bas. Des clôtures existent néanmoins dans les parcs forestiers fréquentés, comme au Mont-Royal ou à la Pointe-aux-Prairies, où elles délimitent les propriétés afin d'éviter les intrusions involontaires.



Figure 165 : Maisons sous les frondaisons au Mont-Saint-Bruno

Auteur : X. Cornet, juin 2019

Les agencements entre l'habitat pavillonnaire et la friche issue de la déprise agricole sont plus hétérogènes. Les habitations ne s'insèrent pas sous les peupliers ou les frênes et les riverains délimitent la pelouse de l'exubérance de la friche arborescente par une haute barrière coupe-vue. Parfois, une bande herbacée régulièrement fauchée permet de maintenir une distance entre la friche et le jardin (Figure 166). La présence de cette bande fauchée semble dépendre de l'ancienneté des logements. Dans le cas des zones pavillonnaires anciennes, vieilles de plusieurs décennies, les bois peuplés d'espèces pionnières sont au contact des clôtures. Alors que dans le cas des constructions plus récentes, la végétation spontanée est maintenue à distance. Les paysages à l'arrière des jardins à proximité des frênaies et peupleraies aux sous-bois dense sont marqués par de hautes palissades, contrairement aux habitations proches des érablières et des chênaies où de nombreux accès permettent un passage privé. En somme, les habitants veulent voir la forêt climacique et non le bois spontané.



Figure 166 : L'envers d'un lotissement pavillonnaire du Bois Maudit à Laval

Auteur : X. Cornet, juin 2019

Cette ambivalence de la végétation en fonction des essences se retrouve d'ailleurs dans les plans d'implantation et d'intégration architecturale (PIIA). Le PIIA est un document réglementaire d'une municipalité qui fixe des contraintes architecturales sur tout ou partie de son territoire. Ce document doit être pris en compte lors de travaux de construction ou de rénovation, permettant ainsi à la municipalité de s'assurer de la qualité et de la cohérence architecturale. Aucune étude scientifique ne traite des PIIA et seul un mémoire de fin d'étude (Marquis, 2007) s'y consacre et pointe les formulations imprécises et sujettes à interprétation. Dans les faits, nous constatons que les PIIA sont souvent une intention générale plus qu'une réglementation précise, bien que ceux des municipalités les plus aisés soient détaillés. Nous analyserons rapidement trois PIIA¹⁴⁶ et la place consacrée aux espaces végétalisés :

- Le PIIA de Westmount est très strict et dicte les normes de construction dans un quartier résidentiel huppé proche du centre-ville et situé sur le Mont Summit, voisin du Mont-Royal. Le document couvre l'étendue du territoire municipal.
- Le PIIA de l'arrondissement Rivière-Des-Prairies-Pointe-Aux-Trembles au nord de Montréal est plus fragmentaire, des normes spécifiques s'appliquent sur des secteurs particuliers.
- Le PIIA de Saint-Bruno-de-Montarville, ville située à une quinzaine de kilomètres au pied du mont du même nom où des normes spécifiques s'appliquent sur des secteurs particuliers.

Le premier document concerne un quartier ancien faiblement impacté par l'urbanisation contemporaine et vise à réguler les travaux de rénovation ponctuels. Les deux autres documents cherchent à encadrer un ensemble de projets immobiliers de différentes envergures sur leurs territoires. On y retrouve des dispositions particulières pour les espaces naturels identifiées dans les plans d'urbanisme (écoterritoire, corridors forestiers, parcs nationaux, etc.), confirmant la prise en compte de sites déjà identifiés dans le zonage. Ainsi, les écoterritoires du Mont-Royal (Westmount) et de la Pointe-aux-Prairies (Rivière-Des-Prairies-Pointe-Aux-Trembles) apparaissent bel et bien dans les PIIA. Les travaux dans les secteurs situés à proximité doivent respecter un ensemble de mesures destiné à maintenir un paysage agréable, préserver les écosystèmes et les continuités écologiques alors que la réglementation autour des éléments végétalisés est bien plus faible en dehors des zonages écologiques particuliers. En dehors des réseaux de végétation, la plupart des PIIA concernant les projets immobiliers de Saint-Bruno et de Pointe-Prairie se contentent de limiter la coupe d'arbre. Ces projets immobiliers répondent à l'orientation TOD¹⁴⁷ de la CMM et se situent sur des friches non protégées. Les contraintes environnementales y donc sont plus légères et moins précises. Par exemple, le vocabulaire change dans le PIIA de Saint-Bruno.

Aux abords du Parc National, le PIIA indique que « *Les surfaces boisées sont préservées, le plus possible, afin de conserver le caractère naturel du site et d'éviter l'érosion du sol. Une bande de terrain boisée d'une largeur significative est conservée en bordure de la ligne arrière du terrain afin d'assurer la protection du milieu naturel du parc national* ».

Dans le cas d'un nouveau projet immobilier en bord d'autoroute, le document porte davantage sur l'aspect esthétique de la végétation que sur la protection des écosystèmes, comme en témoigne la récurrence de la mention permissive « le plus possible » :

¹⁴⁷ Transit Oriented Development. Il s'agit d'habitats denses organisés autour d'un nœud de transport en commun

« Les aménagements contribuent à créer un paysage de qualité depuis la montée Sabourin et l'autoroute 30. Le cas échéant, les clôtures et autres constructions accessoires implantées à la limite ou près de la limite de la zone agricole sont préférablement camouflées par des végétaux diversifiés ; Les surfaces minéralisées sont réduites, le plus possible, sauf dans le cas de places publiques ou semi-publiques favorisant les rassemblements ; Les arbres existants sont conservés, le plus possible, et sont intégrés aux aménagements paysagers »

La place qu'occupe la végétation dans les PIIA est interprétée différemment selon le zonage. Le zonage écologique est respecté, alors que la friche ou le bois non-protégé ne bénéficient pas de mesures particulières¹⁴⁸. Ainsi, le développement immobilier à Saint-Bruno est bien plus dense près des aires TOD le long de l'autoroute 116 où un chapitre du PIIA est dédié au nouveau quartier de Sabourin, de l'autre côté de l'autoroute. Il présage d'une incorporation paysagère du lotissement respectueuse des écosystèmes dans les bois matures près du Ruisseau du Moulin, bien que l'accent soit avant tout porté sur la qualité de vie. Cependant, les peupleraies situées aux alentours ne sont pas concernées par le PIIA. Les bois matures sont mis en valeur et classés dans le registre des paysages attractifs, alors que la friche est considérée comme un réservoir foncier et un espace végétal de moindre importance.

L'institution de réseaux de végétation est donc salutaire pour ces friches car elle leur apporte à la fois une visibilité et des outils réglementaires et leur permet une meilleure incorporation dans les projets urbains, comme en témoigne la place des écoterritoires dans les PIIA de Montréal.

1.2. Les projets immobiliers : une typologie en fonction du paysage végétal

Les espaces végétalisés montréalais peuvent être classés entre ceux relevant d'une Nature à protéger du développement immobilier, et ceux présentant des écosystèmes déstructurés dont on ne retient que le caractère végétal, sans considération écologique. Ces derniers servent le plus souvent de réserves foncières pour le développement immobilier. Or, la CMM essaye de réguler le développement immobilier en le cantonnant à des zones bien spécifiques, les aires TOD¹⁴⁹ et les corridors de transport, qui sont aménagés autour d'un bâti dense organisé autour de réseaux de transport. Ces zones représentent plus de la moitié de la croissance urbaine (Figure 167).

¹⁴⁸ Sauf dans des cas particuliers, comme le Faubourg de la Pointe-au-Prairie, où la municipalité et le promoteur ont conclu à des accords donnant une place particulière à l'environnement, notamment la préservation d'une zone humide.

¹⁴⁹ Transited-Oriented-Development

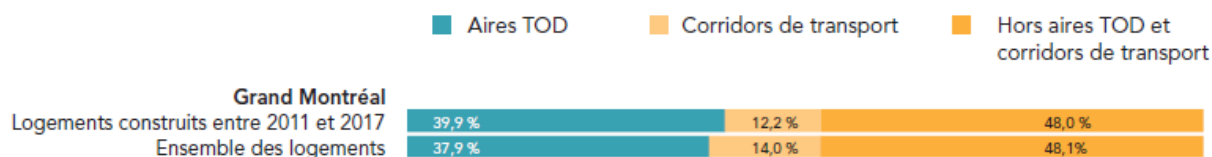


Figure 167 : Répartition des nouveaux logements construits de 2011 à 2017

Tiré du Suivi du PMAD 2012-2018. Source : MAMOT, Rôles d'évaluation foncière. SCHL, Relevé des mises en chantier 2016 et 2017.

En conséquence, les friches situées dans ces aires TOD sont menacées, soit par le développement urbain, soit par la conversion en espace vert. Ces logiques admettent des trajectoires différenciées pour les espaces végétalisés banals. D'un côté, les terrains végétalisés situés en aire TOD sont voués à la construction ; de l'autre, ceux situés en dehors et qui vont possiblement être préservés.

Les réseaux végétalisés (écoterritoires et corridors forestiers) s'opposent ponctuellement aux aires TOD et aux infrastructures de transports, amenant les pouvoirs publics à prioriser soit les enjeux environnementaux, soit le développement urbain. De fait, les zones urbaines se densifient selon la volonté politique de l'agglomération et de la CMM, laquelle instaure des seuils de densité minimale où peuvent se distinguer deux principaux types de constructions : le logement collectif ou individuel.

La construction d'immeubles bas de 2 à 5 étages concerne l'interface entre la zone urbaine et agricole et prend place sur des friches où la végétation est à divers stades de succession végétale (Figure 168, photographie 1). On en distingue deux sortes : ceux destinés aux classes populaires et ceux destinés à des classes sociales plus aisées.

Les immeubles destinés aux classes populaires présentent le même aspect (Figure 168, photographie 3) et rendent bien compte de l'absence de contrainte architecturale dans leurs intégrations dans le paysage. Les PIIA ne ciblent pas ces espaces issus de la déprise agricole et sans patrimoine paysager reconnu. Il n'y a donc pas de projets visant à valoriser la végétation à flore banale qui se trouve à proximité, à l'exception de quelques pelouses. Du côté des usages, on remarque cependant que les friches agricoles à proximité de ces nouvelles habitations sont fréquentées par les résidents pour deux raisons. D'une part, les logements ne disposent pas de jardins privés et d'autre part, le déplacement à pied dans ces quartiers est malaisé du fait de l'agencement des rues et des travaux. Ainsi, de nombreux raccourcis émaillent les friches et les champs et nombreux sont les habitants qui vont donc se relaxer en empruntant des chemins informels dans la campagne, voire des chemins agricoles. Par l'absence d'aménagements suffisants, les habitants de ces immeubles péri-urbains fréquentent la végétation à proximité, la « nature ordinaire » (Godet, 2010).

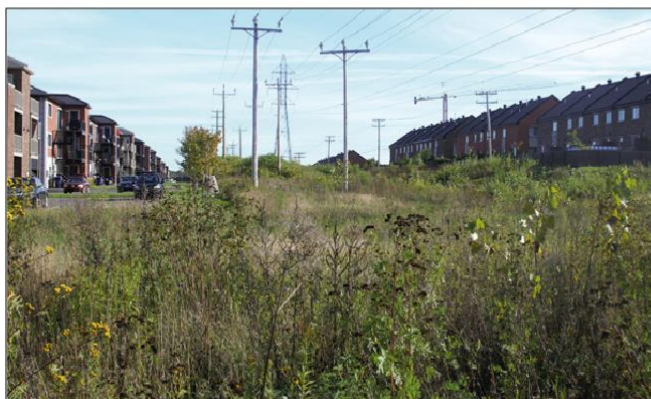
D'autres logements de plus haut standing destinés à une classe sociale plus aisées où l'on discerne un effort architectural (Figure 168, photographie 2). Contrairement au cas précédent, les habitants restent dans le quartier, pourvu en aménité environnementales (jardinet et espace vert), et ne fréquentent pas la campagne environnante.



1. Immeubles d'habitation en construction qui prennent place sur des bois issus de la déprise agricole. Ils se situent à Laval, le long de l'A440, entre l'A19 et le Bd Pie-IX



2. Lotissement sorti de terre à Duvernay (Laval), composé de pavillons individuels et de petits immeubles modernes



3. Habitations collectives sur des terres agricoles, séparées par des lignes à hautes tensions (Laval, rue Boticelli)

Figure 168 : Exemples de constructions récentes sur d'anciennes zones agricoles et naturelles à Laval

Auteur : X. Cornet, été 2019

Des zones pavillonnaires constituées d'unités individuelles sont également construites, bien que des projets plus denses leurs soient préférés. Les grands conflits autour de la construction d'espaces naturels sensibles concernent des logements individuels, comme dans le cas de l'Anse à l'Orme à Montréal ou du Boisé des Hirondelles à Saint-Bruno-de-Montarville. Il s'agit dans les deux cas de projets destinés à construire des lotissements haut de gamme et « écologiques » dans des bois matures. Le faubourg Pointe-aux-Prairies est un projet immobilier dans l'arrondissement du même nom (Figure 169). Constitué d'environ 1 200 unités d'habitations dont la construction s'échelonna sur plus d'une décennie, le projet entrera partiellement en conflit avec la politique de l'écoterritoire, des compromis seront exigés au promoteur (Ville de Montréal, 2004).

« La Ville a proposé au promoteur de densifier ses constructions, en échange d'une cession et d'une vente de 9,6 ha de terrains, soit 21 % de la superficie du projet. Les milieux naturels ainsi protégés comprennent des boisés, différents milieux humides, dont deux marécages arborescents ainsi qu'un fossé de drainage non entretenu et très végétalisé qui se jette dans la rivière des Prairies. En plus d'offrir aux nouveaux résidents du secteur un parc plus grand, cette intervention conservera l'habitat de plusieurs oiseaux, amphibiens et reptiles. Les bandes riveraines du ruisseau forment un corridor vert d'environ 45 m qui relie les parcs bordant la rivière des Prairies, notamment le parc des Cageux. » (Boucher et al., 2010)

Le lotissement est délimité :

- Au nord-ouest, par la Rivière des Prairies mis en valeur par des espaces verts et des mobilités douces (sentiers, pistes cyclables).
- Au nord, par une ligne à haute tension dont la friche herbacée permet une grande trouée paysagère vers le fleuve (Figure 170).
- À l'est, par une friche constituée de frênes morts, de nerpruns et de marécages.

Le projet immobilier est résolument tourné vers la rivière. En conséquence, les friches alentours ne sont pas construites, ni valorisées. Dans ce cas précis, la friche n'a pas été aménagée afin de la préserver (Ville de Montréal, 2013a).



Figure 169 : Lotissement en construction dans le nouveau faubourg (Rue Trefflé-Berthiaume)

Auteur : X. Cornet, juin 2019



Figure 170 : Percée paysagère le long d'une ligne à haute tension.

Auteur : X. Cornet, juillet 2019. On devine un bois de frêne mort à gauche de l'image. Le faubourg Pointe-aux-Prairies se situe derrière ce bois.

Les projets immobiliers présentés ci-dessus montrent bien la diversité des constructions dans les espaces végétalisés du Grand Montréal. Ils se composent d'habitations individuelles ou collectives destinées à une grande variété de classe socioéconomique. Quelques grands projets commerciaux ponctuent les territoires, comme la construction d'une zone commerciale au nord du Boisé Papineau

à Laval en 2005, le projet commercial à proximité du Bois d'Anjou ou la parcelle à construire le long du Boulevard Maurice-Duplassis (Figure 171). Les municipalités soutiennent ces projets qui occupent une place importante dans les documents d'urbanisme, bien que leurs implantations soient aux cœurs des politiques locales. Les habitants de Saint-Bruno ont ainsi voté en 2013 pour une équipe municipale opposée à la construction du bois des Hirondelles pourtant autorisée par le maire sortant.



Figure 171 : Friche commerciale à construire en bordure de l'écoterritoire de la Trame Verte de l'Est

Auteur : X. Cornet, juin 2019

2. Géographie de la végétation et distribution des revenus dans l'agglomération

2.1. Un axe de recherche déjà exploré à Montréal

La végétation se trouve au cœur des mécaniques de valorisation foncière et par conséquent, des dynamiques de gentrification qui en découlent. Par exemple, Paul Hellmund (2006) constate une hausse de l'immobilier de 70 % en quinze ans à proximité du Rose Kennedy Greenway de Boston, contre 40 % pour le reste de la ville. Des tendances similaires sont observées par Maxim Maillelo (2019) à proximité de diverses infrastructures vertes américaines.

Nous cherchons ici à mettre en évidence des liens entre les revenus des habitants et la qualité de la végétation, thématique étudiée dans le cadre de recherche sur la justice et l'équité environnementale, qui s'attache à expliquer les liens de causalité entre les données socio-économiques et la végétation urbaine, notamment la répartition inégale de la végétation dans les quartiers pauvres habités par les minorités (Boone *et al.*, 2009 ; Walker, 2009 ; Paddeu, 2015). Idéalement, il conviendrait d'utiliser des indicateurs basés sur les valeurs foncières, mais ces données sont difficiles à obtenir à une maille suffisamment fine et faute d'une centralisation des données. La littérature scientifique explore diverses définitions de la végétation urbaine, de la couverture arborée (Apparicio *et al.*, 2014) à l'offre en espace vert (Solecki et Welch, 1995) en passant par les arbres de rues (Pham *et al.*, 2013). À Montréal, les nombreuses études sur le sujet s'attachent à mettre en évidence une iniquité

environnementale à partir des statistiques publiques (groupes sociaux-économiques, densité du bâti, proportion de migrant, etc.) sans que les valeurs foncières ne soient prises en compte (Pham *et al.*, 2012, 2013 ; Apparicio *et al.*, 2014).

Ici, nous rechercherons les corrélations entre la distribution de la végétation du Grand Montréal et le revenu médian des ménages. L'originalité de notre démarche réside dans notre catégorisation des types de végétation. Ainsi, nous verrons si les formations végétales et les réseaux de végétation sont un indicateur de clivage socio-économique comme certains greenways états-uniens.

2.2. Méthodologie de la recherche

Nous utiliserons un ensemble de données qui permet de quantifier un éventuel impact du paysage végétal sur le coût du foncier et *in fine*, des classes sociales qui y habitent. Pour cela, nous utiliserons le revenu médian des ménages de 2015¹⁵⁰. L'approche méthodologique compte trois étapes : 1. Le choix de la maille, 2. La construction d'indicateurs de la végétation et 3. Le traitement statistique (Figure 172)

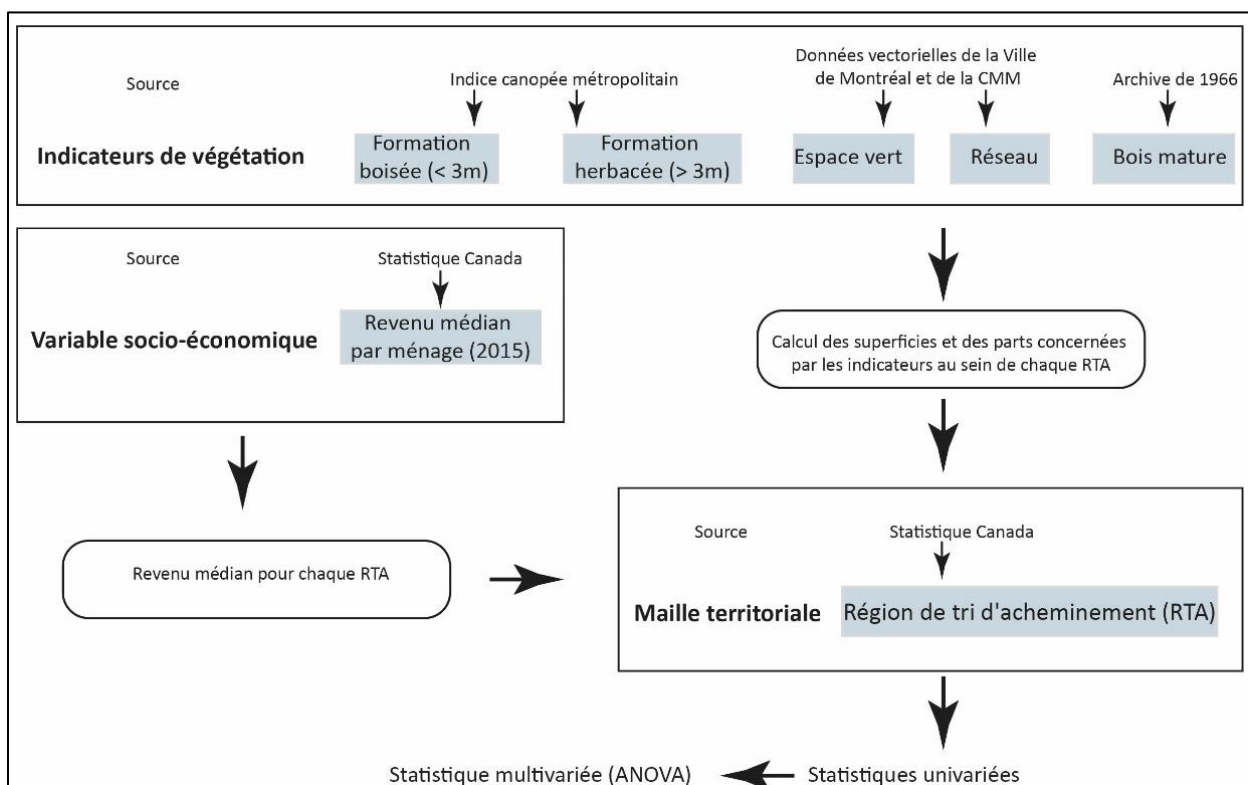


Figure 172 : Étapes méthodologiques de l'analyse spatiale de la végétation et d'une variable socio-économique

¹⁵⁰ Réalisés par Statistique Canada

1. À l'échelle du Grand Montréal, des données à diverses échelles sont disponibles, depuis l'îlot urbain jusqu'à l'échelle métropolitaine. Si nous avons eu jusqu'ici tendance à privilégier l'échelle la plus fine afin d'obtenir des résultats précis, l'îlot urbain présente un certain nombre d'inconvénients. Comme relevé dans l'étude d'Apparicio *et al.* (2014) :

« L'échelle d'analyse retenue dans cette étude et dans de nombreuses autres est principalement celle de l'îlot urbain. Bien qu'intéressante, cette approche spatiale laisse place à amélioration. En effet, un individu peut résider dans un îlot fortement minéralisé – autrement dit, avec peu de végétation – tout en ayant un couvert végétal important autour de ce dernier, et inversement. »

À titre d'exemple, une analyse à une échelle trop détaillée ne tiendrait pas compte de la proximité entre des quartiers denses et minéralisés avec de grands parcs. De plus, l'échelle de l'îlot urbain se prête mal à l'étude de communautés péri-urbaines de la CMM. Nous avons donc choisi d'utiliser une échelle d'étude un peu plus large : les Régions de Tri d'Acheminement (RTA). Cette maille désigne les régions délimitées par les codes postaux et s'accorde à la densité de population. Très petites en zone urbaine, elles peuvent comprendre plusieurs municipalités en zone rurale (Figure 173). Les RTA ont ensuite été divisées en quartile en fonction du revenu médian, Q1 étant le groupe des RTA les plus pauvres et Q4 celui des plus riches. Un problème méthodologie s'est posé, dans la mesure où certaines RTA sont à cheval sur des municipalités en dehors et dans la CMM. Ces RTA ont été exclues de notre analyse, nonobstant le fait qu'elles sont situées en zone rurale. De même, de rares RTA situées en zones urbaines ont été exclues, correspondant à des quartiers d'affaires du centre-ville et à une zone industrielle, car ils ne comptaient pas d'habitants.

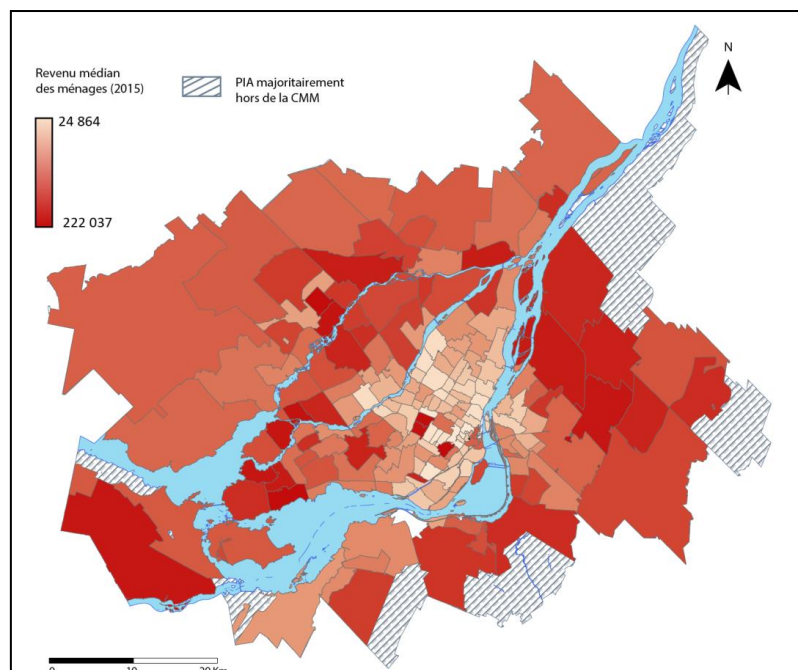


Figure 173 : La maille d'étude : les régions de tri d'acheminement

Source : StatCan, 2015

2. Si du côté des variables socio-économique, nous nous sommes focalisés uniquement sur le revenu médian des ménages, nous retiendrons cinq indicateurs pour la végétation :

- Les formations herbacées et boisées désignent la part végétalisée de chaque RTA en utilisant les données canopée de la CMM. Ces données sont très précises (de l'ordre du m²) et comprennent la surface arborée et herbacée de chaque RTA.
- Les espaces verts désignent la part classée comme tel dans les plans d'utilisation du sol (Ville de Montréal et CMM).
- Les réseaux désignent la part classée comme écoterritoire, corridor forestier ou bois d'intérêt métropolitains.
- Les bois matures désignent les bois qui existaient déjà en 1966 (voir chapitre 5 et 8).

Les surfaces que représente chaque indicateur au sein des PIA sont alors utilisées afin d'effectuer une analyse statistique.

3. Le traitement statistique cherche à évaluer les corrélations entre le revenu médian et les indicateurs de végétation en comparant les données obtenues pour chaque RTA. Nous avons construit un tableau où chaque RTA est caractérisée en fonction du revenu médian et des différents indicateurs de végétation (en %).

2.3. Paysage végétal et revenu médian : quelles corrélations ?

Les statistiques descriptives nous permettent d'identifier d'éventuels corrélations entre les indicateurs liés à la végétation et le revenu médian. Deux échelles seront explorées : l'agglomération et la Communauté Métropolitaine.

Ces résultats confirment bien une iniquité environnementale en fonction du revenu (tableau 37). D'une part, les RTA les plus aisées sont significativement plus végétalisées que les autres, comme le montre les autres études (Pham *et al.*, 2012 ; Pham *et al.*, 2013 ; Apparicio *et al.*, 2014). Cependant, l'analyse de nos différents indicateurs de végétation permet de préciser quelles formes de végétation sont plébisciter par les classes aisées. D'autre part, celles-ci bénéficient de surfaces boisées et herbacées plus importante que les autres classes socioéconomiques, et d'autre part, elles s'installent à côté des bois matures, alors que l'on constate que les populations les plus pauvres bénéficient d'une offre en espace vert plus importante.

	Divisions des PAI en quartiles en fonction du revenu médian du ménage			
Effectif (Nb de RTA : 115)	29	29	29	29

Revenu médian du ménage (en \$can)	24864 - 47296	47413 - 55072	55186 - 75414	78925 - 222037
Variables (en %)	Q1	Q2	Q3	Q4
Part boisée	21%	16%	19%	30%
Part herbacée	16%	19%	28%	38%
Part classé en espace vert	13%	7%	8%	8%
Part classé en réseau	8%	1%	5%	21%
Bois mature	8%	10%	17%	22%

Tableau 37 : Les statistiques descriptives des indices synthétiques de végétation selon les groupes de revenu dans l'agglomération montréalaise

Le constat est similaire à l'échelle de la CMM (Tableau 38). Environ 21 % de la surface des PIA les plus pauvres est arborée, contre 30 % pour les PIA les plus riches. Ces proportions sont amplifiées dans le cas de la part herbacée, qui passe de 16 à 38 %. Dans le cas de la CMM, les surfaces herbacées peuvent être des cultures, signe d'une certaine appétence pour les zones rurales de la part des classes aisées. Les plus riches vivent donc dans des paysages plus végétalisés tandis que les plus pauvres vivent dans des espaces plus minéralisés. Les formations boisées (arbre de rue, bois, parc) et herbacées (jardin, gazon, friche, champs) sont des lieux de concentrations de populations plus aisées, attirés par un habitat peu dense et un paysage végétalisé privé (jardin) ou public (bois). Les autres indicateurs permettent d'appréhender spécifiquement les formes de végétation les plus attractives. Alors que 8 % de la surface des RTA de Q1 est classée en espace vert, seul 7 % et 8 % de Q2, Q3 et Q4 le sont. La présence d'espaces vert publics n'est pas un vecteur d'attractivité, contrairement à la végétation privée.

À Montréal, le rôle des espaces verts est dévolu à des objectifs sociaux, voire sanitaires, pour les populations vivant en milieu dense, composées des habitants du centre-ville et des quartiers pauvres, tandis que le verdissement entre davantage dans le récit de la ville créative. Au fur et à mesure que la densité de population baisse dans les zones péri-urbaines, le jardin privé vient supplanter l'espace vert. La répartition des surfaces concernées par un réseau d'espace végétalisé au sein des quartiles tend à montrer une distribution inégale. 8 % du groupe Q1 est parcouru par des réseaux de végétation, puis cette proportion tombe à 1 % pour Q2 avant de plafonner à 21 % pour Q4. Nous supposons que les réseaux de végétation sont utilisés comme vecteur de verdissement dans les quartiers défavorisés et comme outil de protection des monuments de nature dans les quartiers aisés.

Enfin, les bois matures jouent un rôle majeur dans l'attractivité du territoire. Si la part boisée dans les quartiers populaires reste élevée (21 %), seul 8 % sont des bois matures, les 12 % restant se compose de friches arborées, d'espaces verts ou d'arbres de rue. À l'inverse, la végétation de Q3 et Q4 est en grande partie composé de bois matures, donc de paysages forestiers.

Cependant, nous souhaitons attirer l'attention sur deux biais qui apparaissent dans l'analyse à l'échelle de la CMM. D'une part, la surface herbacée concerne également les surfaces agricoles, il convient donc de faire preuve de prudence avec cet indicateur qui peut s'apparenter à un indicateur de ruralité. D'autre part, certains PIA situés en zones rurales sont bien plus étendus que d'autres situés en villes (Figure 173), ce qui peut nuire à la fiabilité de nos résultats. Dans la mesure où les résultats à l'échelle de la CMM et de l'agglomération vont dans le même sens, il semble que nos conclusions ne soient pas biaisées

	Divisions des PAI en quartiles en fonction du revenu médian du ménage			
Effectif (Nb de RTA : 115)	29	29	29	29
Revenu médian du ménage (en \$can)	24864 - 47296	47413 - 55072	55186 - 75414	78925 - 222037
Variables (en %)	Q1	Q2	Q3	Q4
Part boisée	21%	16%	19%	30%
Part herbacée	16%	19%	28%	38%
Part classé en espace vert	13%	7%	8%	8%
Part classé en réseau	8%	1%	5%	21%
Bois mature	8%	10%	17%	22%

Tableau 38 : Les statistiques descriptives des indices synthétiques de végétation selon les groupes de revenu dans la Communauté Métropolitaine

3. Des pratiques sociales différenciées selon la formation végétale

3.1. Le rôle des associations dans la protection des bois

Les espaces naturels valorisés par des sentiers sont majoritairement composés de bois matures, perçus le plus souvent positivement par les habitants, ce qui conduit à leurs protections. Au-delà du rôle que jouent les associations et les collectifs d'habitants dans la protection de leurs paysages face à la menace immobilière, nous nous attarderons sur leurs rôles dans la fabrique des paysages et leur influence sur la qualité des écosystèmes. Nous prendrons l'exemple de deux bois de Laval : le Bois du Souvenir et le Bois Papineau. En 2019, nous avons réalisé un travail d'enquête et d'entretien avec deux associations :

- L'association « Canopée, le réseau des bois de Laval » qui s'est donnée pour mission de protéger divers bois lavallois, de mener des actions et de coordonner/soutenir les associations environnementales locales.
- L'association « Les Amis du Bois du Souvenir » qui s'est créée en opposition à un projet de prolongation routière et qui gère maintenant un bois lavallois.

