
Plan directeur des forêts du Parc du Grand-Coteau

Virginie Angers, Rebecca Tittler, Sophie Carpentier,
Mahbubul Alam et Christian Messier

Rapport préparé pour la Ville de Mascouche



5 septembre 2014



Référence à citer : Angers V., Tittler R., Carpentier S., Alam M. et Messier C. 2014. Plan directeur des forêts du Parc du Grand-Coteau. Université du Québec à Montréal, Centre d'étude de la forêt. 161p.

Comprends des données ouvertes octroyées sous la licence d'utilisation des données ouvertes de l'Administration gouvernementale disponible à l'adresse Web : www.donnees.gouv.qc.ca. L'octroi de la licence n'implique aucune approbation par l'Administration gouvernementale de l'utilisation des données ouvertes qui en est faite.

Crédits photographiques : Virginie Angers

Cette étude a été rendue possible par la Ville de Mascouche qui en a assuré le financement.

TABLE DES MATIÈRES

Liste des figures	v
Liste des tableaux.....	viii
Liste des annexes	ix
Remerciements	x
1. RÉSUMÉ EXÉCUTIF	1
2. INTRODUCTION.....	5
2.1 Le Parc du Grand-Coteau, en bref	5
2.2 Objectifs généraux	8
3. LA FLORE DES FORÊTS DU PARC DU GRAND-COTEAU.....	9
3.1 Contexte et objectifs.....	9
3.2 Méthodologie.....	9
3.2.1 Sélection des sites.....	9
3.2.2 Inventaires forestiers	10
3.2.3 Analyse des données	12
3.3 Résultats.....	14
3.3.1 Diversité des milieux naturels.....	14
3.3.2 Diversité floristique forestière et espèces particulières.....	14
3.3.3 Description des écosystèmes forestiers du Parc du Grand-Coteau	18
3.3.4 Menaces à la santé des forêts	50
3.4 État des écosystèmes forestiers du Parc et enjeux actuels et appréhendés	54
3.4.1 Composition forestière	54
3.4.2 Enjeux de structure	65
3.5 Recommandations	72
4. LES OISEAUX DU PARC DU GRAND-COTEAU.....	74
4.1 Introduction	74
4.2 Méthodologie.....	74
4.2.1 Inventaires	74
4.2.2 Analyse des données	74
4.3 Résultats.....	75
4.3.1 Diversité des espèces d'oiseaux	75

4.3.2 Sites de nidification.....	76
4.3.3 Alimentation	77
4.3.4 Migration.....	77
4.3.5 Tendances des populations	78
4.4 Discussion.....	80
4.4.1 Diversité des espèces d’oiseaux	80
4.4.2 Diversité des groupes fonctionnels et des fonctions écologiques des oiseaux	82
4.4.3 Une espèce clé : le grand pic	83
4.4.4 Services fournis par les oiseaux	86
4.4.5 Connectivité	86
4.5 Recommandations	87
5. L’INFLUENCE DES SENTIERS SUR LA PRÉSENCE DES CARABES DANS LE PARC DU GRAND-COTEAU.....	98
5.1 Contexte et objectifs.....	98
5.2 Méthodologie.....	99
5.2.1 Collecte des carabes	99
5.2.2 Densité de sentiers	99
5.2.3 Analyses des données	99
5.3 Résultats.....	100
5.4 Discussion.....	102
5.4.1 Influence des sentiers sur les carabes et autres organismes	102
5.4.2 Densité de sentiers au Parc du Grand-Coteau et dans certains parcs de la région de Montréal	103
5.4.3 Les effets des différents types de sentiers sur la biodiversité et la santé des écosystèmes.....	107
5.5 Recommandations	107
6. LES SERVICES ÉCOLOGIQUES, ÉCONOMIQUES ET SOCIAUX FOURNIS PAR LE PARC DU GRAND-COTEAU.....	109
6.1 Contexte et objectifs.....	109
6.2 Méthodologie.....	110
6.2.1 Milieux forestiers	111
6.2.2 Autres milieux	112
6.3 Résultats et discussion	113

6.3.1 Valeur des services pour les boisés de la Ville de Mascouche	113
6.3.2 Valeur des services pour le Parc du Grand-Coteau	115
7. LE PARC DU GRAND-COTEAU : UNE RICHESSE EXCEPTIONNELLE À PARTAGER ET À CONSOLIDER	118
8. RÉFÉRENCES	119
9. ANNEXES	136

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Carte du Parc du Grand-Coteau, Mascouche	7
Figure 2. Carte des types forestiers du Parc du Grand-Coteau et localisation des sites d'échantillonnage de la végétation.	11
Figure 3. Dispositif d'échantillonnage de la végétation.	12
Figure 4. Petit peuplement feuillu présentant une forte concentration d'érable noir et de noyer cendré.	16
Figure 5. Localisation des espèces à statut précaire, des espèces exotiques envahissantes et des occurrences de maladie corticale du hêtre.....	17
Figure 6. Site MET.	18
Figure 7. Vieux remblais dans le site MET, illustrés par les courbes en rouge, et érables rouges issus de rejets de souche, pointés par des flèches.	19
Figure 8. Site LST.	19
Figure 9. Composition en arbres des jeunes peuplements feuillus.....	20
Figure 10. Composition et densité de la régénération (semis et gaules) dans les jeunes peuplements feuillus.	20
Figure 11. Site PLT.....	21
Figure 12. Site EAS.	22
Figure 13. Site MCB.....	22
Figure 14. Composition en arbres des peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau.	24
Figure 15. Composition et densité de la régénération (semis et gaules) dans les peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau.	24
Figure 16. Site BEA.	25
Figure 17. Site ESP.....	25
Figure 18. Composition en arbres des peuplements feuillus matures et vieux du coteau.	26
Figure 19. Composition et densité de la régénération (semis et gaules) dans les peuplements feuillus matures et vieux du coteau.	27
Figure 20. Site RUI.....	28
Figure 21. Ruines d'un ancien foyer situé à proximité.	28
Figure 22. Composition en arbres de la prucheraie à bouleau jaune.	29
Figure 23. Composition et densité de la régénération (semis et gaules) de la prucheraie à bouleau jaune.	29
Figure 24. Site PIN.....	30
Figure 25. Photo hémisphérique du site PIN. À remarquer : les tiges des pins blancs montent en flèche pour former des têtes qui dépassent de la canopée et les érables à sucre occupent l'étage inférieur.	30
Figure 26. Chicot de pin blanc situé à proximité du site PIN excavé par le grand pic pour s'alimenter.	30
Figure 27. Composition en arbres dans une pinède blanche à érable à sucre.....	31

Figure 28. Composition et densité de la régénération (semis et gaules) dans une pinède blanche à érable à sucre.	31
Figure 29. Site ARA.	32
Figure 30. Site SLO.	32
Figure 31. Composition en arbres dans les peuplements issus de coupes partielles.	33
Figure 32. Composition et densité de la régénération (semis et gaules) dans les peuplements issus de coupes partielles.	34
Figure 33. Site PHI.	35
Figure 34. Composition en arbres de la plantation de pin rouge.	36
Figure 35. Composition et densité de la régénération (semis et gaules) dans la plantation de pin rouge.	36
Figure 36. Milieu humide envahi par le roseau commun en bordure du sentier L'intense.	51
Figure 37. Rognures d'herbe transportées dans le Parc par un citoyen voisin à proximité du site BEA.	53
Figure 38. Cabane et feu de camp, encore fumant lors de notre passage, dans le secteur nord-est du Parc du Grand-Coteau.	53
Figure 39. Sère physiographique du domaine de l'érablière à caryer cordiforme (Tiré de Grondin <i>et al.</i> 1996).	58
Figure 40. Carte des dépôts de surface dans le secteur du Parc du Grand-Coteau.	62
Figure 41. Portions de sentiers susceptibles d'entraîner des sédiments dans les cours d'eau. a) Sentier L'Intense, où le piétinement a mis à nu le sol et où on devine le ruisseau Quévillon-Robert en contrebas; b) Sentier qui borde la rivière Mascouche, dans le secteur nord-ouest du Parc, où un pont improvisé a été renversé; c) sédiments se jettant dans la rivière Mascouche à la suite de l'érosion du sentier.	64
Figure 42. Forêt d'intérieur au Parc du Grand-Coteau.	68
Figure 43. Carte des affectations et des secteurs qui mériteraient d'être intégrés au Parc du Grand-Coteau.	71
Figure 44. Exigences d'habitat des 88 espèces d'oiseaux détectées dans le Parc du Grand-Coteau.	75
Figure 45. Exigences en sites de nidification des 84 espèces d'oiseaux qui nichent vraisemblablement dans le Parc du Grand-Coteau.	76
Figure 46. Besoins alimentaires des 88 espèces d'oiseaux identifiés dans le Parc du Grand-Coteau.	77
Figure 47. Statut migratoire des 88 espèces d'oiseaux identifiées dans le Parc du Grand-Coteau.	78
Figure 48. Tendances de changements d'abondances à travers le Québec et l'Amérique du Nord selon le Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord (Sauer <i>et al.</i> 2013) pour les 88 espèces d'oiseaux identifiées dans le Parc du Grand-Coteau.	80
Figure 49. Nid de buse situé dans un grand hêtre à proximité du site BEA.	82
Figure 50. Indice de qualité d'habitat du grand pic au Parc du Grand-Coteau.	85
Figure 51. Nombre de carabes attrapés en fonction de la densité de sentiers dans 12 paysages de 25 m de rayon dans le Parc du Grand-Coteau.	102
Figure 52. Zone d'influence des sentiers sur les carabes au Parc du Grand-Coteau.	106

Figure A3.2. Température de surface au Parc du Grand-Coteau et dans ses environs (Mascouche) en 2010 selon des images SPOT-5. Capture d'image de l'outil «Cartographie des îlots de chaleur/fraîcheur » (Métadonnée DonnéeOuverteQc V1.0 2013, CERFO 2013)..... 149

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Superficies de parcs de la grande région de Montréal.	6
Tableau 2. Diversité des écosystèmes qui composent quelques-uns des parcs de la grande région de Montréal.	15
Tableau 3. Surface terrière des arbres (m ² /ha).	37
Tableau 4. Diamètre et densité des arbres.	38
Tableau 5. Densité de chicots (nb/ha).	39
Tableau 6. Volume de bois mort au sol (m ³ /ha).	40
Tableau 7. Occurrence de carie de cœur et traces d'alimentation de pics.	41
Tableau 8. Fermeture du couvert forestier (%) ¹	42
Tableau 9. Densité de régénération (tiges/ha).	43
Tableau 10. Espèces végétales.	44
Tableau 11. Occurrence de maladie corticale du hêtre dans les sites où le hêtre à grandes feuilles est présent.	49
Tableau 12. Nombre d'espèces d'oiseaux, de mammifère et d'herpétofaune répertoriées dans certains parcs de la grande région de Montréal.	81
Tableau 13. Indice de qualité d'habitat du grand pic dans les 12 sites à l'étude.	84
Tableau 14. Caractéristiques des espèces d'oiseaux détectées dans le Parc du Grand-Coteau en mai et juin 2010, ainsi que leurs tendances démographiques (augmentation +, déclin -, pas de changements =) à travers l'Amérique du Nord (AN) et le Québec (QC) entre 1966 et 2011 ou 2001 et 2011 (Récent) selon le Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord (Sauer <i>et al.</i> 2013).	90
Tableau 15. Densité des sentiers pour des paysages de différents rayons autour des 12 sites échantillonnés dans le Parc du Grand-Coteau.	100
Tableau 16. Espèces de carabes échantillonnées dans le Parc du Grand-Coteau.	101
Tableau 17. Résultats de la régression linéaire de Poisson examinant l'influence de la densité de sentiers sur le nombre de carabes attrapés.	101
Tableau 18. Longueur et densité des réseaux de sentiers des parcs de la grande région de Montréal.	105
Tableau 19. Valeurs des services écologiques fournis par les boisés de Mascouche; moyennes de la littérature scientifique en dollars canadiens (2013) par hectare par an.	114
Tableau 20. Valeur des services écologiques fournis par le Parc du Grand-Coteau à Mascouche, en dollars canadiens (2013) par hectare par an.	117
Tableau A3.1. Valeur du service de filtration de l'eau fourni par les boisés selon la littérature scientifique.	146
Tableau A3.2. Valeur du service de filtration de l'air fourni par les boisés selon la littérature scientifique.	148
Tableau A3.3. Valeur du service de pollinisation fourni par les boisés selon la littérature scientifique.	154
Tableau A3.4. Valeur du service de loisir et tourisme fourni par les boisés selon la littérature scientifique.	157

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1. LISTE DES LOTS PRIVÉS QUI MÉRITERAIENT D'ÊTRE INTÉGRÉS AU PARC DU GRAND-COTEAU OU DE SE VOIR ATTIBUER UN STATUT DE CONSERVATION ¹	137
ANNEXE 2. MATÉRIEL ÉDUCATIF.....	142
ANNEXE 3. MÉTHODES ET OUTILS EMPLOYÉS POUR CALCULER LA VALEUR DES SERVICES RENDUS PAR LES BOISÉS, MILIEUX OUVERTS ET MILIEUX HUMIDES DE MASCOUCHE ET DU PARC DU GRAND-COTEAU	144
A.3.1 Contrôle des eaux de ruissellement, de l'érosion et prévention des inondations	144
A.3.2 Filtration de l'eau.....	144
A.3.3 Filtration de l'air	147
A.3.4 Régulation de la température locale.....	148
A.3.5 Stockage et séquestration du carbone.....	150
A.3.6 Pollinisation	152
A.3.7 Loisir et tourisme.....	155
A.3.8 Augmentation de la valeur des propriétés.....	158

REMERCIEMENTS

Outre les auteurs, de nombreuses personnes ont participé, de près ou de loin, à cette étude. Nous tenons à les remercier chaleureusement :

Philippe Bernier, Annick St-Denis et Matthias Schwetterlé pour nous avoir donné un coup de main lors des inventaires.

Alexandre Bergeron pour nous avoir fait part de son expérience d'inventaires en milieux urbains et pour l'identification de spécimens végétaux.

Ernestine De Roland Razanajafy pour avoir effectué une synthèse des informations disponibles pour plusieurs parcs de la grande région de Montréal.

Mélanie Desrochers pour avoir aidé avec la cartographie.

Pascal Dubé, Chef-Environnement au Service de l'aménagement du territoire de la Ville de Mascouche, pour avoir commenté les versions antérieures de ce document et nous a fourni les outils nécessaires à sa réalisation.

Simon Paradis pour avoir patiemment identifié les carabes.

Antoine Roux pour son aide avec les inventaires d'oiseaux.

Tim Work pour nous avoir aidé à définir une méthode d'échantillonnage des carabes adaptée au contexte du Parc du Grand-Coteau.

1. RÉSUMÉ EXÉCUTIF

Les milieux naturels du sud du Québec subissent d'importantes pressions anthropiques principalement liées à l'intensification des activités agricoles et à l'expansion des zones urbaines. La situation est particulièrement importante dans la grande région de Montréal, qui recèle également les écosystèmes les plus riches de la province. À Mascouche, le développement urbain a connu ces dernières années une croissance fulgurante, principalement au niveau des développements domiciliaires. Ce développement ne se fait pas sans conséquences pour l'environnement, notamment en regard de la perte de couvert forestier. Pourtant, les milieux naturels jouent un rôle important dans la qualité de vie des citoyens par les habitats qu'ils procurent à la faune et la flore ainsi que par les services qu'ils fournissent.

Afin de se munir d'outils pour faire une planification urbaine ordonnée et respectueuse de l'environnement, la Ville de Mascouche a mandaté une équipe dirigée par le Dr. Christian Messier, professeur à l'UQAM et à l'UQO et titulaire de la Chaire de recherche industrielle CRSNG-Hydro-Québec sur le contrôle de la croissance des arbres pour réaliser une évaluation de l'intégrité écologique et des services écologiques fournis par le Parc du Grand-Coteau et les autres boisés de la Ville de Mascouche pour en améliorer la gestion.

Ce rapport se penche sur le Parc du Grand-Coteau et intègre plusieurs volets. D'une part, un portrait des écosystèmes forestiers du Parc est dressé en regard de la végétation (chapitre 3), des oiseaux (chapitre 4) et de l'influence des sentiers sur les carabes, un groupe d'insectes (chapitre 5). Une analyse des enjeux liés à ces sujets est présentée et des recommandations figurent à la fin de chaque section. Ensuite, une analyse économique des services que fournit le Parc du Grand-Coteau est présentée. Les principaux constats et conclusions de ce rapport sont les suivants :

Écosystèmes forestiers

- Au total, 91 espèces végétales de plantes vasculaires ont été répertoriées dans les écosystèmes forestiers du Parc du Grand-Coteau, dont 35 espèces d'arbres et 4 espèces à statut précaire.
- Une analyse détaillée des écosystèmes forestiers du Parc du Grand-Coteau, en termes de composition et de structure a permis de distinguer les types de peuplements forestiers qui le compose. La composition des peuplements est très diversifiée (feuillus, mélangés, résineux) tout comme leur structure d'âge (peuplement jeunes, matures et vieux), ce qui représente une grande force, tant au niveau de la biodiversité que des expériences que peuvent y vivre les visiteurs. Plusieurs peuplements portent encore les traces de perturbations anthropiques passées très communes aux forêts urbaines, mais ces perturbations ont permis la création d'écosystèmes qui contribuent à la mosaïque d'habitats diversifiés qui composent le Parc.

- La composition et la structure interne des peuplements ont été étudiées sous l'angle de l'aménagement écosystémique et de l'aménagement pour la résilience, deux tendances majeures dans le domaine de la gestion de territoire et de ressources naturelles. De manière générale, il en ressort que les écosystèmes forestiers sont en bonne santé, que leur composition est probablement assez proche de celle des forêts préindustrielles du domaine bioclimatique de l'érablière à caryer quant aux essences dominantes et que la grande diversité d'essences présente constitue le meilleur gage de résilience des forêts aux changements globaux appréhendés, notamment l'augmentation des périodes de grande chaleur et de sécheresse en été.
- Quelques enjeux sont soulevés, notamment en regard d'insectes et de pathogènes exotiques observés ou appréhendés (notamment la maladie corticale du hêtre, le chancre du noyer cendré et l'agrile du frêne) et la présence d'espèces végétales exotiques envahissantes (le nerprun et le roseau commun). Dans le cas des insectes et des pathogènes, la situation est préoccupante mais n'est pas désastreuse puisque la présence de plusieurs espèces compagnes fait en sorte que la forêt devrait être résiliente au déclin des espèces d'arbres affectées. Dans le cas des espèces exotiques envahissantes, le nerprun peut encore être contrôlé à condition de s'y prendre rapidement et le roseau est malheureusement bien installé.
- Les enjeux les plus importants sont ceux propres à un parc urbain. La proximité du milieu habité fait en sorte que le Parc est utilisé à des usages peu compatibles avec une mission de conservation et qui devraient être davantage contrôlés (construction de cabanes improvisées, feux de camp).
- Les écosystèmes forestiers matures à vieux sont les plus précieux, de par leur rareté et de par le temps requis pour développer des attributs structuraux clés (arbres de grande taille, présence de bois mort debout et au sol, etc.). On retrouve plusieurs de ces peuplements dans le Parc, mais ils sont en grande majorité situés sur des lots privés. Afin de s'assurer de leur conservation, des ententes avec les propriétaires de ces lots devraient être conclues.
- Comme le parc est en grande partie entouré de milieu urbain et que sa configuration est très allongée, l'effet de bordure est très présent. L'acquisition de peuplements adjacents permettrait de réduire cet effet, d'augmenter la proportion de forêts matures et vieilles et de consolider les superficies forestières.

Oiseaux

- Nous avons choisi d'utiliser les oiseaux parce qu'ils constituent de bons indicateurs de la qualité et de la santé des écosystèmes naturels, qu'ils sont facile à inventorier et qu'ils fournissent d'importants services écosystémiques.
- Au total, 88 espèces d'oiseaux ont été répertoriées, et cette valeur n'inclue pas les dizaines d'espèces qui visitent vraisemblablement le Parc lors de leurs

passages migratoires du printemps et de l'automne ainsi que certaines espèces plus difficiles à détecter en raison de leur mode de vie (ex. oiseaux nocturnes).