Un entretien a été réalisé auprès de Carl Dalbec et Carole Garceau de « Canopée Laval », ainsi que des échanges avec des membres des « Amis de Bois du Souvenir » lors d'une corvée de nettoyage fin mai 2019. Les deux associations mènent des actions semblables (arrachages d'envahissants, plantation d'arbres, surveillance et prévention des mauvaises pratiques, création de sentiers et de mobiliers urbains, ramassage de déchets, animations diverses). Diverses personnalités politiques locales soutiennent publiquement les activités des deux groupes. La zone d'action de Canopée s'étend sur de nombreux bois (généralement composés d'arbres matures). L'association produit également des connaissances et de l'expertise, comme en témoignent les nombreux mémoires déposés à la Ville de Laval lors des consultations publiques ou la production de rapports (Garceau, 2015). Par exemple, une étude a été menée par Canopée dans le Bois Papineau en suivant l'évolution de la population de trilles blancs (*Trillium grandiflorum*) afin de mesurer l'impact du piétinement. Des inventaires floristiques ont été réalisés dans les secteurs de forts piétinements, puis les bords de chemins ont été grillagés par l'association afin d'empêcher tout débordement. Une comparaison entre les cortèges floristiques, et plus particulièrement des trilles, depuis la mise en place des exclos permet de mesurer l'effet du piétinement et des mesures palliatives (Figure 174). Le collectif « Les Amis du Bois du Souvenir » gère le bois du même nom et travaille à la protection des écosystèmes (ramassage des déchets, plantation d'espèces locales, etc.), tout en veillant à sa mise en valeur pour les populations locales.



Figure 174 : Lutte contre le piétinement dans le Bois Papineau

Auteur : X. Cornet, juin 2019

Une observation participante a été menée le 25 mai 2019 sur une corvée de nettoyage organisée par « Les Amis du Bois du Souvenir » permettant d'ôter les déchets le long du Bois, le long de l'Avenue

Ampère et du Boulevard du Souvenir. Une seconde a eu lieu le 1er juin, où différentes essences d'arbre ont été plantées près de l'entrée principale du Bois Papineau à l'initiative de « Canopée ».

Les deux événements se sont déroulés de la même manière et sont relayés sur les réseaux sociaux par la majorité des associations environnementales de Laval. Le premier événement a réuni une vingtaine de personnes, le second en a réuni une soixantaine. Peu de voisins se sont déplacés et les personnes mobilisées sont celles déjà engagées dans le milieu associatif. Dans les deux cas, des élus locaux se sont déplacés, dont le maire de Laval exceptionnellement présent lors de la plantation au Bois Papineau. Enfin, le second événement a impliqué un partenariat avec l'entreprise UPS, dont une partie du personnel s'est exceptionnellement déplacée un samedi. Les entreprises s'impliquent donc dans ces événements, où celles-ci et les associations trouvent des avantages mutuels. Les premières trouvent un moyen de proposer des activités afin de souder leurs équipes¹⁵¹, tout en renvoyant une image positive d'eux où elle s'implique pour l'environnement et pour les populations locales. Les secondes bénéficient d'un soutien humain, financier et logistique à la réalisation de projet et ont l'occasion de transmettre leurs valeurs et leurs actions, tout en espérant recruter quelques personnes.

Le paysage associatif de Laval s'opère à deux niveaux, un niveau local pour les bois¹⁵² et un niveau municipal¹⁵³ qui peut mobiliser davantage de militants et qui coordonne parfois les actions menées par des associations locales. Le déplacement des personnalités politiques confère à ces événements une certaine crédibilité¹⁵⁴. La protection de ces bois est donc une affaire citoyenne. Le travail de ces collectifs influence indubitablement les politiques locales, jusqu'à un certain point. Ainsi, la proposition ambitieuse d'un réseau écologique à Laval proposé par Carole Garceau (2015) n'a pas suscité de réaction particulière de la part de la mairie.

Il ressort de ces entretiens que la protection des écosystèmes relève de choix stratégiques de la part des associations, qui priorisent leurs actions en fonction du type de milieu à protéger, les menaces et les attentes des citoyens. En effet, les associations n'ont pas les moyens de traiter toutes les atteintes environnementales et la mobilisation concerne prioritairement les espaces investis par les habitants et avec lesquels ils ont développé un attachement affectif. Cela présuppose deux conditions :

¹⁵¹ Pratique du team building

¹⁵² Les Amis du Bois du Souvenir, Association pour la protection du Bois Sainte-Dorothée, Corporation pour la mise en valeur du Bois de l'Équerre

¹⁵³ Canopée, Conseil Régional de l'Environnement de Laval

¹⁵⁴ Lors des deux activités, aucun politique ne s'est physiquement investi dans l'activité. Il s'agit d'un déplacement qui vise à collecter les avis et les doléances, crédibiliser l'association à l'aider politiquement si nécessaire. L' élu y gagne une image locale lié à l'écoute des citoyens et une compréhension des enjeux environnementaux.

- Que les habitants occupent l'espace depuis suffisamment longtemps pour développer un lien affectif avec le paysage et qu'ils se sentent légitime à le protéger
- Que les milieux soient utilisés dans un but récréatif et que leurs disparitions porteraient préjudice à la qualité de vie des habitants.

Dans ce contexte, la friche, souvent d'origine agricole, avec sa végétation étouffante suscite peu d'engouement et fait donc rarement l'objet d'une mobilisation de la part des habitants et associations. Contrairement au bois mature, physiquement et émotionnellement investi, qui fait l'objet d'une attention particulière. Comme nous l'avons vu avec l'exemple de Canopée Laval, les associations cherchent à limiter certains usages et notamment ce qui a trait à la surfréquentation. De plus, les travaux des associations et des collectivités locales sur le terrain permettent de limiter la prolifération d'espèces envahissantes comme cela s'observe dans le Bois Papineau (Laval) ou au Ruisseau de Montigny (Montréal). Les valorisations successives ont permis le développement d'une flore forestière dans les cœurs boisés et à proximité des sentiers. À contrario, les friches herbacées et les bois de frênes et de peupliers situés au pourtour des bois sont moins valorisés et présentent des écosystèmes plus déstructurés par l'agrile, le nerprun ou le roseau.

Enfin, cette distinction entre la végétation bioclimatique et la végétation banale pose la question des expériences individuelles et collectives de la Nature. Une population habituée à fréquenter des bois matures considèrent-elles les bois rudéraux comme attractifs ? Faute d'avoir pu enquêter à ce sujet, on ne peut à ce stade que formuler des hypothèses. Cependant, le contraste entre la forte fréquentation des espaces verts, des parcs nature et des parcs nationaux et le délaissement de la friche et du bois pionnier tend à accréditer le principe que ce sont les premières expériences de nature qui façonnent les imaginaires et déterminent les attentes des habitants (Sterba, 2012 ; McCance *et al.*, 2017). Or, pour beaucoup d'enfants vivants dans le Grand Montréal, les premières expériences de nature se font dans les pelouses des espaces verts ou dans les bois bioclimatiques situés en zone urbaine ou dans les parcs nationaux de la ceinture récréative du Québec méridional. Il n'est donc pas évident pour ces habitants de considérer les nouveaux écosystèmes urbains comme des espaces aménitaires. L'appropriation de ces espaces ne se comprend que lors de processus de densification du bâti, où le désir de nature exacerbé dans un habitat dense explique l'utilisation des friches par les habitants.

3.2. Une fréquentation différenciée selon la formation végétale

Notre constat selon laquelle la fréquentation d'un espace végétalisé dépend en partie de sa formation végétale, opposant bois matures valorisés et formations pionnières peu fréquentées, doit être étayé. Juger de la fréquentation d'un espace est subjectif et dépend de multiples facteurs : saison et date

d'observation, condition météorologique, point d'observation ou encore d'événements imprévisibles (festival, événement sportif, confinement, etc.). Notre définition de « fréquentation » place la présence humaine comme référentiel et se concentre sur les traces de passages et d'appropriations sur le terrain et sur la protection des paysages par les associations et habitants. Un espace non-fréquenté se caractérise par le fait qu'il n'y a pas de traces de fréquentation visibles dans la zone, sans le moindre entretien (arrachage d'envahissant, plantation) et où les pouvoirs publics et les associations sont absentes. Historiquement, ces espaces correspondent aux résidus d'anciens massifs forestiers ou de surfaces issus de la déprise agricole. La majorité de ces friches n'ont pas de toponyme. Elles se caractérisent par l'absence de sentiers, pas de trace de feu ou de jeux d'enfants (cabane). Seuls de très rares marginaux occupent ces lieux, justement pour éviter les contacts humains¹⁵⁵. Ces espaces s'opposent aux espaces fréquentés, entretenus d'une manière ou d'une autre pour et par le citoyen (Erwein & Tollis, 2017).

Par exemple, le Mont-Royal et ses larges chemins sont fortement fréquentés, ainsi que les friches du centre-ville et de l'ancienne couronne ouvrière, comme le Champs des Possibles dans le Mile End. À l'inverse, les friches sans accès, ni sentier informel, ne sont pas fréquentées, à l'instar des espaces le long des autoroutes de la pointe nord de Montréal ou des friches agricoles de Laval.

Il semblerait que ces espaces ne soient pas protégés car ils sont peu connus des pouvoirs publics et qu'ils n'intéressent pas les populations locales. Or, l'intérêt des riverains est indispensable pour qu'un projet de protection des écosystèmes prenne corps et trouve une légitimité. C'est d'ailleurs ce manque de support local qui fait défaut à certains projets comme Darlington, ou qui explique la réussite de certains corridors de verdissement d'ILEAU au nord de Montréal. Cette nécessité du soutien des populations locales se cristallise lors des projets immobiliers, où la crédibilité de la contestation se fait en partie par le nombre. L'exemple du Bois d'Anjou en est révélateur. Situé au milieu d'une zone industrielle, le bois n'est pas fréquenté ce sont les associations métropolitaines (comme le Conseil Régional de l'Environnement) et la Ville qui s'opposent aux promoteurs et à l'arrondissement lors de projets de construction. Il n'y a pas de soutien local et la démarche de protection apparaît alors « parachutée » et sa légitimité est discutée. À l'inverse, le projet de prolongement routier qui devait raser le Bois du Souvenir à Laval a été vivement contesté par les populations locales. Ces dernières ont argué du fait que ce bois est fréquenté et a donc un intérêt pour la qualité de vie, doublé d'un intérêt

¹⁵⁵ Nous avons pu discuter avec deux marginaux isolés, l'un à Laval et l'autre à Pointe-aux-Prairies. Tous deux s'isolent afin de se « mettre au vert » et prendre des substances illicites. Ils passent l'hiver dans les centres d'accueils du centre-ville montréalais. Loin de fuir le contact humain par désir de solitude ou par peur de la police, il ressort que c'est la peur des violences exercées par d'autres (SDF ?) afin de voler leurs maigres possessions qui les maintiennent aux franges de la civilisation.

écologique, et qu'elles ne souhaitent pas voir leur cadre de vie dégradé par la construction d'un axe routier majeur.

Ces espaces non fréquentés ne sont pas résilients face aux perturbations urbaines. Les activités humaines viennent les perturber, soit directement par la pollution et le dépôt de matériaux, soit indirectement par les essences proliférantes favorisées par les modifications des milieux (Figure 175). On y trouve les rémanences des activités du passé, comme des machines agricoles d'un autre temps dans un bois de Laval ou les vieux remblais autoroutiers où s'entassent des monceaux de ferraille et de barils vides. La végétation qui pousse dans ces lieux est majoritairement composée d'espèces envahissantes que l'on qualifierait de « cortège floristique urbain typique » tant elles se retrouvent dans la plupart des villes nord-américaines et à divers lieux de Montréal.



Figure 175 : Impact des envahissants et des activités urbaines sur le paysage végétal

Bois de frêne mort étouffé sous les roseaux (Bd Henri Bourassa, Laval). Gravats dans une friche près d'une zone industrielle (Rue Gaumond, Laval) ; Auteur : X. Cornet, juin 2019

Cachées dans les interstices de la ville, les friches font également l'objet de dépôts sauvages, phénomène commun à Montréal comme à Paris (Roussel, 2017 ; Flégeau, 2018). La diversité des déchets implique une multiplicité de contrevenants : des gravats des artisans aux mobiliers de bureau d'une entreprise qui déménage, en passant par le dépôt de vieux meubles par des particuliers (Figure 176).



Figure 176 : Dépôts de déchets dans les friches

Déchets dans une friche du Bd Maurice Duplessis (Montréal) et derrière la zone commerciale du Bd Robert Bourassa (Laval)
Auteur : X. Cornet, juin 2019

Si par commodité, nous opérons une distinction entre les espaces fréquentés et non-fréquentés, il existe un gradient de ces situations depuis le centre vers la périphérie. La fréquentation d'un lieu intervient généralement lorsqu'une association locale cherche à contrer une menace immobilière ou bien des mauvaises pratiques (dépôt de déchets, feu, piétinement, etc.). Ces mobilisations débouchent à différentes issues :

- Le mouvement s'essouffle avec l'effacement de la menace (protection ou destruction de la parcelle).
- Il s'inscrit dans la durée et l'association noue alors des contacts avec d'autres mouvements associatifs et politiques et raccrochant ses revendications à des enjeux plus globaux (amélioration du cadre de vie, lutte contre le changement climatique, lobbying dans la promotion d'une ville verte, etc.).

Si la protection environnementale repose sur une forme de structuration informelle dans le cas lavallois, où les espaces sont distinctement fréquentés ou non, la différence est plus ténue ailleurs. Par exemple, de nombreux espaces sont identifiés au sein des Parcs-Nature de Montréal, mais ne font pas pour autant l'objet d'une valorisation des pouvoirs publics, comme les friches composées de nerpruns cathartiques du Parc-Nature de Pointe-aux-Prairies le long de l'A40. À contrario, certains bois matures ne sont pas classés et demeurent inconnus du grand public. Nous avons alors l'occasion de visiter des bois à la qualité écologique insoupçonnée et méconnue, comme des résidus de l'érablière à tilleuls au

tapis de polypodiales située au bord d'une autoroute dont nous reparlerons un peu plus loin (Figure 177). Ces espaces vulnérables ont un besoin urgent de reconnaissance (Dupras, 2015).

3.3. De « beaux » espaces cachés et vulnérables : influence des mauvaises pratiques

Si nous avons tendance à associer les espaces valorisés comme les bois matures et les espaces non-valorisés comme les friches, des exceptions existent. Encore une fois, nous prendrons le Bois d'Anjou comme exemple. Classée en Parc-Nature sur environ une quarantaine d'hectares, la zone n'est pas ouverte au public et ne fait l'objet d'aucun programme de valorisation. Lors de nos visites en 2019, le bois très peu fréquenté, parcouru de quelques rares sentes informelles qui ne s'aventuraient pas dans les larges zones marécageuses. Depuis, un projet de construction concernant le golf situé à proximité du bois a entraîné une levée de boucliers des associations écologistes de Montréal, qui militaient déjà pour son ouverture au public (CRE, Coalition verte, etc.). Une Coalition citoyenne pour le parc-nature du Bois-d'Anjou est créée début 2021, qui a produit et rassemblé des connaissances sur le bois (espèces végétales et animales, passé agricole, système hydrique), afin de consolider la démarche de protection. Le relevé floristique que nous avons effectué au Bois d'Anjou¹⁵⁶ révèle un bois aux nombreuses essences ligneuses (hêtre, érables, chêne, frênes), mais aux sous-bois présentant une flore moins riche que les autres bois matures de l'île, parfois étouffée par le nerprun. Gageons que l'investissement du bois par les associations conduira à des actions semblables au cas du Bois du Souvenir de Laval. Enfin, le projet encore balbutiant d'un Grand Parc de l'Est de la Ville de Montréal achève de placer le Bois d'Anjou comme un espace inclus dans les plans de la Ville, de plus en plus visité et mentionné dans la presse et les réseaux sociaux.

On rencontre plus rarement des bois de petites dimensions (quelques hectares tout au plus) à la flore complexe¹⁵⁷, comme dans le cas d'îlots de verdure le long de l'A440 dans l'arrondissement de Pointe-aux-Prairies (Figure 177). Ces bois constituent les résidus d'un massif d'un seul tenant qui existait encore en 1964. Ce sont les seuls cas de bois urbains non-valorisés qui présentent une flore typique de l'érablière à caryer cordiforme. Pour le reste, les bois non-valorisés sont composés d'essences pionnières et de cortèges floristiques déstructurées par les espèces envahissantes.

¹⁵⁶ Dans la partie sud (mélange de hêtre à grande feuille et d'érable à sucre)

¹⁵⁷ Bien que nous n'ayons pu y faire de relevés, une rapide exploration du bois semble indiquer que la flore est davantage semblable à celle qu'on peut trouver dans les cuvettes du Mont-Saint-Bruno.



Figure 177 : Des bois matures qui ne sont pas valorisés

Petit bois sans nom le long de l'A40 près du croisement avec le Bd Henri-Bourassa (Montréal). Érablière du Bois d'Anjou (Montréal). Auteur : X. Cornet, juin 2019

Enfin, il faut évoquer la question des bois d'érable ou de chêne qui ne sont pas valorisés, ni classés en espaces verts, situé à Laval ou à Saint-Bruno. Ces espaces sont souvent investis par les populations locales qui viennent profiter du paysage forestier. Sans règlements ni aménagement pour les canaliser, ils font l'objet de mauvaises pratiques. Par exemple, le Bois d'Édimbourg, dont la Ville de Laval est en partie propriétaire, n'est pas aménagé, d'où la présence de nombreux sentiers informels. Un habitant utilise même le bois bordant sa propriété comme un espace de stockage de bois, pratique interdite car vectrice de parasites, dont l'agrile du frêne (Figure 178). Ailleurs, certains habitants considèrent la forêt comme une extension de leurs jardins et une piste informelle carrossable parcourt même ce bois.



Figure 178 : Pratiques informelles dans les bois qui ne sont pas reconnus par la Ville de Laval

Entreposage de bois derrière une maison dans le Bois d'Édimbourg (Laval). Piste informelle de VTT dans le Bois des Hirondelles (Saint-Bruno-de-Montarville). Auteur : X. Cornet, juin 2019

L'exemple le plus flagrant est celui du Bois des Hirondelles à Saint-Bruno-de-Montarville (localisé à la figure 179). Qui jouxte le Parc National du Mont-Saint-Bruno. Ne faisant pas l'objet de protection particulière, il a suscité la convoitise d'un groupe immobilier. Aujourd'hui, le sujet semble clos et le terrain ne sera pas construit. Cependant, les habitants profitent de ce flou juridique pour étendre leurs jardins dans la forêt ou faire des pistes de VTT (Figure 177).

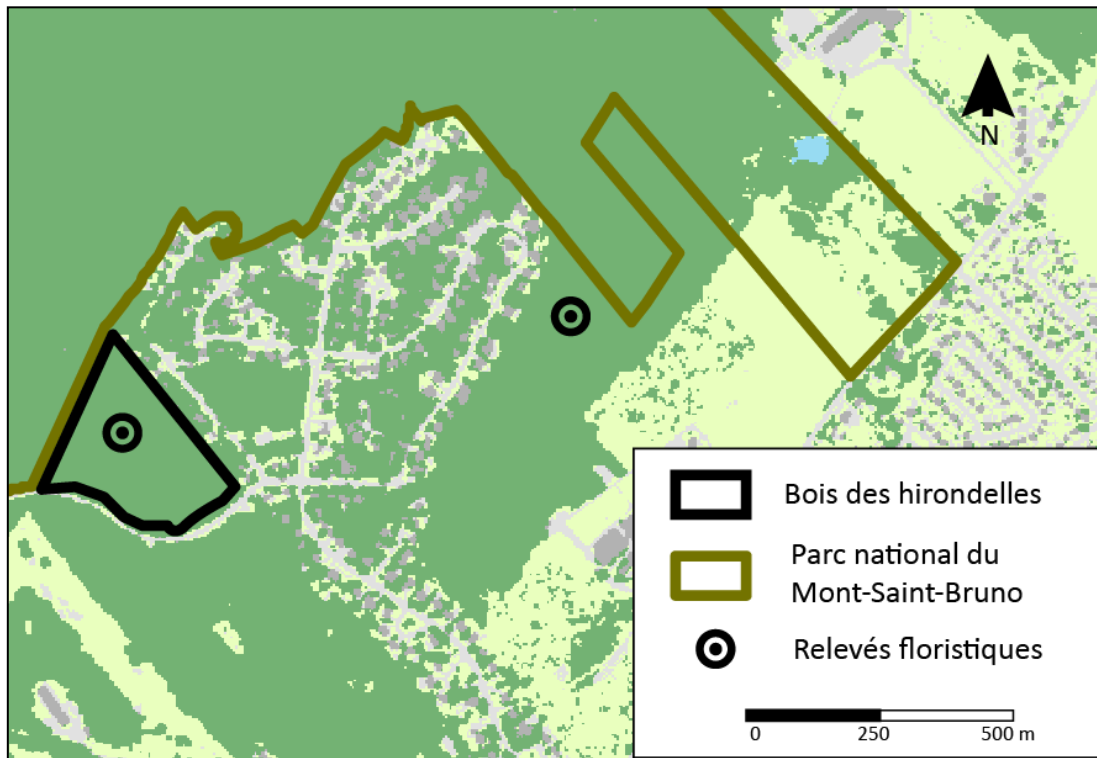


Figure 179 : Le Bois des Hirondelles à la marge du Parc National du Mont-Saint-Bruno

Ces usages ont un impact sur la flore. Nous avons effectué deux relevés floristiques sur le flanc est du Mont-Saint-Bruno, tous deux situés hors du parc national et à proximité du même lotissement (Figure 179). Dans le cas du relevé le plus à l'est (relevé Mt-St-B 5) nous ne constatons pas d'usages informels dans le bois, contrairement au Bois des Hirondelles (Mt-St-B 3). Ces deux relevés se situent dans la même formation végétale, l'érablière à hêtre à grandes feuilles. Seule une vingtaine d'espèces se trouvent dans le relevé n°3¹⁵⁸, contre une trentaine au relevé n°5. Au-delà de la richesse floristique, le taux d'abondance par espèce est plus faible dans le Bois des Hirondelles et le sous-bois bien plus clairsemé.

¹⁵⁸ Ce qui contraste avec des relevés floristiques ultérieurs qui présentent une flore plus riche. La zone humide située toute au nord du Bois des Hirondelles n'a pas été comptabilisée. Il n'y a pas de pistes de VTT ou de sentes dans cette zone.

Conclusion du Chapitre 10

Le lien entre la qualité de la végétation et le niveau socio-économique est avéré par notre étude, bien que localement corrigé par la régulation politique comme dans les aires TOD. L'étude des relations entre le revenu médian et la végétation montre le caractère très contrasté socialement, en rapport avec la dualité des formations végétales, opposant les bois matures et les autres formes de végétation : friches arbustives ou herbacées, boisements pionniers et milieux humides. La corrélation est forte entre les populations les plus aisées et les paysages forestiers de l'érablière à caryer cordiforme à proximité desquelles elles s'installent, alors que les populations plus modestes habitent des quartiers plus minéralisés, quoique bien pourvus, à Montréal, en espaces verts, même si ceux-ci n'ont pas un intérêt écologique fondamental. Les paysages végétaux les plus valorisés et protégés sont ainsi ceux issus de boisements de fin de succession. Ces bois sont inclus dans les réseaux d'espaces végétalisés, ce qui conforte le souhait des classes sociales les plus aisées de vivre à proximité des corridors forestiers et des écoterritoires. L'étude des relations entre les formes de végétation et les caractéristiques résidentielles montrent que les habitations en bordure de bois d'érables ou de hêtres jusqu'à s'insérer sous la canopée, alors que les pavillons situés à proximité des bois de frênes ou de peupliers beaucoup moins attractifs en sont séparés par des barrières et une coupure nette.

L'opposition, entre les boisements des espèces de début et de fins de succession est également marquée sur les usages et la fréquentation. Si les frênaies et les peupleraies sont peu fréquentées par les riverains et que des dérives liées à aux décharges sauvages peuvent y être signalées, les érablières sont fréquentées, parfois surfréquentées, ce qui engendre d'autres problèmes : surpiétinement, « privatisation » par les jardins ou pratiques des sports de nature comme le VTT. Les riverains ont plus tendance à se mobiliser pour défendre ces espaces que dans le cas des friches. Les associations environnementales, faute de moyen, priorise leurs actions sur les bois matures, ne pouvant ou ne souhaitant, eux non plus, faire des actions dans ces milieux pourtant les plus touchés par les perturbations.

La mise en réseau des espaces végétalisés peut justement constituer un moyen de dépasser cette opposition en incorporant les formations végétales dans un plan général d'aménagement environnemental, ce qui explique leur promotion par les associations et les chercheurs.

Chapitre 11 : La mise en place des réseaux des espaces végétalisés : des promesses à la réalité

Introduction du Chapitre 11

Dans ce dernier chapitre, nous chercherons à montrer pourquoi les politiques d'aménagements environnementales mises en place par les autorités et réclamées par les associations environnementales et les chercheurs en écologie aussi bien qu'en urbanisme ou en aménagement de l'espace s'appuient sur le concept d'infrastructure verte et quelles sont les limites de ce concept.

Nous verrons que celui-ci permet d'appréhender l'ensemble des espaces végétalisés, malgré leur diversité, à commencer par les friches et les formations pionnières, traditionnellement peu au centre des politiques environnementales mises en place par les autorités publiques, plutôt focalisées sur l'aménagement des espaces verts ou la protection de formations plus valorisées en raison de la qualité de leur biodiversité comme les boisements matures dans le cas de Montréal. La meilleure reconnaissance de ces espaces méconnus dans le cadre d'un plan d'aménagement environnemental institutionnalise permettrait, espère-t-on, leur meilleure préservation face aux perturbations inhérentes au milieu urbain.

Au-delà de considérations écologiques (connectivité, fragmentation) ou politiques (mise en cohérences des lois et règlements aux différentes échelles), une des leçons que j'ai tiré de cette thèse est que cette mise en réseau permet de valoriser chaque élément de végétation dans une nature multifonctionnelle et pourvoyeuse de services dépassant les simples considérations esthétiques et environnementales. L'étude critique du concept est néanmoins nécessaire.

Nous proposons d'aller plus loin et d'explorer d'autres raisons qui peuvent pousser les politiques d'aménagements environnementales à se rapprocher du concept d'infrastructure verte. Nous commencerons par évoquer les différentes raisons qui font de l'infrastructure verte un outil adaptée aux défis que rencontrent aujourd'hui les villes. Puis, nous montrerons que les objectifs écologiques de ces politiques ne sont pas toujours atteints, l'infrastructure verte ne s'apparentant pas moins à un réseau écologique qui favoriserait la biodiversité, qu'un outil cherchant à maintenir des fonctions écosystémiques aux services des populations urbaines, par exemple en termes d'îlot de fraîcheur ou d'espace de détente.

1. L'engouement pour les réseaux de végétation dans l'espace urbain

1.1. Le réseau d'espaces végétalisés, au-delà des promesses écologiques

La mise en place de politiques d'aménagements environnementaux, à commencer par les réseaux d'espaces végétalisés, permet d'inclure des éléments de nature habituellement absents des politiques urbaines en Amérique du Nord, comme les interstices urbains et autres friches. Y sont hybridées une approche écologique, à travers la préservation des espaces et des connectivités, avec des questions d'ordre social à travers la mise en place d'aménités urbaines. La végétation urbaine trouve ainsi une légitimité à sa protection (Threlfall et Kendal, 2018). Parmi cette pluralité d'approche, c'est par le biais d'une vision utilitaire et fonctionnelle, voire travailleuse (Ernwein et Tollis, 2017) de la végétation que le réseau est maintenant identifié (Tzoulas *et al.*, 2007 ; Dupras *et al.*, 2013 ; Hansen et Pauleit, 2014 ; Capotorti *et al.*, 2019). Ainsi, ces stratégies permettent de dépasser la traditionnelle dualité entre l'espace végétalisé reconnu pour ses vertus sociales et écologiques (bois matures et espaces verts) et la végétation délaissée et « inutile » (nouveaux écosystèmes urbains). Les milieux associatifs et scientifiques l'ont bien compris et cherchent à incorporer ces lieux délaissés dans des réseaux de végétation reconnus par les pouvoirs publics afin de les protéger. Les défenseurs du projet de ceinture verte montréalaise utilisent une stratégie de protection des écosystèmes basée sur une approche anthropocentrée de la nature, en mettant en avant les fonctions et les services écosystémiques qu'elles offrent (Arbour *et al.*, 2013 ; Dupras *et al.*, 2013 ; Fondation David Suzuki, 2015) car une approche écocentrée de la végétation urbaine ne suffit pas, comme le montre l'abandon de la politique de l'écoterritoire. Comme le résume McCance (2017) : « *Wildlife management is expected to produce benefits for society* ». Dès lors, reste à savoir quelles formes de végétation en milieu urbain doivent être préservées.

Deux attitudes s'opposent :

- La protection des écosystèmes passe par un choix motivé par leurs qualités écologiques et les menaces qui pèsent sur ceux-ci. Cette conception aboutie le plus souvent à se focaliser sur les espaces réunissant les espèces les plus rares et où la biodiversité est remarquable. Cette approche conservacionniste se retrouve dans la promotion des monuments de nature comme dans le cas du Mont-Royal. Le réseau d'espaces végétalisés s'apparente alors à des corridors écologiques où l'écologie du paysage est mobilisée. Ainsi, l'écoterritoire s'inscrit dans cette forme de préservation, où des secteurs sont classés en fonction de leurs richesses écologiques. D'une part, l'objectif est la préservation des réservoirs de biodiversité et d'autre part, cela permet également de préserver les déplacements d'espèces entre ceux-ci. La résilience de l'écosystème face aux perturbations d'origine anthropique est au cœur de la démarche.

- La protection de la végétation urbaine s'appuie sur un diagnostic des potentialités des espaces en termes de fonctions et services. Or, face aux menaces qui pèsent sur les espaces urbains (îlot de chaleur, inondation, changement climatique, etc.), la tentation est grande de préserver l'intégralité des surfaces végétalisées sans prendre en compte la qualité des écosystèmes qui les composent. Le plan d'aménagement environnemental s'apparente alors aux ceintures vertes, véritables armatures urbaines, voire à l'infrastructure verte multifonctionnelle. Ce choix a été fait lors de la promotion de la ceinture verte de Montréal. La résilience de la ville et des sociétés face aux menaces citées précédemment est au cœur de la démarche.

C'est la seconde option qui est privilégiée dans le cas montréalais, puisqu'à l'échelle locale, les corridors de verdissements sont les seuls à réellement se développer, aux dépens des corridors écologiques (chapitre 3). Bien qu'une minorité de corridors intègrent des inventaires floristiques et fauniques, comme ceux de Darlington ou Cavendish, leurs conceptions s'appuient davantage sur des éléments issus de l'architecture du paysage que sur des principes émanant de l'écologie du paysage, entérinant les orientations entrepreneuriales de la gouvernance urbaine (toujours dans cette perspective de la ville créative). D'ailleurs, les projets de corridors évoqués s'intègrent à des politiques plus globales ; comme la dynamisation et la gentrification de l'arrondissement populaire de Saint-Laurent dans le cas du Corridor Cavendish. Notons également le cas des projets ILEAU au nord de Montréal et les nombreux exemples vus au chapitre 3 qui, au-delà des aspirations écologiques, ont avant tout une vocation sociale. Ils viennent davantage combler un déficit d'espaces verts dans certains quartiers populaires (Pham *et al.*, 2013 ; Apparicio *et al.*, 2014) ou améliorer l'attractivité afin d'attirer entreprises et touristes locaux. Ailleurs, dans l'aire urbaine, nous n'avons pas connaissance de l'existence de tels corridors. Les propositions lavalloises sont restées lettres mortes (Garceau, 2015) et les municipalités préfèrent s'associer pour constituer des corridors forestiers souvent éloignés des zones urbanisées. Tous les documents de ces corridors de végétation promeuvent une cohabitation respectueuse entre les citoyens et les écosystèmes, mais davantage au profit des premiers.

Les grands projets régionaux, qu'ils aient avortés ou non, sont également tournés vers une végétation pourvoyeuse de services. Les corridors forestiers et la Trame Verte et Bleue ont une orientation plus récréative qu'écologique, bien que cet outil soit de plus en plus utilisé à des fins de préservations. En outre, la majeure partie des budgets leur étant alloués concerne le développement récréatif et non à la conservation des espaces et des écosystèmes (chapitre 3). Les projets de ceintures vertes et autres infrastructures naturelles réclamées par les associations environnementales et les scientifiques trouvent leurs légitimités dans les services écosystémiques qu'ils fournissent, ainsi que dans la lutte contre les changements climatiques (Gonzalez *et al.*, 2013) ou les inondations (Bissonnette *et al.*,

2017). Ces acteurs adaptent leurs argumentaires à la réceptivité des élus, peu sensibles aux seules considérations écologiques.

Sous un vernis écologique, le réseau de végétation sert en réalité des intérêts socio-économiques. S'il permet de protéger des espaces végétalisés de l'urbanisation, il ne garantit en rien la protection des écosystèmes qui nécessite une intervention, comme l'arrachage d'espèces envahissantes ou de plantations d'essences forestières. Le verdissement montréalais répond en réalité à une demande sociale de Nature, ainsi qu'à une politique de valorisation économique des territoires, éludant le plus souvent la question de la biodiversité.