- La diversité des milieux naturels se reflète dans la diversité des oiseaux. Les oiseaux appartiennent à plusieurs groupes fonctionnels (regroupements selon l'alimentation, l'habitat, etc.) et jouent plusieurs rôles écologiques (excavateurs de cavités qui peuvent être utilisés par d'autres espèces, contrôle des insectes, etc.)
- Le grand pic, qui fréquente le Parc du Grand-Coteau, constitue une espèce clé en raison des grandes cavités qu'il excave pour installer son nid et qui sont réutilisées par d'autres espèces cavicoles ensuite. Un indice de qualité d'habitat a été calculé pour chacun des types forestiers du Parc. Il en ressort que les peuplements feuillus matures à vieux, à cause de la dominance de feuillus et de la présence de gros arbres, ainsi que les peuplements issus de coupes partielles, à cause de la présence de gros arbres résiduels, constituent les habitats les plus favorables au grand pic. Ces résultats appuient la recommandation proposant d'assurer la conservation des lots privés situés à l'intérieur de la limite du mandat ainsi que d'acquérir des forêts matures à vieilles adjacentes.
- Parmi les espèces détectées, 50 % sont en déclin à travers la province de Québec et/ou l'Amérique du Nord; le Parc pourrait donc jouer un rôle important dans la conservation des oiseaux. Pour contribuer à cet objectif, nous suggérons plusieurs recommandations, notamment d'éviter de faire des interventions d'aménagement ou de maîtrise de la végétation pendant la saison de reproduction, de planter des bosquets d'arbustes fruitiers indigènes et installer des nichoirs. Finalement, pour éviter que les chiens ne perturbent les nids, l'interdiction de leur présence devrait être renforcée ou ils devraient à tout le moins être gardés en laisse pendant la période de nidification.

Influence des sentiers sur les carabes

- Le Parc du Grand-Coteau est très visité, notamment en raison de son vaste réseau de sentiers. Pour évaluer l'influence de la présence de sentiers sur la faune du sol, nous avons étudié les carabes, des insectes qui vivent dans le sol.
- Nos analyses valident notre hypothèse de départ; plus la densité de sentiers est élevée dans un rayon de 25 m autour des sites, plus l'abondance de carabes est faible.
- Comme la densité des sentiers est très élevée dans le secteur des sentiers Émilie-Mondor, nous recommandons de ne pas construire de nouveaux sentiers dans ce secteur.
- Les sentiers peuvent aussi avoir une influence sur la qualité de l'eau. En plusieurs endroits, nous avons observé que les sentiers situés sur des crêtes dont la pente donne sur des cours d'eau étaient érodés suite au piétinement des marcheurs ou au mauvais entretien d'installations. Dans le secteur des sentiers Émilie-Mondor, la situation pourrait probablement être rétablie en interdisant toute

circulation dans les sentiers de raquette en dehors des périodes où il y a présence d'un couvert neigeux.

- De nombreux sentiers non-officiels parcourent le Parc du Grand-Coteau, tant dans le secteur des sentiers Émilie-Mondor qu'ailleurs. L'identification et la cartographie de tous les sentiers permettraient de mieux gérer ces sentiers.

Services écologiques, économiques et sociaux

- Les services écologiques sont les services fournis aux humains par les écosystèmes naturels. N'étant généralement pas négociés sur les marchés financiers, ces services sont rarement considérés par les outils économiques conventionnels et sont trop souvent ignorés dans les analyses de planification et développement.
- Nous présentons une analyse de neuf services écologiques fournis par les milieux naturels (boisés, milieux humides, milieux ouverts) de la Ville de Mascouche, soit le contrôle des eaux de ruissellement, la filtration de l'eau et de l'air, la régulation de la température, le stockage et la séquestration de carbone, la pollinisation, le loisir et tourisme et l'augmentation des valeurs des propriétés.
- Selon ces calculs, la valeur des boisés de Mascouche représente minimalement 14 396,15\$ CA/ha/année.
- La valeur des services fournis par le Parc du Grand-Coteau (défini par la limite du mandat) est quant à elle de plus de 2,5 millions de dollars par année.

Ces travaux, essentiellement menés à l'échelle du Parc du Grand-Coteau, seront complétés par une analyse à l'échelle du paysage qui sera faite à l'échelle régionale et qui permettra d'établir une stratégie de conservation intégrée pour l'ensemble de la Ville de Mascouche (Tittler *et al.* en préparation).

2. INTRODUCTION

En milieu urbain, les écosystèmes forestiers jouent un rôle écologique crucial, mais leur présence apporte bien plus. En plus de constituer un habitat pour les espèces qui y sont associées, il fournit une multitude de biens et services à la population humaine (production de bois et de produits non-ligneux, filtration de l'air, régulation des eaux de pluie, activités récréatives, culturelles et spirituelles, etc.). La gestion des milieux forestiers influence le type, la quantité, la qualité et la valeur des biens et services fournis. Les gestionnaires de milieux naturels doivent par conséquent avoir une connaissance approfondie de leurs écosystèmes et des enjeux qu'ils présentent, dans un premier temps, pour ensuite pouvoir évaluer les biens et services qu'ils offrent et finalement évaluer l'impact de leurs décisions de gestion. C'est ce que nous proposons de faire dans cette étude.

2.1 Le Parc du Grand-Coteau, en bref

Situé au cœur de la Ville de Mascouche, le Parc du Grand-Coteau (Figure 1) se trouve dans la région physiographique des basses-terres du Saint-Laurent. Les sols sont principalement constitués de dépôts marins sableux, laissés en place par la mer de Champlain il y a environ 10 000 ans. Des dépôts marins argileux sont aussi présents, principalement en contrebas du coteau. Le climat y est froid et continental, avec une température annuelle de 5,8°C et des précipitations moyennes annuelles de 985,6 mm (station météorologique de Mascouche, moyenne pour la période 1971-2001, Environnement Canada 2010). Le Parc du Grand-Coteau se situe dans le domaine bioclimatique de l'érablière à caryer, le plus chaud et le plus riche des domaines québécois. En raison de son « potentiel faunique élevé » et de son « potentiel écologique élevé », ce territoire a été identifié comme un écosystème prioritaire par le MRNF et le MDDEP (2008).

Le Parc est dominé par la forêt, qui couvre 71% du territoire, mais on y retrouve aussi des milieux ouverts, des cours d'eau (lacs, ruisseaux, rivière), des milieux humides et des aires de jeu. Ce territoire de 239 ha, essentiellement voué à la conservation, est en majeure partie propriété de la Ville de Mascouche. Le Tableau 1 présente la superficie d'autres parcs de la grande région de Montréal. La taille du Parc du Grand-Coteau se situe au milieu de la fourchette de superficie de ses parcs. Il est entre autres plus grand que le Parc du Mont Royal ou le Parc régional éducatif Bois de Belle-Rivière.

Le Parc du Grand-Coteau est bordé en grande majorité par un milieu très urbain (autoroute 640 au sud, développements domiciliaires), ce qui en fait un milieu très visité par de nombreux marcheurs qui empruntent son réseau de plus de 15 km de sentiers de marche, de raquette et de ski de fond. Une piste de vélo le traverse également.

Tableau 1. Superficies de parcs de la grande région de Montréal.

Parc	Ville	Superficie	% de forêt	% milieu humide	Référence
Parc du Grand Coteau	Mascouche	239 ha ¹	71%	1%	Cette étude, P. Dubé, Ville de Mascouche, comm. pers., 14 juillet 2014
Arboretum Morgan	Ste-Anne-de-Bellevue	245 ha	70%	45% ²	Arboretum Morgan 2011-2013, A.Godbout, Arboretum Morgan, comm.pers., 21 mai 2014
Bois de l'Équerre	Laval	225 ha	80%	10%	Bois de l'Équerre s.d.
Boisé du Tremblay	Longueuil/ Boucherville	600 ha	n.d. ³	40%	CMM 2013
Bois Papineau	Laval	100 ha	70%	5%	ACBP 2012, A. St-Denis, ACBP, com.pers., 20 juillet 2014
Boisé Sainte-Dorothé	Laval	420 ha	67%	>20%	ABPSD 2008
Refuge faunique Marguerite d'Youville	Châteauguay	223 ha	n.d.	n.d.	Héritage Saint-Bernard 2011
Parc du Mont Royal	Montréal	190 ha	50%	n.d.	Ville de Montréal 2014b, E. Richard, Les Amis de la Montagne, comm.pers., 22 mai 2014
Parc régional éducatif Bois de Belle-Rivière	Mirabel	176 ha	n.d.	n.d.	Tourisme Laval 2014
Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies	Montréal	247 ha	n.d.	n.d.	Ville de Montréal 2013a
Parc-nature du Bois-de-Liesse	Dollard-des-Ormeaux	158 ha	n.d.	n.d.	Ville de Montréal 2013b
Parc-nature du Cap-Saint-Jacques	Ville Saint-Laurent/ Pierrefonds	302 ha	60%	n.d.	Ville de Montréal 2011b

¹Somme des superficies des terrains appartenant à la Ville de Mascouche et des terrains privés situés à l'intérieur du concept du Parc du Grand-Coteau.

² Le total des superficies forestières et des milieux humides dépasse 100% parce qu'une partie d'entre eux sont des milieux humides arborescents.

³n.d. non disponible.

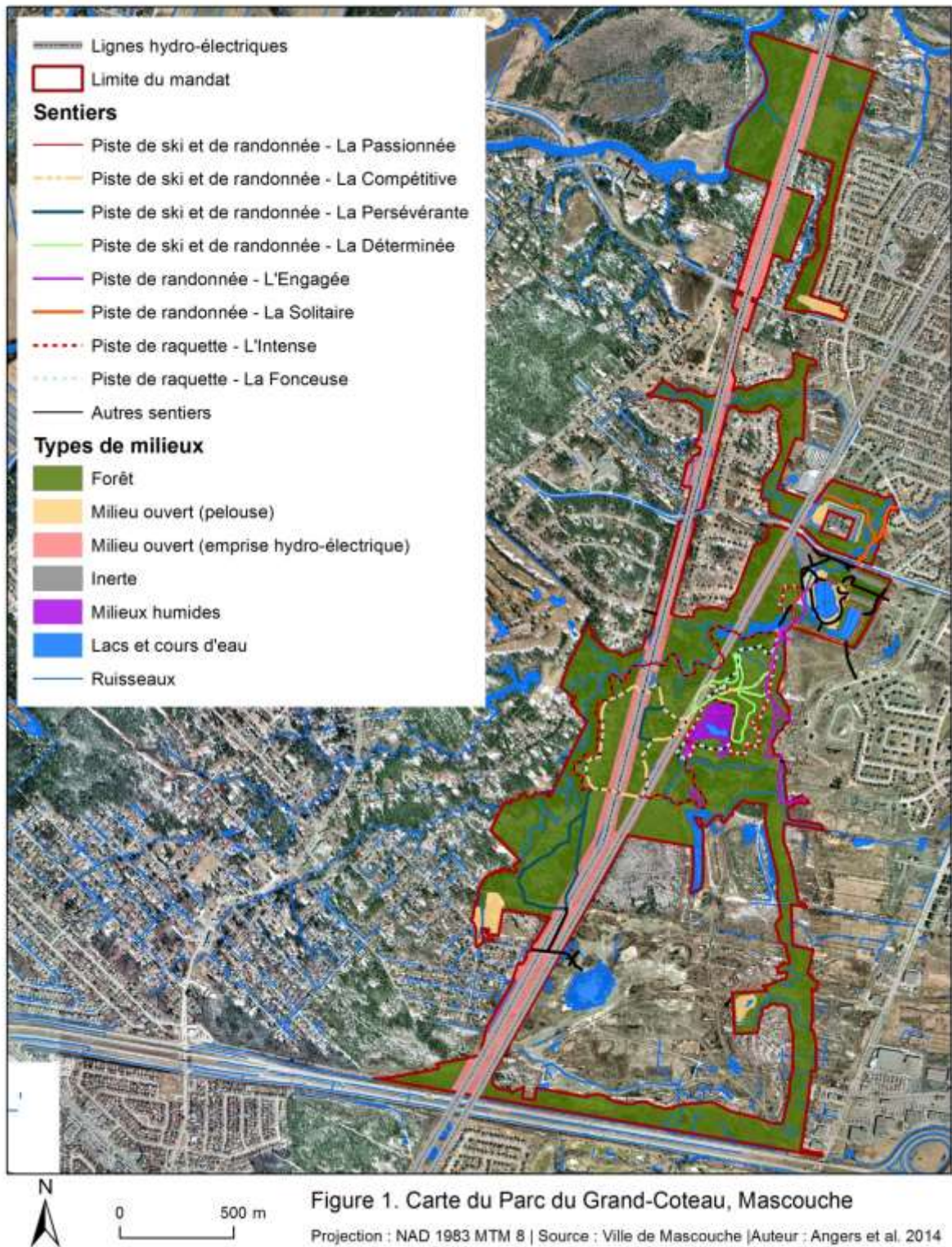


Figure 1. Carte du Parc du Grand-Coteau, Mascouche

2.2 Objectifs généraux

La présente étude vise l'atteinte de deux principaux objectifs; 1) Établir un portrait des écosystèmes forestiers qui composent le Parc du Grand-Coteau et de leur état ainsi que des organismes qui y vivent (chapitres 3 à 5) et 2) Documenter les services écologiques, économiques et sociaux fournis par le Parc du Grand-Coteau (chapitre 6). Ces étapes permettent ensuite d'établir les grands principes directeurs d'aménagement (incluant notamment des cibles d'acquisition ou d'annexion de territoires adjacents pour assurer la pérennité des écosystèmes et leur résilience) et de définir des stratégies et des options d'aménagement.

Pour documenter le premier volet, trois groupes d'organismes ont été sélectionnés comme indicateurs; la flore forestière (chapitre 3), les oiseaux (chapitre 4) et les carabes (un groupe d'insectes, chapitre 5). Chacun de ces groupes permet d'obtenir un signal différent. La végétation se développe lentement, sur des dizaines s'années et témoigne des perturbations passées du site. Les oiseaux ont des besoins bien spécifiques et leur diversité reflète la variété d'habitats présents sur le site. Les carabes, quant à eux, se déplacent sur de courtes distances et sont sensibles à certaines perturbations, dont le piétinement; ils permettent donc de juger de la qualité de l'habitat à une plus petite échelle spatiale en ce qui a trait à l'influence de la présence de sentiers multi-usages sur leur abondance. Tous les travaux d'inventaire ont été concentrés dans le secteur des sentiers Émilie-Mondor.

Dans le cadre de ce mandat, nous nous sommes concentrés sur les milieux forestiers. Cependant, des observations concernant des enjeux liés aux milieux aquatiques et humides seront présentées.

3. LA FLORE DES FORÊTS DU PARC DU GRAND-COTEAU

3.1 Contexte et objectifs

La végétation, par sa composition et sa structure (i.e. la manière dont les éléments qui composent une forêt sont agencés), définit en grande partie le type d'habitat et les communautés d'organismes qui y vivent. Nous avons donc non seulement étudié la composition des arbres et de la flore de sous-bois des forêts du Parc du Grand-Coteau mais aussi leur structure (dimensions des arbres, régénération, ouverture du couvert, bois mort sur pied et au sol).

Du point de vue de la plupart des organismes, l'âge du peuplement a peu d'importance. C'est plutôt la structure qui influence la qualité de l'habitat. Par exemple, une très vieille forêt qui aurait été « nettoyée » de tous ses arbres morts et moribonds par son propriétaire serait de bien piètre qualité pour des oiseaux qui nichent dans des cavités. À l'opposé, une forêt plus jeune où des gros arbres auraient été laissés sur pied après une perturbation (coupe, forts vents) pourrait être utilisée par ces organismes. Comme le passé des peuplements qui composent le Parc du Grand-Coteau est vraisemblablement riche en perturbations de tout genre, nous n'avons pas cherché à déterminer l'âge des peuplements mais plutôt leur structure.

Pourquoi se préoccuper du bois mort?

Le bois mort, qu'il soit sur pied (chicot) ou au sol, constitue un habitat pour des dizaines d'espèces végétales et animales qui s'en servent pour s'alimenter, se reproduire, s'abriter, etc. En Nouvelle-Angleterre, donc dans des écosystèmes très similaires aux nôtres, on estime que 25 % des vertébrés sont associés, à un moment ou à un autre de leur cycle de vie, au bois mort (DeGraaf et al. 1992).

3.2 Méthodologie

3.2.1 Sélection des sites

Dans un premier temps, la distribution des types de couverts forestiers et des classes d'âge des forêts du secteur central du Parc du Grand-Coteau (secteur des sentiers Émilie-Mondor) a été évaluée en utilisant les cartes écoforestières du ministère des Ressources naturelles de 2006 et des images satellites datant de 2008 (Google Earth 2013). Comme ces outils ne nous permettaient pas d'aller chercher le niveau de détail nécessaire, nous avons parcouru le Parc du Grand-Coteau afin de valider et de raffiner l'information.

Les sites à l'étude ont été sélectionnés en fonction de leur composition, de leur stade successional (jeune vs mature), de leur topographie (coteau vs plateau) et des perturbations passées afin de représenter l'ensemble des types forestiers en place. Au

total 12 sites ont été échantillonnés (Figure 2). À l'exception d'un site situé en bordure du Parc, tous les sites à l'étude sont inclus dans le périmètre du Parc du Grand-Coteau.

3.2.2 Inventaires forestiers

Les travaux d'échantillonnage ont été menés au printemps et à l'été 2012. Un inventaire des plantes printanières au printemps 2013 a permis de compléter l'échantillonnage. L'échantillonnage a été réalisé sur des superficies où il était possible d'installer le dispositif d'échantillonnage (qui mesurait 45 m d'envergure, Figure 3) dans un secteur où la composition était relativement homogène. Afin d'éviter les biais dus à l'effet de bordure¹, toutes les placettes étaient situées à au moins 20 m des bordures.

Dans chaque site, une placette carrée de 20x20m (400 m²) a été installée. La présence de perturbations, la topographie, la pierrosité, la microtopographie, l'exposition et la pente ont été notées. À l'intérieur de cette placette, tous les arbres (diamètre à hauteur de poitrine, i.e. DHP $\geq 9,1$ cm) ont été identifiés à l'espèce, leur DHP a été mesuré et la présence de cavités a été notée. Tous les chicots (arbres morts de plus de 1.3 m de haut, DHP ≥ 5.0 cm) et les souches (arbres morts coupés ou brisés, moins de 1.3 m de haut, diamètre à hauteur de souche, i.e. DHS, de plus de 9.1 cm) ont aussi été caractérisés (espèce lorsque possible, DHP ou DHS, classe de décomposition, présence de cavités dans le cas des chicots). La classification de la décomposition est inspirée de celle décrite dans Angers *et al.* (2005, adaptée de Goodburn et Lorimer 1998 et Doyon *et al.* 1999). Finalement, toutes les plantes vasculaires ont été identifiées à l'espèce, à l'exception des plantes des familles des cypéacées (carex) et des poacées (graminées) pour lesquelles une expertise botanique plus spécialisée aurait été requise. Lorsque les spécimens étaient trop endommagés pour une identification à l'espèce (ex. semis de frêne brouté), seul le genre a été noté (ex. Frêne sp.). Il en était de même pour les spécimens qui ne présentaient pas toutes les caractéristiques nécessaires à leur identification à l'espèce (ex. certaines violettes dont le plant ne portait qu'une feuille).

Ensuite, centrée à l'intérieur de la grande placette de 20x20m, on a installé une sous-placette de 10x10m (100 m²) qui a servi à échantillonner les carabes (Chapitre 4). Aux quatre coins de cette sous-placette (points A, B, C, D de la Figure 3), le degré de fermeture de la canopée a été évalué visuellement par classes de 20% (feuillage des arbres couvrant 0-20%, 21-40%, 41-60%, 61-80% ou 81-100% du ciel). Dans un rayon de 1.13 m (4 m²) autour de chacun des points, les semis (hauteur 30cm-1.3 m, DHP <1cm) ont été caractérisés (espèce et nombre).

¹ Lorsqu'une parcelle est située à proximité d'une bordure (un secteur résidentiel, ou une emprise hydro-électrique par exemple), les conditions environnementales sont modifiées (ex. pénétration de la lumière et du vent), ce qui influence en retour la composition végétale et animale (voir section 3.4.2.3).