1.2. Une optimisation fondée sur la quantification

Si la reconnaissance des bienfaits de la nature en milieu urbain n'est pas nouvelle, la possibilité de les quantifier date des années 80-90, notamment avec l'apparition de techniques visant à quantifier les services des arbres et des forêts urbaines (Dwyer *et al.*, 1983 ; McPherson, E.G, 1992 ; McPherson, 1993). Si la préservation des monuments de natures et des massifs forestiers fait partie des préoccupations des courants conservationnistes et est pleinement intégrée au cœur des politiques urbaines, il reste à trouver une légitimité aux autres espaces végétalisés. Au-delà des réserves sur les services écosystémiques développées au chapitre 10, nous sommes forcées de constater que la production de données est à présent au cœur du processus de légitimation des nouveaux écosystèmes urbains. Une partie de la communauté scientifique accorde aux indicateurs liés à la végétation urbaine un rôle important dans la prise de décision politique (Button, 2002 ; Delabarre et Marry, 2012 ; Tudorie *et al.*, 2019). Cela conduit à la création d'évaluations critériées, permettant d'évaluer les villes et de les comparer entre elles, à l'instar du City Biodiversity Index (Chan *et al.*, 2014 ; Deslauriers *et al.*, 2017). Dans un registre différent, on observe la même démarche comparative dans la ville créative de Florida (Florida, 2002).

Les entretiens menés par une équipe de géographe avec différents acteurs de l'aménagement montréalais montrent une demande croissante de la part des urbanistes dans la création et le croisement d'indicateurs liés aux services écosystémiques (Dupras *et al.*, 2015 ; Bissonnette *et al.*, 2017 ; Bissonnette *et al.*, 2018), même si certains manifestent une certaine méfiance (Beaudouin, 2019). Il ressort de cette enquête que les aménageurs et urbanistes utilisent les services écosystémiques comme de simples outils de prises de décisions, sans les considérer comme des indicateurs absolus et fiables. Le choix des indicateurs et la confiance accordée à ceux-ci fluctuent en fonction des personnes interrogées, ce qui suscite parfois un certain scepticisme (Miller et Montalto, 2019). Dans la veine d'une critique des natures néolibérales, il subsiste la crainte d'un encastrement des questions écologiques et économiques (Bakker, 2010 ; Büscher *et al.*, 2012 ; Birch, 2019).

Or, cette quantification simplifie la réalité du terrain et néglige d'autres indicateurs. Dans la plupart des études sur le potentiel d'une infrastructure verte dans diverses villes nord-américaines comme Montréal, New-York ou Détroit (Dupras *et al.*, 2015 ; Kremer *et al.*, 2016 ; Meerow et Newell, 2017), la végétation est ramenée et classée en fonction de critères simples : sa situation (urbaine ou rurale), sa hauteur (basse ou haute). Les communautés végétales sont réduites à ce qui est observable depuis le plan azimutal, c'est-à-dire la différence entre les formations décidues et sempervirentes. Or, cette approche ignore les différentes formations végétales en fonction des espèces dominantes. Pourtant, l'importance du rapport entre le paysage végétal et les sociétés (chapitre 6, chapitre 10) ou la sensibilité des cortèges floristiques aux perturbateurs urbains (chapitre 7), notamment les espèces envahissantes, démontre que les formations végétales doivent être considérées dans l'identification d'une infrastructure verte. Ainsi, la mise en place d'indicateurs rentre pleinement dans l'utilisation de la végétation comme une armature organisatrice dans l'aménagement métropolitain, identifiable par son caractère végétal, tout en négligeant les caractéristiques propres à chaque formation végétale et les cortèges floristiques qui y sont associés.

1.3. Les enjeux de la gouvernance des réseaux de végétation

Le caractère multiscale du réseau de végétation régional pose le problème de la distribution des institutions en charge de sa gouvernance : doit-on la confier à un pouvoir centralisé ou au contraire, favoriser la coopération des acteurs par une approche décentralisée ? Le réseau de végétation, notamment la ceinture verte, fait traditionnellement l'objet d'une gouvernance basée sur une relation top-down, l'armature verte est alors un acte de gouvernance à part entière et permet de contrôler le foncier et les activités en imposant des directives plus ou moins concertées aux échelons locaux. C'est le cas de la GreenBelt de l'Ontario autour de Toronto qui est un véritable acte d'autorité du gouvernement et de l'équipe municipale de l'époque, en opposition à l'équipe sortante (Macdonald et Keil, 2012). À l'inverse, le réseau d'espaces végétalisés peut être impulsée au niveau local et aboutir à la mise en place d'une coordination entre les différentes politiques environnementales. Bien que moins fréquent, c'est le cas des corridors forestiers et de la TVB montréalaise. Nous l'avons vu à la fin du chapitre 2 et au chapitre 3, ces choix répondent aux différentes caractéristiques des régimes de gouvernabilité dans la zone urbaine. Le rôle central qu'occupe le gouvernement ontarien dans la gouvernance torontoise permet la mise en place d'un réseau fort et centralisé, là où l'évanescence du gouvernement québécois dans la politique montréalaise fait reposer les grandes compétences environnementales sur la CMM, organe politique très dépendant des municipalités. On retrouve un processus de régionalisation similaire dans les villes de Grande-Bretagne, celles-ci transforment les ceintures vertes jugées trop rigides en des réseaux de végétation basés sur une gouvernance horizontale et coopérative, d'où le succès du concept d'infrastructure verte (Thomas et Littlewood,

2010 ; Amati et Taylor, 2010). Selon un entretien de Dupras *et al.* (2015) avec des acteurs de l'aménagement québécois à propos de la mise en place d'une infrastructure verte, seuls 30 % des interrogés évoquent un projet mené par un acteur public. Parmi les enquêtés travaillant dans le Grand Montréal, aucun n'estime possible la supervision d'une infrastructure verte par un acteur public, adhérant davantage de crédit à un leadership d'une organisation non gouvernementale (association) ou parapublic (commission régionale). En effet, les autorités métropolitaines peuvent identifier et planifier une infrastructure verte, mais n'ont pas le pouvoir nécessaire d'instaurer une infrastructure verte sans l'aval des municipalités. Cependant, la CMM impose progressivement ses vues, notamment à travers les directives du PMAD. Par exemple, la limitation de l'étalement urbain passe par des recommandations du PMAD prônant la densité, prescription qui s'impose ensuite dans les plans d'urbanisme locaux.

Cette gouvernance un peu lâche laisse la latitude aux associations, aux scientifiques et aux entreprises de se saisir des thématiques environnementales. En conséquence, la CMM a changé les règles d'attribution des fonds du gouvernement (fonds vert et TVB) en autorisant les associations à répondre aux appels à projet, privilège autrefois réservé aux municipalités. L'élaboration d'une politique environnementale repose ainsi en partie sur la sous-traitance de tâches à des acteurs privés ou semi-publics. Si certains chercheurs y voient un moyen pour les municipalités de faire des économies en sacrifiant un peu de leurs prérogatives tout en s'appropriant des pratiques managériales des entreprises (Guillaume, 2017 ; Mell, 2018 ; Ernwein, 2019), ces pratiques témoignent davantage d'un désarroi des municipalités face aux thématiques environnementales et d'un manque de coopération inter-institutionnelle dans l'agglomération montréalaise (Dupras *et al.*, 2015 ; Bissonnette *et al.*, 2018). Les sources de financement autrefois municipales et/ou gouvernementales se sont diversifiées grâce à l'intervention des partenaires privés et du bénévolat provenant du monde associatif. L'aménagement et l'entretien des espaces verts étant onéreux, on constate le développement d'espaces végétalisés moins coûteux comme les jardins communautaires et autres zones dédiée à l'agriculture urbaine, l'appropriation habitante des friches ou encore la mise en place de ruelles et de corridors verts.

1.4. Une ville verte, mais avec quels moyens ?

Le cas montréalais est un exemple de cet équilibre précaire entre les contraintes économiques et les ambitions politiques liées à la thématique environnementale¹⁵⁹. En 2004, la Ville de Montréal s'est dotée de la Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels afin de préserver les

¹⁵⁹ Les chiffres mentionnés ci-après sont issus d'un audit du Rapport du vérificateur général de la Ville de Montréal pour l'exercice terminé le 31 décembre 2019 au conseil municipal et au conseil d'agglomération.

milieux naturels. En 2015, l'objectif annoncé par les autorités montréalaises lors de la révision du Schéma d'aménagement et de développement était de protéger au moins 10 % de la surface terrestre de l'île de Montréal, soit par une meilleure gestion des surfaces municipales. Actuellement, la surface protégée de Montréal est de 6.1 %. Afin d'atteindre cet objectif, un projet de grand parc dans l'ouest de l'île a été lancé et, plus généralement, la ville de Montréal souhaite protéger 1930 hectares supplémentaires d'ici 2030, dont 500 hectares le seraient par acquisition. Cependant, la mise en œuvre de ces annonces s'annonce complexe en raison des contraintes économiques. À partir de précédentes expériences, le rapport du vérificateur général de la Ville de Montréal estime que le prix moyen d'acquisition à l'hectare est de 520 000 \$. Il faudrait ainsi un budget total de 260 M\$ pour acquérir les 500 hectares prévus. Or, cela représente un coût exceptionnel pour le Service des Grands Parcs, comme le montre le déroulement de la première phase d'acquisition de 217 hectares prévue entre 2019 et 2022. Pour ces trois années, le service des Grands Parcs dispose de 60 M\$ (20 M\$ par année) et l'audit estime qu'il en manquerait près de 27 M\$ à la fin 2021 pour être en mesure de finaliser les acquisitions. Pour cette raison, des emprunts sont adoptés par la Ville de Montréal afin de compléter les budgets. Ainsi, le comité exécutif de la Ville de Montréal a adopté deux règlements d'emprunt totalisant 106,5 M\$ en 2020 afin de financer des travaux d'aménagement du Grand parc de l'Ouest et de procéder à des acquisitions de terrains¹⁶⁰. Ces sommes traduisent un investissement important. À titre de comparaison, le budget annuel des programmes d'acquisition des milieux naturels de 2004 à 2018 variait de 3 M\$ à 12 M\$. Non seulement le budget alloué à l'acquisition n'a jamais été aussi élevé, mais cette hausse du budget doit pouvoir être maintenues jusqu'en 2030 pour atteindre les objectifs de surfaces protégées.

Le rapport conclu :

« Ainsi, le règlement d'emprunt autorisé pour ce programme d'acquisition est trop restreint par rapport aux objectifs de la première phase de la Stratégie de protection, ou à l'inverse, que ces objectifs d'acquisition sont trop grands pour les investissements qui ont été autorisés au Service des grands parcs. »

De plus, les coûts de fonctionnements induits par l'acquisition de nouveaux terrains vont également augmentés, ce qui posera inévitablement un problème dans le futur, dans la mesure où le budget alloué à la gestion à l'hectare reste le même. En effet, le Service des grands parcs évalue son budget

¹⁶⁰ Cette somme n'est pas dédiée qu'à l'acquisition de terrain, mais comprend également l'aménagement du futur parc

dédié à l'entretien écologique à 518 000 \$ par année. Selon le Rapport du vérificateur général de la Ville de Montréal :

« Or, cette évaluation ne prend en considération que ce que le Service des grands parcs a acquis depuis l'entrée en vigueur de la Politique en 2004, et exclut les grands parcs urbains contribuant à l'atteinte de la cible de 10 % de protection des milieux naturels (le parc Angrignon, le parc Frédéric-Back, le parc du Troisième sommet, le parc du Mont-Royal, le parc des Rapides) et les parcs-nature dans la composition qu'ils étaient avant 2004. En date d'octobre 2019, selon la base de données du Service des grands parcs, ce service était responsable d'une superficie de milieux naturels protégés totalisant 2 238 ha. Dès à présent, sur la base de l'estimation du Service des grands parcs du coût unitaire pour l'entretien écologique, il faudrait un budget annuel de 2,2 M\$ pour assurer le maintien de la valeur écologique des milieux naturels protégés sous la responsabilité du Service des grands parcs. De plus, considérant qu'à terme, ce service vise, par la Stratégie de protection, à acquérir 500 ha additionnels, les coûts annuels pour l'entretien passeraient alors à 2,7 M\$. »

Ces chiffres ne couvrent qu'une petite partie des dépenses du service des Grands Parcs, qui étaient de 50 millions de dollars en 2018. Mais ces dépenses sont amenées à augmenter dans les prochaines années, notamment du fait des nouvelles acquisitions, de la mise en conformité avec les exigences de l'espace protégé¹⁶¹ et des conséquences des dommages provoqués par l'agrile du frêne. Bien que les institutions soient ponctuellement aidées par des contributions gouvernementales sur des projets (comme le parc du Grand Ouest) ou des ententes avec des organismes publiques comme Hydro-Québec (Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports, 2019), les dépenses liées à l'entretien vont augmenter au fur et à mesure de l'augmentation des acquisitions et programme de valorisation des espaces végétalisés.

Ainsi, l'accroissement des surfaces végétalisées entraîne une évolution de leurs gestions qui doit en outre répondre à des nouveaux impératifs écologiques et économiques (Novarina, 2003). Gérer des milliers d'hectares selon le modèle traditionnel (passages répétés des jardiniers, entretien soigné des massifs de fleurs et des buissons, apports réguliers d'eau et d'engrais chimiques, usage fréquent de pesticides, etc.) devient difficilement tenable avec la hausse des superficies. Des modes de gestion alternatifs existent afin de réduire les coûts, tout en maintenant des objectifs écologiques et sociaux. Par exemple, la gestion différenciée est discutée depuis les années 1980 à Orléans et s'est démocratisée en Europe depuis les années 2000. Elle consiste à réduire les interventions et à tenir compte des usages, en espaçant la fréquence de tonte (Ernwein, 2019). La gestion différenciée est

¹⁶¹ Exigences dont ils sembleraient qu'elles dépendent des interprétations des arrondissements (vérificateur général de la Ville de Montréal, 2020, p146)

timidement testée à Montréal sur de petites parcelles¹⁶², soit dans seulement 1 % des 1800 hectares d'espaces verts de l'ancienne Ville de Montréal. Par ailleurs, la cogestion d'espace végétalisé avec des associations permet également de réduire les coûts, comme « Les amis de la Montagne » qui propose régulièrement des activités bénévoles (plantage, arrachage, nettoyage) sur le Mont Royal. De fait, on assiste à une montée en puissance des organismes de conservations dans l'espace urbain, comme Nature Action Québec. À l'échelle municipale, leurs présences témoignent d'une volonté affirmée des habitants d'être associés aux politiques de préservations de la nature. La mobilisation citoyenne à Montréal est canalisée grâce aux nombreux programmes municipaux comme le programme « faites comme chez vous », qui favorise l'embellissement des rues, notamment des ruelles vertes ou le programme des jardins communautaires (Duchemin *et al.*, 2010).

Si certains chercheurs y voient un moyen pour le gestionnaire urbain de faire des économies en transférant le coût sur les habitants dans une logique de sous-traitance habitante : « *De la sorte, les jardins collectifs permettent aux collectivités de faire-faire, à tout le moins de faire-entretenir, par des habitants, de nouveaux espaces de nature aménagés en jardins.* » (Ernwein & Tollis, 2017), nous y voyons davantage une volonté de répondre à une demande sociale tout en assurant une cohérence et un suivi des réalisations.

2. Au-delà des enjeux écologiques, des politiques d'aménagement environnemental anthropocentrées avant tout au service des sociétés urbaines

2.1. Une alchimie complexe entre des dynamiques écologiques longues et des politiques urbaines pensées sur le temps court

La temporalité de la mise en place de réseaux de végétation dans le Grand Montréal ne concorde pas avec la temporalité du mandat politique et de la vie démocratique. D'une durée de quatre ans, le mandat municipal est peu compatible avec la mise en place d'une stratégie environnementale sur le long terme, d'autant que la nécessité pour les élus et les partenaires économiques d'obtenir des résultats à la fin de chaque mandat ne les incite pas à se lancer dans des programmes au long court. Par ailleurs, les politiques d'aménagement environnementales doivent faire face aux mutations rapides de l'urbanisation. À présent, illustrons ces problèmes liés à la discordance des temps de la ville.

¹⁶²<https://montreal.ca/articles/limiter-nos-interventions-dans-les-espaces-verts-pour-favoriser-la-biodiversite> : Parc de la Merci , secteur ouest du parc de Beauséjour, nord du parc Nicolas-Viel, butte du parc des Hirondelles, Autoroute 15 et rue Persiller , nord de la piste du parc Sophie-Barat, nord de la piste du parc des Bateliers , la piste cyclable de l'avenue Christophe-Colomb , terre-plein de l'Acadie au nord du boulevard Henri-Bourassa Ouest , terre-plein de Louvain.

Il est rare qu'une politique environnementale à l'échelle métropolitaine survive à la succession des mandats, comme en témoigne la désuétude de l'écoterritoire montréalais. Il faut reconnaître qu'il y a peu de continuité politiques publiques car le travail de l'équipe municipale sortante tend à être occulté par la nouvelle équipe. Lancés sous Tremblay en 2002, les écoterritoires ont été utilisées jusqu'en 2013, puis sont tombés en désuétude sous Coderre en 2013 et sous Plante en 2017. Au-delà des différents rôles attribués aux natures urbaines selon les obédiences politiques, nous attribuons cet état de fait à l'évolution de l'argumentaire pour une ville verte et écologique tenue par les associations environnementales et les scientifiques. L'équipe municipale actuelle préfère de grands parcs aux extrémités de l'Île ainsi que des corridors de verdissement, au dépend des écoterritoires. La Communauté Métropolitaine de Montréal, composée de l'ensemble des maires des 82 municipalités, représente ici un pouvoir plus stable, car moins sujet aux alternances politiques, comme en témoigne le déroulement des différentes phases de la Trame Verte et Bleue depuis 2012 (Communauté Métropolitaine de Montréal, 2020). Bien qu'il soit encore prématuré de juger de la pérennité d'un PMAD qui a dix ans, force est de constater que le programme TVB suit son cours. Sans être une réussite au vu de la faible ambition du programme (Chapitre 3) son maintien et son renforcement sont encourageants.

Si la mise en place d'un réseau de végétation n'excède généralement pas le temps d'un mandat, c'est que les élus doivent aussi capitaliser sur des réalisations concrètes, ce qui s'accorde difficilement à la temporalité bien plus longue de la végétation ou des procédures administratives. Un exemple concret nous est venu lors d'un entretien avec une personne en charge de l'environnement dans l'arrondissement Saint-Laurent sur le sujet du Corridor Cavendish. Alors que le projet est officiellement lancé, les travaux sur certains tronçons sont encore en suspens car ils dépendent de décisions d'Hydro-Québec. Pris dans une logique de financement et d'affichage politique, les annonces des élus anticipent de beaucoup les réalisations nécessairement plus lentes sur le terrain.

De plus, le suivi écologique du projet dans le temps n'est pas prévu. Or, il se conçoit sur le temps long. Dans le meilleur des cas, on peut espérer que les écosystèmes évoluent vers un stade climacique ; mais ils peuvent être fortement influencés par les espèces envahissantes et les activités humaines. Le suivi des pratiques, de la faune et de la flore, voire des services écosystémiques, doit donc se faire sur des mandats politiques successifs et cumulé des mandats. Une fois l'aménagement accompli, le risque de tomber en désuétude est grand, comme le montre l'abandon de certains parcs-nature.

Cette non-concordance de la temporalité politique et de la temporalité de la végétation concerne avant tout les écosystèmes déstructurés des friches. Si la population urbaine plébiscite le parc urbain ou le monument de nature composé de paysages correspondant à la forêt bioclimacique, elle

s'accommode avec désintérêt des paysages de friches et de bois issus de la déprise agricole ou industrielle. Ainsi, l'élu n'a pas un intérêt immédiat à préserver ces friches car les écosystèmes dégradés de l'espace urbain et périurbain nécessitent donc un temps bien long pour atteindre un stade plus mature, apprécié par les riverains. Enfin, la réhabilitation de ces écosystèmes est coûteuse, comme le montre le corridor Cavendish à une échelle localisée (chapitre 3).

La protection de ses paysages végétaux repose sur la mobilisation d'acteurs plus pérennes comme les associations environnementales et les scientifiques. Bien souvent, la préservation des bois composés d'espèces pionnières reposent sur la mobilisation des populations locales face à un projet immobilier, généralement par le maintien d'un cadre végétal sans réelle motivation proprement écologique. Comme nous l'avons abordé précédemment lors de la gouvernance des réseaux, leurs actions s'appuie sur le concept d'infrastructure verte et délaisse les outils de protections des terres (aires protégées, greenways), conscient de la faible valeur de ces friches aux yeux du politique. Le réseau d'espace végétalisé reste un moyen de crédibiliser les actions de conservation de la végétation en ville.

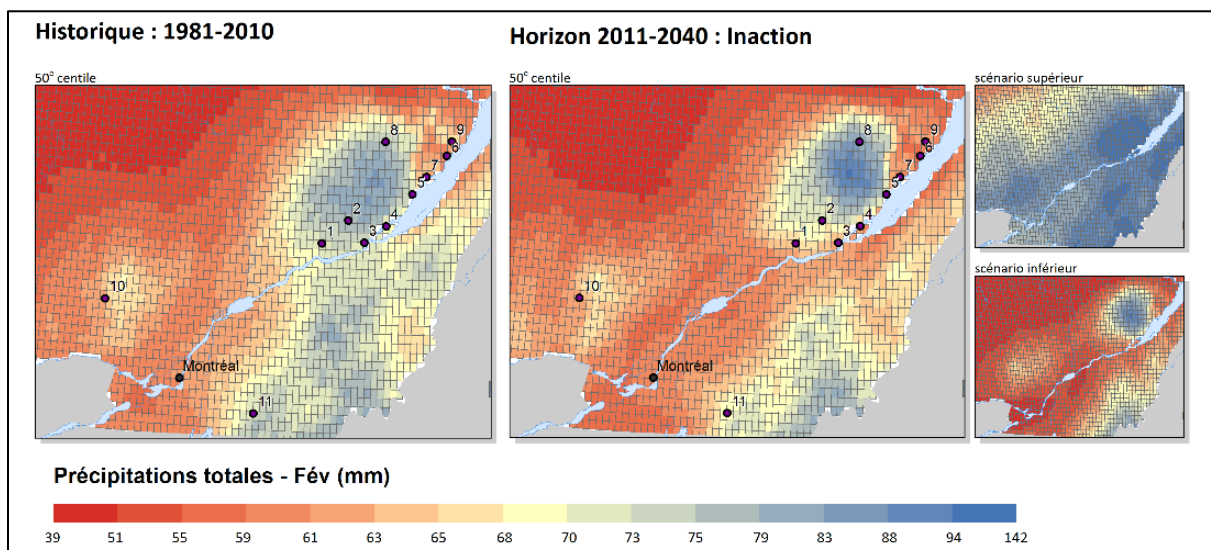
2.2. Les éléments de nature en ville face aux enjeux urbains

Ce processus de légitimation de la végétation urbaine est indissociable de son rôle social. Historiquement, les plans d'aménagement environnemental est un moyen politique de contrôler le foncier et de proposer un espace récréatif aux citoyens. Les réseaux de végétation répondent aux impératifs sociaux de leurs époques. La demande d'une ceinture verte protectrice du cadre paysager et de la biodiversité (2000-2010) comme son abandon (2010-2012) et la remobilisation d'arguments (2012-2021) issus d'un nouveau courant plus moderne (issus de l'infrastructure verte) est un cycle qui se retrouve déjà dans les prémices des politiques de verdissements et les premiers réseaux de végétation.

Le travail de recherche effectué à Montréal met à jour des processus cycliques qui remontent à l'époque d'Olmsted, où la création de réseaux d'espaces végétalisés répond aux défis de l'époque. Par exemple, l'interconnexion des parcs de Boston par la création de l'Emerald Necklace en 1882 a été crédibilisée aux yeux du politique par les réflexions de l'époque sur le bien-être et la modernité qu'apporteraient de telles structures dans une ville, ce qui contrebalance la désorganisation de l'urbanisation laissée au secteur privé et aux logiques capitalistes. Historiquement, les *systems parks* étaient une réponse aux développements des nouveaux centres urbains américains. Dans un même temps, les *parkways* s'adaptaient à l'automobile tandis que les *greenbelt* cherchaient à réguler le développement anarchique de la ville. Plus récemment, les *greenway* protègent le cadre paysager en zone périurbaine et l'infrastructure verte justifie la protection de l'ensemble des éléments de végétation, friches comprises. Les arguments pour une ville verte s'adaptent aux défis de chaque

époque. De nos jours, le rôle organisationnel et multifonctionnel de la végétation se pare de nouveaux aspects comme la prise en compte de l'écologie des écosystèmes ou la quantification des services écosystémiques.

À Montréal, le projet Archipel est symptomatique de ce dialogue entre les impératifs d'une époque et la mise en place d'un plan d'aménagement environnemental. Envisagé au début des années 80, il s'agit pour les autorités de réguler les inondations du Saint-Laurent dans un contexte de forte urbanisation de ses rives et afin de produire de l'électricité dans un contexte de développement d'infrastructure énergétique. Le coûteux projet est remis en question au fil des années et doit alors s'adapter aux nouveaux impératifs récréotouristiques afin de montrer que ses bénéfiques profiteraient à l'ensemble des contribuables et non aux seuls riverains du fleuve. De nouvelles orientations récréatives seront alors définies au cours de la décennie (Décarie et Boileau, 1983 ; Duhaime, 1997). Faute de soutien, le projet sera abandonné car ne répondant aux attentes que d'une frange de la population. L'idée de réguler le niveau des eaux dans le Grand Montréal sera finalement remise à l'ordre du jour par des associations environnementales après les fortes crues de 2017, dans un contexte de changement climatique régional. À cette occasion, l'infrastructure verte est alors pleinement mobilisée pour répondre à ce défi (Maure *et al.*, 2018). La nécessité de cette infrastructure serait justifiée dans les rapports de Maure *et al.* (2018) par une hausse attendue des précipitations (hivernale dans le cas de la Figure 180) à l'horizon 2041-2070. Il est à noter que les projections pour 2011-2040 ne prévoient pas de changement majeur de régimes de précipitations au Québec.



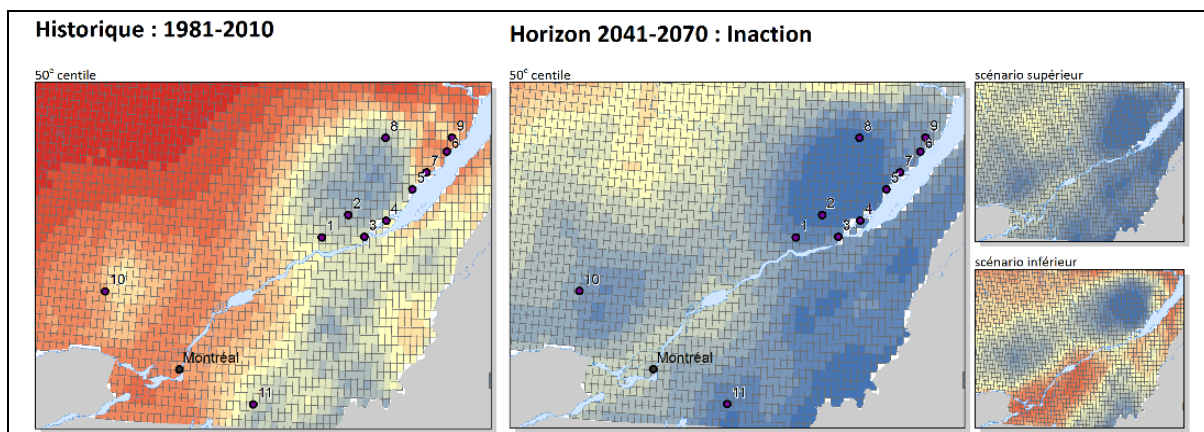


Figure 180 : Cartes des précipitations totales du mois de février pour la période historique et les horizons 2011-2040 et 2041-2070

Source : Paque G., Bleau S., Lebon C., Germain, Vachon M.-A., 2018. Diagnostic des risques et des opportunités liés aux changements climatiques pour le secteur touristique des régions de Québec et Charlevoix ». Ouranos, p62

En conséquence, la Communauté Métropolitaine de Montréal a lancé en 2019 un plan d'action censé répondre aux enjeux autour des cours d'eau qui fait la part belle aux notions de résilience et d'attractivité. Il se résume en onze actions centrées sur la régulation du niveau de l'eau par la protection des zones végétalisées et agricoles des berges.

Le verdissement de Montréal par des réseaux de végétation est encore un autre exemple de projet qui fait réapparaître régulièrement dans les projets d'aménagement. La mise en place d'un maillage vert par la Ville a fait l'objet de multiples tentatives au début des années 90, où il a été question d'inclure les friches et les emprises ferroviaires et électriques désaffectées (chapitre 3). Mais ce projet n'a jamais été concrétisé. De nos jours, le réseau vert est de nouveau mis à l'honneur avec les corridors de verdissement associatifs de la SOVERDI ou du programme ILEAU ou les corridors prévus par le Plan nature et sports (2021). Si les arguments et les moyens évoluent en fonction des sensibilités de chaque époque, le fond change peu : il s'agit d'améliorer l'habitabilité.

2.3. Le réseau de végétation comme source de résilience pour la ville ?

Ce verdissement réduirait la vulnérabilité de la ville face à des crises locales ou internationales, parfois engendrées par elle-même : crise écologique¹⁶³, crise climatique¹⁶⁴, crise économique ou encore déclin urbain. Le concept de résilience urbaine désigne alors les actions mises en œuvre par les sociétés urbaines pour réduire leurs vulnérabilités face aux événements perturbateurs. Cette notion s'appuie sur une vision systémique de la ville, où il s'agit de maintenir des fonctions dans celle-ci, face à des

¹⁶³ Baisse de la biodiversité en milieu urbain, homogénéisation biotique, espèces envahissantes, etc.

¹⁶⁴ Îlot de chaleur, pollution de l'air

perturbateurs (Toubin *et al.*, 2012)¹⁶⁵. L'amélioration de la résilience de la ville passe alors par l'étude de la fréquence et de l'intensité des perturbateurs sur des fonctions urbaines et par la mise en place d'une réponse afin d'améliorer son adaptabilité, à commencer par sa végétalisation.

Par exemple, le chercheur Emilio Garcia (2017) cherche à améliorer la résilience de la ville en démontrant le rôle qu'ont les espaces verts en cas de risques sismiques. De leurs côtés, Meerow et Newell (2017) promeuvent la protection des espaces verts de Détroit en démontrant leurs rôles dans l'écoulement des eaux de pluie ou le maintien d'une bonne qualité de l'air. Dans les deux cas, le maintien de la résilience urbaine passe par la protection des espaces végétalisés.

L'infrastructure verte est invoquée comme moyen de résilience car elle permet d'améliorer la résistance de la ville grâce à de nombreuses qualités : multifonctionnalité, modularité, diversité, multiscalarité, connectivité et adaptabilité (Ahern, 2011). À Montréal, le maintien de corridors écologiques est mobilisé comme un vecteur de résilience face aux changements climatiques (Gonzalez *et al.*, 2013) et dans la résistance aux inondations (Maure *et al.*, 2018 ; Communauté Métropolitaine de Montréal, 2019). Elle offre une alternative aux infrastructures grises (le bâti), moins modulables et plus coûteuses (Garcia, 2017).

Pourtant, la résilience de la ville par l'infrastructure verte présuppose que la végétation doit être elle-même résiliente. Or, rien n'est moins sûr. Comme nous l'avons vu au chapitre 8, l'infrastructure verte ne perçoit que le caractère végétal, sans distinction des différentes communautés végétales. Les typologies utilisées ne font pas la différence entre les bois matures et les bois pionniers, alors même qu'ils présentent des différences significatives en termes d'usages, de valorisation, de paysages et de flores. Comment compter sur une ville résiliente grâce à ses éléments végétalisés alors qu'aucun travail de recherche ne montre la capacité de résilience des écosystèmes ? Même si le niveau de détail des typologies s'améliore (Bartesaghi Koc *et al.*, 2017), les pratiques des riverains, les espèces envahissantes, les pollutions et les nuisances sonores sont autant de perturbateurs auquel les communautés végétales répondent différemment. Les limites de cette résilience urbaine par la végétation s'observent dans les rues montréalaises, où l'omniprésence des frênes dans les bois urbains et arbres d'alignement rend la végétation urbaine particulièrement vulnérable aux ravageurs, comme l'agrile du frêne. De plus, le postulat de départ de l'infrastructure verte selon lequel les politiques d'aménagement environnemental garantissent une meilleure résilience des écosystèmes reste à prouver. Au contraire, l'augmentation des interactions antagonistes et mutualistes entre espèces,

¹⁶⁵ Parfois complémentaire au concept de durabilité, la résilience s'en différencie par l'échelle adoptée. La résilience fait référence à un système donné et à sa capacité à subir des perturbations tout en revenant à son état initial. La durabilité est un concept anthropocentrique qui dépasse de loin l'échelle du système et désigne la capacité d'un système à perdurer dans le temps.

induite par la connexion de la végétation en milieu urbain, permet la prolifération d'espèces généralistes qui profitent des écosystèmes déstructurés de la ville (Hui et Richardson, 2019). Comme décrit au chapitre 9, l'efficacité en termes de diversité écologique des réseaux d'espaces végétalisés fait débat (Gippoliti et Battisti, 2017 ; Foltête, 2019). Nous finirons par l'exemple des inondations montréalaises (Maure *et al.*, 2018 ; Communauté Métropolitaine de Montréal, 2019). S'il est important de préserver la végétation, censée absorber les variations du niveau de l'eau dans le Grand Montréal, il s'agit également de s'inquiéter de la santé des structures végétales qui composeraient cette infrastructure verte, ce qui nécessite la prise en compte des formations végétales.

Conclusion du chapitre 11

La Trame Verte et Bleue montréalaise est laissée à la libre interprétation des municipalités, ce qui conduit à des objectifs sociaux et récréatifs plutôt qu'à des impératifs écologiques (chapitre 3 et 12). Cependant, le lobbying des associations environnementales, le regain de crédibilité des études apporté par les indicateurs et les outils comme la géomatique ainsi que la montée en puissance de la Communauté Métropolitaine rendent possible la réactualisation d'un projet de ceinture verte, notamment par le renforcement de la Trame Verte et Bleue. En outre, la Communauté Métropolitaine a une influence croissante sur le foncier, notamment en faveur de la densification du bâti. Depuis une décennie, les municipalités comprennent mieux les enjeux environnementaux sur leurs territoires grâce au travail des associations et aux inventaires demandés par la CMM. Par ailleurs, la protection de la biodiversité et la prise en compte des enjeux climatiques sont désormais un enjeu de société et sont au cœur du discours politique. La ville verte tend à devenir le paradigme et est le principal enjeu des politiques d'aménagement environnemental en ville.

Cependant, la reconnaissance des espaces végétalisés du Grand Montréal au sein de politiques d'aménagement environnemental n'occulte pas l'état souvent dégradé des écosystèmes montréalais. Légitimer la protection de ses espaces par la quantification de leurs apports aux populations urbaines est louable et était indispensable dans le contexte d'accélération de l'étalement urbain à la fin du XX^e siècle. Cependant, les enjeux sont aujourd'hui plutôt écologiques comme dans ces espaces envahis par les Nerpruns. Le risque est grand qu'ils soient détruits une fois les frênaies remplacées par des formations inextricables de l'espèce envahissante. La réhabilitation d'écosystèmes et l'ingénierie écologique sont coûteuses, même si la maintenance par les associations permet çà et là un glissement vers des formes boisées plus résilientes.

Conclusion de la troisième partie

L'évaluation des réseaux de végétation existants montre que les politiques publiques d'aménagement environnemental obtiennent certains résultats. Les écoterritoires identifient les principaux milieux naturels de l'agglomération et reconnaissent l'importance de paysages aux fonctionnalités multiples, qui peuvent concilier préservation écologique et valorisation pour le loisir ou le tourisme. À l'échelon métropolitain, des corridors forestiers existent mais sont peu visibles ; ils délaissent de vastes surfaces végétalisées qui présentent des écosystèmes peu fonctionnels. Si l'identification et l'inventaire des corridors forestiers et des bois structurants sont donc une avancée notable dans la mise en place d'une politique régionale et se combinent aux aires protégées, la végétation « banale » de la CMM est peu prise en compte. La valorisation récréotouristique de la végétation montréalaise est inégale, divisée entre des espaces surfréquentés comme le Mont-Royal qui contraste avec le délaissement des friches péri-urbaines.

Soucieux de protéger la végétation et de mettre un terme à l'étalement urbain et à l'érosion de la biodiversité, les nouveaux acteurs de l'environnement que sont les scientifiques et les associations environnementales ont proposé de combiner l'infrastructure verte et les services écosystémiques. La conceptualisation en termes de nature pourvoyeuse de services et de fonctions a ainsi conduit à une prise en compte des naturalités qui dépasse le bois mature et l'espace vert.

Conclusion générale

Cette thèse avait pour objectif d'analyser la géographie des paysages végétaux et de la flore au sein du Grand Montréal et de confronter ces analyses aux dynamiques écologiques, aux attentes des habitants et aux politiques publiques d'aménagement. Notre recherche a mis en lumière que la qualité du paysage et des formations végétales joue un rôle déterminant dans la valorisation ou non des espaces végétalisés, que cette valorisation réponde classiquement à des objectifs sociaux, esthétiques ou récréatifs ou à des objectifs écologiques de plus en plus présents dans les politiques d'aménagement environnemental.

La première partie a été l'occasion de poser le cadre spatio-temporel de la végétation montréalaise où les paysages végétaux varient spatialement en fonction d'un gradient centre-périphérie, constituant parfois de véritables archipels d'îlots verts insérés dans le tissu urbain. Pour aménager cette mosaïque de paysages, les élus et les gestionnaires de l'espace public ont mené des politiques d'aménagement environnemental, influencées ou contestées ces dernières décennies par les associations écologistes. Ainsi, un projet de ceinture verte écologique s'est-il vu vider de sa substance et adapté et en une Trame Verte et Bleue à vocation presque exclusivement récréative par la Communauté métropolitaine de Montréal. Bien que ces propositions s'insèrent pleinement dans le modèle de la ville durable et écologique, ces territoires sont avant tout agités par une quête de l'habitabilité exacerbée par la compétition entre les territoires, dans laquelle la végétation est avant tout mobilisée comme une aménité urbaine. Les politiques d'aménagement environnemental sont alors un moyen de verdissement, ce qui conduit à des projets à toute échelle : du verdissement d'une ruelle au projet de ceinture verte qui couvrait l'ensemble de la plaine du Saint-Laurent.

Le substrat de cette thèse, les paysages végétaux du Grand Montréal, et le contexte maintenant présenté, il convient de les faire « parler ». Que nous révèlent l'étude des paysages végétaux sur les processus écologiques, sociétaux et politique à l'œuvre dans le Grand Montréal ? La deuxième partie a pris appui sur une analyse paysagère menée sur quatre terrains d'étude, sélectionnés selon leur localisation dans le gradient d'urbanisation afin d'obtenir un panorama global de la végétation, du parc hyper-urbain jusqu'aux parcs nationaux de la marge récréative. Un travail de caractérisation des parcelles végétalisées par une analyse paysagère et par la photographie, puis par une étude de la composition floristique des principales formations a permis de montrer une assez belle biodiversité végétale, malheureusement soumise à la prolifération d'espèces envahissantes, remodelant les paysages et appauvrissant qualitativement plus que quantitativement les cortèges floristiques. Si les bois matures apparaissent résilients aux effets de la prolifération des espèces envahissantes, les formations pionnières apparaissent particulièrement vulnérables.

Ces résultats ont également été utilisés afin d'évaluer la multifonctionnalité des espaces végétalisés. En réalisant cette démarche à partir des résultats obtenus précédemment, nous voulions préciser les typologies des espaces végétalisés utilisées lors de l'identification des infrastructures vertes, reposant sur une caractérisation trop simpliste des espaces et des paysages. Nos résultats montrent une différenciation des espaces végétalisés le long d'un gradient urbain-rural : à la végétation multifonctionnelle du cœur urbain succède de faibles surfaces végétalisées dans les banlieues pavillonnaires, alors que les extrémités de l'île sont encore préservées et qu'au-delà du Saint-Laurent, des friches agricoles présentent des écosystèmes vulnérables aux espèces envahissantes et des paysages peu valorisés pour le public.

La troisième et dernière partie confronte les données obtenues dans la partie précédente aux politiques de mises en réseau des espaces végétalisés montréalais, ce qui permet de constater le succès relatif de l'écoterritoire dans la protection de la végétation de l'agglomération, outil malheureusement un peu oublié de nos jours, et les insuffisances des corridors forestiers trop dépendants des intérêts municipaux. Mettre en place des politiques d'aménagement environnemental, comme la mise en réseau d'espaces végétalisés, reste une manière pour la Communauté métropolitaine de Montréal d'imposer sa gouvernance, source de crispation pour certains élus, ou opportunité pour d'autres de bénéficier d'aides à la valorisation de leurs territoires. La valorisation inégale de la végétation urbaine conduit à une séparation entre deux formes de nature : l'une est jugée attractive, l'autre dans laquelle se trouvent reléguées les populations qui n'ont pas les moyens financiers suffisants l'est moins. L'attractivité de la proximité des bois matures bien entretenus mais parfois surfréquentés, est montrée par le revenu médian élevé des habitants. Dans le même temps, les formations pionnières en milieu urbain apparaissent délaissées et vulnérables et laisser les seuls processus naturels les réguler conduit à un appauvrissement de la biodiversité et à une dégradation du paysage, comme le montre l'impact des espèces envahissantes comme l'agrile du Frêne ou du Nerprun cathartique. La mise en place de réseaux d'espaces végétalisés permet de dépasser cette dualité entre ces formations matures jugées attractives et les formations pionnières plus répulsives en identifiant les services et les fonctions écosystémiques que les unes et les autres peuvent rendre si elles sont protégées et entretenues. Cela conduit à porter attention à l'adaptabilité et à la résilience inégales des formations végétales face aux perturbateurs urbains.

En définitive, la multiplication des politiques environnementales dans les différents espaces végétalisés à Montréal reflète un phénomène commun à la plupart des grandes aires urbaines nord-américaines. Face à des pouvoirs municipaux, parfois métropolitains, qui se saisissent avec parcimonie, voire timidité, des enjeux environnementaux ou qui les instrumentalisent dans une sorte de greenwashing des politiques d'aménagement, ce sont les associations et les scientifiques qui, par leur

lobbying et l'emploi d'outils, encouragent l'incorporation des différentes naturalités urbaines dans les documents d'urbanisme.

Le concept d'infrastructure verte qui concilie enjeux environnementaux, pratiques récréatives, développement urbain raisonné, gouvernance horizontale, objectivation des politiques publiques par la publication d'indicateurs est l'un de ses nouveaux outils visant à inscrire la gestion des villes dans une perspective plus durable. L'adoption par les gestionnaires de l'espace urbain et par les aménageurs du paradigme de la ville verte est le principal moteur pour que se mettent en place l'infrastructure verte. Le plaidoyer pour un maillage vert de l'espace urbain sature les discours institutionnels en dépit d'une connaissance encore assez rudimentaire de la qualité et du fonctionnement des écosystèmes urbains. Les logiques de zonage qui prévalaient dans les villes nord-américaines (et ailleurs) cèdent leur place à une vision plus systémique qui incorpore à la fois des éléments de cette végétation autrefois peu pris en considération comme les friches, les jardins privés, ou les remblais d'autoroute, et qui s'appuie désormais sur une véritable planification environnementale.

L'évolution de la politique montréalaise en la matière est assez représentative des orientations prises par un certain nombre de villes en Amérique du Nord de façon peu différente de celle que l'on retrouve en Europe. Toronto et la *greenbelt* de l'Ontario constituent probablement le cas le plus emblématique d'une politique environnementale ambitieuse visant à gérer l'interface ville-nature. Aux États-Unis on trouve des politiques similaires comme à New-York où un programme d'infrastructures vertes (NYC DEP, 2021) a été développé mettant l'accent sur la gestion des eaux de pluies, l'assainissement (NYC DEP, 2010) ou encore la végétalisation des toits (NYC DEP, 2020). Detroit s'est récemment dotée d'une infrastructure verte afin de réguler le niveau des eaux (Detroit Water and Sewerage Department, 2021).

Si les objets de ces politiques diffèrent sensiblement d'un endroit à l'autre (gestion de l'eau, atténuation du changement climatique, biodiversité ...), les attendus d'une infrastructures vertes sont invariables : multifonctionnalité, interdisciplinarité, coopération horizontale, résilience urbaine, services écosystémiques, etc. ; ce qui permet de prendre en compte des espaces délaissés et de leur attribuer des fonctions écologiques, alors qu'ils étaient autrefois cantonnés à un rôle de réservoir foncier dans les documents d'urbanisme.

Les projets de réseaux d'espaces végétalisés aux échelles locales et régionales devraient continuer de ponctuer la dimension environnementale de la vie politique du Grand Montréal. Le succès de la mise en réseau dépend d'abord de contraintes d'ordre politico-institutionnel. Cette architecture souple et évolutive sied *a priori* particulièrement bien au contexte morcelé et concurrentiel de la gouvernance locale. La logique des appels à projets, à l'instar de ce qui a été réalisé avec la Trame Verte et Bleue,

permet une appropriation de ces dispositifs aux différents échelons de gouvernance et de désamorcer les blocages liés à une politique trop verticale qui s'imposerait aux acteurs locaux. Le rôle de la Communauté métropolitaine de Montréal est croissant dans cette gouvernance. Cela a progressivement permis de rationaliser la politique environnementale en la traitant à une échelle plus pertinente. Elle a également contribué à atténuer la concurrence entre les municipalités.

Si la planification environnementale a profité de ces aménagements institutionnels, ils ne suffisent pas à garantir un traitement qualitatif des espaces en termes de biodiversité ou d'enjeux écologiques dont notre thèse (*cf.* présentation détaillée des résultats dans la deuxième partie) a révélé le caractère fondamental. Le réseau routier constitue par exemple, un obstacle au déplacement des espèces qui ne fait l'objet d'aucune attention particulière. Bien que la plupart des acteurs urbains considèrent la création de réseaux écologiques comme bénéfique pour l'environnement, l'homogénéisation biotique qu'elle pourrait entraîner du fait de la colonisation par des espèces généralistes, voire envahissantes, constitue une menace pour la biodiversité et pour la résilience des écosystèmes urbains.

La mise en place de réseaux d'espaces végétalisés permet de compenser le faible intérêt des habitants pour les éléments de nature ordinaire en leur attribuant de nouvelles fonctions. On court cependant le risque, à terme, d'une uniformisation de la végétation qui viendrait saper les fondements d'un dispositif défendu au nom de la biodiversité. Le désastre de l'agrile du Frêne montre que la transition vers un bois climacique nécessite la main de l'homme et dans certains cas, une ingénierie écologique particulière : arrachage d'espèces envahissantes, plantation, drainage, dépollution. Ces constats doivent également nous interroger sur le concept de biodiversité, qui, derrière le paravent d'un mot savant, dissimule le plus souvent de simples politiques promotionnelles pour telle ou telle végétation ou tel ou tel territoire, sans grand souci de diversité écologique.

Le travail accompli dans cette thèse pour comprendre les caractéristiques et les évolutions de la végétation montréalaise, ainsi que les dynamiques institutionnelles qui les gouvernent, appelle un certain nombre de prolongements. Un travail de veille concernant des évolutions politiques et institutionnelles permettrait d'actualiser un sujet en constante évolution. D'autre part, il conviendrait d'étudier un certain nombre de points ou d'espaces restés jusque-là non explorés, comme les zones humides) ou des espaces à fort enjeux de l'agglomération montréalaise (pointe sud-est de l'île de Montréal, futur Parc de l'Ouest, Couronne Nord, berges des cours d'eau), bien qu'une partie d'entre eux demeure inaccessible (friches industrielles et les golfs).

En outre, les enjeux sociaux n'ont été qu'effleurés dans le chapitre 10 à travers l'établissement de corrélations entre les formes de la végétation, les revenus médians et les attentes des habitants ou bien à travers des constats fragmentaires sur le terrain. Un travail d'enquête plus approfondi pour

recueillir la parole des habitants, comprendre leurs perceptions, mettre à jour l'intérêt patrimonial et de qualifier plus précisément leurs usages. Certaines populations marginalisées se cachent dans les bois montréalais, comme cela est aussi noté dans d'autres villes comme à Paris (Grésillon *et al.*, 2014). Si la question des marginaux dans le centre-ville est étudiée, ce qui se passe dans les bois demeure le plus souvent caché¹⁶⁶ et invisibilisé par les études traitant de la végétation en milieu urbain.

Enfin, la protection de la nature répond à une demande sociétale qui se focalise presque exclusivement sur la dimension paysagère des espaces, mais ignore le plus souvent leur composante biogéographique et écologique. Les polémiques entourant la réalisation de projets immobiliers en témoignent, comme au Bois des Hirondelles ou au Mont-Saint-Bruno.

Si l'urbanisation fédère un certain nombre de protestations, on se soucie souvent moins des dégradations liées aux usages informels par des activités dites de pleine nature (moto, VTT, randonnée...) que seuls quelques initiés (écologues, scientifiques, membres d'associations de défense de l'environnement) sont en mesure d'évaluer les impacts. Ceci nous amène à reconnaître l'importance des représentations qui sont liées à ces espaces de nature, desquelles découlent en partie le succès ou l'insuccès des politiques de protection les concernant. Or, il me semble que dans un pays tourné vers l'immensité de ses paysages naturels et marqué par l'imaginaire de la *wilderness*, beaucoup de chemin reste à parcourir pour que les enjeux liés à la préservation des écosystèmes urbains pénètrent véritablement les consciences. Il serait intéressant de continuer à interroger cette attirance toujours vivace des citoyens nord-américains pour un cadre de vie végétalisé, pétri de l'idéal pastoral de « jardin dans la ville » (Ghorra-Gobin, 1997), alors même que nos résultats indiquent que la végétation rudérale, banale, demeure mésestimée auprès des habitants. Les nouveaux enjeux écologiques de ces dernières années n'ont pas rendu grâce à cette végétation et semblent au contraire exacerber les tensions autour des rares bois matures. Cela constitue une piste de recherche intéressante, où l'on peut étudier la formation végétale comme une ressource paysagère, mesurant son impact sur les politiques locales, sur les mobilisations associatives ou encore ses effets sur la structuration des marchés fonciers, à la croisée entre biogéographie, géographie de l'environnement, géographie urbaine, géographie sociale et géographie économique.

¹⁶⁶ Encore faut-il les trouver....

Bibliographie

Aggeri F. et Saint-Michel B., 2005, Les régimes de gouvernementalité dans le domaine de l'environnement, p. 22.

Agglomération de Longueuil, 2016, Schéma d'aménagement et de développement de l'agglomération de Longueuil.

Ahern 2011, From fail-safe to safe-to-fail: Sustainability and resilience in the new urban world, *Landscape and Urban Planning*, 100(4), p. 341-343. DOI : [10.1016/j.landurbplan.2011.02.021](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.021)

Ahern J., 1995, Greenways as a planning strategy, *Landscape and Urban Planning*, 33(1), p. 131-155. DOI : [10.1016/0169-2046\(95\)02039-V](https://doi.org/10.1016/0169-2046(95)02039-V)

Alberti M., Correa C., Marzluff J. M., Hendry A. P., Palkovacs E. P., Gotanda K. M., Hunt V. M., Apgar T. M. et Zhou Y., 2017, Global urban signatures of phenotypic change in animal and plant populations, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(34), p. 8951-8956. DOI : [10.1073/pnas.1606034114](https://doi.org/10.1073/pnas.1606034114)

Alexandre F. et Génin A., 2012, *Ceintures vertes autour des grandes métropoles européennes*, Tours. Communication présentée au Formes et Échelles des compositions urbaines.

Alexandre F., 2003, L'étagement de la végétation en montagne: un modèle à revisiter, *L'Information Géographique*, 67(1), p. 45-59. DOI : [10.3406/ingeo.2003.2875](https://doi.org/10.3406/ingeo.2003.2875)

Alexandre F., 2013, The Role of Vegetation in the Urban Policies of European Cities in the Age of the Sustainable City, *European Spatial Research and Policy*, 20(2), p. 11-26. DOI : [10.2478/esrp-2013-0008](https://doi.org/10.2478/esrp-2013-0008)

Alexandre F., Genin A., Godron M. et Lecompte M., 1998, Distribution des plantes et organisation de la végétation, *Espace géographique*, 27(3), p. 228-238. DOI : [10.3406/spgeo.1998.1163](https://doi.org/10.3406/spgeo.1998.1163)

Ali A. K., 2008, Greenbelts to Contain Urban Growth in Ontario, Canada: Promises and Prospects, *Planning Practice and Research*, 23(4), p. 533-548. DOI : [10.1080/02697450802522889](https://doi.org/10.1080/02697450802522889)

Allaire M., 2014, Retour d'expérience – La Trame verte et bleue au sein du plan métropolitain d'aménagement et de développement du Grand Montréal, *Sciences Eaux & Territoires*, Numéro 14(2), p. 76-81. DOI : [10.3917/set.014.0076](https://doi.org/10.3917/set.014.0076)

Alphandéry P. et Fortier A., 2015, Les données naturalistes à l'épreuve de la transparence, *Études rurales*, (195), p. 127-144.

Alvey A. A., 2006, Promoting and preserving biodiversity in the urban forest, *Urban Forestry & Urban Greening*, 5(4), p. 195-201. DOI : [10.1016/j.ufug.2006.09.003](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.09.003)

Amati M. et Taylor L., 2010, From Green Belts to Green Infrastructure, *Planning Practice & Research*, 25(2), p. 143-155. DOI : [10.1080/02697451003740122](https://doi.org/10.1080/02697451003740122)

- Amati M. et Yokohari M., 2006, Temporal changes and local variations in the functions of London's green belt, *Landscape and Urban Planning*, 75(1-2), p. 125-142. DOI : [10.1016/j.landurbplan.2004.12.007](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.12.007)
- Andrade T. O., 2010, *Influence de la connectivité du paysage sur la biodiversité. Mémoire bibliographique*. Université de Rennes 1.
- Angers V., Tittler R. et Carpentier S., 2014, Plan directeur des forêts du Parc du Grand-Coteau, *Université du Québec à Montréal, Centre d'étude de la forêt*. 161p, p. 161.
- Apostolopoulou E., Greco E. et Adams W. M., 2018, Biodiversity Offsetting and the Production of 'Equivalent Natures': A Marxist Critique, p. 32.
- Apparicio P., Pham T.-T.-H., Séguin A.-M. et Landry S. M., 2014, Équité environnementale et distribution spatiale de la végétation à l'intérieur et autour des îlots résidentiels à Montréal : une double iniquité ?, *Cahiers de géographie du Québec*, 57(161), p. 215-237. DOI : [10.7202/1024902ar](https://doi.org/10.7202/1024902ar)
- Arbour M.-L., Adams T., Bigras P., Cormier C., Dupras J., Leboeuf M., Mayrand K., Minelli F., Toussaint J.-P., et Foundation David Suzuki, 2013, *Une ceinture verte grandeur nature: un grand projet mobilisateur pour la région de Montréal*. Repéré à <http://public.ebib.com/choice/publicfullrecord.aspx?p=3287920>
- Arce S., 2009, Conservation de la biodiversité en milieu urbain: considérations écologiques et analyse du cas de Montréal.
- Arnould de Sartre X., Oszwald J., Castro M. et Dufour (Dir.) S., 2014, Political ecology des services écosystémiques. Bruxelles ; New York, P.I.E. Peter Lang, 288 p.
- Arnould P. et Glon É., 2006, Wilderness, usages et perceptions de la nature en Amérique du Nord., *Annales de géographie*, 649(3), p. 227. DOI : [10.3917/ag.649.0227](https://doi.org/10.3917/ag.649.0227)
- Arnould P., Le Lay Y.-F., Dodane C. et Méliani I., 2011, La nature en ville : l'improbable biodiversité, *Géographie, économie, société*, 13(1), p. 45-68. DOI : [10.3166/ges.13.45-68](https://doi.org/10.3166/ges.13.45-68)
- Arrif T., 2009, Les représentations sociales liées au lieu de résidence au sein du parc de Bercy, *Métropoles*, (5). DOI : [10.4000/metropoles.3876](https://doi.org/10.4000/metropoles.3876)
- Arrif T., Blanc N. et Clergeau P., 2011, Trame verte urbaine, un rapport Nature – Urbain entre géographie et écologie, *Cybergeog*. DOI : [10.4000/cybergeog.24862](https://doi.org/10.4000/cybergeog.24862)
- Arrondissement de Saint-Laurent, Ville de Montréal, Table Architecture, LAND Italia, Civiliti et Biodiversité Conseil, 2019, Corridor de biodiversité de Saint-Laurent. Plan d'aménagement.
- Arrondissement Rivière-des-Prairies–Pointe-aux-Trembles et Ville de Montréal, 2017, BILAN - CHAPITRE D'ARRONDISSEMENT pointe aux prairies.PDF.
- Aubertin C., Couvet D. et Flipo F., 2016, Une « marchandisation de la nature » ? De l'intégration de la nature en économie, *Revue du Mauss Permanent*, p. 7.
- Avitabile A., 2005, *La mise en scène du projet urbain. Pour une structuration des démarches*. L'Harmattan. Repéré à <https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00277387>

- Ayres R. U., 1997, On the Economic Valuation of Ecosystem Services.
- Baccini A., 2010, Statistique Descriptive Multidimensionnelle (pour les nuls). Institut de Mathématiques de Toulouse.
- Bakker K., 2010, The limits of 'neoliberal natures': Debating green neoliberalism, *Progress in Human Geography*, 34(6), p. 715-735. DOI : [10.1177/0309132510376849](https://doi.org/10.1177/0309132510376849)
- Banzo M., 2015, L'espace ouvert pour recomposer avec la matérialité de l'espace urbain, *Articulo*, (Special issue 6). DOI : [10.4000/articulo.2708](https://doi.org/10.4000/articulo.2708)
- Baranzini A. et Schaerer C., 2011, A sight for sore eyes: Assessing the value of view and land use in the housing market, *Journal of Housing Economics*, 20(3), p. 191-199. DOI : [10.1016/j.jhe.2011.06.001](https://doi.org/10.1016/j.jhe.2011.06.001)
- Bartesaghi Koc C. B., Osmond P. et Peters A., 2016, A Green Infrastructure Typology Matrix to Support Urban Microclimate Studies, *Procedia Engineering*, 169, p. 183-190. DOI : [10.1016/j.proeng.2016.10.022](https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.10.022)
- Bartesaghi Koc C., Osmond P. et Peters A., 2017, Towards a comprehensive green infrastructure typology: a systematic review of approaches, methods and typologies, *Urban Ecosystems*, 20(1), p. 15-35. DOI : [10.1007/s11252-016-0578-5](https://doi.org/10.1007/s11252-016-0578-5)
- Baudry J. et Burellier F., 1999, *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications - Jacques Baudry, Françoise Burellier* TEC&DOC. Paris, 359 p.
- Beauchesne P. et Gaudreau L., 2002, Les aires protégées au Québec : portrait et constats, *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Volume 3 Numéro 1). DOI : [10.4000/vertigo.4118](https://doi.org/10.4000/vertigo.4118)
- Beaudouin A., 2019, *Analyse des caractéristiques, de la gouvernance et de la mise en oeuvre des projets de corridors écologiques à Montréal* (Mémoire). Université du Québec en Outaouais.
- Beaulieu, Daigle, Gervais, Murray et Villeneuve, 2010, Rapport synthèse de la cartographie détaillée des milieux humides du territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal. Canards Illimités – Québec et ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, Direction du patrimoine écologique et des parcs. Repéré à http://maps.ducks.ca/cwi/com/duc/assets/reports/Rapport_carto_mhs_CMM_2011.pdf
- Beauregard C., Thibault M., Labonté B., Pelletier H., Gratton L. et Laliberté P., 2015, Milieux naturels d'intérêt pour la biodiversité sur le territoire de la CMQ, p. 64.
- Beauvais M.-P., 2015, *La conservation de la biodiversité dans les aires protégées en zones périurbaines: dynamique des communautés végétales au parc national du Mont-Saint-Bruno entre 1977 et 2013* (Mémoire de recherche). UDEM, Montréal.
- Bégin B., 1990, Québec et Montréal : évolution de l'architecture de paysage.
- Benchimol V. et Lemoine S., 2013, *Vers un nouveau mode de ville*. Alternatives.
- Bengston D. et Youn Y.-C., 2006, Urban containment policies and the protection of natural areas: the case of Seoul's greenbelt, *Ecology and Society*, 11(1).

Bengston D. N. tech. ed., 2005, *Policies for managing urban growth and landscape change: a key to conservation in the 21st century* (n° NC-GTR-265). St. Paul, MN : U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station. DOI : [10.2737/NC-GTR-265](https://doi.org/10.2737/NC-GTR-265)

Bennett A. F., Bennett G., IUCN--The World Conservation Union, et IUCN Forest Conservation Programme (dir.), 2003, *Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. Gland, Switzerland; Cambridge, IUCN.

Bernier A. et Théau J., 2013, Modélisation de réseaux écologiques et impacts des choix méthodologiques sur leur configuration spatiale : analyse de cas en Estrie (Québec, Canada), *Vertigo*, (Volume 13 Numéro 2). DOI : [10.4000/vertigo.14105](https://doi.org/10.4000/vertigo.14105)

Berque A., 1992, Espace, milieu, paysage, environnement, in *Encyclopédie de géographie Economica*. Paris, p.352-369.

Berque A., 2019, *Qu'avons-nous en commun dans le paysage*, Communication présentée au Atelier Expérience, commun, médiance : De l'art à l'espace public, Corti.

Bertrand F. et Simonet G., 2012, Les trames vertes urbaines et l'adaptation au changement climatique : perspectives pour l'aménagement du territoire, *Vertigo*, (Hors-série 12). DOI : [10.4000/vertigo.11869](https://doi.org/10.4000/vertigo.11869)

Beveridge C. E. et Rocheleau P., 1998, *Frederic Law Olmsted : Designing the American landscape*. New York, Universe Publishing, 240 p.

Beveridge C. E. et Thibodeau H. (trad), 2002, Le Mont-Royal dans l'oeuvre de Frederick Law Olmsted., *Entente sur le développement culturel de Montréal, Ville de Montréal, Ministère de la Culture, des Communications et de la Condition féminine du Québec.*, p. 66.

Beziat A., Debie J. et Heitz A., 2014, L'aménagement des corridors de transport : outil d'action publique ? Analyse comparative de l'Axe-Seine (France) et du corridor Ontario-Québec (Canada) The planning of transport corridors: a tool for public policies? A comparative analysis of Axe Seine (France) and the Ontario-Québec Gateway (Canada).

Bhatia U., Gouhier T. C. et Ganguly A. R., 2018, Universal and generalizable restoration strategies for degraded ecological networks, p. 31.

Biermann C. et Mansfield B., 2014, Biodiversity, Purity, and Death: Conservation Biology as Biopolitics, *Environment and Planning D: Society and Space*, 32(2), p. 257-273. DOI : [10.1068/d13047p](https://doi.org/10.1068/d13047p)

Bilodeau D., 2003, Archétype et épiphanie du paysage québécois, in Domon G., Paquette S. et Poullaouec-Gonidec P. (dir.), *Les temps du paysage*. Montréal, Presses de l'Université de Montréal, p.247-274. Repéré à <http://books.openedition.org/pum/13903>

Birch K., 2019, Neoliberal Bio-Economies?, in *Neoliberal Bio-Economies?* Cham, Springer International Publishing, p.17-43. DOI : [10.1007/978-3-319-91424-4_2](https://doi.org/10.1007/978-3-319-91424-4_2)

Bissonnette J.-F., Dupras J. et Blouin D., 2017, Comment favoriser les infrastructures naturelles dans le Grand Montréal ? Une analyse des opportunités et contraintes relatives à leur développement. Fondation David Suzuki.

- Bissonnette J.-F., Dupras J., Messier C., Lechowicz M., Dagenais D., Paquette A., Jaeger J. A. G. et Gonzalez A., 2018, Moving forward in implementing green infrastructures: Stakeholder perceptions of opportunities and obstacles in a major North American metropolitan area, *Cities*, 81, p. 61-70. DOI : [10.1016/j.cities.2018.03.014](https://doi.org/10.1016/j.cities.2018.03.014)
- Blanc N., 1998, 1925-1990 : l'écologie urbaine et le rapport ville-nature, *Espace géographique*, 27(4), p. 289-299. DOI : [10.3406/spgeo.1998.1185](https://doi.org/10.3406/spgeo.1998.1185)
- Blanc N., 2013, Le face-à-face citadins/nature, *Multitudes*, 54(3), p. 129. DOI : [10.3917/mult.054.0129](https://doi.org/10.3917/mult.054.0129)
- Blewitt J., 2014, *Understanding sustainable development* 2^e éd. London, Routledge, 394 p.
- Blouin D., 2017, *Homogénéisation biotique de la flore spontanée urbaine* (Mémoire). Université de Montréal.
- Boisvert A., 2014, *Aménagement et Urbanisme au Québec : D'où venons-nous ? Que sommes-nous ? Où allons-nous ?* Les éditions GID. Montmagny, Québec.
- Boisvert V., 2016, Des limites de la mise en marche de l'environnement. Des services écosystémiques aux « banques de conservation », *Edition Le Borde de l'eau « Écologie & politique »*, (16), p. 63-79.
- Boisvert V., Méral P. et Froger G., 2013, Market-Based Instruments for Ecosystem Services: Institutional Innovation or Renovation?, *Society & Natural Resources*, 26(10), p. 1122-1136. DOI : [10.1080/08941920.2013.820815](https://doi.org/10.1080/08941920.2013.820815)
- Bonin G. et Tatoni T., 1990, Réflexions sur l'apport de l'analyse factorielle des correspondances dans l'étude des communautés végétales et de leur environnement, *Ecologia Mediterranea*, 16(1), p. 403-414. DOI : [10.3406/ecmed.1990.1680](https://doi.org/10.3406/ecmed.1990.1680)
- Bonin M. et Antona M., 2012, Généalogie scientifique et mise en politique des services écosystémiques et services environnementaux: Introduction au dossier, *Vertigo*, (Volume 12 numéro 3). DOI : [10.4000/vertigo.13147](https://doi.org/10.4000/vertigo.13147)
- Bonnin M., 2008, *Les corridors écoogiques, vers un troisième temps du droit de la conservation de la nature ?* Paris, L'Harmattan.
- Boucher I., Fontaine N., Québec (Province), Ministère des affaires municipales des régions et de l'occupation du territoire, et Unité ministérielle de recherche et de veille, 2010, *La biodiversité et l'urbanisation*. Québec, Ministère des affaires municipales, des régions et de l'occupation du territoire, Direction générale des politiques, Unité ministérielle de recherche et de veille. Repéré à <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/2019301>
- Bouffartigue P. et Lanciano-Morandat C., 2013, Les temporalités de la recherche, introduction, *Temporalités. Revue de sciences sociales et humaines*, (18). Repéré à <http://journals.openedition.org/temporalites/2540>
- Bourlau E. et Hubert L., 2014, Place de la nature en ville de Rennes. Trame écologique urbaine.