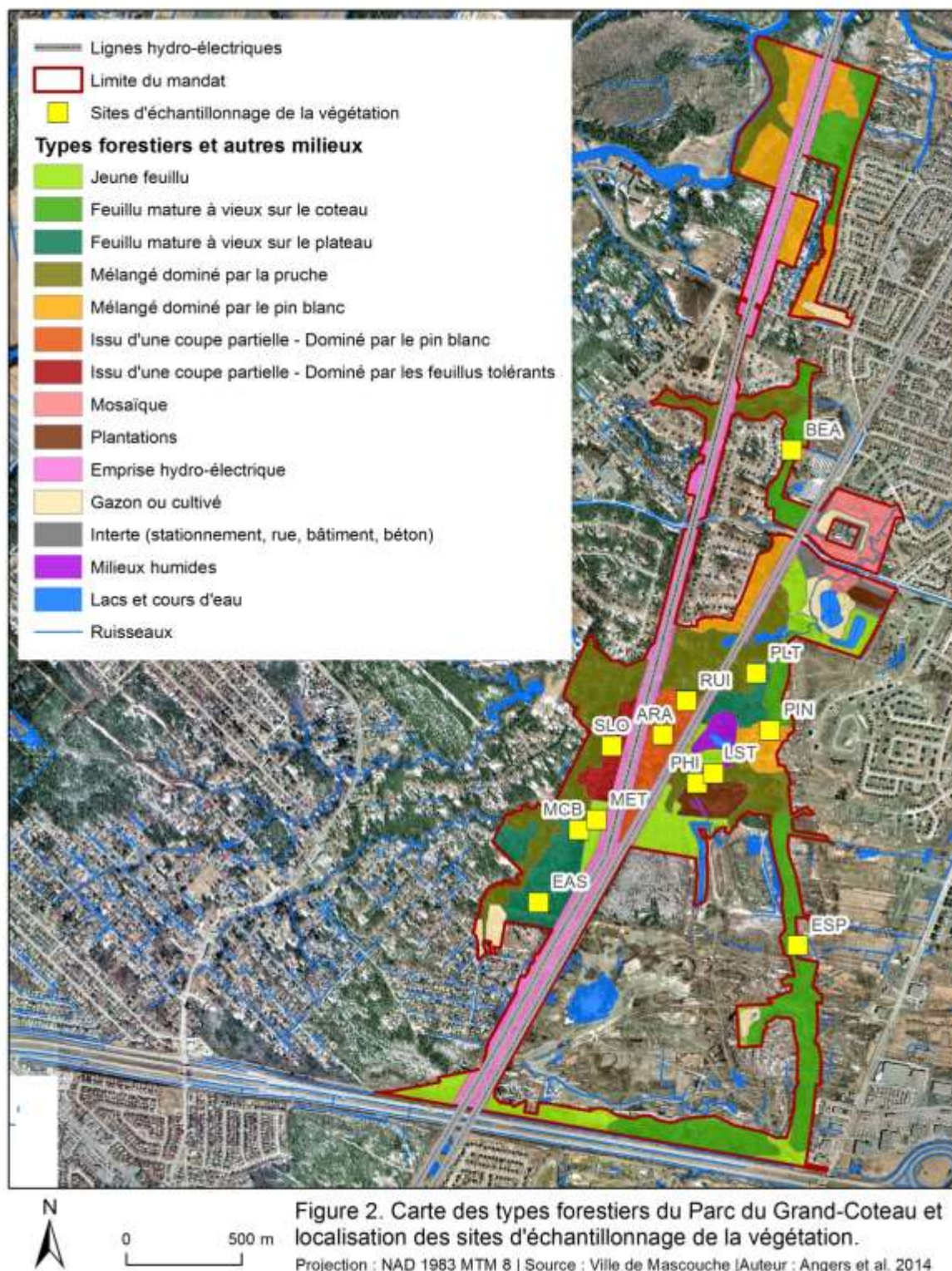


Figure 2. Carte des types forestiers du Parc du Grand-Coteau et localisation des sites d'échantillonnage de la végétation.

¹ Le peuplement « mosaïque » a reçu cette appellation en raison de la très grande hétérogénéité des espèces qui y ont été observées. Un peuplement naturel borde le ruisseau Quévillon-Robert, mais la superficie a essentiellement fait l'objet de petites plantations diverses (épinette blanche, épinette de Norvège, chêne blanc, saule, mélèze laricin, etc.).

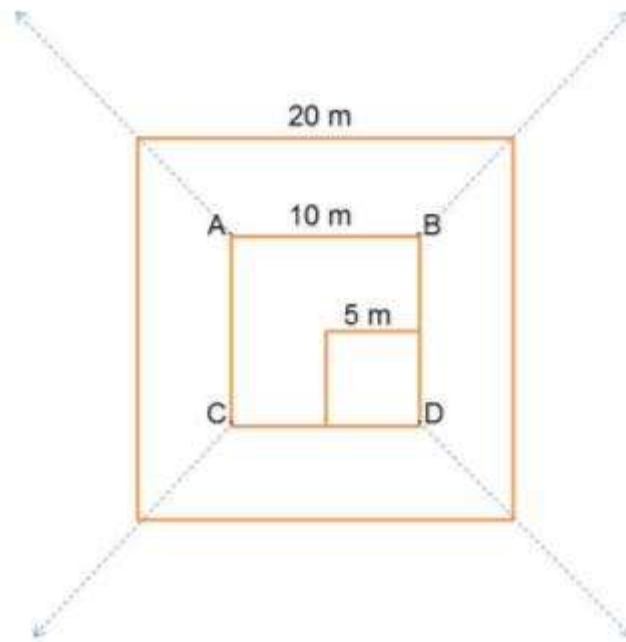


Figure 3. Dispositif d'échantillonnage de la végétation.

Une dernière sous-placette de 5x5m (25 m²) a été nichée à l'intérieur de la placette de 10x10m. On y a dénombré tous les gaules (petits arbres, DHP 1.0- 9.0 cm) par espèce et par classe de 2 cm de diamètre (1.1-3.0 cm, 3.1-5.0 cm, 5.1-7.0 cm, 7.1-9.0 cm).

À chaque coin de la sous-placette de 10x10m (lignes pointillées sur la Figure 3), des transects de 20 m de long (80 m linéaires au total) orientés à 45° de l'orientation de la placette ont servi à échantillonner les débris ligneux au sol selon la méthode d'échantillonnage de l'intersection d'une ligne (line intersect sampling method, VanWagner 1968). Tous les débris ligneux de plus de 5 cm de diamètre au point d'intersection qui croisaient les transects ont été mesurés.

3.2.3 Analyse des données

3.2.3.1 Type forestier

Pour chacun des 12 sites d'échantillonnage, les groupements d'essences ont été définis d'après la norme de stratification écoforestière du quatrième inventaire écoforestier (MRNF 2011). Ce système de classification repose sur la surface terrière de chacune des espèces ou groupes d'espèces qui composent le peuplement. La surface terrière est la mesure de la superficie transversale occupée par tous les troncs à 1.3 m de hauteur. On l'exprime en superficie par ha (1 ha équivaut à 100x100m = 10 000 m²).

3.2.3.2 Couvert forestier

Comme le pourcentage de fermeture du couvert forestier a été évalué par classes de 20% d'ouverture, nous avons utilisé la médiane pour chaque classe pour les analyses (par exemple, pour la classe de 81-100%, nous avons utilisé la valeur médiane de 90%). Pour chaque site, le degré de fermeture de la canopée a été calculé comme étant la moyenne des valeurs médianes des classes des quatre points échantillonnés.

3.2.3.3 Cartographie

La cartographie de la composition des peuplements du Parc du Grand-Coteau (Figure 2) a été réalisée en combinant plusieurs sources : la photo-interprétation des ortho-photos de 2005, l'outil « bird's eye » de Bing Maps, les inventaires terrain réalisés dans le secteur des sentiers Émilie-Mondor ainsi que des visites ponctuelles dans les secteurs nord et sud afin de valider notre interprétation. Des appellations cartographiques ont été attribuées à chacun des types de peuplements en se basant sur les regroupements utilisés lors de l'analyse de la composition (section 3.3.3). Comme les ortho-photos de 2005 ont vraisemblablement été prises au début de l'hiver et permettent de distinguer les feuillus des conifères, elles constituent le fond de carte le plus informatif au plan visuel et ont été utilisées tout au long du rapport. Cependant, comme plusieurs travaux ont été réalisés dans l'aire d'étude depuis 2005, nous avons aussi utilisé les cartes de Google Maps qui étaient les plus à jour pour réaliser la cartographie (ex. pavillon administratif du Boul. Mascouche et bassin près de la rue de l'Esplanade).

3.2.3.4 Volume de débris ligneux

Le volume des débris ligneux à l'échelle du peuplement (V , m^3/ha) a été calculé en utilisant la méthode de Van Wagner (1968) à l'aide de la formule suivante :

$$V = \frac{\pi^2 \sum d^2}{8L}$$

Où d est le diamètre au point d'intersection et L la longueur du transect échantillonné. Afin de calculer le total du volume des débris ligneux, le volume des souches, calculé comme un cylindre, a été ajouté.

3.3 Résultats

3.3.1 Diversité des milieux naturels

Au premier abord, la diversité des milieux naturels qui composent le Parc du Grand-Coteau est frappante (Figure 2). On y retrouve des milieux forestiers de composition et d'âges variés, des milieux humides, des cours d'eau, des lacs et des milieux ouverts. Selon les informations recueillies pour plusieurs autres parcs de la grande région de Montréal (Tableau 2), il s'agit clairement de l'un des parcs qui présente les milieux naturels les plus diversifiés.

3.3.2 Diversité floristique forestière et espèces particulières

À l'intérieur des placettes échantillonnées dans les écosystèmes forestiers du Parc du Grand-Coteau, on a répertorié 87 espèces de plantes vasculaires, dont 22 espèces d'arbres, 12 arbustes, 11 fougères, 36 herbacées, 3 lycopodes et 3 prêles (Tableau 10). Cette liste d'espèce ne représente que les espèces observées à l'intérieur des placettes, lors des inventaires. On doit y ajouter les espèces observées à l'extérieur des placettes. Chez les arbres, 13 autres espèces ont été répertoriées lors de nos déplacements: l'érable noir (*Acer nigrum*), l'érable à Giguère (*Acer negundo*), l'érable argenté (*Acer saccharinum*), le bouleau gris (*Betula populifolia*), le frêne rouge (*Fraxinus pennsylvanica*), le noyer cendré (*Juglans cinerea*), le mélèze laricin (*Larix laricina*), l'épinette de Norvège (*Picea abies*), le pin gris (*Pinus banksiana*), le peuplier baumier (*Populus balsamifera*), le peuplier deltoïde (*Populus deltoides*), le chêne blanc (*Quercus alba*) et le saule (*Salix* sp). Au niveau de la flore de sous-étage, la matteucie fougère-à-l'autruche (*Matteuccia struthiopteris*) a aussi été observée à l'extérieur des sites à l'étude. Ces ajouts portent à 91 espèces végétales de plantes vasculaires la liste des espèces répertoriées dans les écosystèmes forestiers du Parc du Grand-Coteau, dont 35 espèces d'arbres, 12 arbustes, 12 fougères, 36 herbacées, 3 lycopodes et 3 prêles.

À notre avis, la grande majorité des espèces forestières ont été répertoriées mais il est possible que d'autres espèces forestières soient présentes dans le Parc du Grand-Coteau. Comme les inventaires étaient conduits en milieu forestier, il est normal que les espèces davantage associées à des milieux ouverts (ex. emprise hydroélectrique, bordure des habitations, secteur de l'étang et du lac Long) ou humides (marais, ruisseau, lacs) n'apparaissent pas dans les listes.

Tableau 2. Diversité des écosystèmes qui composent quelques-uns des parcs de la grande région de Montréal.

Parc	Ville	Forêt						Humide/ Aquatique			Milieux ouverts			Autres	Référence	
		Jeune	Mature	Feuillue	Mixte	Coniférienne	Plantations	Milieu humide	Lac	Rivière/Fleuve	Ruisseau permanent	Avec végétation haute (ex. friches, champ cultivé, emprises hydro-électrique)	Sans végétation haute (ex. aire gazonnée)			Aire de jeu (non végétal)
Parc du Grand-Coteau	Mascouche	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		Cette étude
Arboretum Morgan	Ste-Anne-de-Bellevue	x	x	x	x	x	x	x				x	x			Arboretum Morgan 2011-2013, Sparroworks Wildlife Company s.d
Bois de l'Équerre	Laval	x	x	x	x	x		x			x	x				CMVBE 2005 et 2012, SMMVEBV s.d.
Bois Papineau	Laval	x	x	x				x			x	x				MDDELCC 2004, ACBP 2012
Boisé du Tremblay	Longueuil/ Boucherville	x	x	x		x		x			x	x				Anonyme 2011, CMM 2013
Boisé Sainte-Dorothée	Laval	x	x	x	x	x		x			x	x				APBSD 2007 et 2008
Refuge faunique Marguerite d'Youville	Châteauguay		x	x				x	x		x	x				Héritage Saint-Bernard 2011
Parc du Mont Royal	Montréal	x	x	x	x			x	x	x	x		x	x		CBCQ 2005, Ville de Montréal et MCCCQ 2012
Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies	Montréal	x	x	x				x		x	x	x	x			Séguin 2006, Gouvernement du Québec s.d., Ville de Montréal s.d.
Parc-nature du Bois-de-Liesse	Dollard-des-Ormeaux	x	x	x				x		x	x	x	x			Séguin 2006, Eisenman 2007, Ville de Montréal 2011a
Parc-nature du Cap-Saint-Jacques	Ville Saint-Laurent/ Pierrefonds	x	x	x				x	x	x	x	x	x	Plage		Séguin 2006
Parc régional éducatif Bois de Belle-Rivière	Mirabel		x	x				x	x			x	x	Jardin ornemental		Bois de Belle-Rivière 2013-2014

Les espèces à statut précaire répertoriées sont :

- **l'érable noir**, considéré vulnérable par le gouvernement provincial (MDDEFP 2013). Un petit peuplement à forte concentration d'érable noir et de noyer cendré a été repéré lors d'une visite terrain visant à préciser la cartographie dans le secteur nord de l'aire d'étude (Figures 4 et 5). Ce secteur se trouve en bas de pente et borde la rivière Mascouche sur environ 250 m.
- le **trille blanc** (*Trillium grandiflorum*), considéré vulnérable à la récolte (Gouvernement du Québec 2009), a été observé dans trois sites inventoriés (Tableau 10, Figure 5).
- le **noyer cendré**, considéré susceptible d'être désigné menacé ou vulnérable par le gouvernement provincial (MDDEFP 2013) et en voie de disparition par le gouvernement fédéral (Gouvernement du Canada 2012). En plus du petit peuplement où le noyer cendré côtoyait l'érable noir (voir ci-haut), plusieurs spécimens sont présents dans le secteur de l'Arabesque, à proximité du sentier La Solitaire (Figure 5).
- La **matteucie fougère-à-l'autruche**, considérée vulnérable à la récolte a été observée lors de nos déplacements en haut du coteau, à proximité du boulevard Esplanade ainsi qu'en sous-couvert du petit peuplement contenant de l'érable noir et du noyer cendré du nord de l'aire d'étude (voir ci-haut). La première population a cependant presque entièrement été détruite lors des travaux préalable au développement domiciliaire en 2013 (Figure 5).

Étant donné les nombreux sites très riches que comptent le Parc du Grand-Coteau, on ne peut cependant pas conclure à l'absence d'autres espèces à statut précaire. Des inventaires plus détaillés ciblant spécifiquement les secteurs riches (ex. bas du coteau, rive de la rivière Mascouche dans le secteur nord) permettraient de clarifier la question.



Figure 4. Petit peuplement feuillu présentant une forte concentration d'érable noir et de noyer cendré.

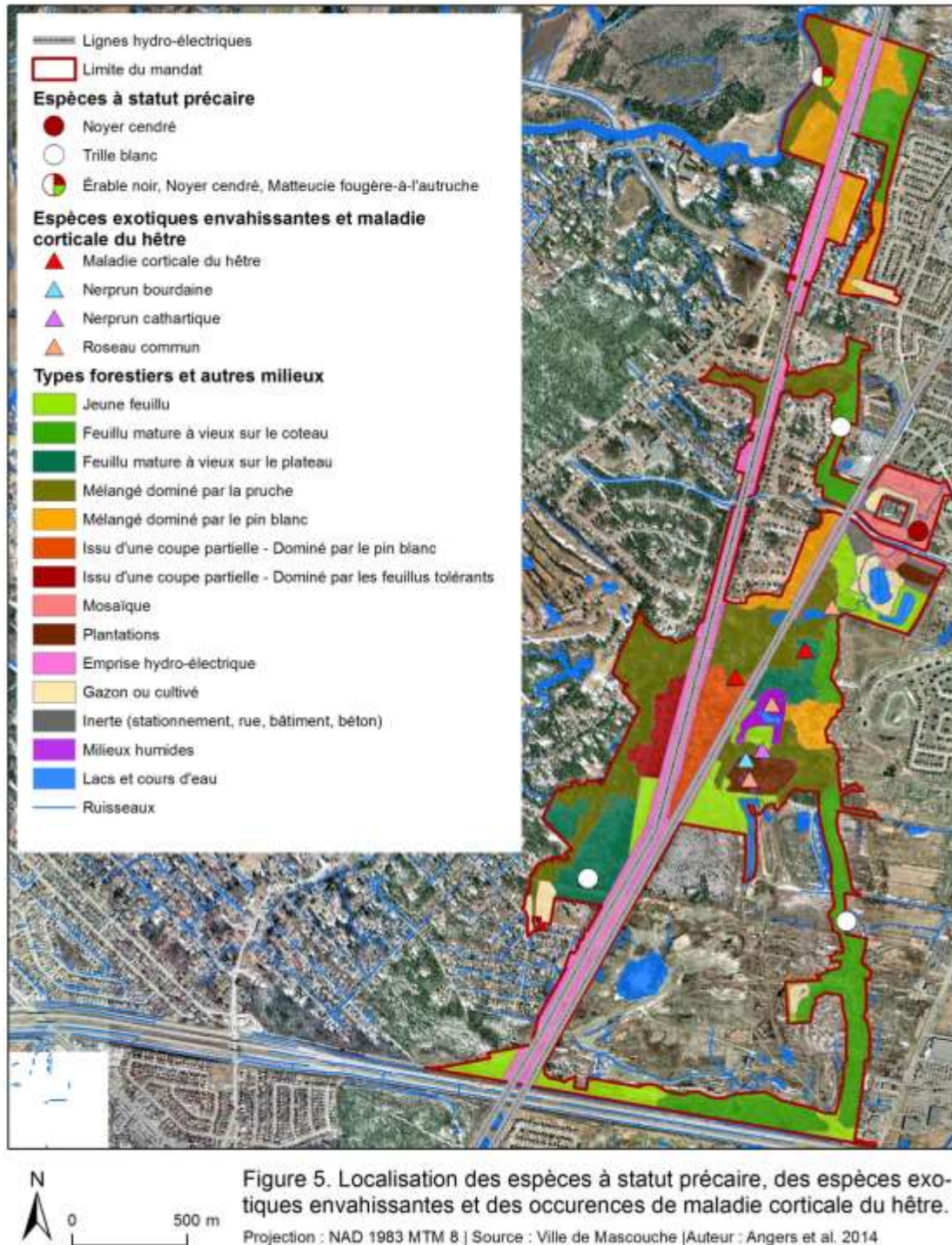


Figure 5. Localisation des espèces à statut précaire, des espèces exotiques envahissantes et des occurrences de maladie corticale du hêtre.

Note : Ces localisations représentent des observations réalisées dans les sites échantillonnés ou lors de nos déplacements et ne représentent pas l'ensemble des populations présentes au Parc du Grand-Coteau.

3.3.3 Description des écosystèmes forestiers du Parc du Grand-Coteau

La section qui suit décrit les principaux types d'écosystèmes forestiers que recèle le Parc du Grand-Coteau. Cette section est essentiellement descriptive et permet d'établir un portrait de la diversité des peuplements qui le composent, de leur stade et de leur écologie. On trouvera aux Tableaux 3 à 9, situés à la fin de cette section, les caractéristiques structurales de chacun des types de peuplements (arbres; bois mort, ouverture du couvert forestier, régénération) et leur composition (Tableau 10). La Figure 2 présente une cartographie de l'ensemble des peuplements forestiers qui composent le Parc du Grand-Coteau. On y a regroupé les peuplements présentant des caractéristiques semblables.

Il est à noter que la taille et le nombre de placettes que les ressources disponibles nous permettaient d'échantillonner permettent de dresser un portrait informatif mais non complet des peuplements. Il est possible que la réalité décrite soit avérée pour le secteur étudié mais qu'un échantillonnage couvrant une plus grande superficie ait été plus complet. Aussi, comme on dispose de très peu de réplication (i.e. plusieurs échantillons au sein de peuplements similaires), les comparaisons statistiques ne sont pas possibles.

Certains résultats présentés dans ce chapitre peuvent sembler contradictoires avec le portrait historique et actuel de la forêt de la Ville de Mascouche et des MRCs de l'Assomption et de Les Moulins produit par Roux et Tittler (2012), mais il n'en est rien. Les résultats présentés par ces auteurs sont basés sur le 3^e inventaire décennal du ministère des Ressources naturelles du Québec (données SIFORT, Pelletier *et al.* 2007). Lors de l'interprétation de ces inventaires, les petits peuplements qui caractérisent un territoire à la composition et à la structure très hétérogène comme celui du Parc du Grand-Coteau sont regroupés en parcelles de 4 ha minimum. Cette technique permet de présenter des résultats globaux parlants mais masque les détails. Les inventaires menés dans ce chapitre présentent des résultats beaucoup plus fins. Par exemple, les peuplements situés sur le coteau, dans le Parc du Grand-Coteau sont classifiés « jeunes » (20-60 ans, Figure 6 dans Roux et Tittler 2012), ce qui est exact pour une grande partie mais qui cache les petits fragments de forêts matures et vieilles échantillonnés dans le cadre de ce chapitre.