- Boutefeu E., 2007, avril, La nature en ville : des enjeux paysagers et sociaux [Document], *Géococonfluences*. École normale supérieure de Lyon. Repéré à <https://geoconfluences.ens-lyon.fr/doc/transv/paysage/PaysageViv.htm>
- Brawley Lisa et Devienne E., 2014, *D'après nature: Frederick Law Olmsted et le park movement américain* Fahrenheit. 235 p.
- Brice M.-H., Pellerin S. et Poulin M., 2017, Does urbanization lead to taxonomic and functional homogenization in riparian forests?, *Diversity and Distributions*, 23(7). DOI : [10.1111/ddi.12565](https://doi.org/10.1111/ddi.12565)
- Brouillet L., Desmet P., Coursol F., Meades S., Favreau M., Anions M., Bélisle p, Gendreau C. et Shorthouse D., 2010, Database of Vascular Plants of Canada (VASCAN). Repéré à [Online at http://data.canadensys.net/vscan](http://data.canadensys.net/vscan)
- Browder G., Ozment S., Bescos I. R., Gartner T. et Lange G.-M., 2019, Integrating Green and Gray : Creating Next Generation Infrastructure, (Washington, DC: World Bank and World Resources Institute), p. 140.
- Brun M., 2015, *Biodiversité végétale et délaissés dans l'aménagement urbain Contribution potentielle des délaissés urbains aux continuités écologiques* (Thèse dirigée par Francesca Di Pietro et Corinne Larrue). Université François Rabelais, Tours.
- Brun M., Di Pietro F. et Bonthoux S., 2018, Residents' perceptions and valuations of urban wastelands are influenced by vegetation structure, *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, p. 393-403. DOI : [10.1016/j.ufug.2017.01.005](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.005)
- Brunet J., 2009, Montréal, ville créative : le cas de l'industrie cinématographique, *Management international*, 13, p. 125-133. DOI : [10.7202/037509ar](https://doi.org/10.7202/037509ar)
- Brunet R., Ferras R. et Théry H., 1993, *Les mots de la géographie, Dictionnaire critique* 3ème édition. Montpellier-Paris, Reclus-La Documentation Française, 520 p.
- Bryson B., 2014, *Une histoire du monde sans sortir de chez moi* Payot&Rivages. Paris, Petite Biblio Payot.
- Bureau du Mont-Royal, 2006, Étude prospective du parc du Mont-Royal en comparaison avec quatre grands parcs canadiens et américains. Repéré à http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/bureau_mtroyal_fr/media/documents/etude_prosp_ective_parc_montroyal.pdf
- Burgess, 1925, The Growth of the City : An Introduction to a Research Project, in *Park, R.E., Burgers, E.W. and McKenzie, R.D., eds., The City*, Chicago, University of Chicago Press.
- Burley J., 2018, The Emergence of Landscape Urbanism: A Chronological Criticism Essay, *Land*, 7(4), p. 147. DOI : [10.3390/land7040147](https://doi.org/10.3390/land7040147)
- Büscher B., Sullivan S., Neves K., Igoe J. et Brockington D., 2012, Towards a Synthesized Critique of Neoliberal Biodiversity Conservation, *Capitalism Nature Socialism*, 23(2), p. 4-30. DOI : [10.1080/10455752.2012.674149](https://doi.org/10.1080/10455752.2012.674149)

Bussière Y. et Dallaire Y., 2005, Étalement urbain et motorisation : où se situe Montréal par rapport à d'autres agglomération?, *Cahiers de géographie du Québec*, 38(105), p. 327-343. DOI : [10.7202/022453ar](https://doi.org/10.7202/022453ar)

Button K., 2002, City management and urban environmental indicators, *Ecological Economics*, 40(2), p. 217-233. DOI : [10.1016/S0921-8009\(01\)00255-5](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(01)00255-5)

Cadenasso M. L., Pickett S. T. A., McGrath B. et Marshall V., 2013, Ecological Heterogeneity in Urban Ecosystems: Reconceptualized Land Cover Models as a Bridge to Urban Design, in Pickett S.T.A., Cadenasso M. L. et McGrath B. (dir.), *Resilience in Ecology and Urban Design: Linking Theory and Practice for Sustainable Cities*. Dordrecht, Springer Netherlands, p.107-129. DOI : [10.1007/978-94-007-5341-9_6](https://doi.org/10.1007/978-94-007-5341-9_6)

Cadenasso Mary L., Pickett S. T. A. et Schwarz K., 2007, Spatial heterogeneity in urban ecosystems: reconceptualizing land cover and a framework for classification, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(2), p. 80-88. DOI : [10.1890/1540-9295\(2007\)5\[80:SHIUER\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2007)5[80:SHIUER]2.0.CO;2)

Canopée, le réseau des bois de Laval, 2019, *Présentation des résultats*.

Capotorti G., Alós Ortí M. M., Copiz R., Fusaro L., Mollo B., Salvatori E. et Zavattero L., 2019, Biodiversity and ecosystem services in urban green infrastructure planning: A case study from the metropolitan area of Rome (Italy), *Urban Forestry & Urban Greening*, 37, p. 87-96. DOI : [10.1016/j.ufug.2017.12.014](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.12.014)

Carter-Whitney M., 2008, *Ontario's Greenbelt in an International Context*. Canadian Institute for Environmental Law and Policy (CIELAP).

Chambre de commerce du Montréal métropolitain, 2011, *L'art de s'investir en culture. Guide à l'intention des gens d'affaires*. Repéré à https://www.ccm.ca/documents/divers/guideInvestirCulture2011_fr.pdf

Chambre de commerce du Montréal métropolitain, 2015, *La culture à Montréal : chiffres, tendances et pratiques innovantes*. Repéré à https://www.ccm.ca/~media/Files/News/2015/CCMM_etude_culture_FR.pdf

CHAMPELY S., 2005, Introduction à l'analyse multivariée (factorielle) sous R.

Chan L., Elmqvist T., Werner P., Holman N., Mader et Calcaterra E., 2014, Users Manual on the Singapore Index on Cities Biodiversity.pdf. Singapore : National Parks Board, Singapore.

Char M., 2010, *Cities and Nature in the American West*. Nevada, University of Nevada Press, 278 p.

Charron A., 2017, *Analyse géostatistique des aires protégées de la communauté métropolitaine de montréal : défis et priorités d'actions pour un aménagement durable du territoire* (Mémoire). Université de Sherbrooke.

Chartier Daniel, 2008, La vision de Frederick Law Olmsted relative au mont royal, p. 49.

Chartier Denis et Rodary E., 2016, *Manifeste pour une géographie environnementale*. Paris, Presses de Sciences Po, 439 p.

Chen M., Dai F., Yang B. et Zhu S., 2019, Effects of neighborhood green space on PM2.5 mitigation: Evidence from five megacities in China, *Building and Environment*, 156, p. 33-45. DOI : [10.1016/j.buildenv.2019.03.007](https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2019.03.007)

Chevalier J., 2000, *Grandes et très grandes villes en Amérique du nord* Ellipses. Paris, 159 p.

Chevalier R., Gautier G. et Archaux F., 2010, Relevés floristiques pour le suivi de la biodiversité végétale des écosystèmes forestiers : éléments de réflexion pour faire les bons choix, *Revue Forestière Française*, (2). DOI : [10.4267/2042/34651](https://doi.org/10.4267/2042/34651)

Cheveau M. et Dussault C., 2013a, Guide d'utilisation des modèles de qualité de l'habitat. ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Gouvernement du Québec.

Cheveau M. et Dussault C., 2013b, Guide d'utilisation des modèles de qualité de l'habitat. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Gouvernement du Québec., p. 33.

Chiesura A., 2004, The role of urban parks for the sustainable city, *Landscape and Urban Planning*, 68(1), p. 129-138. DOI : [10.1016/j.landurbplan.2003.08.003](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.08.003)

Chouquer G., 2003, Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications, *Études rurales*, p. 6.

Cibois P., 2014, Les figures de l'analyse des correspondances, in *Les méthodes d'analyse d'enquêtes*. Lyon, ENS Éditions. Repéré à <http://books.openedition.org/enseditions/1462>

Cicoli M. et Ville de Montréal. Service de la qualité de vie. Direction des grands parcs et du verdissement, 2013, *Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels: bilan 2009-2013 (août)*. Montréal, Ville de Montréal.

City of Chicago, 2009, Chicago's Urban Forest Agenda. Repéré à https://www.chicago.gov/content/dam/city/depts/doe/general/NaturalResourcesAndWaterConservation_PDFs/UrbanForestAgenda/ChicagosUrbanForestAgenda2009.pdf

City of Chicago, 2011, The Chicago Nature and Wildlife Plan Update 2011-2016.

Clauzel C. et Bonnevalle C., 2019, Apports de la modélisation spatiale pour la gestion de la trame verte et bleue, *Cybergeo*. DOI : [10.4000/cybergeo.32333](https://doi.org/10.4000/cybergeo.32333)

Clements F. E., 1936, Nature and Structure of the Climax, *The Journal of Ecology*, 24(1), p. 252. DOI : [10.2307/2256278](https://doi.org/10.2307/2256278)

Clergeau Philippe, 2007, *Une écologie du paysage urbain / Philippe Clergeau*. Rennes, Editions Apogée, 136 p.

Clergeau Philippe, 2015, *Manifeste pour la ville biodiversitaire*. Rennes, Apogée, 69 p.

Clergeau Philippe, Savard J.-P., Mennechez G. et Falardeau G., 1998, Bird Abundance and Diversity along an Urban-Rural Gradient : A Comparative Study between Two Cities on Different Continents, *The Condor*, 100, p. 413-425. DOI : [10.2307/1369707](https://doi.org/10.2307/1369707)

Clergeau Philippe (sous la direction de), 2011, *Ville et biodiversité, les enseignements d'une recherche pluridisciplinaire*. Rennes, PUR, 235 p.

Collin Jean-Pierre et Mongeau J., 1992, Quelques aspects démographiques de l'étalement urbain à Montréal de 1971 à 1991 et leurs implications pour la gestion de l'agglomération, *Cahiers québécois de démographie*, 21(2), p. 5-30. DOI : <https://doi.org/10.7202/010119ar>

Collin J-P, 1996, *La dynamique intramétropolitaine dans l'agglomération montréalaise*. ., Université de Barcelone.

Communauté métropolitaine de Montréal (Québec), 2011, *Un grand Montréal attractif, compétitif et durable: [plan métropolitain d'aménagement et de développement, PMAD*. Montréal, Communauté métropolitaine de Montréal.

Communauté métropolitaine de Montréal (Québec), 2013a, *Identification et protection des bois et des corridors forestiers métropolitains*.

Communauté métropolitaine de Montréal (Québec), 2013b, *Identification et protection des bois et des corridors forestiers métropolitains*. Montréal, Communauté métropolitaine de Montréal.

Communauté métropolitaine de Montréal (Québec), 2013c, *La trame verte et bleue du Grand Montréal*.

Communauté métropolitaine de Montréal (Québec), 2013d, *La trame verte et bleue du Grand Montréal*.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2011, *Un Grand Montréal attractif, compétitif et durable*, p. 221.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2013a, *Cadre de référence administratif du Corridor forestier Châteauguay-Léry*, p. 10.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2013b, *Cadre de référence administratif du Corridor forestier du mont Saint-Bruno Trame verte et bleue du Grand Montréal*, p. 16.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2013c, *Cadre de référence administratif du Parc de la rivière des Mille-Iles*, p. 25.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2013d, *Cadre de référence administratif du Parc-plage du Grand Montréal*, p. 10.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2015, *Plan directeur du réseau vélo métropolitain. Révision de 2015*.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2016, *Plan directeur du Parc-plage du Grand Montréal*, p. 160.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2018a, *Stratégie métropolitaine de lutte contre l'agrile du frêne 2014-2024. Bilan des activités*.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2018b, septembre, Suivi du PMAD 2012-2018, p. 76. Montréal.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2019a, Plan Action 2019-2023 du Plan Métropolitain d'Aménagement et de Développement (PMAD).

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2019b, Plan Archipel. Un plan d'action métropolitain pour le Grand Montréal vert et bleu.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2019c, Portrait territoriaux : Couronne nord.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2019d, Portrait territoriaux : Couronne sud.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2019e, Portrait territoriaux : Laval.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2019f, Portrait territoriaux : Longueuil.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2019g, Portrait territoriaux : Montréal.

Communauté Métropolitaine de Montréal, 2020, Programme d'aide financière pour les projets contribuant à la mise en place de la Trame verte et bleue sur le territoire métropolitain - Phase II.

Communauté Métropolitaine de Québec et Conservation-Nature, 2016, Milieux naturels d'intérêt LIEUX NATURELS pour la biodiversité sur le territoire de la CMQ. Repéré à <https://www.cmquebec.qc.ca/media/document/2744/cmq-milieux-naturels-web.pdf>

Communauté Métropolitaine de Québec, 2020, Suivi du protocole d'entente pour la mise en place de la Trame verte et bleue métropolitaine - RAPPORT FINAL.

Conservatoire botanique national de Bailleul, 2011, Atlas régionale de la Trame Verte et Bleue, cahier méthodologique. Centre Régional de Phytosociologie / Conservatoire botanique national de Bailleul. Repéré à http://www.trameverteetbleue.fr/sites/default/files/references_bibliographiques/cahier_methodologique.pdf

Cooper L. M., 2010, Network analysis in CEA, ecosystem services assessment and green space planning, *Impact Assessment and Project Appraisal*, 28(4), p. 269-278. DOI : [10.3152/146155110X12838715793048](https://doi.org/10.3152/146155110X12838715793048)

Corboz A., 2000, Ville Mont-Royal, cité-jardin vitruvienne, *Journal of the Society for the Study of Architecture in Canada/Journal de la société pour l'étude de l'architecture au Canada*, 25(2-4), p. 3-16.

Cordonnier T., Berger F., Chauvin C., Courbaud B., Fuhr M., Tenerelli P., Lafond V., Luque S. et Mao Z., 2016, Modéliser et quantifier les services écosystémiques forestiers à l'échelle des petits territoires, *Sciences Eaux & Territoires*, (21), p. 58-63. DOI : [10.14758/SET-REVUE.2016.21.10](https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2016.21.10)

Cormier L. et Carcaud N., 2009, Les trames vertes : discours et/ou matérialité, quelles réalités ?, *Projet de Paysage*, p. 20.

Coulombe D. et Nadeau S., 2013, *Identification des milieux naturels d'intérêt pour la biodiversité : territoire privé du Bas-Saint-Laurent*.

Craig-Dupont O. et Domon G., 2015, Protection privée de la biodiversité et fiscalisation du marché de la wilderness : une histoire de la conservation volontaire au Québec (1980-2014), *Recherches sociographiques*, 56(2-3), p. 381-417. DOI : [10.7202/1034212ar](https://doi.org/10.7202/1034212ar)

Danford R. S., Strohbach M. W., Warren P. S. et Ryan R. L., 2018, Active Greening or Rewilding the city: How does the intention behind small pockets of urban green affect use?, *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, p. 377-383. DOI : [10.1016/j.ufug.2017.11.014](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.11.014)

de Groot R., Brander L., van der Ploeg S., Costanza R., Bernard F., Braat L., Christie M., Crossman N., Ghermandi A., Hein L., Hussain S., Kumar P., McVittie A., Portela R., Rodriguez L. C., ten Brink P. et van Beukering P., 2012, Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units, *Ecosystem Services*, 1(1), p. 50-61. DOI : [10.1016/j.ecoser.2012.07.005](https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005)

Debarbieux B. et Marois C., 2005, Le mont Royal. Forme naturelle, paysages et territorialités urbaines., *Cahiers de géographie du Québec*, 41(113), p. 171-197. DOI : [10.7202/022640ar](https://doi.org/10.7202/022640ar)

Debarbieux B., 2004, Présentation générale. De l'objet spatial à l'effet géographique, p. 24.

Décarie J. et Boileau G., 1983, Le projet Archipel : une réflexion et une discussion géographiques, *Cahiers de géographie du Québec*, 27(71), p. 323-340. DOI : [10.7202/021614ar](https://doi.org/10.7202/021614ar)

Delabarre M. et Marry S., 2012, Habitabilité et nature urbaines : vers un outil d'évaluation des projets urbains: Exemple de la métropole lyonnaise, *Vertigo*, (Volume 12 Numéro 2). DOI : [10.4000/vertigo.12683](https://doi.org/10.4000/vertigo.12683)

Delassus L., 2015, Guide de terrain pour la réalisation des relevés phytosociologiques, *Conservatoire botanique national de Brest*, p. 52.

Deslauriers M. R., Asgary A., Nazarnia N. et Jaeger J. A. G., 2017, Implementing the connectivity of natural areas in cities as an indicator in the City Biodiversity Index (CBI), *Ecological Indicators*, 94, p. 99-113. DOI : [10.1016/j.ecolind.2017.02.028](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.028)

DESROCHES Danie et LEAHY Denise, 2015, La valeur considérable des boisés lavallois I et , La valeur considérable des boisés lavallois, Laval, octobre 2015. Mémoire déposé dans le cadre de la consultation Repensons Laval.

Detroit Water and Sewerage Department, 2021, Green Infrastructure Program Upper Rouge Tributary Area Annual Progress Report.

Dhakal K. P. et Chevalier L. R., 2017, Managing urban stormwater for urban sustainability: Barriers and policy solutions for green infrastructure application, *Journal of Environmental Management*, 203, p. 171-181. DOI : [10.1016/j.jenvman.2017.07.065](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.07.065)

Di Pietro F. et Mehdi L., 2017, La végétation des espaces boisés urbains quelle relation avec le paysage. Repéré à <http://journals.openedition.org/paysage/5621>

Direction du développement culturel et des bibliothèques, Service du développement culturel, de la qualité du milieu de vie et de la diversité ethnoculturelle, Ville de Montréal, 2005, *Montréal, métropole culturelle, Politique de développement culturel 2005-2015*. Repéré à

http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/culture_Fr/media/documents/MTL_metropole_culturelle_F.pdf

Domon G., 2015, Le paysage humanisé au Québec: Un statut d'aire protégée victime de la complexité du paysage, *Projets de paysage*, (12). DOI : [10.4000/paysage.10506](https://doi.org/10.4000/paysage.10506)

Donovan G. H., Butry D. T., Michael Y. L., Prestemon J. P., Liebhold A. M., Gatzolis D. et Mao M. Y., 2013, The Relationship Between Trees and Human Health : Evidence from the Spread of the Emerald Ash, *American Journal of Preventive Medicine*, 44(2), p. 139-145. DOI : [10.1016/j.amepre.2012.09.066](https://doi.org/10.1016/j.amepre.2012.09.066)

Douay N. et Roy-Baillargeon O., 2016, De la communauté métropolitaine de Montréal aux métropoles françaises : retour sur 15 ans d'expériences. DOI : [10.13140/RG.2.1.1484.0082](https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1484.0082)

Duchemin E., Wegmuller F. et Legault A.-M., 2010, Agriculture urbaine : un outil multidimensionnel pour le développement des quartiers, *Vertigo*, (Volume 10 numéro 2). DOI : [10.4000/vertigo.10436](https://doi.org/10.4000/vertigo.10436)

Dudley N., 2008, *Lignes directrices pour l'application des catégories de gestion aux aires protégées*. IUCN. DOI : [10.2305/IUCN.CH.2008.PAPS.2.fr](https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2008.PAPS.2.fr)

Duhaime É., 1997, Le projet archipel: historique et évaluation des fondements théoriques, *Canadian Journal of Regional Science*, p. 351-365.

Dupras Jérôme, 2014, *Évaluation économique des services écosystémiques dans la région de Montréal : analyse spatiale et préférences exprimées* (Thèse dirigée par Pierre André). Université de Montréal, Montréal.

Dupras Jérôme, Alam M. et Revéret J.-P., 2015, Economic value of Greater Montreal's non-market ecosystem services in a land use management and planning perspective: Greater Montreal's ecosystems value, *The Canadian Geographer / Le Géographe Canadien*, 59(1), p. 93-106. DOI : [10.1111/cag.12138](https://doi.org/10.1111/cag.12138)

Dupras Jérôme, Drouin C., André P. et Gonzalez A., 2015, Towards the Establishment of a Green Infrastructure in the Region of Montreal (Quebec, Canada), *Planning Practice & Research*, 30(4), p. 355-375. DOI : [10.1080/02697459.2015.1058073](https://doi.org/10.1080/02697459.2015.1058073)

Dupras Jérôme, Marull J., Parcerisas L., Coll F., Gonzalez A., Girard M. et Tello E., 2016, The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region, *Environmental Science & Policy*, 58, p. 61-73. DOI : [10.1016/j.envsci.2016.01.005](https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.01.005)

Dupras Jérôme, Michaud C., Charron I., Mayrand K. et Revéret J.-P., 2013, Le capital écologique du Grand Montréal : Une évaluation économique de la biodiversité et des écosystèmes de la ceinture verte. Fondation David Suzuki.

Dwyer J. F., Peterson G. L. et Darragh A. J., 1983, Estimating the value of urban forests using the travel cost method., *Journal of Arboriculture*, 9(7), p. 182-185.

Edmiston J. T., Hyman G., McNeely J. A. et Trzyna T., 2016, *Aires protégées urbaines*. Repéré à <https://portals.iucn.org/library/node/46253>

Eigenbrod F., Armsworth P. R., Anderson B. J., Heinemeyer A., Gillings S., Roy D. B., Thomas C. D. et Gaston K. J., 2010, The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services, *Journal of Applied Ecology*, 47(2), p. 377-385. DOI : [10.1111/j.1365-2664.2010.01777.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01777.x)

El Filali S., 2019, *Grey to green, 13 gates to the greenbelt*. Université of Waterloo.

El Jai B. et Pruneau D., 2015, Favoriser la restauration de la biodiversité en milieu urbain : les facteurs de réussite dans le cadre de quatre projets de restauration, *Vertigo*, (Volume 15 Numéro 3). DOI : [10.4000/vertigo.16807](https://doi.org/10.4000/vertigo.16807)

Emelianoff C., 2000, L'écologie urbaine entre science et urbanisme, *Quaderni*, 43(1), p. 85-99. DOI : [10.3406/quad.2000.1474](https://doi.org/10.3406/quad.2000.1474)

Emelianoff C., 2007, La ville durable : l'hypothèse d'un tournant urbanistique en Europe, *L'Information géographique*, 71(3), p. 48 à 65. DOI : [10.3917/lig.713.0048](https://doi.org/10.3917/lig.713.0048)

Emond J., 2017, *Les espaces verts urbains et leur contribution à l'amélioration de la qualité de vie des résidents de La Petite-Patrie* [Mémoire sous la direction de Yves Baudouin], Document inédit. Université du Québec à Montréal.

Erickson D. L., 2004, The relationship of historic city form and contemporary greenway implementation: a comparison of Milwaukee, Wisconsin (USA) and Ottawa, Ontario (Canada), *Landscape and Urban Planning*, 68(2-3), p. 199-221. DOI : [10.1016/S0169-2046\(03\)00160-9](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00160-9)

Ernwein M. et Tollis C., 2017, Produire la ville vivante : le travail des citoyens et des non-humains, *L'Information géographique*, Vol. 81(3), p. 13-31.

Ernwein M., 2019, *Les natures de la villes néolibérales : une écologie politique du végétal urbain*. Université Grenoble Alpes, UGA, 233 p.

Fabos J. G., 2004, Greenway planning in the United States: Its origins and recent case studies, *Landscape and Urban Planning*, (68), p. 321-342.

Falissard B., 1998, *Comprendre et utiliser les statistiques dans les sciences de la vie* Masson. Paris, 332 p.

Fall J. et Rosière S., 2008, On the limits of dialogue between Francophone and Anglophone political geography, *Political Geography*, 27(7), p. 713-716. DOI : [10.1016/j.polgeo.2008.08.003](https://doi.org/10.1016/j.polgeo.2008.08.003)

Flegeau M., 2018, *La Ceinture verte d'Île-de-France à l'épreuve du Grand Paris : effacement ou renouveau ? Reconfigurations spatiales, territoriales et paysagères dans les marges de l'aire urbaine métropolitaine* (Thèse dirigée par Frédéric Alexandre). Université Paris XIII, Villetaneuse.

Florida R., 2003, Cities and the Creative Class, *City & Community*, 2(1), p. 3-19. DOI : [10.1111/1540-6040.00034](https://doi.org/10.1111/1540-6040.00034)

Follea B., 2019, *L'archipel des métamorphoses : la transition par le paysage* Parenthèses. Marseille, 123 p.

- Foltête J.-C., 2019, How ecological networks could benefit from landscape graphs: A response to the paper by Spartaco Gippoliti and Corrado Battisti, *Land Use Policy*, 80, p. 391-394. DOI : [10.1016/j.landusepol.2018.04.020](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.020)
- Forman R. T. T. et Godron M., 1986, *Landscape Ecology*. Wiley, 644 p.
- Fortin D. et Famelart M., 1990, *Arbres, Arbustes et plantes herbacées du Québec et de l'Est du Canada. Tome 2* Saint-Laurent. Trécarré.
- Fortin D. et Famelart M., 1996, *Arbres, Arbustes et plantes herbacées du Québec et de l'Est du Canada. Tome 1* Saint-Laurent. Trécarré.
- Francoeur A., Nault A., Lavoie A., Morneau F., Coursol F., Picard I., Bouthiller L., Lamarre P., Denault S. et Hamel S., 2016, Synthèse des connaissances biologiques du Corridor forestier du Mont-Saint-Bruno 2013-2016, p. 35.
- Francoeur X., Dupras J., Dagenais D. et Messier C., 2018, *La fin du gazon - Comment complexifier les espaces verts du Grand Montréal pour s'adapter aux changements globaux*. Fondation David Suzuki.
- Gagné S. A., 2013, The Distinguishing Features of the Study of the Ecology of Urban Landscapes: Urban Landscapes, *Geography Compass*, 7(4), p. 266-286. DOI : [10.1111/gec3.12038](https://doi.org/10.1111/gec3.12038)
- Galbraith-Kent S. L. et Handel S. N., 2008, Invasive Acer platanoides inhibits native sapling growth in forest understorey communities, *Journal of Ecology*, 96(2), p. 293-302. DOI : [10.1111/j.1365-2745.2007.01337.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01337.x)
- Garant D. et Centre d'écologie urbaine (Montréal Q., 2013, *Aménager des îlots de fraîcheur et améliorer les espaces de vie: guide pour les gestionnaires d'habitation*.
- Garceau C., 2015, D'une rive à l'autre : Corridors écologiques pour l'ouest de Laval. Association pour la protection du boisé Sainte-Dorothé.
- Garcia E., 2017, Between grey and green: ecological resilience in Urban Landscapes, *Landscape Review*, 17(2).
- Gavrilidis A. A., Niță M. R., Onose D. A., Badiu D. L. et Năstase I. I., 2019, Methodological framework for urban sprawl control through sustainable planning of urban green infrastructure, *Ecological Indicators*, 96, p. 67-78. DOI : [10.1016/j.ecolind.2017.10.054](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.10.054)
- Gégout J.-Cl. et Houllier F., 1993, Apports de l'analyse factorielle des correspondances sur variables instrumentales en typologie des stations : illustration sur la plaine de la Lanterne (Haute-Saône), *Revue Forestière Française*, (5), p. 539. DOI : [10.4267/2042/26453](https://doi.org/10.4267/2042/26453)
- Génin A., Alexandre F. et Godron M., 2011, Une approche de l'identification des paysages végétaux de la montagne alpine par la flore, *Actes des congrès nationaux des sociétés historiques et scientifiques*, 135(2), p. 65-77.
- Germain A., 1991, Jean de LAPLANTE, Les parcs de Montréal : des origines à nos jours, *Recherches sociographiques*, 32(1), p. 136. DOI : [10.7202/056602ar](https://doi.org/10.7202/056602ar)

Ghorra-Gobin C., 1997, La ville américaine. De l'idéal pastoral à l'artificialisation de l'espace naturel, *Les Annales de la recherche urbaine*, 74(1), p. 69-74. DOI : [10.3406/aru.1997.3121](https://doi.org/10.3406/aru.1997.3121)

Giguère A., 2015, *Regard sur l'organisation du secteur de la culture à Montréal et sur trois industries culturelles de premier plan*, Document inédit. Repéré à <http://www.cirst.uqam.ca/fr-ca/activités/ormes.aspx>

Gill S. E., Handley J. F., Ennos A. R., Pauleit S., Theuray N. et Lindley S. J., 2008, Characterising the urban environment of UK cities and towns: A template for landscape planning, *Landscape and Urban Planning*, 87(3), p. 210-222. DOI : [10.1016/j.landurbplan.2008.06.008](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.06.008)

Gillet F., Foucault B. et Julve P., 1991, La phytosociologie synusiale intégrée: Objets et concepts, *Candollea*, 46.

Gippoliti S. et Battisti C., 2017, More cool than tool: Equivoques, conceptual traps and weaknesses of ecological networks in environmental planning and conservation, *Land Use Policy*, 68, p. 686-691. DOI : [10.1016/j.landusepol.2017.08.001](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.08.001)

Girardet X., Foltête J.-C., Clauzel C. et Vuidel G., 2016, Restauration de la connectivité écologique : proposition méthodologique pour une localisation optimisée des passages à faune, *Vertigo*, (Hors-série 24). DOI : [10.4000/vertigo.17337](https://doi.org/10.4000/vertigo.17337)

Gobster P. H., 1998, Urban parks as green walls or green magnets? Interracial relations in neighborhood boundary parks, *Landscape and Urban Planning*, 41(1), p. 43-55. DOI : [10.1016/S0169-2046\(98\)00045-0](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(98)00045-0)

Godard V., 2007, Méthodes d'échantillonnage pour l'estimation paysagère : comment mesurer les dégâts d'une tempête, *Espace géographique*, 36(3), p. 237. DOI : [10.3917/eg.363.0237](https://doi.org/10.3917/eg.363.0237)

Godefroid S. et Koedam N., 2007, Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas, *Landscape Ecology*, 22(8), p. 1227-1239. DOI : [10.1007/s10980-007-9102-x](https://doi.org/10.1007/s10980-007-9102-x)

Godet L., 2010, La « nature ordinaire » dans le monde occidental, *Espace géographique*, 39(4), p. 295. DOI : [10.3917/eg.394.0295](https://doi.org/10.3917/eg.394.0295)

Godron M. et Joly H., 2008, *Dictionnaire du Paysage* Conseil international de la langue française. Paris, 287 p.

Godron M., 2012, *Écologie et évolution du monde vivant tome.2 ; l'échelle crée le phénomène*. Paris, L'harmattan, 385 p. Repéré à <https://halldulivre.com/livre/9782296558717-ecologie-et-evolution-du-monde-vivant-t-2-l-echelle-cree-le-phenomene-michel-godron/>

Gómez-Baggethun E., de Groot R., Lomas P. L. et Montes C., 2010, The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes, *Ecological Economics*, 69(6), p. 1209-1218. DOI : [10.1016/j.ecolecon.2009.11.007](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007)

Gonzalez A., Albert C. et Rayfield B., 2013, *Corridors, biodiversité, et services écologiques: un réseau écologique pour le maintien de la connectivité et une gestion résiliente aux changements climatiques dans l'Ouest des Basses-Terres du Saint-Laurent*. McGill University & Quebec Centre for Biodiversity Science.