3.3.3.1 Jeunes peuplements feuillus

Deux jeunes peuplements sont vraisemblablement issus de coupes totales. Le premier, une érablière rouge à feuillus indéterminés, est situé juste à l'ouest de l'emprise hydro-électrique



Figure 6. Site MET.

(MET, Figures 2 et 6) et forme une bande longitudinale qui suit l'emprise sur plusieurs dizaines de mètres. On y observe plusieurs petites buttes, vraisemblablement des remblais laissés lors de travaux en bordure de l'emprise (Figure 7). Le second peuplement est une peupleraie située au sud du marais (LST, Figures 2 et 8).

Bien que les espèces qui composent ces deux peuplements soient différentes (Figure 9), leur écologie est très semblable. Les peupliers, les bouleaux et les étables rouges sont des espèces qui croissent très rapidement suite à une forte perturbation qui fait place à une grande disponibilité en lumière. Il s'agit d'espèces pionnières, c'est-à-dire qu'elles colonisent rapidement les sites ouverts. Dans le cas du site MET, la dominance de l'érable rouge est expliquée par la présence de l'espèce lors du défrichage. L'érable rouge est une espèce qui se reproduit végétativement lorsque les conditions le permettent : des tiges émergent de la souche fraîchement coupée, ce qui donne naissance à un patron de répartition des arbres où les tiges sont regroupées par « bouquets » caractéristiques (Figure 7).



Figure 7. Vieux remblais dans le site MET, illustrés par les courbes en rouge, et érables rouges issus de rejets de souche, pointés par des flèches.

La densité de tiges est particulièrement forte dans ces jeunes peuplements, mais on retrouve peu de grosses tiges (Tableaux 3 et 4). Le couvert est très fermé (Tableau 8) puisque les tiges utilisent la lumière de manière optimale. La régénération en sous-étage est encore relativement peu abondante mais elle se développera avec le temps. Déjà, on voit que la communauté qui compose la régénération est formée d'espèces moyennement tolérantes à tolérantes à l'ombre, comme les érables à sucre et rouge et le bouleau jaune (Figure 10).

On retrouve dans ces jeunes peuplements une densité parfois très forte de chicots et un fort volume en débris ligneux, issus de la mortalité induite par la compétition entre les tiges (Tableaux 5 et 6). Tout comme les arbres, le bois mort est cependant de petite taille. Dans les sites échantillonnés, aucun chicot ne dépassait les 26 cm.



Figure 8. Site LST.

En milieu urbain, la valeur écologique des jeunes peuplements est parfois remise en cause et ces milieux sont souvent détruits pour faire place au développement. S'il est vrai que ces milieux sont souvent plus abondants et qu'ils hébergent des

cortèges d'espèces différents des forêts matures et vieilles, ils n'en demeurent pas moins qu'ils jouent un rôle dans l'écosystème et qu'ils acquerront éventuellement, s'ils sont maintenus en place, des caractéristiques des forêts plus âgées.

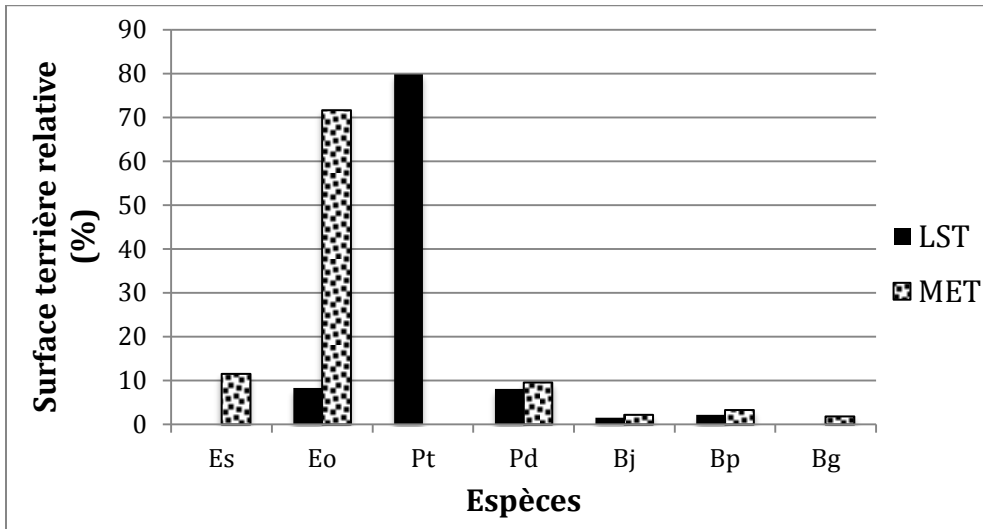


Figure 9. Composition en arbres des jeunes peuplements feuillus.

Es: Érable à sucre, Eo: érable rouge, Pt: peuplier faux-tremble, Pd: Peuplier à grandes dents, Bj: Bouleau jaune, Bp: Bouleau à papier, Bg: Bouleau gris. Les noms scientifiques sont présentés au Tableau 10.

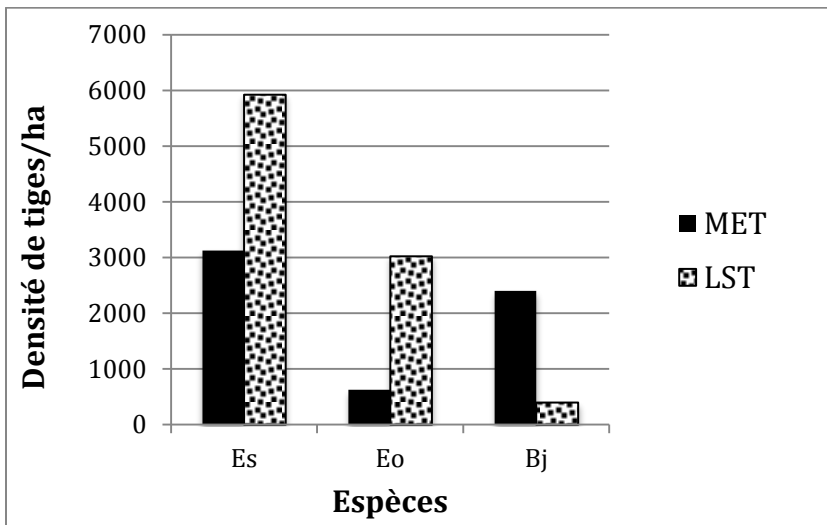


Figure 10. Composition et densité de la régénération (semis et gaules) dans les jeunes peuplements feuillus.

Es: Érable à sucre, Eo: Érable rouge, Bj: Bouleau jaune. Les noms scientifiques sont présentés au Tableau 10.

3.3.3.2 Peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau

Ces peuplements représentent bien la gamme de peuplements de feuillus ou à dominance feuillue qui sont représentés à l'ouest du coteau dans le Parc du Grand-Coteau.

3.3.3.2.1 La hêtraie à feuillus indéterminés²

Certains peuplements sont en voie d'atteindre leur maturité. C'est notamment le cas de la hêtraie à feuillus indéterminés qui croît au sud-ouest du secteur de l'étang, une fois franchi le coteau, (PLT, Figures 2 et 11). Les arbres y sont de bonne taille et les espèces en présence (dominance du hêtre à grande feuilles, présence d'érable à sucre et rouge, de pruche, de peuplier à grande dents et de chêne rouge, Figure 14) ont encore un bon potentiel de croissance en diamètre. Même si la plupart des espèces



Figure 11. Site PLT.

qui composent ce peuplement sont des espèces de fin de succession, c'est-à-dire qu'elles tolèrent bien l'ombre, la structure du peuplement suggère que ce peuplement est probablement issu de coupes antérieures dans des peuplements de feuillus tolérants qui ont permis le retour des espèces en place à l'époque.

Le couvert forestier est très fermé et laisse passer peu de lumière (Tableau 8). La végétation en sous-étage peut donc difficilement se développer, comme l'indique la très faible densité de gaules et de semis. D'autre part, le processus de mortalité des arbres associé à la maturation des peuplements n'est encore qu'à ses débuts. On retrouve au sein de ce peuplement très peu d'arbres morts, debout ou au sol, et dans la placette échantillonnée, les chicots avaient un diamètre inférieur à 20 cm, ce qui suggère une mortalité induite davantage par la compétition que par la sénescence des arbres (Tableaux 5 et 6). Il est cependant possible que l'initiation de la mortalité puisse être accélérée dans les années à venir. En effet, plusieurs traces de la maladie corticale du hêtre ont été observées dans le secteur. Près de la moitié des hêtres présents dans la parcelle étaient affectés (Tableau 11, voir section 3.3.4.2).

²L'appellation « indéterminé » peut paraître très vague. Elle est utilisée en cartographie lorsqu'aucune essence compagne ou aucune combinaison d'essences appartenant à une association (par exemple, les feuillus tolérants à l'ombre, les feuillus intolérants à l'ombre, etc.) ne domine (MRNF 2011).

3.3.3.2.2 L'érablière à pruche

L'érablière à pruche, qui compose une bonne partie de la zone enclavée entre la ligne hydro-électrique et le ruisseau Quévillon-Robert, à l'intérieur de la dernière boucle du sentier *La Persévérante* (EAS, Figures 2 et 12), possède une structure qui ressemble en plusieurs points au peuplement précédent (taille des arbres, densité de semis et de gaules, densité de chicots, fermeture du couvert forestier). Plusieurs indices suggèrent



Figure 12. Site EAS.

ce peuplement est plus vieux et a probablement été moins perturbé par des coupes au cours de son développement que le site PLT. Ce peuplement est en effet beaucoup plus hétérogène. Au-delà de la zone échantillonnée (représentée à l'avant plan sur la Figure 12), on observe des secteurs où la végétation en sous-étage (semis, gaules) est beaucoup plus développée, ce qui indique qu'une ouverture dans le couvert forestier a permis le passage de la lumière.

Cette création de trouée est aussi suggérée par la présence de débris ligneux au sol (Tableau 6). Bien qu'il y ait eu peu de chicots dans la zone échantillonnée (Tableau 5), le volume de débris ligneux était beaucoup plus élevé que dans le site précédent (PLT) et était comparable au site de forêt plus vieille décrite ci-dessous (MCB). Il s'agit donc d'un site en transition vers une structure de vieille forêt. La composante de la pruche est particulièrement intéressante dans ce peuplement au plan de la diversité structurale et d'habitats.

3.3.3.2.3 L'érablière sucrière à érable rouge

Entre le secteur de jeune forêt feuillue qui borde l'emprise hydroélectrique et le ruisseau Quévillon-Robert, à proximité de la dernière boucle du sentier *La Compétitive*, se trouve une érablière rouge à érable à sucre qui représente le stade le plus vieux des peuplements feuillus présents sur le plateau dans le Parc du Grand-Coteau (MCB, Figures 2 et 13).



Figure 13. Site MCB

Ce peuplement partage plusieurs caractéristiques typiques des vieux peuplements feuillus tempérés. Il abrite une forte densité de gros arbres (DHP \geq 30 cm, Tableau 4). Son couvert forestier, fermé par endroits, plus ouvert à d'autres, jumelé à une strate de régénération bien développée, illustre bien que la dynamique des micro-trouées y est bien établie. Il renferme également plusieurs chicots, dont certains sont gros (Tableau 5). Si on la compare, la densité de chicots de ce peuplement se situe dans la fourchette de ce qui a été observé dans de vieux peuplements de feuillus tempérés étudiés en Outaouais et dans le nord-est américain.

Le volume de débris ligneux au sol, bien qu'il soit élevé par rapport à d'autres peuplements du Parc du Grand-Coteau, est cependant généralement en deçà des volumes rapportés dans les études sur les vieux peuplements feuillus du sud Québécois ou du nord-est américain (Tableau 6), ce qui témoigne du fait que le processus de mortalité n'est pas établi depuis très longtemps. D'autre part, si l'on utilise les critères établis par le ministère des Ressources naturelles pour caractériser les vieux peuplements feuillus peu perturbés dans l'érablière à tilleul (le domaine bioclimatique le plus près caractérisé, Guillemette et McCullough 2011, Tableau 3), ce peuplement se qualifierait en ce qui a trait à sa surface totale et à sa surface terrière en espèces longévives, mais pas à sa surface terrière de gros bois et d'espèces longévives à cause de sa composante en érable rouge, une espèce dont la longévité est relativement courte. Toujours selon cette classification, les deux peuplements dont on a traité plus tôt (PLT et EAS) se trouveraient dans la même position.

Lors de notre passage, nous avons noté la présence d'un nid de pic maculé dans une cavité située dans un chicot en périphérie de la placette. Un nid de mésange à tête noire, une espèce qui niche elle aussi dans des cavités, a aussi été observé à proximité.

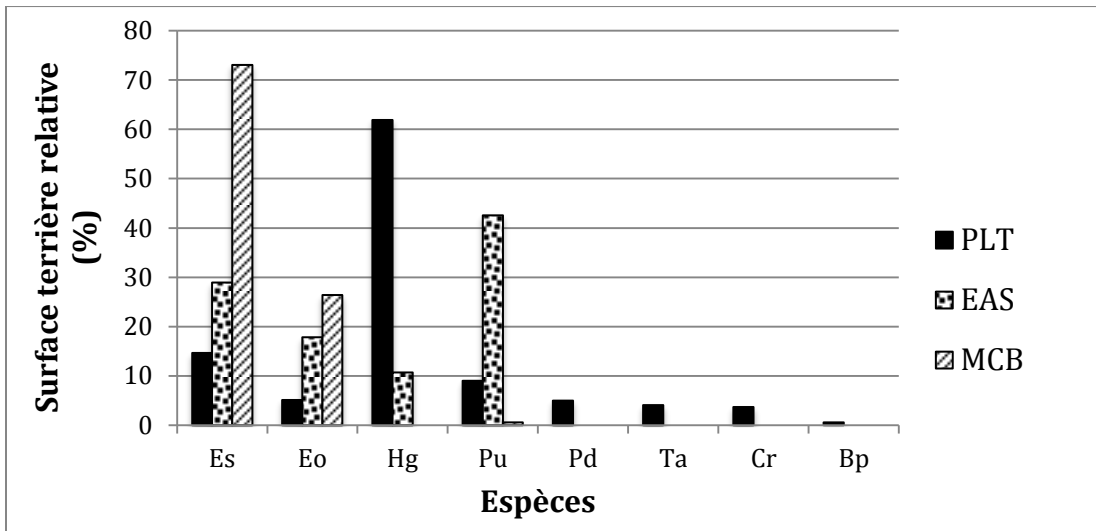


Figure 14. Composition en arbres des peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau.

Es: Érable à sucre, Eo: Érable rouge, Hg: Hêtre à grandes feuilles, Pu: Pruche du Canada, Pd: Peuplier à grandes dents, Ta: Tilleul d'Amérique, Cr: Chêne rouge; Bp: Bouleau à papier. Les noms scientifiques sont présentés au Tableau 10.

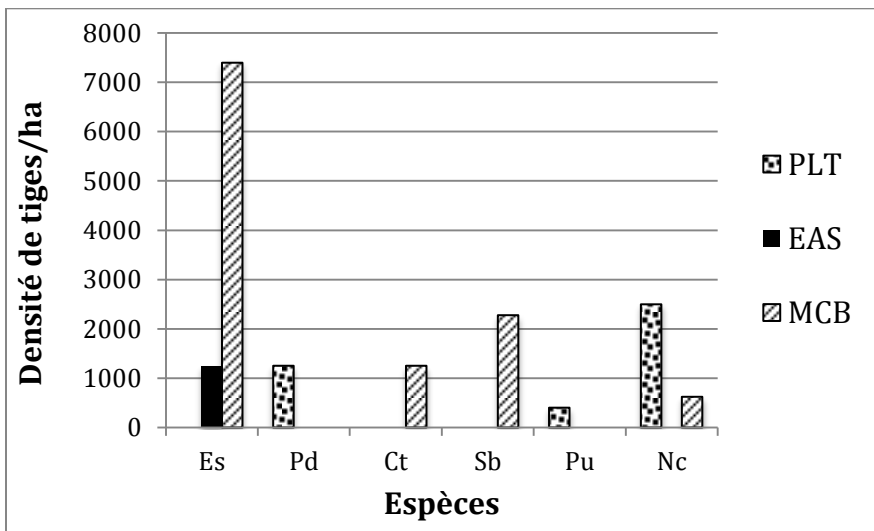


Figure 15. Composition et densité de la régénération (semis et gaules) dans les peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau.

Es: Érable à sucre, Pd: Peuplier à grandes dents, Ct: Cerisier tardif; Sb: Sapin baumier, Pu: Pruche du Canada, Nc: espèces arbustives qui ne développent généralement suffisamment pour devenir des arbres qu'on regroupe sous l'appellation de « non-commerciales ». Il s'agit dans ce cas-ci d'érable de Pennsylvanie et de noisetier à long bec.

3.3.3.3 Peuplements feuillus matures à vieux sur le coteau



Figure 16. Site BEA.

Plusieurs secteurs situés sur le coteau sont composés de peuplements feuillus qui ne semblent pas avoir fait l'objet d'aménagement au cours des dernières décennies. C'est notamment le cas d'une hêtraie à érable à sucre située au nord du boulevard Mascouche, derrière les serres de la Pépinière Lapointe Inc. (BEA, Figures 2 et 16) et d'une érablière à feuillus indéterminés située au nord de l'avenue de l'Esplanade (ESP, Figures 2 et 17).

Règle générale, ces peuplements sont composés d'espèces tolérantes à l'ombre, comme le hêtre à grande feuilles et l'érable à sucre, des espèces dites de « fin de succession », donc indicatrices de vieux peuplements (Figure 18). On y retrouve également la plus forte concentration en très gros arbres feuillus du Parc, avec 75 tiges/ha de plus de 40 cm de DHP (Tableau 4). En ce

qui concerne le bois mort, la densité de chicots se trouve dans la fourchette de ce qui a été rapporté dans de vieux peuplements feuillus (Tableau 5) mais les volumes de bois mort au sol sont bien en deçà des moyennes rapportées (Tableau 6). Cette situation peut possiblement être expliquée par le fait que ces peuplements aient fait l'objet de coupes partielles par le passé.

Du point de vue des critères utilisés par le ministère des Ressources naturelles pour caractériser les vieux peuplements feuillus peu perturbés dans l'érablière à tilleul (Guillemette et McCullough 2011, Tableau 3), le site BEA se qualifie comme vieux peuplement, à l'inverse du site ESP dont la surface terrière, même si elle est en grande partie constituée de gros arbres, est trop faible.



Figure 17. Site ESP.

Un autre indice de l'âge avancé de certains arbres du site BEA est illustré par le fait que la moitié d'entre eux sont affectés par la carie de cœur, une pourriture causée par des champignons qui s'attaquent au bois de cœur (duramen, Tableau 7). Les vieux arbres sont plus susceptibles d'être affectés par ces champignons et souvent, les signes sont plus visibles chez les arbres affectés depuis plusieurs années (partie de la souche ou tronc qui laisse entrevoir l'intérieur de l'arbre). Bien qu'ils réduisent la valeur des bois, puissent causer des faiblesses mécaniques et réduire l'espérance de vie des arbres, ces infections ne doivent pas être vues comme une menace à la santé des peuplements. Il s'agit d'un processus naturel normal qui

accompagne le vieillissement des peuplements et qui joue un rôle très important en créant des cavités naturelles qui sont utilisées par une foule d'espèces fauniques (oiseaux, petits mammifères, voir section 4).

Un autre pathogène, celui-là plus problématique, est présent au site BEA. La maladie corticale du hêtre touche presque tous les hêtres (Tableau 11, section 3.3.4.2). Cette situation est particulièrement préoccupante parce que le hêtre représente à lui seul 64% de la surface terrière du peuplement (Figure 18). Heureusement, cette dominance est moins forte chez les gaules, et d'autres espèces (érable à sucre, pruche, bouleau jaune) pourraient prendre le relais si le hêtre venait à décliner des suites de la maladie (Figure 19).

Le site BEA recèle une flore particulièrement riche. C'est le site où l'on a répertorié le plus d'espèces de géophytes, les plantes printanières qui fleurissent juste avant la feuillaison, associées à l'érablière à caryer (trilles, uvulaire à feuilles sessiles, sceau-de-Salomon pubescent, arisème petit-prêcheur, ginseng à trois folioles, Tableau 10).

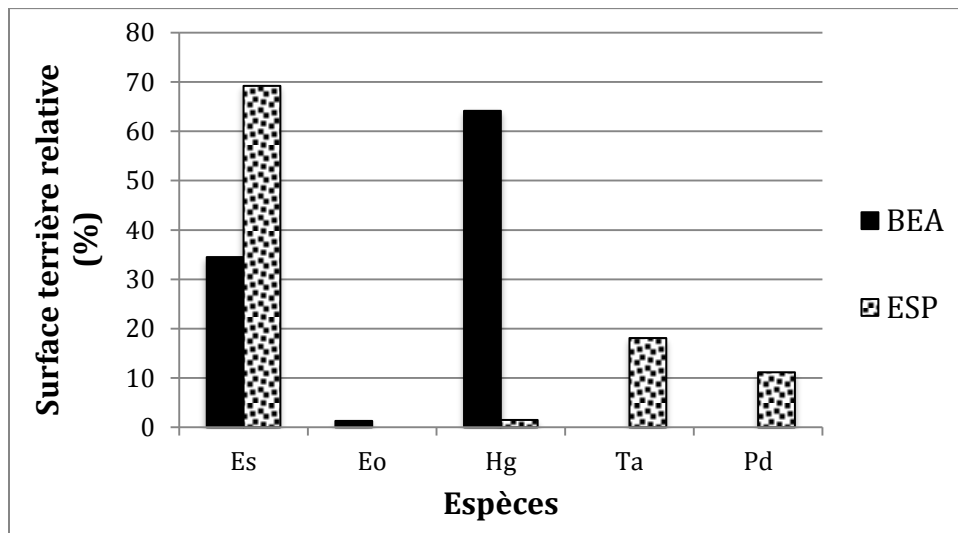


Figure 18. Composition en arbres des peuplements feuillus matures et vieux du coteau.

Es: Érable à sucre, Eo: Érable rouge, Hg: Hêtre à grandes feuilles, Ta: Tilleul d'Amérique, Pd: Peuplier à grandes dents. Les noms scientifiques sont présentés au Tableau 10.

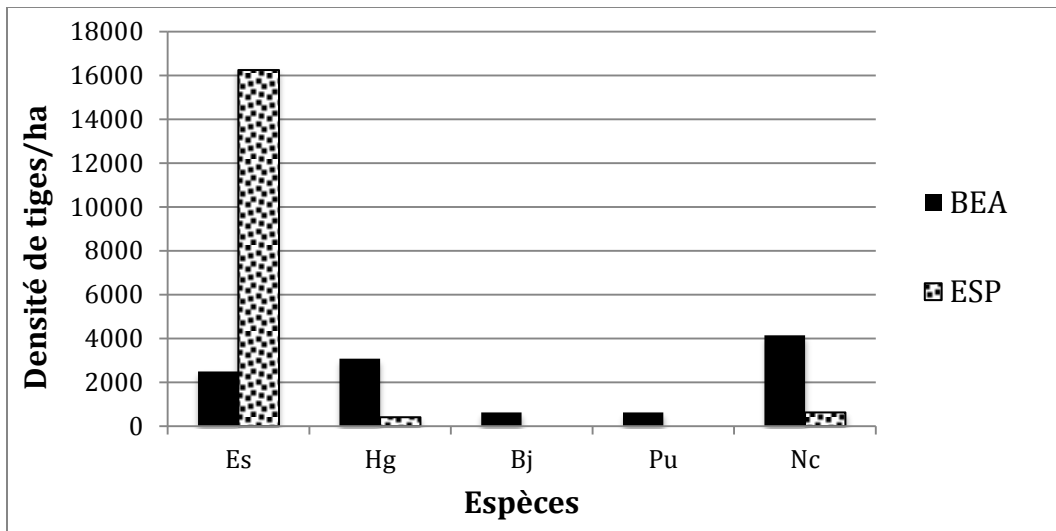


Figure 19. Composition et densité de la régénération (semis et gaules) dans les peuplements feuillus matures et vieux du coteau.

Es: Érable à sucre, Hg: Hêtre à grandes feuilles, Bj: Bouleau jaune, Pu: Pruche du Canada, Nc: espèces arbustives qui ne développent généralement suffisamment pour devenir des arbres qu'on regroupe sous l'appellation de « non-commerciales ». Il s'agit dans ce cas-ci d'érable de Pennsylvanie. Les noms scientifiques sont présentés au Tableau 10.

3.3.3.4 Peuplements mélangés à dominance résineuse

Deux peuplements sont regroupés sous l'appellation de peuplements mélangés à dominance résineuse. En raison de leur positionnement (plateau vs flancs du ruisseau Quévillon-Robert) et de leur composition, ils seront traités séparément dans le texte ainsi que dans les Tableaux 3 à 9.

3.3.3.4.1 La prucheraie à bouleau jaune

Le Parc du Grand-Coteau est sillonné par le ruisseau Quévillon-Robert et ses affluents intermittents ou permanents, qui ont creusé le sol et formé des corridors souvent très escarpés. Le plus souvent, les flancs qui bordent ces cours d'eau sont couverts par des peuplements mélangés dominés par la pruche. Celui que nous avons échantillonné (RUI, Figures 2 et 20) était une prucheraie à bouleau jaune.



Figure 20. Site RUI.

La surface terrière (41 m²/ha) et la densité de gros arbres (200 tiges/ha de DHP ≥ 30 cm) sont parmi les plus fortes des peuplements échantillonnés dans le Parc du Grand-Coteau (Tableaux 3 et 4). Ce peuplement a cependant encore un fort potentiel de développement puisque les pruches et les bouleaux jaunes peuvent atteindre des diamètres bien plus considérables. C'est d'ailleurs la raison pour laquelle ce site ne peut pas être considéré comme un vieux peuplement résineux dans les domaines bioclimatiques feuillus selon les critères établis par le ministère des Ressources naturelles (Guillemette et McCullough 2011, Tableau 3). D'autres éléments indiquent que ce peuplement a été perturbé par le passé. Très peu de chicots et de débris ligneux sont présents (Tableaux 5 et 6), ce qui indique que les arbres ne sont pas suffisamment vieux pour que le processus de mortalité locale, similaire à celui qui a cours dans les vieilles forêts feuillues, soit bien enclenché.



Figure 21. Ruines d'un ancien foyer situé à proximité.

De plus, des ruines de foyer et de fondation de maison sont présentes à proximité (Figure 21) et d'énormes souches en état avancé de décomposition sont présentes sur le site. Bien qu'elles soient trop décomposées pour être identifiées à l'espèce, ces souches témoignent très probablement d'un passé où de très grosses pruches occupaient le site et ont donné naissances aux semis de pruche qui composent aujourd'hui le peuplement.

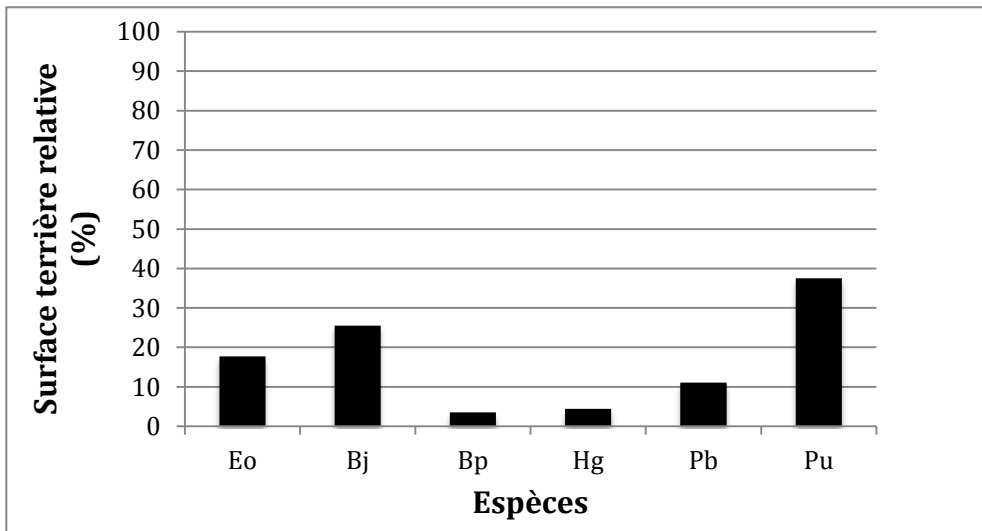


Figure 22. Composition en arbres de la prucheraie à bouleau jaune.

Eo: Érable rouge, Bj : Bouleau jaune, Bp : Bouleau à papier, Hg: Hêtre à grandes feuilles, Pb: Pin blanc, Pu: Pruche du Canada. Les noms scientifiques sont présentés au Tableau 10.

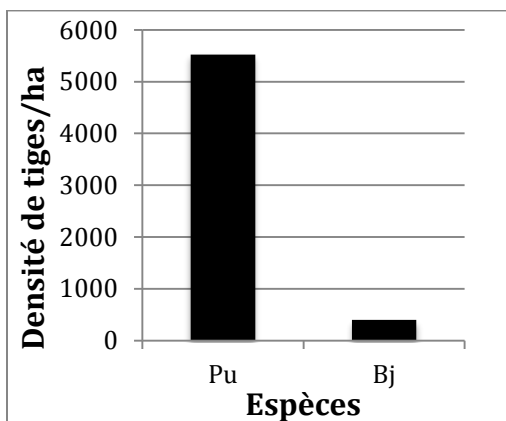


Figure 23. Composition et densité de la régénération (semis et gaules) de la prucheraie à bouleau jaune.

Pu: Pruche du Canada, Bj : Bouleau jaune. Les noms scientifiques sont présentés au Tableau 10.

3.3.3.4.2 La pinède blanche à érable à sucre

Nous avons échantillonné une pinède blanche à érable à sucre, située juste en haut du coteau, en surplomb du sentier *L'engagée*, vis-à-vis le croissant des roitelets (PIN, Figures 2 et 24). Ce peuplement est dominé par un étage supérieur constitué de gros pins blancs en dessous desquels croissent des érables à sucre de bonne taille et des pruches du Canada (Figure 27).



Figure 24. Site PIN.

Avec sa surface terrière de 43 m²/ha, ce site partage une première place ex-aequo en ce qui concerne la surface terrière des 12 peuplements échantillonnés. Il s'agit aussi de plus de celui qui présente la plus forte densité de grosses tiges (Tableau 4).

Le bois mort, particulièrement les gros chicots et les débris ligneux, sont peu abondants sur le site (Tableaux 5 et 6), mais les chicots en place témoignaient d'une intense utilisation pour l'alimentation par le grand pic. La forme allongée et le regroupement des cavités est en effet typique de l'espèce (Figure 26).



Figure 26. Chicot de pin blanc situé à proximité du site PIN excavé par le grand pic pour s'alimenter.

Malgré la faible abondance en bois mort (Tableaux 5 et 6), ce peuplement remplit tous les critères de classification pour se qualifier comme vieux peuplement à dominance résineuse dans les domaines bioclimatiques feuillus (surface terrière totale, en espèces longévives et en gros bois), selon la classification du ministère des Ressources naturelles (Guillemette et McCullough 2011, Tableau 3). Le pin blanc, l'érable à sucre et la pruche étant des espèces longévives qui peuvent développer de très forts diamètres, ce peuplement pourra poursuivre son évolution et atteindre une structure encore plus impressionnante.



Figure 25. Photo hémisphérique du site PIN. À remarquer : les tiges des pins blancs montent en flèche pour former des têtes qui dépassent de la canopée et les érables à sucre occupent l'étage inférieur.

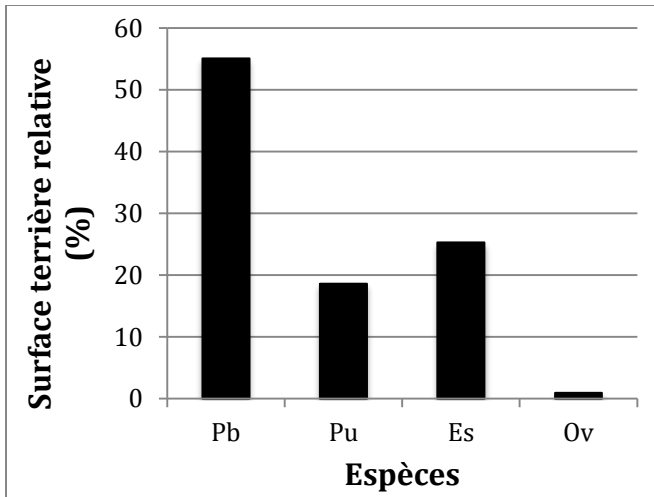


Figure 27. Composition en arbres dans une pinède blanche à érable à sucre.
 Pb: Pin blanc, Pu: Pruche du Canada, Es: Érable à sucre, Ov: Ostryer de Virginie. Les noms scientifiques sont présentés au Tableau 10.

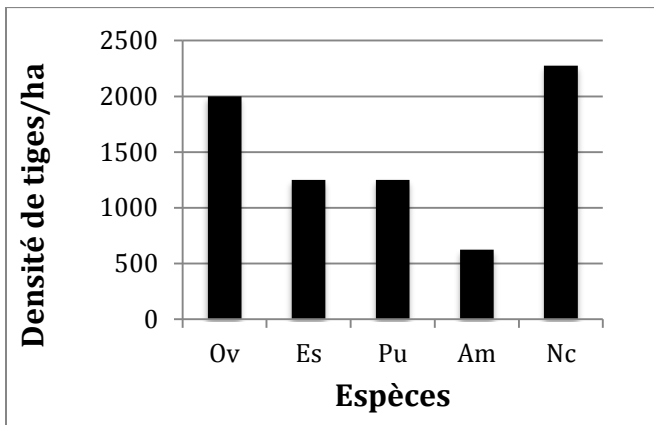


Figure 28. Composition et densité de la régénération (semis et gaules) dans une pinède blanche à érable à sucre.
 Ov: Ostryer de Virginie, Es: Érable à sucre, Pu: Pruche du Canada, Am: Amélanchier sp, Nc: espèces arbustives qui ne développent généralement suffisamment pour devenir des arbres qu'on regroupe sous l'appellation de « non-commerciales ». Il s'agit dans ce cas-ci d'érable de Pennsylvanie. Les noms scientifiques sont présentés au Tableau 10.

3.3.3.5 Les peuplements issus de fortes coupes partielles

Plusieurs secteurs ont fait l'objet de coupes partielles ces dernières décennies, particulièrement à proximité de la ligne de transport hydroélectrique. Deux peuplements ont été échantillonnés dans ce secteur; une pinède blanche à érable à sucre (ARA, Figures 2 et 29) et une érablière sucrière (SLO, Figures 2 et 30). Malgré leur composition différentes, ces deux peuplements ont développé des caractéristiques et écologique similaires suite aux coupes, c'est pourquoi ils sont ici regroupés.



Figure 29. Site ARA.

Dans les deux peuplements, de grosses souches coupées mécaniquement sont encore bien visibles. Leur taille témoigne de la coupe d'arbres matures; dans la pinède blanche à érable à sucre, le diamètre moyen des souches est de 59 cm (fourchette de 35-76 cm) alors que dans l'érablière sucrière, il est de 41 cm (28-63 cm). Dans les deux peuplements, la densité de souches, et par conséquent d'arbres coupés, est de 125 et 250 souches/ha, respectivement. Dans la pinède blanche à érable à sucre, des marques de brûlures sur l'écorce des pins laissent croire que ce peuplement a été la cible d'un incendie forestier de faible sévérité, possiblement avant la coupe.



Figure 30. Site SLO.

La densité et la surface terrière des arbres résiduels sont parmi les plus faibles de tous les peuplements échantillonnés dans le Parc du Grand-Coteau, et ce, malgré des diamètres moyens parmi les plus élevés (Tableaux 3 et 4). Autrement dit, il y a peu d'arbres dans ces peuplements, mais ceux qui s'y trouvent sont gros.

La forte ouverture du couvert qui a suivi la coupe des arbres a induit une forte augmentation de la lumière disponible en sous-étage. La régénération a ainsi pu croître rapidement pour former la très dense cohorte de gaules qu'on observe aujourd'hui (Tableau 9, Figure 32).

En ce qui concerne le bois mort, ces sites sont parmi les plus riches du Parc du Grand-Coteau. Des arbres laissés sur place sont vraisemblablement morts sur pied suite à la

coupe et les débris ligneux sont très nombreux et en grande partie constitués de résidus de coupe (Tableaux 5 et 6).

Dans les deux cas, les arbres laissés sur place au moment de la coupe constituent des legs biologiques qui donnent aux peuplements une hétérogénéité structurale qui représente une forte valeur écologique. En plus de jouer un rôle de semenciers, ces gros arbres confèrent aux peuplements résiduels des éléments structuraux de forêts matures. Des espèces associées aux gros arbres, par exemple ceux qui nichent dans des cavités ou qui utilisent les grands arbres comme perchoir ou pour construire leur nid, pourront donc y trouver un habitat. Ensuite, ces tiges sont pour la plupart des espèces longévives, qui, si elles n'ont pas trop été affectées par l'ouverture brusque du couvert lors de la coupe, ont encore un important potentiel de croissance et de longévité. Plusieurs d'entre elles seront possiblement présentes alors que la régénération se sera développée en peuplement mature. Finalement, à mesure que ces tiges résiduelles mourront, elles constitueront une source de chicots et de bois mort au sol de gros calibre.

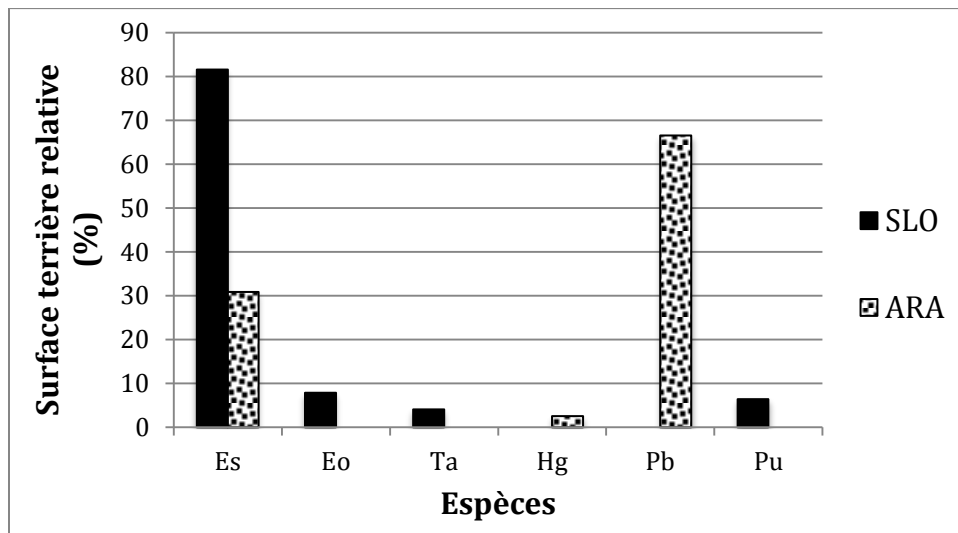


Figure 31. Composition en arbres dans les peuplements issus de coupes partielles.

Es: Érable à sucre, Eo: Érable rouge, Ta: Tilleul d'Amérique, Hg: Hêtre à grandes feuilles, Pb: Pin blanc, Pu: Pruche du Canada. Les noms scientifiques sont présentés au Tableau 10.

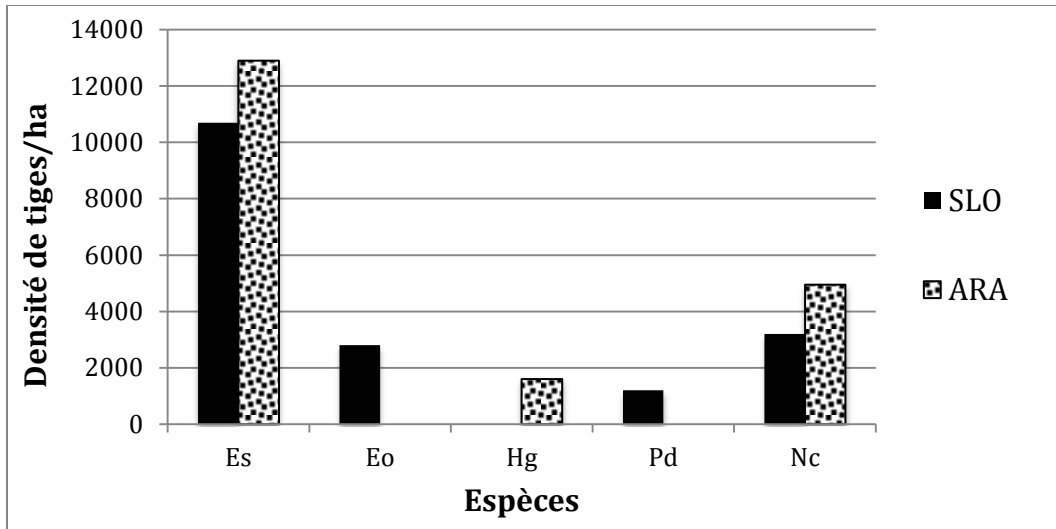


Figure 32. Composition et densité de la régénération (semis et gaules) dans les peuplements issus de coupes partielles.