Gosselin, Grondin et Saucier, 2000, *Rapport de classification écologique du domaine bioclimatique de l'érablière à caryer cordiforme*. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers. Repéré à <https://mffp.gouv.qc.ca/publications/forets/connaissances/rc-erabliere-caryer-cordiforme-52.pdf>

Graça M., Alves P., Gonçalves J., Nowak D. J., Hoehn R., Farinha-Marques P. et Cunha M., 2018, Assessing how green space types affect ecosystem services delivery in Porto, Portugal, *Landscape and Urban Planning*, 170, p. 195-208. DOI : [10.1016/j.landurbplan.2017.10.007](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.10.007)

Grésillon É., Cohen M., Lefour J., Goeldner L. et Simon L., 2012, Les trames vertes et bleues habitantes : un cheminement entre pratiques et représentations. L'exemple de la ville de Paris (France), *Développement durable et territoires*, (Vol. 3, n° 3). DOI : [10.4000/developpementdurable.9470](https://doi.org/10.4000/developpementdurable.9470)

Gresillon E., Amat J.-P. et Tibaut A., 2014, Les « sans domicile fixe » du bois de Vincennes : une précarité dans des espaces de durabilité, *Géocarrefour*, 89(4), p. 261-269. DOI : [10.4000/geocarrefour.9569](https://doi.org/10.4000/geocarrefour.9569)

Griselin M. et Nageleisen S., 2004, « Quantifier » le paysage au long d'un itinéraire à partir d'un échantillonnage photographique au sol, *Cybergeo*. DOI : [10.4000/cybergeo.3684](https://doi.org/10.4000/cybergeo.3684)

Guillaume C., 2017, *Who Cleans the Park? Public Work and Urban Governance in New York City*. Chicago, 2017, 296 p. The University of Chicago Press, vol. 60. Chicago, Association pour le développement de la sociologie du travail, 296 p.

Guittet C. et Le Dû-Blayo L., 2013, Les photographies du paysage : quelles analyses des dynamiques paysagères ?, *Projet de paysage*. Repéré à https://www.projetsdepaysage.fr/les_photographies_du_paysage_quelles_analyses_des_dynamiques_paysageres

Guittet C., 2016, 2 décembre, *Pour une meilleure intégration des Observatoires Photographiques du Paysage dans la gouvernance territoriale (exemple de la région Bretagne)* (phdthesis, Université Rennes 2). Repéré à <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01426376>

Gurin D., Carter M., et David Suzuki Foundation, 2003, *Driven to action: stopping sprawl in your community*. Vancouver, David Suzuki Foundation.

Hansen R. et Pauleit S., 2014, From Multifunctionality to Multiple Ecosystem Services? A Conceptual Framework for Multifunctionality in Green Infrastructure Planning for Urban Areas, *AMBIO*, 43(4), p. 516-529. DOI : [10.1007/s13280-014-0510-2](https://doi.org/10.1007/s13280-014-0510-2)

Hansen R., Olafsson A. S., van der Jagt A. P. N., Rall E. et Pauleit S., 2017, Planning multifunctional green infrastructure for compact cities: What is the state of practice?, *Ecological Indicators*, 96, p. 99-110. DOI : [10.1016/j.ecolind.2017.09.042](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.042)

Hautdidier B., 2016, Chapitre 2 / Quelque part entre Toutatis et Gaïa. La géographie française peut contribuer aux questions de l'écologie, in *Manifeste pour une géographie environnementale*. Paris, Presses de Sciences Po, p.79-100. DOI : [10.3917/scpo.chart.2016.01.0079](https://doi.org/10.3917/scpo.chart.2016.01.0079)

Hellmund P. C. et Smith D. S., 2006, *Designing greenways, sustainable landscapes for nature and people*. Island Press, 270 p.

Heneghan L., Fatemi F., Umek L., Grady K., Fagen K. et Workman M., 2006, The invasive shrub European buckthorn (*Rhamnus cathartica*, L.) alters soil properties in Midwestern U.S. woodlands, *Applied Soil Ecology*, 32(1), p. 142-148. DOI : [10.1016/j.apsoil.2005.03.009](https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.03.009)

Hermes D. A. et McCullough D. G., 2014, Emerald Ash Borer Invasion of North America: History, Biology, Ecology, Impacts, and Management, *Annual Review of Entomology*, 59(1), p. 13-30. DOI : [10.1146/annurev-ento-011613-162051](https://doi.org/10.1146/annurev-ento-011613-162051)

Heynen N., Kaika M. et Swyngedouw E. (dir.), 2006, *In the Nature of Cities: Urban Political Ecology and the Politics of Urban Metabolism* 0 éd. Routledge. DOI : [10.4324/9780203027523](https://doi.org/10.4324/9780203027523)

Hilty J. A., Lidicker Jr W. Z. et Merenlender A. M., 2006, *Corridor ecology, the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*. Island Press, 323 p.

Hoyle H., Jorgensen A. et Hitchmough J. D., 2019, What determines how we see nature? Perceptions of naturalness in designed urban green spaces, *People and Nature*, p. pan3.19. DOI : [10.1002/pan3.19](https://doi.org/10.1002/pan3.19)

Hui C. et Richardson D. M., 2019, How to Invade an Ecological Network, *Trends in Ecology & Evolution*, 34(2), p. 121-131. DOI : [10.1016/j.tree.2018.11.003](https://doi.org/10.1016/j.tree.2018.11.003)

IAU îdF, 2011, La multifonctionnalité des trames verte et bleue en zones urbaines et périurbaine, p. 180.

Ignatieva M. E. et Stewart G. H., 2009, Homogeneity of urban biotopes and similarity of landscape design language in former colonial cities, in McDonnell Mark J., Hahs A. K. et Breuste J. H. (dir.), *Ecology of Cities and Towns*. Cambridge, Cambridge University Press, p.399-421. DOI : [10.1017/CBO9780511609763.024](https://doi.org/10.1017/CBO9780511609763.024)

Ignatieva M., Stewart G. H. et Meurk C., 2011, Planning and design of ecological networks in urban areas, *Landscape and Ecological Engineering*, 7(1), p. 17-25. DOI : [10.1007/s11355-010-0143-y](https://doi.org/10.1007/s11355-010-0143-y)

Jaeger J. et Nazarnia N., 2016, Social and ecological impacts of the exponential increase of urban sprawl in Montréal, *Canada Communicable Disease Report*, 42(10), p. 207-208. DOI : [10.14745/ccdr.v42i10a07](https://doi.org/10.14745/ccdr.v42i10a07)

Janin A., 2011, *Évaluer la connectivité en paysage fragmenté : de l'écologie comportementale à la biologie de la conservation*. Université Claude Bernard - Lyon I.

Jha S. et Kremen C., 2013, Resource diversity and landscape-level homogeneity drive native bee foraging, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(2), p. 555-558. DOI : [10.1073/pnas.1208682110](https://doi.org/10.1073/pnas.1208682110)

Jobin B., Langevin, Allard, Labrecque et Dauphin, 2013, *Évaluation d'une approche d'analyse du paysage pour planifier la conservation des habitats des oiseaux migrants et des espèces en péril dans l'écozone des Plaines à forêts mixtes*Série de rapports techniques no 527. Québec, Environnement Canada. Repéré à http://publications.gc.ca/collections/collection_2015/ec/CW69-5-527-fra.pdf

- Jonas A. et While A., 2007, Greening the entrepreneurial city? Looking for spaces of sustainability politics in the competitive city, *The Sustainable Development Paradox: Urban Political Economy in the United States and Europe*, p. 123-159.
- Jongman R. H. G., Külvik M. et Kristiansen I., 2004, European ecological networks and greenways, *Landscape and Urban Planning*, 68(2-3), p. 305-319. DOI : [10.1016/S0169-2046\(03\)00163-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00163-4)
- Jonnes J., 2016, *Urban Forest : a natural history of trees and people in the american city cityscape*. New York, Viking, 394 p.
- Kindlmann P. et Burel F., 2008, Connectivity measures: a review, *Landscape Ecology*, p. s10980-008-9245-4. DOI : [10.1007/s10980-008-9245-4](https://doi.org/10.1007/s10980-008-9245-4)
- Kirchhoff T., Trepl L. et Vicenzotti V., 2013, What is Landscape Ecology? An Analysis and Evaluation of Six Different Conceptions, *Landscape Research*, 38(1), p. 33-51. DOI : [10.1080/01426397.2011.640751](https://doi.org/10.1080/01426397.2011.640751)
- Knight K. S., Brown J. P. et Long R. P., 2013, Factors affecting the survival of ash (*Fraxinus* spp.) trees infested by emerald ash borer (*Agrilus planipennis*), *Biological Invasions*, 15(2), p. 371-383. DOI : [10.1007/s10530-012-0292-z](https://doi.org/10.1007/s10530-012-0292-z)
- Knight K. S., Kurylo J. S., Endress A. G., Stewart J. R. et Reich P. B., 2007, Ecology and ecosystem impacts of common buckthorn (*Rhamnus cathartica*): a review, *Biological Invasions*, 9(8), p. 925-937. DOI : [10.1007/s10530-007-9091-3](https://doi.org/10.1007/s10530-007-9091-3)
- Kovacs K., Haight R., Mccullough D., Mercader R., Siegert N. et Liebhold A., 2010, Cost of potential emerald ash borer damage in US communities, 2009-2019, *Ecological Economics*, 69, p. 569-578. DOI : [10.1016/j.ecolecon.2009.09.004](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.09.004)
- Kowarik I. et Körner S. (dir.), 2005, *Wild Urban Woodlands: New Perspectives for Urban Forestry*. Berlin Heidelberg, Springer-Verlag. DOI : [10.1007/b138211](https://doi.org/10.1007/b138211)
- Kowarik I. et Langer A., 2005, Natur-Park Südgelände: Linking Conservation and Recreation in an Abandoned Railyard in Berlin, in Kowarik I. et Körner S. (dir.), *Wild Urban Woodlands*. Berlin/Heidelberg, Springer-Verlag, p.287-299. DOI : [10.1007/3-540-26859-6_18](https://doi.org/10.1007/3-540-26859-6_18)
- Kowarik I., 2011, Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation, *Environmental Pollution*, 159(8-9), p. 1974-1983. DOI : [10.1016/j.envpol.2011.02.022](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022)
- Kowarik I., 2017, Urban wilderness: Supply, demand, and access, *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, p. 336-347. DOI : [10.1016/j.ufug.2017.05.017](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.05.017)
- Kremer P., Hamstead Z. A. et McPhearson T., 2016, The value of urban ecosystem services in New York City: A spatially explicit multicriteria analysis of landscape scale valuation scenarios, *Environmental Science & Policy*, 62, p. 57-68. DOI : [10.1016/j.envsci.2016.04.012](https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.012)
- Krueger R. et Gibbs D., 2007, *The Sustainable Development Paradox: Urban Political Economy in the United States and Europe*. Guilford Press, 319 p.
- Kühn I. et Klotz S., 2006, Urbanization and homogenization – Comparing the floras of urban and rural areas in Germany, *Biological Conservation*, 127(3), p. 292-300. DOI : [10.1016/j.biocon.2005.06.033](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.033)

Kull C. a. et Batterbury S. P. J., 2016, Chapitre 9 / La géographie face aux défis environnementaux dans le monde anglophone, in Lefèvre M. (trad.), *Manifeste pour une géographie environnementale*. Paris, Presses de Sciences Po, p.227-256. DOI : [10.3917/scpo.chart.2016.01.0227](https://doi.org/10.3917/scpo.chart.2016.01.0227)

Lallau B., 2011, La résilience, moyen et fin d'un développement durable ?, p. 18.

Landry L.-M., 2013, Répertoire photographique des plantes vasculaires exotiques du Québec. Repéré à http://www.lmlandry.com/LM_Landry_2013_Les_especes_floristiques_exotiques_du_Qc.pdf

Langley A., Smallman C., Tsoukas H. et Van de Ven A. H., 2013, Process Studies of Change in Organization and Management: Unveiling Temporality, Activity, and Flow, *Academy of Management Journal*, 56(1), p. 1-13. DOI : [10.5465/amj.2013.4001](https://doi.org/10.5465/amj.2013.4001)

Lasserre J.-C., 2006, *Les réseaux fluviaux du Saint-Laurent et du Mississippi (...) : vers une Avenue des Amériques ?*, Saint-Dié.

Lavoie C., 2007, Le roseau commun au Québec : enquête sur une invasion, *Le Naturaliste canadien*, 131(2), p. 5-9.

Lavorel S. et Garnier E., 2002, Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail, *Functional Ecology*, 16(5), p. 545-556. DOI : [10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x)

Lecompte M. et Alexandre F., 1996, Discontinu et continu de la végétation et du milieu. De la théorie des étagements en altitude à la phytoclimatologie dynamique, *Espace géographique*, 25(3), p. 261-272. DOI : [10.3406/spgeo.1996.995](https://doi.org/10.3406/spgeo.1996.995)

Lees J., Jaeger J. A. G., Gunn J. A. E. et Noble B. F., 2016, Analysis of uncertainty consideration in environmental assessment: an empirical study of Canadian EA practice, *Journal of Environmental Planning and Management*, 59(11), p. 2024-2044. DOI : [10.1080/09640568.2015.1116980](https://doi.org/10.1080/09640568.2015.1116980)

Légrand M., 2016, *La mise en ordre écologique des parcs urbains. Savoirs, pratiques et paysages*.

Lehmann I., Mathey J., Röbber S., Bräuer A. et Goldberg V., 2014, Urban vegetation structure types as a methodological approach for identifying ecosystem services – Application to the analysis of micro-climatic effects, *Ecological Indicators*, 42, p. 58-72. DOI : [10.1016/j.ecolind.2014.02.036](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.036)

Levé M., 2018, 27 novembre, *Les jardins domestiques, espaces de passage des insectes pollinisateurs et de leurs rencontres avec les habitant.e.s* (These de doctorat, Sorbonne Paris Cité). Repéré à <http://www.theses.fr/2018USPCB169>

Lévesque L., 1999, Montréal, l'informe urbanité des terrains vagues. Pour une gestion créatrice du mobilier urbain, *Les Annales de la Recherche Urbaine*, 85(1), p. 47-57. DOI : [10.3406/aru.1999.2280](https://doi.org/10.3406/aru.1999.2280)

Levins R., 1969, Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control, p. 237-240. DOI : [10.1093/besa/15.3.237](https://doi.org/10.1093/besa/15.3.237)

Li F., Zheng W., Wang Y., Liang J., Xie S., Guo S., Li X. et Yu C., 2019, Urban Green Space Fragmentation and Urbanization: A Spatiotemporal Perspective, *Forests*, 10(4), p. 333. DOI : [10.3390/f10040333](https://doi.org/10.3390/f10040333)

- Liefooghe C., 2010, La ville créative : utopie urbaine ou modèle économique ?, *L'Observatoire*, N° 36(1), p. 34-37.
- Liénard S. et Clergeau P., 2011, Trame Verte et Bleue : Utilisation des cartes d'occupation du sol pour une première approche qualitative de la biodiversité, *Cybergeo*. DOI : [10.4000/cybergeo.23494](https://doi.org/10.4000/cybergeo.23494)
- Lin B. B., Philpott S. M. et Jha S., 2015, The future of urban agriculture and biodiversity-ecosystem services: Challenges and next steps, *Basic and Applied Ecology*, 16(3), p. 189-201. DOI : [10.1016/j.baae.2015.01.005](https://doi.org/10.1016/j.baae.2015.01.005)
- Linteau P.-A., 2018, Chapitre 7. Quatre siècles d'immigration française au Canada et au Québec, in Joyal S. (dir.), *France-Canada-Québec : 400 ans de relations d'exception*. Montréal, Presses de l'Université de Montréal, p.165-181. Repéré à <http://books.openedition.org/pum/16720>
- Little C. E., 1995, *Greenways for America*. The Johns Hopkins University Press.
- Liu W., Chen W. et Peng C., 2014, Assessing the effectiveness of green infrastructures on urban flooding reduction: A community scale study, *Ecological Modelling*, 291, p. 6-14. DOI : [10.1016/j.ecolmodel.2014.07.012](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.07.012)
- Lloyd M. G. et Peel D., 2007, Green belts in Scotland: Towards the modernisation of a traditional concept?, *Journal of Environmental Planning and Management*, 50(5), p. 639-656. DOI : [10.1080/09640560701475220](https://doi.org/10.1080/09640560701475220)
- Loewen B., 2010, Le paysage boisé et les modes d'occupation de l'île de Montréal, du Sylvicole supérieur récent au XIXe siècle, *Recherches amérindiennes au Québec*, 39(1-2), p. 5-21. DOI : [10.7202/044994ar](https://doi.org/10.7202/044994ar)
- Loriot P. et Di Salvo M., 2008, *Détermination d'un MOS et calcul d'une tache urbaine à partir de la BD TOPO® de l'IGN: étude expérimentale*. Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques (CERTU).
- Losapio G., Montesinos-Navarro A. et Saiz H., 2019, Perspectives for ecological networks in plant ecology, *Plant Ecology & Diversity*, 12(2), p. 87-102. DOI : [10.1080/17550874.2019.1626509](https://doi.org/10.1080/17550874.2019.1626509)
- Luginbühl Y., 1989, Au-delà des clichés... La photographie du paysage au service de l'analyse, *Strates. Matériaux pour la recherche en sciences sociales*, (4). Repéré à <http://journals.openedition.org/strates/4072>
- M'Bala J., 2013, Prévenir l'exurbanisation : le Plan Gréber de 1950 pour Montréal, *Urban History Review*, 29(2), p. 62-70. DOI : [10.7202/1019206ar](https://doi.org/10.7202/1019206ar)
- MacArthur R. H. et Wilson E. O., 1967, *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, Princeton University Press, 203 p.
- Macdonald S. et Keil R., 2012, The Ontario Greenbelt Shifting the Scales of the Sustainability Fix, *The Professional Geographer*, 64:1, p. 125-145.

Madden S. (Sarah A., 2010, *Choosing green over gray: Philadelphia's innovative stormwater infrastructure plan* (Thesis, Massachusetts Institute of Technology). Repéré à <https://dspace.mit.edu/handle/1721.1/59750>

Madureira H. et Andresen T., 2014a, Planning for multifunctional urban green infrastructures: Promises and challenges, *URBAN DESIGN International*, 19(1), p. 38-49. DOI : [10.1057/udi.2013.11](https://doi.org/10.1057/udi.2013.11)

Madureira H. et Andresen T., 2014b, Planning for multifunctional urban green infrastructures: Promises and challenges, *URBAN DESIGN International*, 19(1), p. 38-49. DOI : [10.1057/udi.2013.11](https://doi.org/10.1057/udi.2013.11)

Madureira H. et Cormier L., 2014, La complexité de l'application du concept d'infrastructure verte à l'échelle locale : exemples de Paris et Porto, *Urbanités et biodiversité. Entre villes fertiles et campagnes urbaines, quelle place pour la biodiversité ? / sous la dir. de Vincent Bradel.-Nancy : PUN - Éditions de l'Université de Lorraine, 2014. 1 vol. (338 p.) : ill. (Espace rural & projet spatial, vol. 4)*, p. 13.

Madureira H., Andresen T. et Monteiro A., 2011, Green structure and planning evolution in Porto, *Urban Forestry & Urban Greening*, 10(2), p. 141-149. DOI : [10.1016/j.ufug.2010.12.004](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2010.12.004)

Maes M. J. A., Jones K. E., Toledano M. B. et Milligan B., 2019, Mapping synergies and trade-offs between urban ecosystems and the sustainable development goals, *Environmental Science & Policy*, 93, p. 181-188. DOI : [10.1016/j.envsci.2018.12.010](https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.010)

Maiello M., 2019, Urban Environmental Gentrification: Evaluating the Impact Large Green Infrastructure Projects Have On Urban Residents, *Undergraduate Honors Theses*, p. 55.

Maillot-Léonard M., 2014, *Les pratiques des usagers dans les friches urbaines végétalisées et leurs facteurs d'influence : analyse de deux cas montréalais* [Mémoire sous la direction de Danielle Dagenais et Juan Torres], Document inédit. Université de Montréal.

Mairie de Paris, 2011, Plan biodiversité de Paris.

Marineau K. et Dion M.-È., 2008, Inventaire de la végétation terrestre du Mont Royal 2006-2007. Rapport d'inventaire réalisé pour le Bureau du Mont-Royal et la Ville de Montréal.

Marineau K. et Tousignant M.-È., 2009, Inventaire de la végétation terrestre du parc-nature de la Pointe-aux-Prairies. Rapport d'inventaire réalisé pour le Bureau du Mont-Royal et la Ville de Montréal.

Maris V., 2016, *Philosophie de la biodiversité: Petite éthique pour une nature en péril*. Buchet/Chastel. Repéré à <https://books.google.fr/books?id=1lxRCwAAQBAJ>

Maris Virginie, 2014, *Nature à vendre, les limites des services écosystémiques*. Versailles, Quae, 94 p.

Marois C., Deslauriers P. et Bryan C., 1991, Une revue de la littérature scientifique sur l'étalement urbain et sur les relations urbaines-agricoles dans la frange urbaine : le cas de la région métropolitaine de Montréal, dans le contexte nord-américain., *Espace, populations, sociétés*, 9(2), p. 325-334. DOI : [10.3406/espos.1991.1472](https://doi.org/10.3406/espos.1991.1472)

Marois Claude, 1989, Caractéristiques des changements du paysage urbain dans la ville de Montréal, *Annales de géographie*, 98(548), p. 385-402. DOI : [10.3406/geo.1989.20916](https://doi.org/10.3406/geo.1989.20916)

Marquis G., 2007, *Le plan d'implantation et d'intégration architecturale (PIIA) et son application en milieu résidentiel périurbain* (Mémoire). Université de Montréal.

Marry S. et Delabarre M., 2011, Naturalité urbaine : l'impact du végétal sur la perception sonore dans les espaces publics, *Vertigo*, (Volume 11 Numéro 1). DOI : [10.4000/vertigo.10874](https://doi.org/10.4000/vertigo.10874)

Marsh G. P., 1864. *Man and Nature , or Physical Geography as modified by Human Action*, New York, Charles Scribner.

Martin C., De la Durantaye M., Lemieux J., Pronovost G. et Luckerhoff J., 2007, *Le Modèle québécois des industries culturelles*.

Martin P. H. et Marks P. L., 2006, Intact forests provide only weak resistance to a shade-tolerant invasive Norway maple (*Acer platanoides* L.), *Journal of Ecology*, 94(6), p. 1070-1079. DOI : <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2006.01159.x>

Martínez C., Sanchez A., Galindo R., Mulugeta A., Vojinovic Z. et Galvis A., 2018, Configuring Green Infrastructure for Urban Runoff and Pollutant Reduction Using an Optimal Number of Units, *Water*, 10(11), p. 1528. DOI : [10.3390/w10111528](https://doi.org/10.3390/w10111528)

Matagne P., 2016, Chapitre 4 / Géographie-écologie. Occasions manquées et opportunités, *in Manifeste pour une géographie environnementale*. Paris, Presses de Sciences Po, p.125-140. DOI : [10.3917/scpo.chart.2016.01.0125](https://doi.org/10.3917/scpo.chart.2016.01.0125)

Mathieu N., 2006, Pour une construction interdisciplinaire du concept de milieu urbain durable, *Natures Sciences Sociétés*, 14(4), p. 376-382. DOI : [10.1051/nss:2007005](https://doi.org/10.1051/nss:2007005)

Maure F., Rayfield B., Martins K. T., Garbe C., Dupras J., Auclair J. et Wood S., 2018, *Le rôle des infrastructures naturelles dans la prévention des inondations dans la Communauté métropolitaine de Montréal*. Fondation David Suzuki.

McCance E. C., Decker D. J., Colturi A. M., Baydack R. K., Siemer W. F., Curtis P. D. et Eason T., 2017, Importance of Urban Wildlife Management in the United States and Canada, *Mammal Study*, 42(1), p. 1-16. DOI : [10.3106/041.042.0108](https://doi.org/10.3106/041.042.0108)

McDonnell M. J. et Pickett S. T. A., 1990, Ecosystem Structure and Function along Urban-Rural Gradients: An Unexploited Opportunity for Ecology, *Ecology*, 71(4), p. 1232-1237. DOI : [10.2307/1938259](https://doi.org/10.2307/1938259)

McDonnell Mark J. et Hahs A. K., 2008, The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanizing landscapes: current status and future directions, *Landscape Ecology*, 23(10), p. 1143-1155. DOI : [10.1007/s10980-008-9253-4](https://doi.org/10.1007/s10980-008-9253-4)

McDonnell Mark J., 2011, *Urban Ecology: Patterns, Processes, and Applications*. Oxford University Press. DOI : [10.1093/acprof:oso/9780199563562.001.0001](https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199563562.001.0001)

McPherson, E.G E., 1992, Accounting for benefits and costs of urban greenspace, *Landscape and Urban Planning*, 22(1), p. 41-51. DOI : [10.1016/0169-2046\(92\)90006-L](https://doi.org/10.1016/0169-2046(92)90006-L)

Meadows D., Meadows D., Randers J. et Behrens W. W., 1972, *The limits of growth*. Universe Books.

Meerow S. et Newell J. P., 2017, Spatial planning for multifunctional green infrastructure: Growing resilience in Detroit, *Landscape and Urban Planning*, 159, p. 62-75. DOI : [10.1016/j.landurbplan.2016.10.005](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.10.005)

Mehdi L., Weber C., Pietro F. D. et Selmi W., 2012, Évolution de la place du végétal dans la ville, de l'espace vert à la trame verte, *Vertigo*, (Volume 12 Numéro 2). DOI : [10.4000/vertigo.12670](https://doi.org/10.4000/vertigo.12670)

Mell I., 2018, Establishing the costs of poor green space management: mistrust, financing and future development options in the UK, *People, Place and Policy Online*, 12(2), p. 137-157. DOI : [10.3351/ppp.2018.7698488596](https://doi.org/10.3351/ppp.2018.7698488596)

Mémoire déposé par Héritage Laurentien, 2011, p. 27.

Milanesi J., 2011, Une histoire de la méthode d'évaluation contingente, *Genèses*, 84(3), p. 6. DOI : [10.3917/gen.084.0006](https://doi.org/10.3917/gen.084.0006)

Miller S. M. et Montalto F. A., 2019, Stakeholder perceptions of the ecosystem services provided by Green Infrastructure in New York City, *Ecosystem Services*, 37, p. 100928. DOI : [10.1016/j.ecoser.2019.100928](https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100928)

Mœglin P., 2012, Une théorie pour penser les industries culturelles et informationnelles ?, *Revue française des sciences de l'information et de la communication*, (1). DOI : [10.4000/rfsic.130](https://doi.org/10.4000/rfsic.130)

Moilanen A. et Hanski I., 2001, On the use of connectivity measures in spatial ecology, p. 5.

Montminy D., 2010, *La protection du territoire agricole de la région métropolitaine de recensement (RMR) de Montréal dans un contexte d'étalement urbain* (Mémoire, Département de géographie de l'Université de Montréal). Repéré à https://papyrus.bib.umontreal.ca/xmlui/bitstream/handle/1866/4397/Montminy_Dominique_2010_memoire.pdf?sequence=2&isAllowed=y

Montpetit C., Poullaouec-Gonidec P. et Saumier G., 2002, Paysage et cadre de vie au Québec : réflexion sur une demande sociale émergente et plurielle., *Cahiers de géographie du Québec*, 46(128), p. 165-189. DOI : <https://doi.org/10.7202/023039ar>

Montréal (Québec) et Action locale pour la biodiversité, 2013, *Ville de Montréal: rapport sur la biodiversité : 2013*.

Montréal International, 2020, Montréal International, Un apport vital. Bilan des activités 2019. Repéré à <https://www.montrealinternational.com/fr/publications/bilan-des-activites-2019/>

Muller Y., 2016, Curiosités de l'observation photographique, *Projets de paysage. Revue scientifique sur la conception et l'aménagement de l'espace*, (15). DOI : [10.4000/paysage.7241](https://doi.org/10.4000/paysage.7241)

Nazarnia N., Schwick C. et Jaeger J. A. G., 2016, Accelerated urban sprawl in Montreal, Quebec City, and Zurich: Investigating the differences using time series 1951–2011, *Ecological Indicators*, 60, p. 1229-1251. DOI : [10.1016/j.ecolind.2015.09.020](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.020)

New York City Department of Environmental Protection (NYC DEP), 2010, NYC Green Infrastructure Plan: A sustainable strategy for clean waterways.

New York City Department of Environmental Protection (NYC DEP), 2020, NYC GREEN INFRASTRUCTURE GRANT PROGRAM.

New York City Department of Environmental Protection (NYC DEP), 2021, NYC Green Infrastructure Plan: 2020 Annual Report.

Niedźwiecka-Filipiak I., Rubaszek J., Potyrała J. et Filipiak P., 2019, The Method of Planning Green Infrastructure System with the Use of Landscape-Functional Units (Method LaFU) and its Implementation in the Wrocław Functional Area (Poland), *Sustainability*, 11, p. 394. DOI : [10.3390/su11020394](https://doi.org/10.3390/su11020394)

Niemelä J., 2011, *Urban Ecology: Patterns, Processes, and Applications* édité par J. H. Breuste, T. Elmqvist, G. Guntenspergen, P. James et N. E. McIntyre. Oxford University Press. DOI : [10.1093/acprof:oso/9780199563562.001.0001](https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199563562.001.0001)

Norgaard R. B., 2010, Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder, *Ecological Economics*, 69(6), p. 1219-1227. DOI : [10.1016/j.ecolecon.2009.11.009](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.009)

Novarina G., 2003, Ville diffuse et système du vert / Edge cities and green spaces, *Revue de géographie alpine*, 91(4), p. 9-17. DOI : [10.3406/rga.2003.2258](https://doi.org/10.3406/rga.2003.2258)

Office de consultation publique de Montréal, 2017, Quel avenir pour notre centre ville ? Les orientations de la stratégie centre-ville : Rapport de consultation publique. Repéré à https://ocpm.qc.ca/sites/ocpm.qc.ca/files/pdf/P83/rapport_final_strategie_centre-ville.pdf

Olivier E. et Amenatech Inc., 2016, Inventaire de la végétation et mise au point du plan d'aménagement des marais Lauzon et 90 dans le secteur de Pierrefonds-Ouest.

Olmsted F. L., 1881, *Mount Royal, Montreal*. G.P. Putnam's Sons, 102 p.

Paddeu F., 2015, 7 décembre, *De la crise urbaine à la réappropriation du territoire : Mobilisations civiques pour la justice environnementale et alimentaire dans les quartiers défavorisés de Detroit et du Bronx à New York* (These de doctorat, Paris 4). Repéré à <http://www.theses.fr/2015PA040186>

Paddeu F., 2017, Agir à l'heure de l'anthropocène. Les quatre familles de l'environnementalisme urbain, *L'Information géographique*, Vol. 81(3), p. 32-53.

Panagopoulos T., González Duque J. A. et Bostenaru Dan M., 2016, Urban planning with respect to environmental quality and human well-being, *Environmental Pollution*, 208, p. 137-144. DOI : [10.1016/j.envpol.2015.07.038](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.07.038)

Pantel J. H., Bohan D. A., Calcagno V., David P., Duyck P.-F., Kamenova S., Loeuille N., Mollot G., Romanuk T. N., Thébault E., Tixier P. et Massol F., 2017, 14 Questions for Invasion in Ecological Networks, in *Advances in Ecological Research* vol. 56. Elsevier, p.293-340. DOI : [10.1016/bs.aecr.2016.10.008](https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.10.008)

Paque G., Bleau S., Lebon C., Germain et Vachon M.-A., 2018, *Diagnostic des risques et des opportunités liés aux changements climatiques pour le secteur touristique des régions de Québec et Charlevoix* ». Ouranos.