Es: Érable à sucre, Eo: Érable rouge, Hg: Hêtre à grandes feuilles, Pd: Peuplier à grandes dents, Nc: espèces arbustives qui ne développent généralement suffisamment pour devenir des arbres qu'on regroupe sous l'appellation de « non-commerciales ». Il s'agit dans ce cas-ci de noisetier à long bec. Les noms scientifiques sont présentés au Tableau 10.

3.3.3.6 Les plantations

Des plantations de pin rouge, de pin gris et d'épinette de Norvège sont présentes dans le secteur situé entre le lac Long et le marais. Celle échantillonnée est une plantation de pin rouge (PHI, Figures 2 et 33).



Figure 33. Site PHI.

L'objectif des plantations consiste généralement à optimiser la production ligneuse dans un espace donné. Les arbres sont implantés de manière ordonnée à des distances fixes, ce qui se traduit par la plus forte surface terrière ($60 \text{ m}^2/\text{ha}$, Tableau 3) et la plus forte densité de tiges présentes (2625 tiges/ha) dans le Parc du Grand-Coteau (Tableau 4). Lorsque l'objectif de la plantation est d'optimiser la valeur des tiges en prévision de la transformation, des travaux sylvicoles y sont effectués, notamment des éclaircies (coupes partielles) ayant pour but de libérer les tiges d'avenir de la compétition. Ces interventions ne semblent pas avoir eu lieu, comme l'indiquent la forte densité de tiges, le diamètre relativement faible des arbres qui s'explique par une rapide croissance en hauteur pour aller chercher la lumière, la forte présence de chicots qui traduit la mortalité due à la compétition entre les tiges (Tableau 5) et l'absence de souches coupées.

Au point de vue de la composition, ce peuplement est pratiquement monospécifique. Dans la placette échantillonnée, seuls un peuplier faux-tremble et une épinette rouge ont pu s'installer et croître à travers les pins rouges (Figure 34). La régénération est pratiquement absente, en raison de la fermeture du couvert (Tableau 8) et du peu de lumière parvenant au sol. Dans les sous-placettes échantillonnées, un seul semis de peuplier faux-tremble (Figure 35) était présent. La flore présente en sous-étage était elle aussi très peu abondante et très limitée en espèces. Au nombre des quelques plantes herbacées présentes, on remarque trois éricacées communes dans les sites sec résineux: la chimaphile à ombelles, la pyrole à fleurs verdâtres et la pyrole unilatérale (Tableau 10). Ce site est le seul où l'on ait observé le cypripède acaule (sabot de la vierge), associé à l'humus acide qui se développe souvent dans les plantations de pins.

Ce type de peuplement est clairement celui qui a été le plus modelé par l'humain. La forte dominance d'une seule espèce le rend plus vulnérable qu'une forêt qui se serait développée de façon naturelle puisque qu'en présence d'un organisme nuisible pour le pin rouge (insecte, maladie), tous les arbres du peuplement sont à risque. Cependant, comme les plantations sont entourées par des peuplements à la composition très diversifiée, ils seraient rapidement recolonisés par des espèces qui prendraient le relais en cas de perturbation sévère.

La plantation d'arbres peut constituer un outil intelligent au plan écologique quand il permet de répondre à des objectifs de développement durable (enrichissement de peuplements appauvris, changement de vocation de sites par des plantations mixtes, augmentation des effectifs d'une espèce raréfiée historiquement, diminution de la vulnérabilité d'un site à certaines perturbations, plantations à haut rendement ligneux dans le but de libérer de la pression sur des forêts naturelles, etc.). Cependant, la mise en place de plantations monospécifiques comme celle-ci, sans objectif de production de bois à valeur ajoutée, n'est souhaitable ni au plan écologique, ni au plan social (Messier et Paquette, 2010).

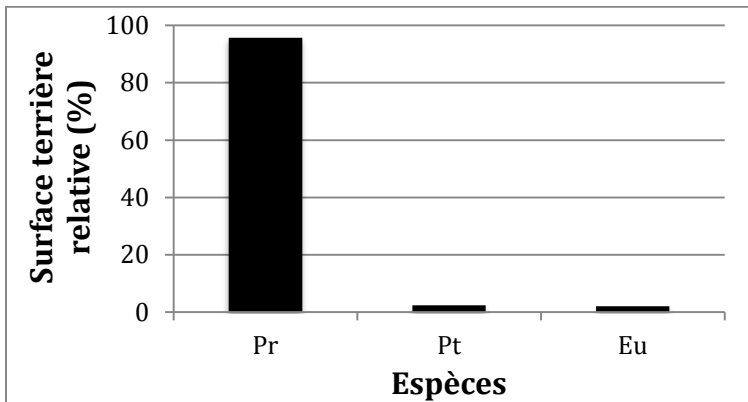


Figure 34. Composition en arbres de la plantation de pin rouge.

Pr: Pin rouge, Pt: Peuplier faux-tremble, Eu: Épinette rouge. Les noms scientifiques sont présentés au Tableau 10.

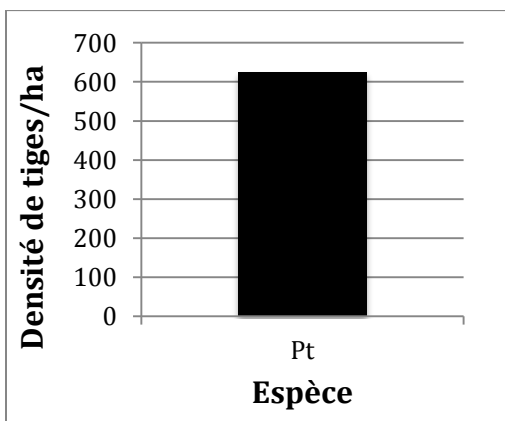


Figure 35. Composition et densité de la régénération (semis et gaules) dans la plantation de pin rouge.

Pt: Peuplier faux-tremble. Les noms scientifiques sont présentés au Tableau 10.

Tableau 3. Surface terrière des arbres (m²/ha).

Type forestier	n	Sites correspondants	Surface terrière (ST)	ST espèces longévives	ST de gros bois et d'espèces longévives
			totale	Moyenne (plage de variation)	
Surfaces terrières observées au Parc du Grand-Coteau					
Jeunes peuplements feuillus	2	MET, LST	24 (24)	1 (0-3)	0
Peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau	3	PLT, EAS, MCB	34 (31-36)	28 (25-31)	3 (3-4)
Peuplements feuillus matures à vieux sur le coteau	2	BEA, ESP	31 (19-43)	30 (17-42)	13 (11-15)
Peuplements mélangés à dominance résineuse - Prucheraie à bouleau jaune	1	RUI	41	33	4
Peuplements mélangés à dominance résineuse - Pinède blanche à érable à sucre	1	PIN	43	43	32
Peuplements issus de fortes coupes partielles	2	ARA, SLO	16 (9-23)	15 (8-23)	8 (0-16)
Plantations	1	PHI	60	59	0
Caractéristiques des vieux peuplements peu perturbés des domaines bioclimatiques de l'érablière à tilleul de l'Ouest et à bouleau jaune (Guillemette et McCullough 2011, seuils minimaux)					
Vieux peuplements feuillus			23	23	6
Peuplements qui répondent à ces critères			PLT, EAS, MCB, BEA	PLT, EAS, MCB, BEA	BEA, ESP
Vieilles pinèdes blanches, rouges ou prucheraies			30	29	12
Peuplements qui répondent à ces critères			RUI, PIN	RUI, PIN	PIN

Tableau 4. Diamètre et densité des arbres.

Type forestier	n	Sites correspondants	DHP (cm)	Densité de tiges en fonction de leur DHP (nb/ha)			
				≥ 9,1 cm	≥ 20 cm	≥ 30 cm	≥ 40 cm
				Moyenne (plage de variation)			
Jeunes peuplements feuillus	2	MET, LST	17,6 (16,6-18,7)	875 (750-1000)	250 (200-300)	62 (50-75)	0
Peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau	3	PLT, EAS, MCB	24,5 (22,0-27,6)	642 (550-775)	408 (375-425)	183 (150-250)	33 (25-50)
Peuplements feuillus matures à vieux sur le coteau	2	BEA, ESP	27,5 (25,2-29,7)	475 (200-750)	300 (100-500)	175 (100-250)	75 (75)
Peuplements mélangés à dominance résineuse - Prucheraie à bouleau jaune	1	RUI	22,9	875	525	200	25
Peuplements mélangés à dominance résineuse - Pinède blanche à érable à sucre	1	PIN	38,0	350	325	225	175
Peuplements issus de fortes coupes partielles	2	ARA, SLO	30,0 (22,0-38,0)	187 (175-200)	125 (100-150)	87 (50-125)	37 (0-75)
Plantations	1	PHI	16,6	2625	550	0	0

Tableau 5. Densité de chicots (nb/ha).

Type forestier	n	Sites correspondants	DHP			
			≥ 5 cm ¹	≥ 20 cm Moyenne (plage de variation)	≥ 30 cm	≥ 40 cm
Densités observées au Parc du Grand-Coteau						
Jeunes peuplements feuillus	2	MET, LST	275 (150-400)	25 (0-50)		0
Peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau	3	PLT, EAS, MCB	75 (50-125)	33 (0-50)		25 (0-50)
Peuplements feuillus matures à vieux sur le coteau	2	BEA, ESP	75 (75)	62 (50-75)		50 (50) 12 (0-25)
Peuplements mélangés à dominance résineuse - Prucheraie à bouleau jaune	1	RUI	25	0		0
Peuplements mélangés à dominance résineuse - Pinède blanche à érable à sucre	1	PIN	75	25		0
Peuplements issus de fortes coupes partielles	2	ARA, SLO	75 (50-100)	38 (25-50)		25 (25)
Plantations	1	PHI	400	0		0
Densités rapportées dans la littérature pour des écosystèmes matures peu ou pas aménagés						
Carignan (2006 non publié dans Angers 2009, Domaine de l'érablière à caryer, Montérégie)	1		79 (0-208, DHP ≥ 8 cm)	47 (0-167) - LST, EAS, MCB, BEA, ESP ¹		
Dufault 2007 (Domaine de l'érablière à caryer, Montérégie)	1		98 (DHP ≥ 8 cm)	52 - ESP ¹		
MRNF (2009 non publié dans Angers 2009, Domaine de l'érablière à caryer, Montérégie)	1		41 (DHP ≥ 9,1 cm)		36 (DHP ≥ 29,1 cm) - MCB, BEA, ESP ¹	
MRNF (2009 non publié dans Angers 2009, Domaine de l'érablière à tilleul de l'Ouest, Outaouais)	5		48 (24-76, DHP ≥ 9,1 cm)		19 (5-51, DHP ≥ 29,1 cm) - EAS, MCB, BEA, ESP, SLO ¹	
MRNF (2009 non publié dans Angers 2009, Domaine de l'érablière à tilleul de l'Est, Estrie, Mauricie, Chaudière-Appalaches)	7		46 (15-76, DHP ≥ 9,1 cm)		28 (15-51, DHP ≥ 29,1 cm) - MCB, BEA, ESP ¹	
Angers et al. (2005, domaines de l'érablière à tilleul et à bouleau jaune de l'Ouest, Outaouais)	6		49 (20-64, DHP ≥ 5 cm)			
Runkle (1991, État de New-York)	5		54-74 (DHP ≥ 11 cm)			
McGee et al. (1999, État de New-York)	6		60 (35-80, DHP ≥ 10 cm)			

¹Sites dont la densité de chicots dépasse la moyenne rapportée pour cette étude.

Tableau 6. Volume de bois mort au sol (m³/ha).

Type forestier	n	Sites correspondants	Débris ligneux au sol seulement	Souches		Total du bois mort au sol
				Moyenne (plage de variation)		
Volumes observés au Parc du Grand-Coteau (diamètre ≥ 5 cm)						
Jeunes peuplements feuillus	2	MET, LST	22,8 (17,5-28,0)	1,2 (0,5-1,9)		24,0 (18,1-29,9)
Peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau	3	PLT, EAS, MCB	19,2 (1,1-31,3)	4,0 (0,5-7,7)		23,2 (5,0-32,9)
Peuplements feuillus matures à vieux sur le coteau	2	BEA, ESP	11,5 (2,4-20,6)	1,8 (0-3,6)		13,3 (6,0-20,6)
Peuplements mélangés à dominance résineuse - Prucheraie à bouleau jaune	1	RUI	6,6	2,2		8,7
Peuplements mélangés à dominance résineuse - Pinède blanche à érable à sucre	1	PIN	1,2	0,4		1,7
Peuplements issus de fortes coupes partielles	2	ARA, SLO	29,1 (20,4-37,8)	8,7 (7,6-9,8)		37,9 (28,0-47,7)
Plantations	1	PHI	3,5	0,4		3,9
Volumes rapportés dans la littérature pour des écosystèmes matures peu ou pas aménagés						
Angers et al. (2005, domaines de l'érablière à tilleul et à bouleau jaune, Outaouais, D ≥ 5 cm)	6					93 (40-120) ¹
Leduc et Bergeron (1998, domaine de l'érablière à caryer, Montégérie, D ≥ 10 cm)	5					23 (2-53)
Leduc et Bergeron (1998, domaine de l'érablière à tilleul de l'est, Estrie, D ≥ 10 cm)	4					54 (28-100)
McGee et al. (1999, État de New-York, D ≥ 10 cm)	6		122,6 (110,2-157,6)	1,8 (0,5-3,4)		124,4 (110,9-159,2)

¹ Aucun des peuplements échantillonnés ne dépasse la moyenne rapportée par cette étude (seule étude pour laquelle les seuils de diamètre sont comparables).

Tableau 7. Occurrence de carie de cœur et traces d'alimentation de pics

Type forestier	n	Sites correspondants	Carie de cœur	Traces d'alimentation de pics	
			% arbres vivants	% arbres vivants	% chicots
			Moyenne (plage de variation)		
Jeunes peuplements feuillus	2	MET, LST	0%	0%	27% (17-38%)
Peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau	3	PLT, EAS, MCB	2,5% (0-5%)	3% (0-6%)	53% (50-60%)
Peuplements feuillus matures à vieux sur le coteau	2	BEA, ESP	25% (0-50%)	1,6% (0-3%)	67% (33-100%)
Peuplements mélangés à dominance résineuse - Prucheraie à bouleau jaune	1	RUI	0%	0%	0% ¹
Peuplements mélangés à dominance résineuse - Pinède blanche à érable à sucre	1	PIN	0%	7%	67%
Peuplements issus de fortes coupes partielles	2	ARA, SLO	0%	7% (0-14%)	87 (75-100%)
Plantations	1	PHI	0%	0%	6%

¹ Cette valeur ne repose que sur un seul chicot. Dans pareil cas, l'échantillonnage est trop faible pour en tirer des conclusions fiables.

Tableau 8. Fermeture du couvert forestier (%)¹.

Type forestier	n	Sites correspondants	Pourcentage de fermeture moyen du couvert forestier (%) (plage de variation)
Jeunes peuplements feuillus	2	MET, LST	82 (70-90)
Peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau	3	PLT, EAS, MCB	88 (70-90)
Peuplements feuillus matures à vieux sur le coteau	2	BEA, ESP	80 (50-90)
Peuplements mélangés à dominance résineuse - Prucheraie à bouleau jaune	1	RUI	85 (70-90)
Peuplements mélangés à dominance résineuse - Pinède blanche à érable à sucre	1	PIN	90 (90)
Peuplements issus de fortes coupes partielles	2	ARA, SLO	57 (30-90)
Plantations	1	PHI	90 (90)

¹Mesure basée sur la moyenne (quatre points échantillonnés) de la médiane des classes de 20% de fermeture utilisés lors de l'échantillonnage.

Tableau 9. Densité de régénération (tiges/ha).

Type forestier	n	Sites correspondants	Semis	Gaules				
			Toutes	2	4	6	8	
			Moyenne (plage de variation)					
Jeunes peuplements feuillus	2	MET, LST	4062 (0-7500)	4000 (2400-5600)	2000 (800-3200)	1600 (800-2400)	400 (0-800)	0 (0)
Peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau	3	PLT, EAS, MCB	4583 (0-12500)	1067 (0-2800)	1067 (0-2800)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Peuplements feuillus matures à vieux sur le coteau	2	BEA, ESP	13125 (0-45000)	1000 (400-1600)	200 (0-400)	200 (0-400)	400 (0-800)	200 (0-400)
Peuplements mélangés à dominance résineuse - Prucheraie à bouleau jaune	1	RUI	3125 (0-5000)	2800	1200	1200	0	400
Peuplements mélangés à dominance résineuse - Pinède blanche à érable à sucre	1	PIN	6250 (0-17500)	2400	800	1200	0	400
Peuplements issus de fortes coupes partielles	2	ARA, SLO	6875 (0-22500)	11800 (10400-13200)	9200 (8000-10400)	2000 (1600-2400)	600 (400-800)	0
Plantations	1	PHI	625 (0-2500)	0	0	0	0	0

Tableau 10. Espèces végétales.

Nom français	Nom latin	Jeunes peuplements feuillus		Peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau			Peuplements feuillus matures à vieux sur le coteau			Peuplements mélangés à dominance résineuse		Peuplements issus de fortes coupes partielles		Plantations
		LST	MET	PLT	EAS	MCB	ESP	BEA	Prucheraie à bouleau jaune RUI	Pinède blanche à érable à sucre PIN	ARA	SLO	PHI	
Arbres														
Sapin baumier	<i>Abies balsamea</i>	x	x		x	x								x
Érable rouge	<i>Acer rubrum</i>	x	x	x		x					x		x	x
Érable à sucre	<i>Acer saccharum</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Bouleau jaune	<i>Betula alleghaniensis</i>				x			x			x		x	
Bouleau à papier	<i>Betula papyrifera</i>			x										x
Hêtre à grande feuille	<i>Fagus grandifolia</i>			x	x		x	x	x			x		
Frêne blanc	<i>Fraxinus americana</i>						x				x			
Frêne sp.	<i>Fraxinus sp.</i>		x											
Ostryer de Virginie	<i>Ostrya virginiana</i>							x			x			
Épinette blanche	<i>Picea glauca</i>				x									
Épinette rouge	<i>Picea rubens</i>													x
Pin rouge	<i>Pinus resinosa</i>													x
Pin blanc	<i>Pinus strobus</i>							x			x	x	x	
Peuplier à grandes dents	<i>Populus grandidentata</i>	x	x	x			x		x		x		x	
Peuplier faux-tremble	<i>Populus tremuloides</i>	x												
Cerisier de Pennsylvanie	<i>Prunus pennsylvanica</i>		x											
Cerisier tardif	<i>Prunus serotina</i>	x				x	x	x						
Cerisier sp.	<i>Prunus sp.</i>		x		x		x	x	x				x	
Cerisier de Virginie	<i>Prunus virginiana</i>												x	
Chêne à gros fruits	<i>Quercus macrocarpa</i>												x	
Chêne rouge	<i>Quercus rubra</i>		x	x				x						
Chêne sp.	<i>Quercus sp.</i>		x										x	
Tilleul d'Amérique	<i>Tilia americana</i>	x					x						x	
Pruche du Canada	<i>Tsuga canadensis</i>	x	x	x		x		x	x	x	x		x	x

Tableau 10. Espèces végétales (suite)

Nom français	Nom latin	Jeunes peuplements feuillus		Peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau			Peuplements feuillus matures à vieux sur le coteau		Peuplements mélangés à dominance résineuse		Peuplements issus de fortes coupes partielles		Plantations	
		LST	MET	PLT	EAS	MCB	ESP	BEA	Prucheraie à bouleau jaune	Pinède blanche à érable à sucre	ARA	SLO	PHI	
Arbustes														
Érable de Pennsylvanie	<i>Acer pennsylvanicum</i>	x	x	x	x			x	x	x	x		x	x
Érable à épis	<i>Acer spicatum</i>									x				
Amélanchier sp.	<i>Amelanchier sp.</i>	x	x	x		x					x		x	
Cornouiller à feuilles alternes	<i>Cornus alternifolia</i>		x										x	
Noisetier à long bec	<i>Corylus cornuta</i>	x		x	x	x					x	x	x	
Nerprun bourdaine	<i>Frangula alnus</i>													x
Nerprun cathartique	<i>Rhamnus cathartica</i>	x												
Groseillier des chiens	<i>Ribes cynosbati</i>											x		
Sorbier d'Amérique	<i>Sorbus americana</i>	x	x											
If du Canada	<i>Taxus canadensis</i>				x					x				
Viorne à feuilles d'aulne	<i>Viburnum alnifolium</i>	x			x			x		x				
Viorne cassinoïde	<i>Viburnum nudum var. cassinoides</i>		x	x								x		
Herbacées														
Actée à gros pédicelles	<i>Actea pachypoda</i>							x	x					
Aralie à tiges nues	<i>Aralia nudicaulis</i>		x		x	x			x		x	x	x	
Arisème petit-prêcheur	<i>Arisaema triphyllum</i>							x	x	x	x	x		
Aster acuminé	<i>Aster acuminatus</i>		x						x				x	
Aster sp.	<i>Aster sp.</i>										x			