- Paquette S., 2007, Les enjeux de paysage au Québec entre logiques de préservation et de développement, *Économie rurale*, (297-298), p. 41-54. DOI : [10.4000/economierurale.1972](https://doi.org/10.4000/economierurale.1972)
- Paquette S., Poullaouec-Gonidec P. et Domon G., 2008, *Guide de gestion des paysages au Québec: Lire, comprendre et valoriser le paysage*. Gouvernement du Québec, 96 p.
- Parker J. et Simpson G. D., 2018, Public Green Infrastructure Contributes to City Livability: A Systematic Quantitative Review, *Land*, 7(4), p. 161. DOI : [10.3390/land7040161](https://doi.org/10.3390/land7040161)
- Pascual Espuny C., 2008, Comment les organisations se saisissent-elles de l'« image verte » ?, *Communication et organisation*, (34), p. 39-52. DOI : [10.4000/communicationorganisation.572](https://doi.org/10.4000/communicationorganisation.572)
- Pelletier P., 2021, *Le puritanisme vert. Aux origines de l'écologisme*. Paris, Le Pommier, 428 p.
- Péna M. et Audouy M., 2011, *Petite histoire du jardin & du paysage en ville*. Cité de l'architecture & du paysage, 112 p.
- Penko Seidl N., 2021, Le développement du concept d'infrastructure verte dans la pratique de la planification spatiale slovène, *Sciences Eaux & Territoires*, 36(2), p. 16-21. DOI : [10.3917/set.036.0016](https://doi.org/10.3917/set.036.0016)
- Petropoulos G. P., Kalivas D. P., Georgopoulou I. A. et Srivastava P. K., 2015, Urban vegetation cover extraction from hyperspectral imagery and geographic information system spatial analysis techniques: case of Athens, Greece, *Journal of Applied Remote Sensing*, 9(1), p. 096088. DOI : [10.1117/1.JRS.9.096088](https://doi.org/10.1117/1.JRS.9.096088)
- Pham H., Apparicio P., Landry S., Séguin A.-M. et Gagnon M., 2013, Predictors of the distribution of street and backyard vegetation in Montreal, Canada, *Urban Forestry & Urban Greening*, 12, p. 18-27. DOI : [10.1016/j.ufug.2012.09.002](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.09.002)
- Pham T.-T.-H., Apparicio P., Seguin A.-M., Landry S. et Gagnon M., 2012, Spatial Distribution of Vegetation in Montreal: An Uneven Distribution or Environmental Inequity?, *Landscape and Urban Planning*, 107(3), p. 214-224. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.06.002>
- Piché V., 2005, Les vagues migratoires et leur impact : le cas du Québec, *Santé, Société et Solidarité*, 4(1), p. 19-29. DOI : [10.3406/oss.2005.1018](https://doi.org/10.3406/oss.2005.1018)
- Pickett Steward T. A., Burch W. R., Dalton S. E., Foresman T. W., Grove J. M. et Rowntree R., 1997, A conceptual framework for the study of human ecosystems in urban areas, *Urban Ecosystems*, 1(4), p. 185-199. DOI : [10.1023/A:1018531712889](https://doi.org/10.1023/A:1018531712889)
- Pickett Steward T. A., Parker V. T. et Fiedler P. L., 1992, The New Paradigm in Ecology: Implications for Conservation Biology Above the Species Level, in Fiedler P. L. et Jain S. K. (dir.), *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation Preservation and Management*. Boston, MA, Springer US, p.65-88. DOI : [10.1007/978-1-4684-6426-9_4](https://doi.org/10.1007/978-1-4684-6426-9_4)
- Pilati T. et Tremblay D.-G., 2007, Le développement socio-économique de Montréal : La cité créative et la carrière artistique comme facteurs d'attraction ?, *Canadian Journal of Regional Science/Revue canadienne des sciences régionales*, p. 475-496.

Poder T., Dupras J., Fetue F. et He J., 2015, La valeur économique de la Ceinture et trame bleue du Grand Montréal la contribution des écosystèmes aquatiques à la qualité de vie des communautés. Fondation David Suzuki.

Polèse M. et Sheamur R., 2003, Pourquoi Toronto a surclassé Montréal au sommet de la hiérarchie urbaine canadienne ? L'impact des différences culturelles sur la dynamique spatiale des services supérieurs Why did Toronto replace Montreal at the top of the canadian urban hierarchy? The impact of cultural differences on the spatial dynamics of high order functions, *Géographie Économie Société*, 5(3-4), p. 399-420. DOI : [10.1016/j.pxgg.2003.10.001](https://doi.org/10.1016/j.pxgg.2003.10.001)

Poullaouec-Gonidec P. et Paquette S., 2018, 5. Une gestion inventive et cohérente, in *Montréal en paysages*. Montréal, Presses de l'Université de Montréal, p.154-237. Repéré à <http://books.openedition.org/pum/6913>

Programme d'aide financière pour les projets contribuant à la mise en place de la Trame verte et bleue sur le territoire métropolitain, 2017, p. 13.

Programme d'aide financière pour les projets contribuant à la mise en place de la Trame verte et bleue sur le territoire métropolitain, 2018, p. 13.

Quel avenir pour les phytotechnologies au Québec ? Un rapport sur les forces, faiblesses, limites et opportunités des phytotechnologies, 2018, *Fondation David Suzuki*. Repéré à <https://fr.davidsuzuki.org/publication-scientifique/quel-avenir-pour-les-phytotechnologies-au-quebec-un-rapport-sur-les-forces-faiblesses-limites-et-opportunités-des-phytotechnologies/>

Repetto R. C. et World Resources Institute (dir.), 1996, *Has environmental protection really reduced productivity growth? we need unbiased measures*. Washington, D.C., World Resources Institute, 46 p.

Roussel F., 2016, Que nous dit la végétation de la cohérence spatiale, biologique et paysagère de la « ceinture verte » de la région Île-de-France ?, *Projets de paysage*.

Roussel F., 2017, *Géographie de la végétation aux environs de Paris : le cas de la Ceinture verte d'Île-de-France Fragmentation paysagère, enjeux socioenvironnementaux, (dé)constructions territoriales* (Thèse dirigée par Frédéric Alexandre). Université Paris XIII, Villetaneuse.

Rousselière D. et Bouchard M. J., 2010, Industrie créative et économie sociale culturelle : étude de cas de Montréal, *Cahier de la Chaire de recherche du Canada en économie sociale*, p. 33.

Rudolf F., 2013, De la modernisation écologique à la résilience : un réformisme de plus?, *Vertigo*, (Volume 13 Numéro 3). DOI : [10.4000/vertigo.14558](https://doi.org/10.4000/vertigo.14558)

Ruiz J. et Domon G., 2005, Les paysages de l'agriculture en mutation, *Paysages en perspective*, p. 34.

Saaty T., 2013, *Compact city, the next urban evolution in response to change climate*. Pittsburgh, Rws Publications, PA, 277 p.

Saint-Laurent D., 2000, Approches biogéographiques de la nature en ville : parcs, espaces verts et friches., *Cahiers de géographie du Québec*, 44(122), p. 147-166. DOI : [10.7202/022900ar](https://doi.org/10.7202/022900ar)

- Salici A., 2013, Greenways as a Sustainable Urban Planning Strategy, in Ozyavuz M. (dir.), *Advances in Landscape Architecture*. InTech. DOI : [10.5772/55757](https://doi.org/10.5772/55757)
- Santini C., 2013, Promenades plantées et espaces verts : un regard historique sur la nature en ville de Paris, *Déméter*, p. 211-226.
- Sarnowski Ł., Podgórski Z. et Brykała D., 2016a, Planning a greenway based on an evaluation of visual landscape attractiveness, *Moravian Geographical Reports*, 24(3), p. 55-66. DOI : [10.1515/mgr-2016-0017](https://doi.org/10.1515/mgr-2016-0017)
- Sarnowski Ł., Podgórski Z. et Brykała D., 2016b, Planning a greenway based on an evaluation of visual landscape attractiveness, *Moravian Geographical Reports*, 24(3), p. 55-66. DOI : [10.1515/mgr-2016-0017](https://doi.org/10.1515/mgr-2016-0017)
- Scapino J., 2016, *De la friche urbaine à la biodiversité. Ethnologie d'une reconquête (La petite ceinture de Paris)*. (Thèse sous la direction de Serge Bahuchet et Bernadette Lzet). Museum National d'Histoire Naturelle, Paris.
- Schulp C. J. E., Burkhard B., Maes J., Vliet J. V. et Verburg P. H., 2014, Uncertainties in Ecosystem Service Maps: A Comparison on the European Scale, *PLOS ONE*, 9(10), p. e109643. DOI : [10.1371/journal.pone.0109643](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0109643)
- Sebari I. et Morin D., 2010, Développement et défis de la télédétection urbaine, *Cahiers de géographie du Québec*, 54(151), p. 117-132. DOI : <https://doi.org/10.7202/044369ar>
- Sellin V., Magnanon S., Gourmelon F., Debaine F. et Nabucet J., 2015a, Etude expérimentale en cartographie de la végétation par télédétection, *Cybergeo*. DOI : [10.4000/cybergeo.27067](https://doi.org/10.4000/cybergeo.27067)
- Sellin V., Magnanon S., Gourmelon F., Debaine F. et Nabucet J., 2015b, Etude expérimentale en cartographie de la végétation par télédétection, *Cybergeo*. DOI : [10.4000/cybergeo.27067](https://doi.org/10.4000/cybergeo.27067)
- Selmi W., Weber C. et Mehdi L., 2013, Multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains, *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Volume 13 Numéro 2). DOI : [10.4000/vertigo.14133](https://doi.org/10.4000/vertigo.14133)
- Sénécal G. et Saint-Laurent D., 1999, Espaces libres et enjeux écologiques : deux récits du développement urbain à Montréal, *Recherches sociographiques*, 40(1), p. 33-54. DOI : [10.7202/057243ar](https://doi.org/10.7202/057243ar)
- Sénécal G. et Saint-Laurent D., 2000, La friche, le parc et la végétation rudérale à Montréal : un problème d'aménagement et de perception, in Augustin J.-P. et Sorbets C. (dir.), *Sites publics, lieux communs : Aperçus sur l'aménagement de places et de parcs au Québec*. Pessac, Maison des Sciences de l'Homme d'Aquitaine, p.137-149. Repéré à <http://books.openedition.org/msha/15530>
- Sénécal G., Gaudreau M. et Des Roches S., 1994, Les mécanismes de production de la forme urbaine et la conservation des espaces agricoles et naturels dans la région de Montréal : le cas de Laval, *Cahiers de géographie du Québec*, 38(105), p. 301-326. DOI : [10.7202/022452ar](https://doi.org/10.7202/022452ar)

Serpantié G., Méral P. et Bidaud C., 2012, Des bienfaits de la nature aux services écosystémiques: Éléments pour l'histoire et l'interprétation d'une idée écologique, *VertigO*, (Volume 12 numéro 3). DOI : [10.4000/vertigo.12924](https://doi.org/10.4000/vertigo.12924)

Service des grands parcs, du Mont-Royal et des sports, 2019, Présentation à l'intention des membres de la Commission sur les finances et l'administration : Budget 2020 et Programme triennal d'immobilisations 2020-2022.

Shmelev S. E. et Shmeleva I. A., 2009, Sustainable cities: problems of integrated interdisciplinary research, *International Journal of Sustainable Development*, 12(1), p. 4. DOI : [10.1504/IJSD.2009.027526](https://doi.org/10.1504/IJSD.2009.027526)

Simon L. et Goeldner-Gianella L., 2012, Quelle biodiversité pour quels habitants dans la trame verte urbaine ? L'exemple du Val Maubuée (Seine-et-Marne, France), *Développement durable et territoires*, (Vol. 3, n° 2). DOI : [10.4000/developpementdurable.9326](https://doi.org/10.4000/developpementdurable.9326)

Simonet G. et Blanc N., 2012, L'adaptation de la gestion des espaces naturels urbains aux changements de la variabilité climatique régionale : exemple de Paris et Montréal, *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Hors-série 12). DOI : [10.4000/vertigo.11861](https://doi.org/10.4000/vertigo.11861)

Singh A., 1989, Review Article Digital change detection techniques using remotely-sensed data, *International Journal of Remote Sensing*, 10(6), p. 989-1003. DOI : [10.1080/01431168908903939](https://doi.org/10.1080/01431168908903939)

Skandrani Z. et Prévot A.-C., 2014, Penser la gouvernance de la biodiversité à travers l'analyse des dynamiques socio-écologiques, *VertigO*. DOI : [10.4000/vertigo.15227](https://doi.org/10.4000/vertigo.15227)

Smith A., 2018, Paying for parks. Ticketed events and the commercialisation of public space, *Leisure Studies*, 37(5), p. 533-546. DOI : [10.1080/02614367.2018.1497077](https://doi.org/10.1080/02614367.2018.1497077)

Smith A., 2019, Justifying and resisting public park commercialisation: The battle for Battersea Park, *European Urban and Regional Studies*, 26(2), p. 171-185. DOI : [10.1177/0969776418767731](https://doi.org/10.1177/0969776418767731)

Sokolyk M., 2001, *Découvrir la flore forestière*. Montréal.

Solecki W. D. et Welch J. M., 1995, Urban parks: green spaces or green walls?, *Landscape and Urban Planning*, 32(2), p. 93-106. DOI : [10.1016/0169-2046\(94\)00193-7](https://doi.org/10.1016/0169-2046(94)00193-7)

Standish R. J., Hobbs R. J. et Miller J. R., 2012, Improving city life: options for ecological restoration in urban landscapes and how these might influence interactions between people and nature, *Landscape Ecology*, 28(6), p. 1213-1221. DOI : [10.1007/s10980-012-9752-1](https://doi.org/10.1007/s10980-012-9752-1)

Sterba J., 2012, *Nature Wars: The Incredible Story of how Wildlife Comebacks Turned Backyards into Battlegrounds*. NY, Crown Publishing, 368 p.

Sukopp H., 2002, On the early history of urban ecology in Europe, *Preslia* 74, p. 373-393.

Suppakittpaisarn P., Jiang X. et Sullivan W. C., 2017, Green Infrastructure, Green Stormwater Infrastructure, and Human Health: A Review, *Current Landscape Ecology Reports*, 2(4), p. 96-110. DOI : [10.1007/s40823-017-0028-y](https://doi.org/10.1007/s40823-017-0028-y)

Tardif, Tremblay, Jolicoeur et Labrecque, 2016, *Les plantes vasculaires en situation précaire au Québec*. Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ). Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), Direction de l'expertise en biodiversité, Québec.

Taylor J., Paine C. et FitzGibbon J., 1995, From greenbelt to greenways: four Canadian case studies, *Landscape and Urban Planning*, 33(1), p. 47-64. DOI : [10.1016/0169-2046\(94\)02013-6](https://doi.org/10.1016/0169-2046(94)02013-6)

Taylor Z., 2022, Regionalism from above: intergovernmental relations in Canadian metropolitan governance, *Commonwealth Journal of Local Governance*, p. 139-159. DOI : [10.5130/cjlg.vi26.8141](https://doi.org/10.5130/cjlg.vi26.8141)

Tecsult environnement Inc., Saucier I. et Meilleur A., 2000, Inventaire de la végétation du parc-nature du Bois-d'Anjou.

Teysseère A. et Barbault R., 2009, Invasions d'espèces : Cause ou conséquence de la perturbation des écosystèmes ?, *Pour La Science*, 376, p. 22-25.

The W. Garfield et Weston Foundation, 2019, *The Canadian City Parks Report*.

Theau J.-P., Cruz P., Fallour D., Jouany C., Lecloux E. et Duru M., 2010, Une méthode simplifiée de relevé botanique pour une caractérisation agronomique des prairies permanentes, *Fourrages*, (201), p. 19-25.

Theeba Paneerchelvam P., Maruthaveeran S., Maulan S. et Abd. Shukor S. F., 2020, The use and associated constraints of urban greenway from a socioecological perspective: A systematic review, *Urban Forestry & Urban Greening*, 47, p. 126508. DOI : [10.1016/j.ufug.2019.126508](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126508)

Thomas K. et Littlewood S., 2010, From Green Belts to Green Infrastructure? The Evolution of a New Concept in the Emerging Soft Governance of Spatial Strategies, *Planning Practice & Research*, 25(2), p. 203-222. DOI : [10.1080/02697451003740213](https://doi.org/10.1080/02697451003740213)

Threlfall C. G. et Kendal D., 2018, The distinct ecological and social roles that wild spaces play in urban ecosystems, *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, p. 348-356. DOI : [10.1016/j.ufug.2017.05.012](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.05.012)

Tillie N. et van der Heijden R., 2016, Advancing urban ecosystem governance in Rotterdam: From experimenting and evidence gathering to new ways for integrated planning, *Environmental Science & Policy*, 62, p. 139-144. DOI : [10.1016/j.envsci.2016.04.016](https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.04.016)

Tischendorf L. et Fahrig L., 2000, On the usage and measurement of landscape connectivity, *Oikos*, 90(1), p. 7-19. DOI : [10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x](https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x)

Tomàs M., 2012, *Penser métropolitain?: la bataille politique du Grand Montreal*. PUQ, 228 p.

Toubin M., Lhomme S., Diab Y., Serre D. et Laganier R., 2012, La Résilience urbaine : un nouveau concept opérationnel vecteur de durabilité urbaine ?, *Développement durable et territoires*, (Vol. 3, n° 1). DOI : [10.4000/developpementdurable.9208](https://doi.org/10.4000/developpementdurable.9208)

Toublanc M. et Bonin S., 2012, Planifier les trames vertes dans les aires urbaines : une alliance à trouver entre paysagisme et écologie, *Développement durable et territoires*, (Vol. 3, n° 2). DOI : [10.4000/developpementdurable.9347](https://doi.org/10.4000/developpementdurable.9347)

Trajectoire Québec et Fondation David Suzuki, 2017, Système de transport des personnes : Approches de réduction des GES et des coûts financiers. Repéré à https://fr.davidsuzuki.org/wp-content/uploads/sites/3/2018/01/%C3%89tude_Co%C3%BBtsTransportAutomobile_version-Avril2018.pdf

Tremblay F. et Poullaouec-Gonidec P., 2002, Contre le tout paysage : pour des émergences et ... des oublis, *Cahiers de géographie du Québec*, 46(129), p. 345-355. DOI : <https://doi.org/10.7202/023058ar>

Triplet P., 2019, *Dictionnaire encyclopédique de la diversité biologique et de la conservation de la nature* 5^{ème}. 1145 p.

Trudelle J., 2014, *La servitude de conservation et la protection durable des milieux naturels au Québec : constats et recommandations* (Essai, Université de Sherbrooke). Repéré à <https://savoirs.usherbrooke.ca/handle/11143/7490>

Tudorie C. M., Gielen E., Vallés-Planells M. et Galiana F., 2019, Urban green indicators: a tool to estimate the sustainability of our cities, *International Journal of Design & Nature and Ecodynamics*, 14(1), p. 19-29. DOI : [10.2495/DNE-V14-N1-19-29](https://doi.org/10.2495/DNE-V14-N1-19-29)

Turcot L., 2009, Entre promenades et jardins publics: les loisirs parisiens et londoniens au XVIII^e siècle, *Revue belge de philologie et d'histoire*, 87(3), p. 645-663. DOI : [10.3406/rbph.2009.7697](https://doi.org/10.3406/rbph.2009.7697)

Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kaźmierczak A., Niemela J. et James P., 2007, Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review, *Landscape and Urban Planning*, 81(3), p. 167-178. DOI : [10.1016/j.landurbplan.2007.02.001](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001)

UICN, Somda J. et Awaïs A., 2013, *Évaluation économique des fonctions et services écologiques des écosystèmes naturels : guide d'utilisation de méthodes simples*. Ouagadougou, Burkina Faso : UICN.

Vallet J., Beaujouan V., Pithon J. A., Roze F. et Daniel H., 2010, The effects of urban or rural landscape context and distance from the edge on native woodland plant communities., *Biodiversity and Conservation*, 19(12), p. 3375. DOI : [10.1007/s10531-010-9901-2](https://doi.org/10.1007/s10531-010-9901-2)

Valois N., 2006, Évolution historique des paysages du mont Royal : étude complémentaire. Repéré à <https://papyrus.bib.umontreal.ca/xmlui/handle/1866/2243>

Vanlaethem F., 2008, Architecture et urbanisme : la contribution d'Expo 67 à la modernisation de Montréal, *Bulletin d'histoire politique*, 17(1), p. 121. DOI : [10.7202/1056051ar](https://doi.org/10.7202/1056051ar)

Vanpeene-Bruhier S., Bourdil C. et Amsallem J., 2014, Efficacité des corridors : qu'en savons-nous vraiment ?, *Sciences Eaux & Territoires*, Numéro 14(2), p. 8. DOI : [10.3917/set.014.0008](https://doi.org/10.3917/set.014.0008)

Vaugeois S. et Paquette A., 2016, Planifier ensemble les infrastructures grises et naturelles, p. 64.

Vérificateur général de la Ville de Montréal, 2020, Rapport du vérificateur général de la Ville de Montréal pour l'exercice terminé le 31 décembre 2019 au conseil municipal et au conseil d'agglomération.

Vierikko K., Elands B., Niemelä J., Andersson E., Buijs A., Fischer L. K., Haase D., Kabisch N., Kowarik I., Luz A. C., Olafsson Stahl A., Száraz L., Van der Jagt A. et Konijnendijk van den Bosch C., 2016, Considering

the ways biocultural diversity helps enforce the urban green infrastructure in times of urban transformation, *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 22, p. 7-12. DOI : [10.1016/j.cosust.2017.02.006](https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.02.006)

Ville de Laval, 2017, Schéma d'aménagement et de développement révisé de la Ville de Laval - Règlement numéro S.A.D.R.-1 - août, p. 644.

Ville de Montréal et Direction des communications et des relations avec les citoyens, 2004, *Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels*. Montréal, Direction des communications et des relations avec les citoyens. Repéré à <http://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/1985270>

Ville de Montréal, 1992, Les orientations et les stratégies du Plan d'Urbanisme de Montréal.

Ville de Montréal, 2005a, *Plan d'urbanisme de Montréal : Arrondissement de Rivière-des-Prairies – Pointe-aux-Trembles – Montréal-Est*.

Ville de Montréal, 2005b, *Plan d'urbanisme de Montréal Arrondissement de Saint-Laurent*.

Ville de Montréal, 2007, Trame verte de l'Est - Plan concept.

Ville de Montréal, 2013a, Bilan 2009 - 2013 Politique de protection et de mise en valeur des milieux naturels.

Ville de Montréal, 2013b, Rapport sur la biodiversité.

Ville de Montréal, 2015, Schéma d'aménagement et de développement de l'agglomération de Montréal, p. 218.

Ville de Montréal, 2016a, *Montréal durable 2016-2020. Ensemble pour une métropole durable*. Montréal.

Ville de Montréal, 2016b, *Stratégie centre-ville SOUTENIR L'ÉLAN*.

Ville de Montréal, 2020, Budget et Programme décennal d'immobilisations 2021-2030.

Ville de Montréal, 2021, Plan nature et sports, Montréal 2030.

Ville de Saint-Bruno-de-Montarville, 2017, *Plan d'urbanisme*.

Walker G., 2009, Beyond Distribution and Proximity: Exploring the Multiple Spatialities of Environmental Justice, *Antipode*, 41(4), p. 614-636. DOI : [10.1111/j.1467-8330.2009.00691.x](https://doi.org/10.1111/j.1467-8330.2009.00691.x)

Walker P. A., 2005, Political ecology: where is the ecology?, *Progress in Human Geography*, 29(1), p. 73-82. DOI : [10.1191/0309132505ph530pr](https://doi.org/10.1191/0309132505ph530pr)

Wallington T. J., Hobbs R. J. et Moore S. A., 2005, Implications of Current Ecological Thinking for Biodiversity Conservation: a Review of the Salient Issues, *Ecology and Society*, 10(1), p. art15. DOI : [10.5751/ES-01256-100115](https://doi.org/10.5751/ES-01256-100115)

Wang J. et Banzhaf E., 2018, Towards a better understanding of Green Infrastructure: A critical review, *Ecological Indicators*, 85, p. 758-772. DOI : [10.1016/j.ecolind.2017.09.018](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.018)

Wiens, J., 1989, *The Ecology of Bird Communities*, Cambridge, Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9780511608568

Wilson S., 2008, Greenbelt's Eco-Services. Fondation David Suzuki. Repéré à <https://davidsuzuki.org/science-learning-centre-article/ontarios-wealth-canadas-future-appreciating-value-greenbelts-eco-services/>

Young R., Zanders J., Lieberknecht K. et Fassman-Beck E., 2014, A comprehensive typology for mainstreaming urban green infrastructure, *Journal of Hydrology*, 519, p. 2571-2583. DOI : [10.1016/j.jhydrol.2014.05.048](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.05.048)

Zaccai E., 2007, Développement durable et disciplines scientifiques, *Natures Sciences Sociétés*, 15(4), p. 379-388. DOI : [10.1051/nss:2008004](https://doi.org/10.1051/nss:2008004)

Zefferman E. P., McKinney M. L., Cianciolo T. et Fritz B. I., 2018, Knoxville's urban wilderness: Moving toward sustainable multifunctional management, *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, p. 357-366. DOI : [10.1016/j.ufug.2017.09.002](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.09.002)

Zhang Z., Meerow S., Newell J. P. et Lindquist M., 2019, Enhancing landscape connectivity through multifunctional green infrastructure corridor modeling and design, *Urban Forestry & Urban Greening*, 38, p. 305-317. DOI : [10.1016/j.ufug.2018.10.014](https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.10.014)

Zidar K., Belliveau-Nance M., Cucchi A., Denk D., Kricun A., O'Rourke, Rahman S., Rangarajan S., Rothstein E., Shih J. et Montalto F., 2017, A Framework for Multifunctional Green Infrastructure Investment in Camden, NJ, *Urban Planning*, 2(3), p. 56-74.

Table des figures

Figure 1 : La gouvernance du Grand Montréal	14
Figure 2 : L'exploration de la Communauté Métropolitaine de Montréal.....	18
Figure 3 : Délimitation des quatre terrains d'étude.....	19
Figure 4 : L'utilisation du sol retenue dans la classification photographique (1).....	32
Figure 5 : L'occupation du sol retenue dans la classification photographique (2).....	34
Figure 6 : Localisation des lieux évoqués comme exemple lors de l'inventaire des formes de végétations	35
Figure 7 : Le développement de la tache urbaine sur l'Île de Montréal	37
Figure 8 : La végétation comme élément esthétique	39
Figure 9 : Le verdissement des anciens quartiers ouvriers	41
Figure 10 : Deux bois le long de l'A40 au nord de Montréal.....	44
Figure 11 : Étalement en tache d'huile l'aire urbaine de Montréal	46
Figure 12 : Evolution du front urbain depuis 1954 et les processus de valorisation ou de destruction des espaces végétalisés existants.....	47
Figure 13 : La zone de contact entre le tissu urbain et les zones agricoles	49
Figure 14 : Zone de contact entre le tissu urbain et les zones agricoles.....	50
Figure 15 : L'arrière-cour de la zone pavillonnaire.....	51
Figure 16 : George Seton,1846, <i>The Priest's Farm</i> (1846), Musée Royal de l'Ontario, Toronto. Vue depuis le sud-est du Mont Royal en 1846 (Bois Summit),	55
Figure 17 : L'Emerald Necklace Park System en 1894.....	60
Figure 18 : Vue actuelle du Quartier Mont-Royal	62
Figure 19 : Les interstices urbains : l'exemple du ruisseau de Montigny dans la banlieue montréalaise	66
Figure 20 : La localisation des écoterritoires montréalais	71
Figure 21: L'envergure du projet de ceinture verte à Montréal	77
Figure 22 : Démarche méthodologique de la création de la tâche urbaine	80
Figure 23: Les tâches urbaines de 1996 et 2019	82
Figure 24: Les limites administratives de Montréal	91
Figure 25: Nombre d'occurrence du terme "Green Infrastructure" par année dans le moteur de recherche ScienceDirect.....	99
Figure 26 : Surface agricole déclassée par le gouvernement sur la CMM depuis 2007.....	102
Figure 27 : Projets d'aménagement financés par la CMM (hors acquisition).....	106
Figure 28: Localisation des acquisitions réalisées dans le cadre de la TVB montréalaise.....	107

Figure 29 : Corridors réalisées en en cours de réalisation à Montréal	112
Figure 30 : Identification du corridor Darlington	113
Figure 31 : Valorisation du verdissement par les services écosystémiques	113
Figure 32: Vue d'artiste du Corridor de biodiversité Cavendish	116
Figure 33 : Le mile feuille de l'aire protégée : Exemple de l'écoterritoire de la Trame Verte de l'Est	125
Figure 34 : Paysage de la pelouse arborée du Lac aux castors	127
Figure 35 : Paysage du Cimetière Côte-des-Neiges.....	127
Figure 36: Localisation des zones d'études	128
Figure 37 : Localisation des secteurs d'étude du Mont-Royal	130
Figure 38 : Le sous-bois du Parc du Mont-Royal	131
Figure 39 : Vue depuis le belvédère Kondironk.....	131
Figure 40 : Les pelouses du Parc Jeanne Mance et du Lac aux castors.....	132
Figure 41 : Petit square de proximité : le Parc Percy-Walter	133
Figure 42 : Friche aux abords de McGill	133
Figure 43: Localisation des espaces protégés du Mont-Royal	133
Figure 44: Les grands ensembles du nord-est de Montréal.....	134
Figure 45 : Les différents paysages végétaux de la pointe nord-est de Montréal	136
Figure 46 : Occupation générale des sols de l'agglomération lavalloise.....	138
Figure 47 : Localisation des secteurs d'études de Laval.....	139
Figure 48 Les différents paysages végétaux de Laval.....	141
Figure 49 : Localisation des secteurs d'études au Mont Saint-Bruno	143
Figure 50: Les paysages végétalisés autour du Mont Saint-Bruno.....	146
Figure 51 : Le secteur paysager et la parcelle végétalisée	150
Figure 52 : L'occupation du sol sur les secteurs d'étude.....	151
Figure 53 : L'hétérogénéité au sein des secteurs d'étude.....	153
Figure 54 : L'hétérogénéité de l'occupation du sol par grandes zones d'étude	153
Figure 55 : La limite de l'approche par imagerie aérienne : l'exemple de la formation herbacée avec arbres épars.....	154
Figure 56 : Découpage d'une friche en parcelle : exemple le long du boulevard Maurice-Duplessis	155
Figure 57 : Caractérisation de la visibilité d'un relevé photographique	161
Figure 58: Caractérisation de la couverture végétale au sol d'un relevé photographique.....	162
Figure 59 : Caractérisation de l'ouverture de la canopée	163
Figure 60 : Échantillonnage des relevés photographiques au niveau de l'hôpital psychiatrique situé près du Ruisseau de Montigny	164

Figure 61: Les limites de l'approche par les documents d'urbanisme concernant l'utilisation du sol : exemple de la végétation autour de l'Hôpital Philippe-Pinel.....	175
Figure 62 : Carte de l'occupation du sol en 1964 et en 2020 sur l'île de Montréal	179
Figure 63 : Évolution des surfaces végétalisées sur l'île de Montréal.....	179
Figure 64 : Évolution des surfaces végétalisées sur l'étendue de la CMM (surface terrestre).....	180
Figure 65 : Dynamique du paysage végétal : les multiples causes de la destruction de zones boisées et arborées	184
Figure 66 : Dynamique du paysage végétal : les multiples causes de la croissance des zones boisées et arborées	185
Figure 67 : L'utilisation passée des surfaces boisées actuelles appréhendée à travers les cartes d'utilisation du sol : l'exemple du Bois de la Réparation	187
Figure 68 : Évolution de l'utilisation du sol des boisements actuels sur l'île	188
Figure 69 : Occupation du sol actuelle sur les boisements présents en 1966 à l'échelle de la CMM (en hectares).....	188
Figure 70 : Évolution de l'utilisation du sol dans les espaces en friche.....	190
Figure 71 : Carte des friches et leurs rôles retenus dans les documents d'urbanisme.....	191
Figure 72 : Distance moyenne des friches au centre-ville et rôle retenu dans les documents d'urbanisme	191
Figure 73 : Les paysages de friches de la pointe-nord-est de Montréal	193
Figure 74 : Exemples de l'évolution des parcelles végétalisées depuis 1964	194
Figure 75 : Les surfaces consacrées aux différentes utilisations du sol de 1964 par formation végétale identifiée actuellement. Zone d'étude : Pointe nord-est de Montréal.....	195
Figure 76 : Les surfaces consacrées aux différentes utilisations du sol de 1966 par formation végétale identifiée actuellement. Zone d'étude : Laval.....	196
Figure 77 : Les surfaces consacrées aux différentes utilisations du sol de 1966 par formation végétale identifiée actuellement. Zone d'étude : Mont-Saint-Bruno.....	197
Figure 78 : Localisation des zones d'étude.....	204
Figure 79 : Évolution du degré d'ouverture, du taux de recouvrement et de la luminosité dans les paysages des quatre sites d'étude	205
Figure 80 : L'occupation du sol sur les terrains d'étude	206
Figure 81 : Occupation du sol dans les paysages boisés	208
Figure 82 : La dépendance de la couverture végétale au sol au type de formation végétale.	209
Figure 83 : Evolution des variables paysagères dans les formations boisées	210
Figure 84 : Occupation du sol dans les paysages de friches.....	211
Figure 85 : Evolution des variables paysagères dans les friches	212