Tableau 10. Espèces végétales (suite)

Nom français	Nom latin	Jeunes peuplements feuillus		Peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau			Peuplements feuillus matures à vieux sur le coteau		Peuplements mélangés à dominance résineuse		Peuplements issus de fortes coupes partielles		Plantations	
		LST	MET	PLT	EAS	MCB	ESP	BEA	Prucheraie à bouleau jaune	Pinède blanche à érable à sucre	ARA	SLO		PHI
Herbacées (suite)														
Chimaphile à ombelles	<i>Chimaphila umbellata</i>													x
Circée	<i>Circaea canadensis</i>							x						
Claytonie de Caroline	<i>Claytonia caroliniana</i>					x								
Coptide savoyane	<i>Coptis trifolia</i>								x					
Cypéracée (Carex)	Cyperacea	x	x	x	x			x		x		x		x
Cypripède acaule	<i>Cypripedium acaule</i>													x
Dierville chèvrefeuille	<i>Diervilla lonicera</i>	x	x											
Épipactis petit-hellébore	<i>Epipactis helleborine</i>								x		x			
Érythron d'Amérique	<i>Erythronium americanum</i>		x		x	x		x				x		x
Fraise sp.	<i>Fragaria sp.</i>	x												
Gaillet sp.	<i>Galium sp.</i>										x			
Gaulthérie couchée	<i>Gaultheria procumbens</i>												x	
Impatiente du cap	<i>Impatiens capensis</i>	x												
Chèvrefeuille du Canada	<i>Lonicera canadensis</i>	x	x								x			
Maianthème du Canada	<i>Maianthemum canadensis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x
Médéole de Virginie	<i>Medeola virginiana</i>			x	x			x		x				
Mitchelle rampante	<i>Mitchella repens</i>	x		x									x	
Monotrope uniflore	<i>Monotropa uniflora</i>			x										

Tableau 10. Espèces végétales (suite)

Nom français	Nom latin	Jeunes peuplements feuillus		Peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau			Peuplements feuillus matures à vieux de l'escarpement		Peuplements mélangés à dominance résineuse		Peuplements issus de fortes coupes partielles		Plantations	
		LST	MET	PLT	EAS	MCB	ESP	BEA	Prucheraie à bouleau jaune	RUI	PIN	ARA		SLO
Herbacées (suite)														
Ginseng à trois folioles	<i>Panax trifolium</i>							X						
Poacée	Poacea		X						X					
Sceau-de-Salomon pubescent	<i>Polygonatum pubescens</i>			X	X			X	X			X		
Pyrole à fleurs verdâtres	<i>Pyrola chlorantha</i>										X			X
Pyrole unilatérale	<i>Pyrola secunda</i>													X
Smilacine à grappe	<i>Smilacina racemosa</i>					X		X		X				
Streptope rose	<i>Streptopus roseus</i>		X	X	X				X					
Trientale boréale	<i>Trientalis borealis</i>	X	X	X					X		X		X	X
Trille rouge	<i>Trillium erectum</i>		X		X	X		X	X				X	
Trille blanc	<i>Trillium grandiflorum</i>				X			X	X					
Trille ondulé	<i>Trillium undulatum</i>			X	X									
Uvulaire à feuilles sessiles	<i>Uvularia sessilifolia</i>				X	X			X		X		X	X
Violette sp.	<i>Viola sp.</i>								X					
Fougères														
Athyrie fougère-femelle	<i>Athyrium filix-femina</i>		X		X			X					X	
Dryoptère spinuleuse	<i>Dryopteris carthusiana</i>		X		X					X				
Dryoptère intermédiaire	<i>Dryopteris intermedia</i>	X		X	X	X		X	X		X		X	X
Dryoptère du hêtre	<i>Dryopteris phegopteris</i>		X		X					X				

Tableau 10. Espèces végétales (suite et fin)

Nom français	Nom latin	Jeunes peuplements feuillus		Peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau			Peuplements feuillus matures à vieux sur le coteau		Peuplements mélangés à dominance résineuse		Peuplements issus de fortes coupes partielles		Plantations	
		LST	MET	PLT	EAS	MCB	ESP	BEA	Prucheraie à bouleau jaune	RUI	Pinède blanche à érable à sucre	PIN		ARA
Fougères (suite)														
Polypode du chêne	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>									x				
Onoclée sensible	<i>Onoclea sensibilis</i>	x					x	x			x			
Osmonde canelle	<i>Osmundastrum cinnamomeum</i>							x			x			
Osmonde de clayton	<i>Osmunda claytoniana</i>							x	x					
Polystic faux-acrostic	<i>Polystichum acrostichoides</i>						x	x	x		x			
Fougère à l'aigle	<i>Pteridium aquilinum</i>		x										x	
Thélyptère de New York	<i>Thelypteris noveboracensis</i>							x			x			
Prêles														
Prêle des champs	<i>Equisetum arvense</i>	x												
Prêle d'hiver	<i>Equisetum hyemale</i>						x	x			x			
Prêle des bois	<i>Equisetum sylvaticum</i>	x						x	x					
Lycopodes														
Lycopode aplati	<i>Lycopodium complanatum</i>												x	
Lycopode brillant	<i>Lycopodium lucidulum</i>		x	x		x			x			x	x	
Lycopode obscur	<i>Lycopodium obscurum</i>		x	x	x	x						x		

Tableau 11. Occurrence de maladie corticale du hêtre dans les sites où le hêtre à grandes feuilles est présent

Type forestier	Site	n hêtres (DHP \geq 9,1 cm) ¹	Pourcentage de hêtres affectés
Peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau	PLT	6	48%
	EAS	1	100%
Peuplements feuillus matures à vieux sur le coteau	BEA	16	94%
	ESP	1	0%
Peuplements mélangés à dominance résineuse - Prucheraie à bouleau jaune	RUI	1	100%
Peuplements issus de fortes coupes partielles	ARA	1	0%

¹Dans les cas où un seul hêtre était présent dans la parcelle, l'échantillonnage est trop faible pour en tirer des conclusions fiables.

3.3.4 Menaces à la santé des forêts

Dans l'ensemble, la santé des forêts du Parc du Grand-Coteau peut être considérée comme très bonne. Cependant, on a observé ou on appréhende quelques menaces qui devraient être considérées dans le suivi à moyen et à long terme du parc.

Que ce soit grâce à au transport de marchandises venues de l'étranger ou à la faveur de climats plus doux induits par les changements climatiques, de nombreuses espèces, venues du sud et migrant à la faveur du réchauffement ou provenant de l'étranger, sont déjà arrivées ou sont attendues. Chez les végétaux, certaines de ces espèces sont dites envahissantes parce qu'elles sont particulièrement agressives et qu'elles arrivent rapidement à prendre la place des végétaux indigènes. Chez les insectes et les pathogènes, la problématique tient au fait que les espèces végétales locales n'ont pas développé de systèmes de défense face à ces espèces et qu'elles sont particulièrement vulnérables. Finalement, le contexte urbain dans lequel se situe le Parc du Grand-Coteau entraîne d'autres enjeux, plus locaux mais bien réels.

3.3.4.1 Espèces végétales exotiques envahissantes

À l'heure actuelle, le meilleur exemple d'espèce végétale introduite nuisible pour les forêts est celui du nerprun. Le nerprun bourdaine (*Frangula alnus*) et son cousin le nerprun cathartique (*Ramnus cathartica*), écologiquement très semblable, ont en effet la capacité d'envahir une multitude de types d'habitats, de survivre à l'ombre, de croître rapidement en pleine lumière et de coloniser efficacement des sites non occupés puisqu'ils sont dispersés par les oiseaux. Lors de nos inventaires dans le Parc du Grand-Coteau, nous n'avons noté la présence de ces espèces que dans deux sites; le nerprun cathartique dans un jeune peuplement feuillu et le nerprun bourdaine dans une plantation de pin rouge (Figure 5) situés à proximité l'un de l'autre. Dans les deux cas, les espèces étaient très peu abondantes. L'abondance de ces espèces est cependant grandissante dans la région de Montréal et elles ont un grand potentiel de poursuivre leur expansion, particulièrement dans les milieux soumis à des perturbations anthropiques dont les communautés végétales sont peu diversifiées (Knight *et al.* 2007, Knight et Reich 2005).

Une fois établi, le nerprun altère les régimes lumineux et le cycle des éléments nutritifs et il supprime la régénération en espèces indigènes, limitant fortement le recrutement des nouveaux arbres (Fagan et Peart 2004). Puisque le nerprun est encore relativement peu présent dans la région, son élimination proactive est peut-être encore possible. Non seulement cette pratique permettrait d'augmenter la résilience écologique de la forêt, mais elle permettrait aussi de limiter les dommages aux cultures de soya par le puceron du soya (*Aphis glycines*), puisque le nerprun constitue son hôte hivernal (Madritch et Lindroth 2009).

En milieu humide, l'espèce la plus problématique est certainement le roseau commun (*Phragmites australis*). Cette graminée introduite a pris une forte expansion dans le sud du Québec ces dernières décennies, particulièrement dans les milieux humides. Les colonies formées par le roseau commun sont généralement très denses et extirpent les autres espèces, réduisant l'abondance et la diversité des espèces végétales des marais. Le Parc du Grand-Coteau n'a malheureusement pas échappé à cet envahissement et plusieurs secteurs sont envahis. L'objet de cette étude visait particulièrement les écosystèmes forestiers, où l'espèce est absente, mais lors de nos déplacements, nous avons remarqué que le roseau commun est dominant dans le secteur du marais ainsi que dans les portions ouvertes du milieu humide situé juste au sud (Figure 5), dans les plantations. L'espèce est aussi présente sporadiquement le long de l'emprise hydro-électrique. Dans les deux milieux humides visités, la progression du roseau semble avoir été fulgurante. Lors de travaux de caractérisation des milieux humides effectués entre 2006 et 2011, Bertrand (2012) a estimé que le roseau présentait un recouvrement de 26-50% dans le marais (noté MH2) et n'en faisait même pas mention pour le milieu humide situé en bordure du sentier l'Intense, alors que l'espèce était dominante dans les deux secteurs lors de nos visites de 2012.



Figure 36. Milieu humide envahi par le roseau commun en bordure du sentier L'intense.

3.3.4.2 Insectes et pathogènes exotiques

Chez les insectes et les pathogènes exotiques actuellement présents ou dont l'arrivée est prévisible à brève échéance, notons les suivantes :

La maladie corticale du hêtre, une maladie causée par le champignon pathogène *Nectria coccinea* qui est propagé par une cochenille (un insecte, le kermès du hêtre), est bien présente dans chez les hêtres du Parc du Grand-Coteau. Dans les sites à l'étude, la plupart des peuplements qui contenaient du hêtre étaient touchés. Les sites les plus impactés sont les forêts feuillues matures situées sur l'escarpement (Tableau 11). Cette maladie est particulièrement présente dans le sud et l'est du Québec (Lavallée et Laflamme 2010) et est localement responsable d'une forte mortalité du hêtre. Au Parc du Grand-Coteau, elle pourrait être responsable du dépérissement et de la mort des hêtres au cours des prochaines années.

De la même manière, les noyers cendrés présents sur le territoire du parc sont menacés à plus ou moins brève échéance par le chancre du noyer cendré (*Ophiognomonium clavignenti-juglandacearum*). Le noyer cendré est d'ailleurs considéré en voie de

disparition par le gouvernement fédéral pour cette raison. Au Parc du Grand-Coteau, le noyer cendré a été repéré hors des sites d'échantillonnage à deux endroits (section 3.3.2 et Figure 5). Aucun chancre n'a été observé, mais dans plusieurs cas, on a observé de la mortalité de cime qui pourrait être due au champignon.

L'agrile du frêne (*Agrilus planipennis*) est un insecte venu d'Asie responsable de la mort de millions de frênes dans le nord des États-Unis et le sud-ouest de l'Ontario. L'insecte se propage actuellement au Québec et touche actuellement principalement les régions de Gatineau et de Montréal. Bien qu'il constitue probablement la plus grande menace actuelle dans les milieux urbains où ont été plantés beaucoup de frênes, l'agrile représente une menace relativement faible au Parc du Grand-Coteau puisque les frênes y sont peu abondants. On les retrouve cependant dans une zone sensible aux yeux du grand public puisque très visitée, dans les secteurs de l'Arabesque et de l'Étang. Si l'agrile du frêne devait affecter ces arbres, son impact sur les écosystèmes forestiers serait relativement faible puisque ces secteurs sont caractérisés par une grande diversité d'espèces d'arbres qui pourraient recoloniser les espaces vacants, mais l'impact pourrait être plus important au point de vue esthétique. Dans le contexte plus large du territoire de la Ville de Mascouche, la situation pourrait cependant être différente, particulièrement si les abords de certaines rues ont été plantées en majorité avec des frênes ou si des frênes de grande valeur patrimoniale sont présents sur le territoire.

Ces trois exemples illustrent bien que même si l'influence des organismes nuisibles est pour l'instant limitée, elle est déjà présente ou imminente au Parc du Grand-Coteau. Plusieurs autres espèces n'ont pas encore été observées sur le territoire québécois mais sont actuellement sous surveillance en raison de la menace qu'elles pourraient représenter. Parmi les espèces qui pourraient avoir une influence sur les écosystèmes forestiers du Parc du Grand-Coteau, notons :

Le longicorne asiatique (*Anoplophora glabripennis*), un insecte originaire d'Asie qui s'attaque aux feuillus, notamment aux érables, et qui peut entraîner une mortalité rapide. Détectée pour la première fois dans la région de Toronto en 2007, on a cru avoir éradiqué l'espèce au printemps 2013 (Agence canadienne d'inspection des aliments 2013a). À la fin 2013, de nouvelles observations ont cependant ravivé les inquiétudes (Agence canadienne d'inspection des aliments 2013b). Même si une importante campagne d'éradication a cours, il est difficile de savoir si on pourra contrôler l'espèce. Comme les érables sont très présents au Parc du Grand-Coteau, les forêts pourraient y être particulièrement vulnérables.

Malgré sa dissémination naturelle lente, le puceron lanigère de la pruche (*Adelges tsugae*) constitue une menace pour la pruche du Canada qui y est très vulnérable. L'insecte est pour l'instant confiné à l'est des États-Unis.

Cette énumération n'est évidemment pas exhaustive. Certains organismes auront possiblement un impact mineur alors que d'autres, dont on ne suspecte actuellement pas l'importance, pourraient avoir une influence beaucoup plus importante.

3.3.4.3 Enjeux propres à un parc urbain

Si les végétaux, les insectes et les pathogènes exotiques représentent des menaces à la santé des forêts en général, le contexte très urbain dans lequel évolue le Parc du Grand-Coteau implique des enjeux de conservation importants.

Étant situé à proximité des habitations, le parc représente parfois une « extension » de la cour aux yeux des citoyens qui l'utilisent parfois comme une décharge. On y trouve ainsi parfois des déchets, périssables ou non. À plusieurs occasions, par exemple à proximité du site BEA (Figure 2), on a rencontré des amas de végétaux (retailles de branches, rognures d'herbe, plantes arrachées des plates-bandes, etc.). Si les citoyens pensent certainement bien faire en ajoutant du « compost » à un milieu naturel, les conséquences peuvent être perverses, notamment en facilitant l'introduction d'espèces végétales exotiques.



Figure 37. Rognures d'herbe transportées dans le Parc par un citoyen voisin à proximité du site BEA.

La très grande quantité d'installations improvisés et de feux de camp témoignent aussi de l'utilisation du Parc à des fins récréatives peu compatibles avec une mission de conservation. Dans le cas des cabanes, elles semblent souvent abandonnées et tous les matériaux restent en place (matériaux de construction, bâches, cordes, etc.), polluant le site. Dans le cas des feux, ils sont généralement situés en forêt et sont problématiques pour plusieurs raisons. D'une part, il y a risque que le feu s'échappe et perturbe une forêt où, historiquement, le feu était peu présent. Ensuite, le combustible est souvent prélevé sur place. Il s'agit vraisemblablement dans la plupart des cas de bois mort, qui



Figure 38. Cabane et feu de camp, encore fumant lors de notre passage, dans le secteur nord-est du Parc du Grand-Coteau.

joue un rôle clé dans la dynamique des forêts (section 3), mais aussi, parfois, d'arbres vivants coupés à la hache. Finalement, ces sites sont souvent situés à l'écart des sentiers et entraînent la création de nouveaux sentiers improvisés qui peuvent avoir une influence néfaste (section 5).

3.4 État des écosystèmes forestiers du Parc et enjeux actuels et appréhendés

3.4.1 Composition forestière

La section 3.3 a permis de tracer un portrait d'ensemble des divers milieux qui composent le Parc du Grand-Coteau et un portrait plus détaillé des écosystèmes forestiers qu'il renferme. Pour un Parc comme celui du Grand-Coteau, la diversité d'écosystèmes représente un atout formidable. Elle permet d'accueillir une grande biodiversité floristique et faunique et permet incidemment aux visiteurs d'être en contact avec une vaste gamme d'habitats.

Maintenant que ce portrait est dressé, quel est l'état écologique des forêts? Comment faire pour maintenir ou améliorer cette richesse? Comment s'assurer que les forêts pourront continuer à fournir des habitats à la faune et à la flore et des services écologiques à la population dans un contexte de changements globaux? La biodiversité est un thème en vogue mais maximiser la diversité ne devrait cependant pas constituer un objectif en soi. Un gestionnaire devrait surtout s'assurer que les écosystèmes en place sont fonctionnels et qu'ils sont le mieux adaptés pour faire face aux conditions environnementales changeantes. En ce sens, nous proposons aux gestionnaires de Mascouche de s'inspirer de deux tendances émergentes en matière de gestion des écosystèmes : l'aménagement écosystémique et l'aménagement pour la résilience.

3.4.1.1 Principe de l'aménagement écosystémique et analyse de la composition des forêts du Parc du Grand-Coteau

En forêt, le concept d'aménagement écosystémique trouve sa source dans la prise de conscience des années 1980 qui a accompagné la crise de la biodiversité (Grumbine 1994). On a alors réalisé que l'érosion de la biodiversité était en grande partie due à la destruction et à la modification des habitats par l'homme. La Commission mondiale sur l'environnement et le développement de l'Organisation des Nations unies (Commission Brundtland, 1987), puis le Sommet de la terre de Rio (1992) ont présenté et popularisé le concept de développement durable, intégrant à la fois société, économie et environnement. Le maintien de l'intégrité écologique des écosystèmes devenait alors une condition essentielle à l'atteinte du développement durable. Parallèlement à cette prise de conscience globale est survenue dans le nord-ouest américain la crise de la chouette tachetée, une espèce inféodée aux vieilles forêts dont la population déclinait de façon alarmante suite à la perte et à la fragmentation de son habitat. Une

mobilisation sociale sans précédent s'en est suivie et les pratiques d'aménagement ont été modifiées.

En réponse à ces enjeux sont apparus des concepts comme la « nouvelle foresterie » (Swanson et Franklin 1992), la « foresterie écologique » (Seymour et Hunter 1999) et « l'aménagement forestier écosystémique » (Grumbine 1994). Tous ces concepts ont pour base la compréhension des patrons et des processus naturels et la mise en œuvre d'un aménagement qui maintienne leur intégrité. En Europe, on parle plutôt « d'aménagement proche de la nature » (CEGFPQ, 2004).

Dans un chapitre du livre *Maintaining Biodiversity in Forest Ecosystems* (Hunter 1999), Robert S. Seymour et Malcom J. Hunter Jr, deux pionniers dans le concept d'aménagement écosystémique dans l'est de l'Amérique, résument les bases de l'aménagement écosystémique : Si l'on assume que les espèces indigènes d'une région ont évolué dans un contexte préindustriel qui était dynamisé par des perturbations naturelles, un aménagement qui maintiendrait une fourchette de conditions similaires constituerait la meilleure assurance contre les pertes de biodiversité. En d'autres termes, si on s'inspirait de la variabilité des perturbations naturelles, i.e. de leurs intervalles de retour, de leurs sévérités et de leurs patrons spatiaux, on devrait préserver les espèces, les fonctions et les ressources des écosystèmes.

Ces dernières années au Québec, le concept d'aménagement écosystémique a pris de l'ampleur dans la gestion des forêts publiques, au point de figurer au cœur de la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier qui remplace depuis le 1^{er} avril 2013 la Loi sur les forêts (L.R.Q., c.F-4.1). La définition inscrite dans la loi illustre bien l'esprit de l'approche québécoise, l'aménagement écosystémique y étant défini comme :

« un aménagement qui consiste à assurer le maintien de la biodiversité et la viabilité des écosystèmes en diminuant les écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle ».