Figure 86 : Occupation du sol dans les paysages herbacés.....	213
Figure 87 : Evolution des variables paysagères dans les formations herbacées.....	214
Figure 88 : les variables paysagères de la pelouse arborée, plus proche du bois urbain que de la prairie ?	214
Figure 89 : Moyenne des variables paysagères dans les paysages boisés	216
Figure 90 : Moyenne des variables paysagères dans les paysages de friches	217
Figure 91 : Moyenne des variables paysagères dans les paysages herbacés.....	217
Figure 92: La diversité scénographique sur les relevés photographiques	219
Figure 93: Exemple d'une lisière hétérogène et d'une lisière homogène	219
Figure 94: Les positions des relevés photographiques : exemple des fossés des terres noires (Laval)	220
Figure 95 : Les lisières dans les paysages végétalisés du Grand Montréal	222
Figure 96 : Exemple d'une transition homogène et d'une transition hétérogène entre la végétation et les routes	225
Figure 97: L'impact des espèces envahissantes sur le paysage	228
Figure 98 : Une cartographie des envahissants le long de l'A440 à Laval.....	229
Figure 99 : Le niveau de nerprun selon le paysage	231
Figure 100 : Proportion de parcelles dans lesquelles des frênes morts selon le paysage	231
Figure 101 : Les variables paysagères selon le niveau de nerprun	232
Figure 102 : Les variables paysagères selon le niveau de nerprun dans les formations ligneuses (bois et friches arborées ou buissonnantes)	233
Figure 103 : Moyenne des variables paysagères en fonction du niveau de nerprun sur les parcelles végétalisées à l'exception des formations herbacées.....	234
Figure 104 : Nombre de relevé par terrain d'étude. Figure 105 : Nombre de relevé par type de formation végétale	237
Figure 106 : Proportion des relevés floristiques effectués par type de paysage	237
Figure 107 : Emplacement des relevés floristiques sur le Mont-Royal.....	238
Figure 108 : Emplacement des relevés floristiques à la pointe nord-est de Montréal.....	240
Figure 109 : Emplacement des relevés floristiques à Laval.....	241
Figure 110 : Emplacement des relevés floristiques à Saint-Bruno-de-Montarville	242
Figure 111 : Type de croissance des espèces rencontrées.....	243
Figure 112 : Origine des espèces.....	247
Figure 113 : Le poids des envahissants dans le paysage	250
Figure 114: Analyse factorielle des correspondances des relevés et des espèces présentes trois fois et plus : représentation du premier plan factoriel	256

Figure 115 : La variance intra-classe de la CAH et la méthode K-means	263
Figure 116 : Dendrogramme issu de la classification hiérarchique ascendante	263
Figure 117 : Relevés représentés sur l’AFC et identifiés selon l’appartenance à une classe floristique.	270
Figure 118 : Les paysages végétaux des relevés classés selon leurs appartenances à une classe floristique	271
Figure 119 : L’ANOVA et le rapport f.....	272
Figure 120 : L’Anova et l’hypothèse : la richesse floristique dépend des paysages végétaux.....	273
Figure 121 : L’Anova et l’hypothèse : la proportion d’espèces envahissantes dépend des paysages végétaux	274
Figure 122 : L’Anova et l’hypothèse : la proportion d’espèces exotiques dépend des paysages végétaux	275
Figure 123 : L’Anova et l’hypothèse : la banalité floristique dépend des paysages végétaux.....	275
Figure 124 : L’Anova et l’hypothèse : La richesse floristique dépend des classes floristiques	276
Figure 125 : L’Anova et l’hypothèse : La proportion d’espèces envahissantes dépend des classes floristiques.....	277
Figure 126 : L’Anova et l’hypothèse : La proportion d’espèces exotiques dépend des classes floristiques	277
Figure 127 : L’Anova et l’hypothèse : La banalité floristique dépend des classes floristiques	278
Figure 128 : L’Anova et l’hypothèse : la banalité floristique dépend des usages	279
Figure 129 : L’Anova et l’hypothèse : la proportion d’espèces envahissantes dépend des usages....	279
Figure 130 : L’Anova et l’hypothèse : la proportion d’espèces exotiques dépend des usages.....	280
Figure 131 : L’Anova et l’hypothèse : la banalité floristique dépend des usages	281
Figure 132 : Anova et hypothèse : la richesse floristique des bois dépend de l’occupation passée du sol	282
Figure 133 : Anova et hypothèse : la proportion d’espèces envahissantes des bois dépend de l’occupation passée du sol	282
Figure 134 : Anova et hypothèse : la proportion d’espèces exotiques des bois dépend de l’occupation passée du sol	282
Figure 135 : Anova et hypothèse : la banalité floristique des bois dépend de l’occupation passée du sol	283
Figure 136 : Anova et hypothèse : la richesse floristique des bois dépend du niveau de nerpun.....	283
Figure 137 : Anova et hypothèse : la proportion d’espèces envahissantes dans les bois dépend du niveau de nerpun	283

Figure 138 : Anova et hypothèse : la proportion d'espèces exotiques des bois dépend du niveau de nerpun	284
Figure 139 : Anova et hypothèse : la banalité floristique des bois dépend du niveau de nerpun.....	284
Figure 140 : Principaux paramètres des typologies de la végétation lors de l'identification d'infrastructures vertes.....	289
Figure 141 : Démarche de l'évaluation des surfaces végétalisées de l'agglomération montréalaise	293
Figure 142 : Processus de sélection des surfaces végétalisées pour l'évaluation écologique : exemple sur le Mont-Royal.	295
Figure 143 : Exemple de fragmentation routière sur le Mont Summit au sud du Mont-Royal.	298
Figure 144 : Représentation cartographique de la superficie végétalisée par arrondissement.....	300
Figure 145 : Représentation cartographique de l'évaluation globale de la multifonctionnalité des espaces végétalisés par arrondissement.....	301
Figure 146 : Représentation cartographique de l'évaluation de la qualité écologique des espaces végétalisés montréalais par arrondissement	303
Figure 147 : Représentation cartographique de l'évaluation de l'apport au bien-être habitant des espaces végétalisés montréalais par arrondissement	304
Figure 148 : Cartographie des surfaces végétalisées sur l'ensemble de la Communauté Métropolitaine : Exemple au niveau du Bois d'Anjou.	306
Figure 149 : Détermination de la densité de la végétation par les données Canopée	308
Figure 150 : Une répartition hétérogène des municipalités	312
Figure 151 : Résultats de l'évaluation de la végétation du Grand Montréal selon les municipalités .	313
Figure 152 : La diversification des rôles alloués aux espaces végétalisés selon un gradient rural urbain	321
Figure 153: Affluence au Parc Lafontaine en soirée (à gauche).....	322
Figure 154: Foule au Parc Jeanne-Mance un week-end (à droite).....	322
Figure 155 : Cimetière et parc Saint-Joseph dans l'arrondissement Rivière-des-Prairies—Pointe-aux-Trembles.....	323
Figure 156: Sentier bordé d'espèces ornementales dans un bois du Parc-Nature de Pointe-aux-Prairies	324
Figure 157 : Quartier pavillonnaire déconnecté de la friche au niveau de la Rue Diderot.....	324
Figure 158 : Sentier informel dans une friche de Laval (Boisé Édimbourd)	324
Figure 159 : Parc ornemental du Centre de la Nature de Laval	324
Figure 160 : Carte des corridors forestiers et des bois d'intérêt métropolitains.....	331
Figure 161 : Parcelles protégées et non protégées selon la formation végétale sur l'Île de Montréal	334

Figure 162 : Parcelles situées dans les écoterritoires selon la formation végétale sur l'Île de Montréal	335
Figure 163 : Les discontinuités du Ruisseau de Montigny	338
Figure 164: Matérialisation de l'entrée dans la greenbelt de Tonrnto.....	339
Figure 165 : Maisons sous les frondaisons au Mont-Saint-Bruno.....	344
Figure 166 : L'envers d'un lotissement pavillonnaire du Bois Maudit à Laval	345
Figure 167 : Répartition des nouveaux logements construits de 2011 à 2017	348
Figure 168 : Exemples de constructions récentes sur d'anciennes zones agricoles et naturelles à Laval	349
Figure 169 : Lotissement en construction dans le nouveau faubourg (Rue Trefflé-Berthiaume).....	351
Figure 170 : Percée paysagère le long d'une ligne à haute tension.....	351
Figure 171 : Friche commerciale à construire en bordure de l'écoterritoire de la Trame Verte de l'Est	352
Figure 172 : Étapes méthodologiques de l'analyse spatiale de la végétation et d'une variable socio- économique.....	353
Figure 173 : La maille d'étude : les régions de tri d'acheminement	354
Figure 174 : Lutte contre le piétinement dans le Bois Papineau	358
Figure 175 : Impact des envahissants et des activités urbaines sur le paysage végétal	362
Figure 176 : Dépôts de déchets dans les friches	363
Figure 177 : Des bois matures qui ne sont pas valorisés.....	365
Figure 178 : Pratiques informelles dans les bois qui ne sont pas reconnus par la Ville de Laval.....	365
Figure 179 : Le Bois des Hirondelles à la marge du Parc National du Mont-Saint-Bruno	366
Figure 180 : Cartes des précipitations totales du mois de février pour la période historique et les horizons 2011-2040 et 2041-2070	380

Table des tableaux

Tableau 1 : Les différentes formes de végétations	30
Tableau 2: Évolution de la taille et du nombre de tâches urbaine	80
Tableau 3 : Nombre de projets faisant partis d'un des quatre éléments structurants de la TVB.....	104
Tableau 4: La diversité des réseaux d'espaces végétalisés montréalais.....	117
Tableau 5: Les différents niveaux de valorisations des espaces végétalisés	126
Tableau 6 : Inventaire des différents types de paysages végétalisés à Montréal.....	157
Tableau 7 : Évolution de la surface boisée dans la CMM.....	182
Tableau 8 : Nombre de relevés photographiques.....	203
Tableau 9 : Représentativité des paysages végétaux dans l'inventaire photographique	208
Tableau 10 : Évolution des lisières interne au sein des secteurs paysagers	221
Tableau 11 : Évolution des lisières externe entre les secteurs paysagers et les zones attenante.....	223
Tableau 12 : Nombre et proportions de parcelles touchées par les envahissants selon le terrain d'étude	230
Tableau 13 : Nombre d'espèces relevés par famille botanique.....	244
Tableau 14 : Espèces rencontrées plus de dix fois	246
Tableau 15 : Espèces considérées comme envahissantes rencontrées.....	248
Tableau 16 : Espèces rencontrées dont la situation est considérée comme précaire.....	252
Tableau 17 : La richesse floristique selon le terrain de recherche.....	253
Tableau 18 : La richesse floristique selon le paysage végétal	254
Tableau 19 : Valeurs propres et pourcentages d'inertie des premiers axes factoriels.....	256
Tableau 20 : Relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe factoriel F1, classés en fonction de leurs contributions et de leurs coordonnées sur l'axe F1	257
Tableau 21 : Espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe factoriel F1, classés en fonction de leurs contributions et de leurs coordonnées sur l'axe F1	259
Tableau 22 : Relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe factoriel F2, classés en fonction de leurs contributions et de leurs coordonnées sur l'axe F2	260
Tableau 23 : Espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe factoriel F2, classés en fonction de leurs contributions et de leurs coordonnées sur l'axe F2	261
Tableau 24 : Espèces constitutives des classes floristiques	266
Tableau 25 : Correspondance entre relevés et classes floristiques	266
Tableau 26 : Valeur des P-values de l'ANOVA pour les variables descriptives et explicatives	285
Tableau 27 : Critères et valeurs de l'évaluation de la qualité écologique des parcelles végétales. ...	296
Tableau 28 : Évaluation de la richesse écologique des formations végétales	297

Tableau 29 : Critères et valeurs de l'évaluation de la qualité sociale (apport au bien-être) des parcelles végétales.....	298
Tableau 30 : Typologie des espaces vacants et des surfaces agricoles.....	307
Tableau 31 : Typologie du couvert forestier, des milieux humides et des espaces verts.....	309
Tableau 32 : Critères et valeurs de l'évaluation de la multifonctionnalité des parcelles végétales de la CMM.....	310
Tableau 33 : La place des écoterritoires dans la protection de la végétation de l'agglomération	328
Tableau 34 : Evaluation de la multifonctionnalité moyenne d'un m ² végétalisé sur les écoterritoires de l'île de Montréal.....	329
Tableau 35 : La place des corridors forestiers et des bois métropolitains dans la protection de la végétation dans le Grand Montréal	331
Tableau 36 : Evaluation de la multifonctionnalité moyenne d'un m ² végétalisé bois d'intérêt métropolitain ou les corridors forestiers	332
Tableau 37 : Les statistiques descriptives des indices synthétiques de végétation selon les groupes de revenu dans l'agglomération montréalaise	356
Tableau 38 : Les statistiques descriptives des indices synthétiques de végétation selon les groupes de revenu dans la Communauté Métropolitaine.....	357

Table des matières

Remerciement	2
Liste des abréviations	5
Sommaire	6
Introduction	11
1^{ère} partie : Végétation et espaces végétalisés dans une ville nord-américaine : l'exemple de Montréal	21
Introduction de la première partie.....	22
Chapitre 1 : Les espaces végétalisés dans l'aire urbaine métropolitaine de Montréal	23
Introduction du chapitre 1	23
1. Notions utiles pour l'étude de la végétation dans le Grand Montréal	23
1.1. Définitions	23
1.2. Différence de conception avec les réseaux d'espaces végétalisés en Europe	25
2. Inventaire des formes et espaces végétalisés	29
2.1. Comment se saisir de la nature protéiforme des végétations urbaines ?	29
2.2. Un inventaire des végétations montréalaises	29
3. La distribution de la végétation sur l'Île de Montréal	36
3.1. Montréal, une ville nord-américaine.....	36
3.2. Le rôle de la végétation dans la redynamisation du centre-ville et des quartiers ouvriers	38
3.3. Le développement pavillonnaire et la végétation.....	42
4. La végétation dans le Grand Montréal.....	45
4.1. À l'échelle de l'aire urbaine : les interstices urbains épargnés par la péri-urbanisation	45
4.2. À l'échelle de l'aire urbaine : la zone de contact entre l'espace cultivé et l'espace bâti	49
4.3. À l'échelle de l'aire urbaine : la ceinture récréative.....	51
Conclusion du chapitre 1.....	53

Chapitre 2 : La place de la végétation dans les politiques publiques d'aménagement : une préoccupation ancienne, une dimension écologique récente 54

Introduction du Chapitre 2 54

1. Les trois objectifs de la planification urbaine des espaces verts jusqu'à la 1^{ère} moitié du XX^e siècle : embellissement, aménité et préoccupation hygiéniste 55

1.1. Évolution ou permanence des objectifs politiques, sociaux et sanitaires des formes de natures urbaines dans les villes nord - américaines au XIX^e siècle ? 55

1.2. L'apport de Frederick Law Olmsted, créateur du Parc du Mont Royal 57

1.3. La végétation dans la ville à la fin du XIX^e siècle : les prémices de la ville fonctionnelle
60

2. La végétation comme armature urbaine 63

2.1. La greenbelt : archétype de la fonctionnalisation des espaces végétalisés 63

2.2. « Le contrôle » de l'étalement urbain à Montréal 64

3. L'écologisation des natures urbaines et des politiques d'aménagement de la végétation.. 65

3.1. L'émergence des enjeux environnementaux dans les politiques d'aménagements des espaces végétalisés : l'exemple du greenway 65

3.2. L'écoterritoire : exemple d'un plan d'aménagement dirigé par des objectifs écologiques
68

3.3. Multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains : l'infrastructure verte 72

4. Le projet de ceinture verte dans le Grand Montréal : à contretemps de la régulation de l'étalement urbain 75

4.1. Une forte mobilisation pour une ceinture verte 75

4.2. L'évolution de la tache urbaine 79

4.3. Une ceinture verte pour le Grand Montréal : un projet très ambitieux 83

Conclusion du Chapitre 2 87

Chapitre 3 : Vers la mise en place d'un réseau d'espaces végétalisés à l'échelle de l'aire urbaine 88

Introduction du Chapitre 3 88

1. Du projet de ceinture verte à la TVB : les conflits de gouvernance autour des enjeux d'aménagement environnementaux dans l'aire urbaine montréalaise 89

1.1.	Le gouvernement provincial québécois, grand absent de la ceinture verte	89
1.2.	Une volonté de réorganisation territoriale ancienne.....	89
1.3.	Création de la Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM).....	92
2.	Vers une prise en compte plus forte des enjeux écologiques associés aux espaces végétalisés ?	95
2.1.	Un bref constat de la dégradation des espaces végétalisés montréalais par l'artificialisation des sols	95
2.2.	L'aire urbaine, l'échelle de l'infrastructure verte.....	98
2.3.	Le réseau d'espaces végétalisés à l'échelle de l'aire urbaine	100
3.	La Trame Verte et Bleue de Montréal : des projets récréo-touristiques	102
3.1.	Une solution plus souple qu'une ceinture verte	102
3.2.	Présentation de la Trame Verte et Bleue montréalaise	103
3.3.	Une trame verte et bleue écologique ?.....	105
3.4.	La TVB montréalaise : une opportunité pour le futur ?	108
4.	Les limites d'une TVB inutilisée dans l'agglomération : un tissu décousu de projets locaux	110
4.1.	Le réseau d'espace végétalisé porté par une association	110
4.2.	Le réseau d'espace végétalisé porté par une municipalité	115
5.	La production du savoir en matière d'aménagement environnemental à Montréal ? Par qui ? Pour qui ? Pour quoi ?	118
5.1.	Le développement de politiques environnementales de plus en plus complexes	118
5.2.	Une production de connaissance nécessaire	119
	Conclusion du chapitre 3	121
	Chapitre 4 : L'analyse multiscalaire de la végétation du Grand Montréal par une approche paysagère et floristique.	122
	Introduction du Chapitre 4	122
1.	Quatre terrains d'étude représentatifs de la diversité des espaces végétalisés suivant un gradient centre-périphérie.....	123
1.1.	Une étude des espaces et des paysages végétalisés.....	123

1.2.	La prise en compte représentative des niveaux de protection ou d'intervention : de l'aire protégée à la réserve foncière	124
1.3.	Des niveaux de valorisation : du square à la friche	126
1.4.	Choix des quatre zones d'étude	128
2.	Présentation des zones d'études : Du Mont-Royal au Mont-Saint-Bruno	129
2.1.	Le Mont Royal : l'espace végétalisé, symbole de la ville	129
2.2.	La pointe nord-est : une mosaïque paysagère variée	134
2.3.	Laval : une frange urbaine au contact d'un territoire agricole	137
2.4.	Le Mont Saint-Bruno : de la marge récréative aux friches urbaines et agricoles	142
3.	Découper des secteurs paysagers au sein des zones d'étude : le recours à la géomatique et l'emprunt à l'écologie du paysage.....	147
3.1.	Application de l'écologie du paysage en milieu urbain	147
3.2.	Méthode de délimitations des secteurs paysagers.....	150
4.	L'apport de la photographie pour une analyse autant qualitative que quantitative du paysage	154
4.1.	Typologie des ensembles végétalisés.....	154
4.2.	Caractérisation des paysages parcellaires à travers la photographie	158
4.3.	Echantillonnage des points de prises de vues au sein des parcelles.....	164
5.	Éléments méthodologiques de la caractérisation floristique des parcelles paysagères :...	165
5.1.	Echantillonnage des relevés floristiques	165
5.2.	Précision botanique et réalités du terrain : un équilibre parfois difficile à trouver....	166
	Conclusion du Chapitre 4	170
	Conclusion de la première partie.....	170
	Deuxième partie : Le paysage végétal au service d'une modélisation de l'infrastructure verte	171
	Introduction de la deuxième partie	171
	Chapitre 5 : Les dynamiques paysagères à l'échelle du Grand Montréal : un paysage végétal en recomposition.....	173
	Introduction du Chapitre 5	173
1.	Dynamiques paysagères à l'échelle du Grand Montréal.....	173

1.1.	La composition actuelle des paysages expliquée par leur passé	173
1.2.	Données utilisées.....	176
1.3.	L'évolution des paysages végétaux à l'échelle de l'Île de Montréal	177
1.4.	L'évolution de la végétation à l'échelle de la Communauté Métropolitaine de Montréal 180	
2.	Evolution de la canopée à l'échelle du Grand Montréal	181
3.	Dynamiques paysagères et changements dans les usages des surfaces végétalisées.....	186
3.1.	Le passé des bois de l'Île de Montréalais	186
3.2.	À l'échelle de la Communauté métropolitaine de Montréal	188
3.3.	La multiplicité des friches	189
3.4.	Les formations végétales et leur passé : approche à l'échelle des zones d'étude.....	194
3.5.	Le paysage végétal anthropisé : quelle évolution vers le stade climacique ?	198
	Conclusion du chapitre 5	201
	Chapitre 6 : Les paysages végétaux sur les quatre sites d'étude : étude d'un corpus de photographies de terrain	202
	Introduction du chapitre 6	202
1.	Caractérisation statistique des espaces végétalisés de Montréal sur les quatre sites d'étude choisis	202
1.1.	Le paysage végétal à travers la photographie	202
1.1.	Le paysage végétal selon le gradient urbain-rural : constance ou évolution.....	203
2.	Variabilité spatiale des paysages végétaux : sont-ils si différents d'un site à l'autre ?.....	207
2.1.	La représentativité statistique des paysages végétaux.....	207
2.2.	Degré d'évolution des formations ligneuses.....	208
2.3.	Degré d'évolution des friches et formations buissonnantes	210
2.4.	Constante et évolution des formations herbacées	213
3.	La variabilité spatiale des types de paysages végétaux selon le gradient urbain-rural	215
3.1.	La variabilité des paysages boisés selon le gradient urbain-rural	215
3.2.	La variabilité des friches selon le gradient urbain-rural	216

3.3.	La permanence des paysages herbacés selon le gradient urbain-rural	217
4.	Continuités et discontinuités dans le paysage végétal	218
4.1.	Limites et discontinuités : analyse des relevés photographiques effectués en lisière des parcelles	218
4.2.	Étude des lisières dans les quatre zones d'étude.....	220
4.3.	Les lisières externes entre parcelles végétalisées et le milieu urbain ou agricole.....	223
5.	L'impact des espèces envahissantes et des insectes ravageurs.....	226
5.1.	Paysage urbain et espèces exotiques envahissantes	226
5.2.	L'impact des espèces envahissantes	228
5.3.	Cartographie des envahissants dans les paysages montréalais.....	229
5.4.	L'impact de la prolifération du nerprun cathartique sur les variables paysagères.....	232
	Conclusion du chapitre 6.....	234
	Chapitre 7 : La caractérisation de la flore des paysages végétaux du Grand Montréal	235
	Introduction du chapitre 7	235
1.	Présentation générale de la flore du Grand Montréal	235
1.1.	Présentation de la campagne de relevés : un échantillon restreint, représentatif des formations ligneuses et des boisements.....	235
1.2.	Analyse d'ensemble de la flore des 42 relevés	243
1.3.	Des espèces exotiques très envahissantes et une faible proportion d'espèces rares	246
2.	La diversité floristique en fonction du paysage végétal.....	253
2.1.	La flore dans les quatre terrains de recherche.....	253
2.2.	La richesse floristique des paysages végétaux	253
3.	Typologie des communautés végétales	255
3.1.	Analyse factorielle des correspondances sur la composition floristique des 42 relevés	255
3.2.	Précision des groupes d'espèces par la Classification ascendante hiérarchique.....	262
3.3.	Concordance ou discordance entre flore et paysages végétaux.....	271
4.	Analyse de la variance de la richesse floristique, de la part des espèces envahissantes et exotiques et de la banalité de la flore ?	272

4.1.	Quelle corrélation entre variables testées et paysages végétaux ?.....	273
4.2.	Quelle corrélation entre variables testées et classes floristiques ?.....	276
4.3.	Quelle corrélation entre variables testées et usages de la végétation ?.....	278
4.4.	Quelle corrélation entre variables testées et l'occupation passée du sol ?.....	281
4.5.	Quelle corrélation entre variables testées et niveau de nerprun ?.....	283
4.6.	Principale conclusion des ANOVA.....	284
	Conclusion du Chapitre 7.....	285
Chapitre 8 :	Évaluation de la fonctionnalité des espaces végétalisés : potentialités pour une	
	« infrastructure verte ».....	287
	Introduction du chapitre 8.....	287
1.	Développement des infrastructures verte : méthode d'évaluation des espaces végétalisés	288
1.1.	L'identification d'infrastructure verte dans la littérature scientifique.....	288
1.2.	Discussion autour des services écosystémiques.....	290
2.	Méthodologie d'une évaluation de la multifonctionnalité des espaces végétalisés.....	291
2.1.	Une évaluation par critère.....	291
2.2.	Les critères écologiques.....	296
2.3.	Les critères liés aux cadres de vie.....	298
3.	Résultats de l'évaluation de la multifonctionnalité des espaces végétalisés sur l'île de	
	Montréal.....	300
3.1.	Évaluation de la richesse écologique des formations végétales.....	300
3.2.	Cartographie des espaces végétalisés selon leurs qualités écologiques.....	302
3.3.	Cartographie des espaces végétalisés selon leur apport au bien-être habitant.....	304
4.	Tentative de généralisation spatiale à l'échelle du Grand Montréal.....	305
4.1.	Adaptation de la méthode à l'échelle de la communauté métropolitaine.....	305
4.2.	Spécificités de la végétation à l'échelle de la Communauté Métropolitaine.....	312
	Conclusion du chapitre 8.....	315
	Conclusion de la deuxième partie.....	316

Partie 3 : Les réseaux de végétation : simple aménité urbaine ou véritable enjeu environnemental ?
.....**317**

Introduction de la troisième partie.....318

Chapitre 9 : Les espaces végétalisés montréalais constituent-ils une infrastructure verte ?
320

Introduction du chapitre 9 320

1. La prédominance de la vocation récréative de la végétation dans les politiques publiques
321

1.1. La valorisation et la fréquentation inégale des espaces végétalisés selon la localisation
dans l'aire urbaine 321

1.2. La valorisation des friches dans le cœur urbain montréalais : du réservoir foncier à la
pérennisation de l'occupation informelle 325

1.3. La Trame Verte et Bleue montréalaise, quand la récréation prend le pas sur la
conservation 326

2. Le nouvel équilibre recherché dans les politiques d'aménagement environnemental entre la
conservation écologique et la valorisation récréative 328

2.1. À l'échelle de l'agglomération : les écoterritoires..... 328

2.2. À l'échelle de la CMM : les corridors forestiers..... 329

3. La mise en réseau de végétation comme outil de protection de la végétation urbaine 333

3.1. Les espaces reconnus pour leur intérêt ont d'ores et déjà un certain statut de
protection..... 333

3.1. La faible matérialisation du réseau s'explique par l'évanescence des écoterritoires. 337

3.2. Les autres objectifs des réseaux de végétation..... 340

Conclusion du Chapitre 9 341

Chapitre 10 : Profil socio-économique, mode d'habiter et paysages végétaux.....343

Introduction du Chapitre 10..... 343

1. Les effets de la proximité des paysages végétalisés sur les types de résidence 343

1.1. La relation entre le type de résidence et la végétation 343

1.2. Les projets immobiliers : une typologie en fonction du paysage végétal 347

2.	Géographie de la végétation et distribution des revenus dans l'agglomération	352
2.1.	Un axe de recherche déjà exploré à Montréal	352
2.2.	Méthodologie de la recherche	353
2.3.	Paysage végétal et revenu médian : quelles corrélations ?	355
3.	Des pratiques sociales différenciées selon la formation végétale	357
3.1.	Le rôle des associations dans la protection des bois.....	357
3.2.	Une fréquentation différenciée selon la formation végétale	360
3.3.	De « beaux » espaces cachés et vulnérables : influence des mauvaises pratiques	364
	Conclusion du Chapitre 10	367
Chapitre 11 : La mise en place des réseaux des espaces végétalisés : des promesses à la réalité		
368		
	Introduction du Chapitre 11	368
1.	L'engouement pour les réseaux de végétation dans l'espace urbain	369
1.1.	Le réseau d'espaces végétalisés, au-delà des promesses écologiques.....	369
1.2.	Une optimisation fondée sur la quantification	371
1.3.	Les enjeux de la gouvernance des réseaux de végétation	372
1.4.	Une ville verte, mais avec quels moyens ?	373
2.	Au-delà des enjeux écologiques, des politiques d'aménagement environnemental anthropocentrées avant tout au service des sociétés urbaines	376
2.1.	Une alchimie complexe entre des dynamiques écologiques longues et des politiques urbaines pensées sur le temps court	376
2.2.	Les éléments de nature en ville face aux enjeux urbains.....	378
2.3.	Le réseau de végétation comme source de résilience pour la ville ?	380
	Conclusion du chapitre 11	382
Conclusion de la troisième partie		383
Conclusion générale		384
Bibliographie.....		389
Table des figures		421

Table des tableaux	428
Table des matières	430
Résumé	440
Abstract	440

Résumé

Géographie de la végétation dans le Grand Montréal : Paysages végétaux, aménités urbaines et écologisation des politiques d'aménagement

Dans un contexte d'écologisation croissante des politiques urbaines, l'amélioration de l'habitabilité urbaine organisée par les pouvoirs publics passe par l'intégration de l'ensemble des espaces végétalisés aux plans d'aménagement environnementaux. Leur mise en place dans les métropoles nord-américaines répond à différents enjeux : le réseau d'espace vert sert au verdissement, la ceinture verte organise le développement urbain ou le corridor écologique sert à réduire les effets de la fragmentation paysagère sur les écosystèmes. Cette thèse met en évidence le rôle de ces différents réseaux d'espaces végétalisés à Montréal dans la légitimation des différentes formes de naturalités, par exemple en incluant les friches et autres espaces délaissés. Les pouvoirs publics, les associations environnementales et les scientifiques ont saisi l'opportunité de proposer et de réaliser des réseaux qui s'insèrent dans un double discours social et écologique, évitant la notion d'aire protégée, complexe à mettre en œuvre en zone urbaine.

Après avoir présenté l'historique de ces plans d'aménagement environnementaux dans la ville nord-américaine : *systems park*, *parkway*, *greenway*, *greenbelt* et autres *green infrastructure*, le cas montréalais illustre cette conceptualisation progressive de l'espace végétalisé par les acteurs urbains vers une multifonctionnalisation, notamment par l'ajout des enjeux écologiques. L'agglomération montréalaise a été le théâtre de nombreux projets et nous étudierons ces propositions avortées, les causes de leurs naissances et de leurs échecs – en finissant sur les politiques actuelles : écoterritoire, corridor forestier, trame verte et bleu et autres projets locaux. Le concept d'infrastructure verte est au cœur de cette légitimation des natures urbaines, par la quantification des fonctions, particulièrement des services écosystémiques, qu'elles offrent aux citoyens. Notre démarche de recherche repose sur l'identification d'une typologie de la végétation en fonction des paysages végétaux. Chaque unité paysagère est ensuite caractérisée par des relevés - comptage des ligneux, floristiques, photographiques - qui font eux-mêmes l'objet de traitements statistiques. La géomatique permet la compilation et le traitement cartographique des données recueillies sur le terrain, conduisant à l'identification d'une infrastructure verte aux échelles de l'agglomération et de l'aire urbaine.

Finalement, la végétation est utilisée comme un élément organisateur de la ville sous couvert d'un nouveau discours écologique, grâce à l'évaluation de son efficacité par de nouveaux outils et indicateurs. Le caractère inclusif de la mise en réseau, dépassant la dualité entre les espaces valorisés (bois mature et espaces verts) et dévalorisés (formations spontanées et nouveaux écosystèmes urbains), se fait aux dépens d'une simplification de la diversité des enjeux socio-écologiques propres à chaque paysage végétal.

Mots-clés : Végétation urbaine, Réseaux d'espaces végétalisés, Montréal, paysage végétal, infrastructure verte, plan d'aménagement environnemental

Abstract

Geography of vegetation in Greater Montreal : Plant landscapes, urban amenities and the greening of planning policies

In a context of increasing greening of urban policies, the improvement of urban habitability organized by public authorities requires the integration of all green spaces into environmental development plans. The implementation of environmental development plans by North American metropolises responds to different challenges : the green space network is used for greening, the green belt organizes urban development and the ecological corridor reduces the effects of landscape fragmentation on ecosystems. This thesis highlights the role of these different networks of vegetated spaces in Montreal in legitimizing different forms of naturalness, for example by including wastelands and other derelict areas. Public authorities, environmental associations and scientists have seized the opportunity to propose and implement networks that are part of a dual social and ecological discourse, moving away from the notion of protected area, which is complex to implement in urban areas.

After presenting the history of these environmental development plans in North American cities: *systems park*, *parkway*, *greenway*, *greenbelt* and other *green infrastructure*, the case of Montreal illustrates this progressive conceptualization of vegetated space by urban actors towards multifunctionalization, notably through the addition of ecological issues. The city has been the scene of numerous projects, and we'll be looking at these aborted proposals, the causes of their births and failures - ending with current policies: *ecoterritory*, *forest corridor*, *green and blue grid* and other local projects. The concept of green infrastructure is at the heart of this legitimization of urban natures, through the quantification of the functions they offer to city dwellers, particularly ecosystem services. Our research approach is based on the identification of a typology of vegetation based on plant landscapes. Each landscape unit is then characterized by surveys - woody counts, floristic surveys, photographic surveys - which are themselves subject to statistical processing. Geomatics is used to compile and map the data collected in the field, leading to the identification of a green infrastructure on the scale of the conurbation and urban area.

Finally, vegetation is used as an organizing element of the city under the guise of a new ecological discourse, thanks to the evaluation of its effectiveness through new tools and indicators. The inclusive nature of networking, overcoming the duality between valued (mature woods and green spaces) and devalued (spontaneous formations and new urban ecosystems) spaces, comes at the expense of simplifying the diversity of socio-ecological issues specific to each vegetated landscape.

Key words : Urban vegetation, green space networks, Montreal, green landscape, green infrastructure, environmental development plan

Université Sorbonne Paris Nord –Paris-Cité / École doctorale Érasme / Laboratoire Pléiade
EA7338 / 99, avenue Jean-Baptiste Clément, 93430 Villetaneuse