Bien que le concept soit surtout mis de l'avant en forêt publique au Québec, il est de plus en plus intégré dans les documents destinés aux propriétaires privés et aux gestionnaires municipaux. Par exemple, dans la liste des moyens suggérés pour atteindre les objectifs de biodiversité à l'échelle de la MRC des Moulins, le MRNF et le MDDEP (2008) suggèrent de « Revoir les concepts d'aménagements forestiers en introduisant des paramètres écosystémiques ».

Afin de réduire les écarts entre forêt aménagée et naturelle, encore faut-il connaître le portrait historique et actuel des écosystèmes. Chaque région où la forêt publique occupe une place importante a dû documenter le portrait passé et actuel de ses forêts pour une série d'enjeux écologiques considérés comme les plus criants (Varady-Szabo 2008) : diminution des proportions de forêts mûres et surannées, raréfaction de certaines formes de bois mort, simplification des structures internes des peuplements, modification de la composition végétale des forêts (raréfaction de certaines essences ou

envahissement par d'autres), modification de l'organisation spatiale des forêts, vulnérabilité des espèces fauniques et floristiques sensibles à l'aménagement forestier. De plus, comme tous ces enjeux écologiques identifiés sont régis par le régime de perturbations naturelles, les régions ont aussi dû présenter un portrait des régimes de perturbations naturelles qui avaient cours à l'époque préindustrielle, avant que l'homme n'ait une influence majeure sur les écosystèmes.

3.4.1.1.1 Les particularités et les enjeux écologiques de la région de Mascouche

Le sud de la région de Lanaudière est essentiellement constituée de propriétés de tenure privée, et à notre connaissance, aucun portait historique n'a été réalisé pour ce secteur. Le territoire a été profondément modifié par l'homme au cours des derniers siècles et la forêt résiduelle a été fragmentée par l'agriculture, puis par le développement urbain. Les changements dans la vocation des terres et dans l'utilisation des ressources au cours du temps ont grandement influencé la composition et structure d'âge des peuplements que l'on retrouve aujourd'hui.

D'un point de vue d'aménagement écosystémique à l'échelle du peuplement, les enjeux écologiques les plus importants pour le Parc du Grand-Coteau concernent la composition forestière, la diminution des proportions de forêts mûres et surannées et la raréfaction de certaines formes de bois mort. À cette liste, on doit ajouter deux enjeux fréquents en zones urbaines: la diminution des proportions de forêt d'intérieur et l'isolement des fragments de forêts.

L'enjeu de composition des forêts sera traité dans la section qui suit alors que les enjeux de structure relatifs à l'âge des forêts, au bois mort aux forêts d'intérieur seront traités à la section 3.4.2. L'enjeu de l'isolement biogéographique dépasse quant à lui le contexte limité au Parc du Grand-Coteau et doit être traité à l'échelle du paysage. Rebecca Tittler et ses collaborateurs y consacreront un rapport spécifique dont la publication est prévue pour 2015 (Plan directeur des forêts de la ville de Mascouche).

3.4.1.1.2 Composition des forêts du Parc du Grand-Coteau

En regard de la composition forestière, il est difficile de juger des modifications survenues au Parc du Grand-Coteau à posteriori (ex. raréfaction ou augmentation de l'abondance des espèces). Cependant, comme le territoire du Parc était situé relativement près du village de Mascouche, il est vraisemblable que des coupes sélectives y aient eu cours (espèces nobles à haute valeur commerciale, bois de chauffage, etc.).

Les sites les plus riches du Parc du Grand-Coteau sont ceux situés sur le coteau et en contrebas, là où l'on les dépôts argileux affleurent. C'est sur ces sites qu'on a retrouvé la plus grande diversité de plantes de sous-bois associées à des sites riches. Le petit peuplement où sont présents l'érable noir et le noyer cendré, dans la partie nord-ouest de l'aire d'étude, en bordure de la rivière Mascouche constitue également un site riche (Figure 5, section 3.3). Au cours des inventaires qui y ont été menés dans le Parc, relativement peu de feuillus nobles (chênes, caryers, noyers) ont été observés malgré ces sols très riches par endroits. Au niveau de la flore printanière, plusieurs géophytes associées aux milieux riches de l'érablière à caryer étaient attendues (ex. ail des bois [*Allium tricoccum*], uvulaire à grande fleur [*Uvularia grandiflora*], sanguinaire du Canada [*Sanguinaria canadensis*]) mais n'ont pas été observées dans les sites à l'étude ou lors de nos déplacements. Il est cependant possible qu'ils soient présents dans des secteurs non visités lors de la floraison printanière, particulièrement dans le secteur nord de l'aire d'étude.

3.4.1.1.3 La végétation potentielle comme outil d'extrapolation

En l'absence d'une synthèse de l'état précolonial des forêts, on recourt souvent au concept de végétation potentielle (ex. Laliberté *et al.* 2011). Pour des conditions biophysiques données (climat, type de dépôt, drainage et pente), la végétation potentielle indique quel type de végétation dominerait à un stade de succession avancé. Cette végétation potentielle est représentée sous la forme de sères physiographiques (Grondin *et al.* 1996).

L'étude de la sère physiographique du domaine de l'érablière à caryer cordiforme (Figure 39) indique que dans les peuplements matures, la plupart des espèces dominantes en présence au Parc du Grand-Coteau correspond généralement à la végétation potentielle anticipée pour des sites similaires. Ainsi, les peuplements matures situés sur des dépôts sableux sont dominés par le pin blanc et la pruche alors que les peuplements matures situés sur argile sont davantage dominés par l'érable à sucre. Cette correspondance indique que malgré la forte pression anthropique exercée depuis la colonisation du territoire, les espèces dominantes sont demeurées en place.

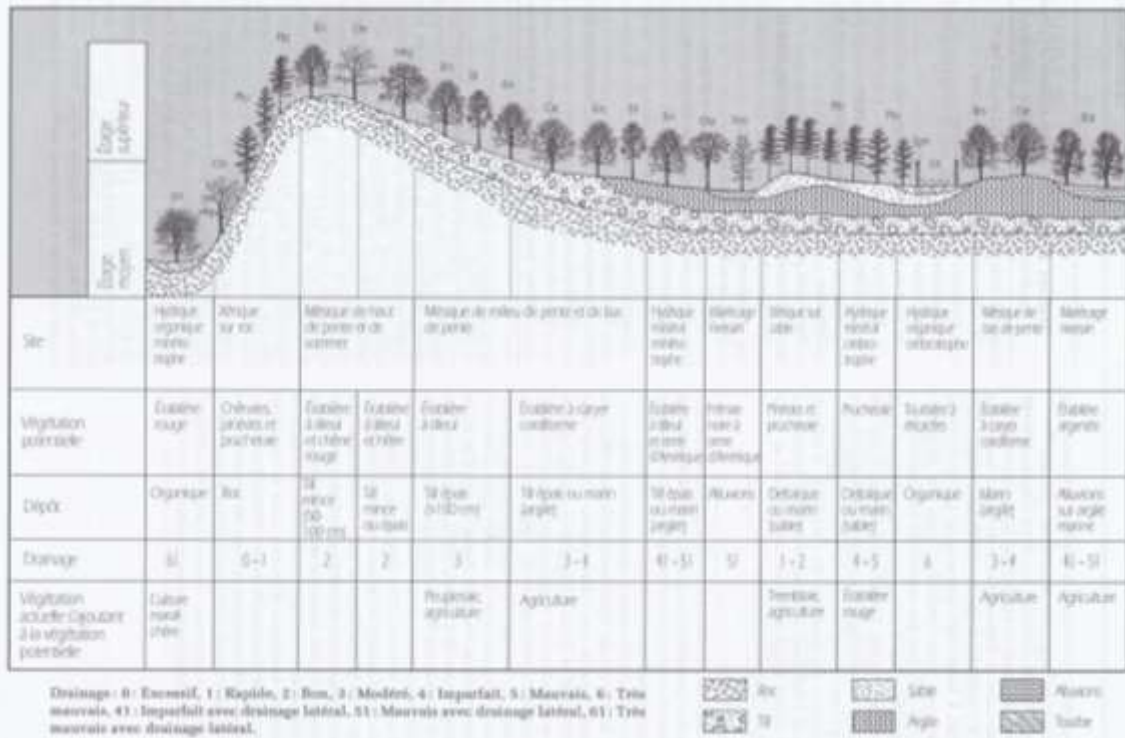


Figure 39. Sère physiographique du domaine de l'érablière à caryer cordiforme (Tiré de Grondin *et al.* 1996).

3.4.1.2 Principe de l'aménagement pour la résilience et analyse des enjeux appréhendés

Le principe de l'aménagement écosystémique répond à plusieurs niveaux aux préoccupations de conservation de l'ensemble des espèces, des processus et des services écosystémiques associés aux forêts. Il s'appuie toutefois presque exclusivement sur l'état de la forêt préindustrielle comme point de référence.

Le contexte dans lequel les forêts d'aujourd'hui évoluent est cependant bien différent de celui d'il y a cent ou deux cents ans. Si, toutes choses étant égales par ailleurs, les forêts préindustrielles étaient soumises aux changements environnementaux (ex. climat, régimes de perturbations) et biotiques (ex. introduction d'espèces envahissantes et/ou nuisibles) actuels et appréhendés, leur état serait probablement changé et on aurait un état de référence différent.

Plusieurs régions du monde, dont le sud du Québec, doivent composer avec des forêts qui ont été fortement altérées par rapport à leur état historique et qui sont dans bien des cas sortis de leur fourchette de variabilité historique. Devant ce constat, on a vu émerger le concept de «nouvel écosystème» (« novel ecosystem », Chapin et Starfield 1997). L'effort requis pour restaurer ou rediriger un « nouvel écosystème » vers son état préindustriel est colossal et risque de ne pas être efficace (Seastedt *et al.* 2008). Selon

plusieurs chercheurs, le prochain pas à faire est celui qui permettrait de diriger les interventions vers des trajectoires ou des résultats désirés, notamment le maintien ou le développement de la résilience, plutôt que de prendre des mesures pour ramener les écosystèmes à un état de référence donné (Holling 2001, Seastedt *et al.* 2008).

Cette foresterie « tournée vers l'avenir » est basée sur le concept de résilience, défini comme la capacité d'un écosystème à tolérer et s'adapter aux perturbations sans se transformer dans un état différent qui fournit des services écologiques qualitativement et quantitativement différents (adapté de Resilience Alliance 2013).

Dans ce contexte, nous suggérons que l'aménagement écosystémique devrait être bonifié, de manière complémentaire, par une approche basée sur la résilience des écosystèmes face aux perturbations à venir et que l'état des forêts devrait aussi être évalué sur leur potentiel de résilience aux changements globaux anticipés.

3.4.1.2.1 Caractéristiques d'un écosystème résilient

Plusieurs éléments font en sorte qu'un écosystème est résilient :

- La diversité : Plus les éléments et les interactions d'un écosystème sont diversifiés, plus il sera en mesure de tolérer ou de s'adapter aux perturbations. Ici, ce n'est pas tant la diversité d'espèces qui est importante mais plutôt la diversité des fonctions que ces espèces occupent dans l'écosystème. L'approche basée sur les « traits fonctionnels » est en ce sens très utilisée (voir l'encadré qui suit).
- La redondance : Certaines espèces partagent certains traits fonctionnels. Si l'une venait à disparaître, l'espèce qui partage des traits similaires pourrait assurer la fonction.
- La plasticité dans la réponse des espèces : Les espèces polyvalentes sont généralement favorisées lors de perturbations. Par exemple, l'érable rouge a la capacité de se reproduire par graines et végétativement, par rejet de souche.
- La connectivité : À l'échelle du paysage, les parcelles seront plus résilientes si elles sont connectées entre elles (i.e. que des déplacements peuvent avoir lieu) que si elles sont isolées.
- Les perturbations : La sévérité, l'intervalle de retour et les patrons spatiaux des perturbations peuvent influencer la résilience. Des perturbations qui sortent de la fourchette de variabilité naturelle en termes de sévérité ou d'étendue et/ou qui se répètent à des intervalles très courts sans laisser de période de restructuration peuvent par exemple conduire l'écosystème vers un état différent.

- La capacité d'adaptation: Il s'agit ici de la capacité de l'écosystème à modifier sa composition, sa structure et les interactions entre les organismes afin de maintenir son fonctionnement et les services écologiques que l'écosystème peut fournir.

L'approche basée sur les traits fonctionnels

Un trait fonctionnel est une caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique, mesurable au niveau de l'individu, allant de la cellule à l'organisme entier, qui affecte indirectement son succès reproducteur par son effet sur la croissance, la reproduction et la survie (ex : taille, mode de dispersion des graines, capacité de croissance végétative, tolérance à la sécheresse, etc. [Violle et al. 2007]). L'approche basée sur les traits fonctionnels est très utilisée lorsque l'on étudie les patrons globaux de la réponse des espèces aux perturbations parce qu'elle permet de synthétiser les fonctions des espèces et de faire des comparaisons entre des endroits (régions, continents) où les espèces ne sont pas les mêmes (ex. Aubin et al. 2007).

3.4.1.2.2 Changements globaux appréhendés pour le sud du Québec

La compréhension des implications des changements climatiques globaux permettra d'aider à guider la planification en prévision de ces changements afin de mitiger les conséquences négatives.

Suite à l'analyse d'un ensemble de scénarios d'émissions de gaz à effet de serre et de modèles climatiques régionaux pour le sud du Québec, le Consortium Ouranos prévoit une augmentation substantielle des températures pour l'horizon 2055 variant de 1,7°C à 3,4°C selon les saisons (Ouranos 2010). Cette augmentation des températures se traduirait notamment par des hivers moins rigoureux et par une augmentation de la fréquence des journées très chaudes en été. Du côté des précipitations, en été, on prévoit peu de changements. Dans les forêts tempérées du nord-est américain, ces changements se traduiront vraisemblablement par des périodes de sécheresse plus longues et plus fréquentes (Rustad *et al.* 2012).

Dans son guide « Élaborer un plan d'adaptation aux changements climatiques – Guide destiné au milieu municipal québécois », Ouranos (2010) propose une réflexion menant à l'élaboration un plan d'adaptation basé sur l'analyse des vulnérabilités liés aux changements climatiques. Dans le cadre de ce travail, nous avons identifié les enjeux de composition qui nous apparaissent les plus importants.

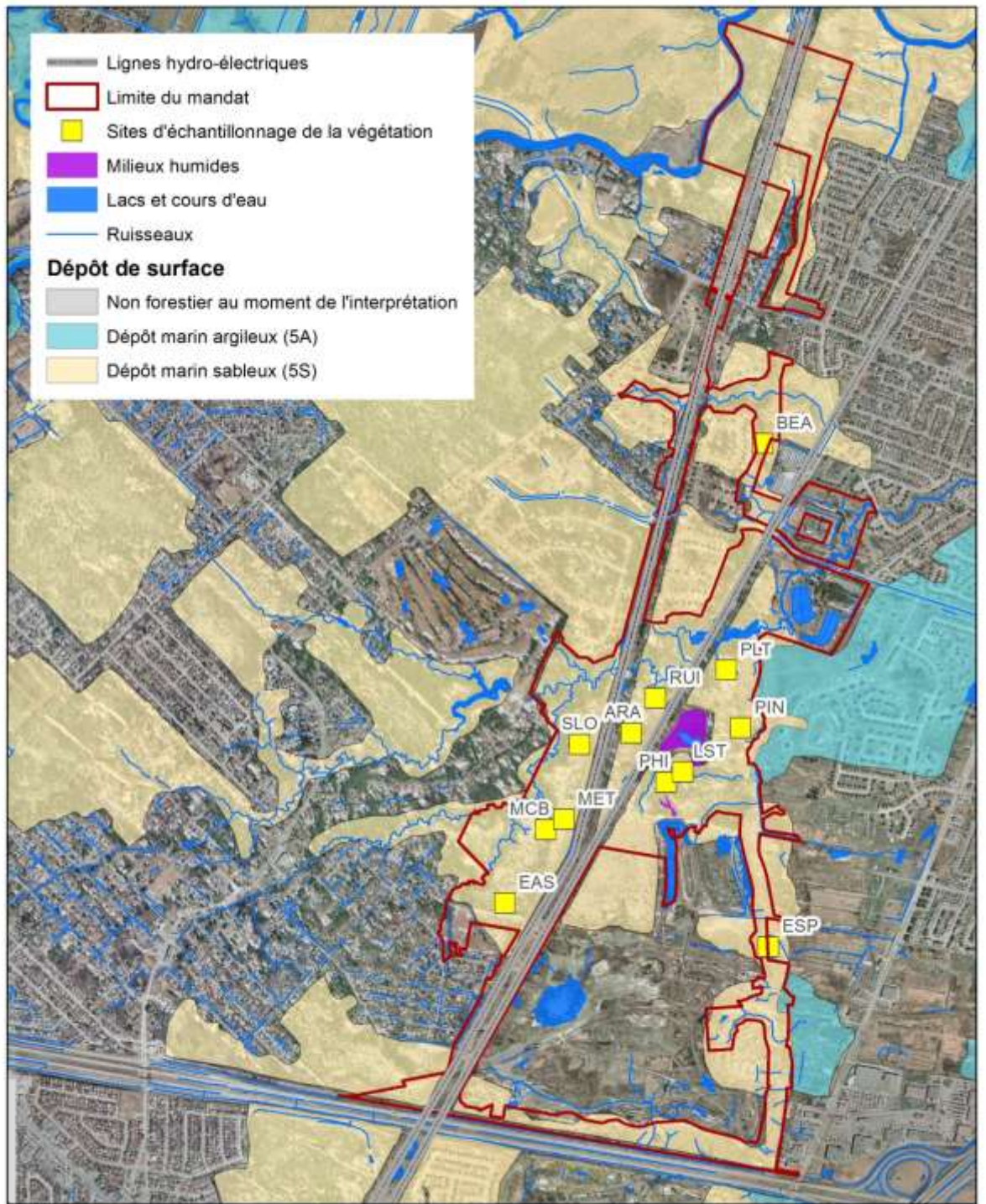
3.4.1.2.3 Réponse des arbres aux stress hydriques

L'augmentation des températures jumelée à des précipitations stables en été impliquent que les sols seront plus secs et que les végétaux seront plus susceptibles de souffrir d'un déficit hydrique. Les espèces végétales présentent une faible marge de sécurité en regard de leur capacité de conductance hydraulique en période de stress hydrique (Choat *et al.* 2012). Conséquemment, des changements à long terme dans les régimes de température et de précipitations pourraient entraîner une diminution de la croissance et une augmentation de la mortalité chez les espèces les moins tolérantes à la sécheresse (McDowell *et al.* 2011), et favoriser, en contrepartie, celles qui y sont bien adaptées. La composition forestière pourrait par conséquent être significativement modifiée dans les décennies à venir.

Pour le Parc du Grand-Coteau, cette situation pourrait s'avérer particulièrement problématique puisque la grande majorité du parc, essentiellement située sur le plateau en haut du coteau, est située sur des dépôts sableux (Figure 40) qui favorisent un bon drainage et sont plus propices aux stress hydriques.

Chaque espèce d'arbre a une tolérance à la sécheresse qui lui est propre. Les espèces d'arbres répertoriées dans le Parc du Grand-Coteau présentent une grande variabilité dans leur tolérance à la sécheresse, avec des espèces très vulnérables aux stress hydriques, comme la pruche du Canada et le hêtre à grande feuilles, allant à des espèces plus tolérantes, comme les chênes ou, dans une moindre mesure, l'érable à sucre et le pin blanc (Annexe 1 dans Niinemets et Valladares 2006).

Dans un contexte de gestion du territoire, si on prévoit des activités d'aménagement forestier, particulièrement pour les secteurs sur dépôts sableux, il sera important de considérer la tolérance à la sécheresse des espèces qui seront mises en place ou favorisées par les interventions afin d'améliorer les chances de réussite, à court comme à long terme.



N
 Figure 40. Carte des dépôts de surface dans le secteur du Parc du Grand-Coteau
 Projection : NAD 1983 MTM 8 | Source : Ville de Mascouche et Carte écoforestière du 3e
 décennal, MRN | Auteur : Angers et al. 2014
 0 500 m

Figure 40. Carte des dépôts de surface dans le secteur du Parc du Grand-Coteau.

Vulnérabilité des écosystèmes aux espèces exotiques envahissantes, aux insectes et aux pathogènes.

Au-delà des conséquences du stress physiologique induit par une plus grande fréquence des épisodes de sécheresses, on prévoit qu'un climat plus sec en été entraînera davantage de dommages dans l'est de l'Amérique du nord puisque les arbres stressés seront aussi plus vulnérables aux dommages causés par les insectes et les pathogènes (Dukes *et al.* 2009). Aux espèces indigènes s'ajoutent et s'ajouteront, comme on l'a vu à la section 3.3.4.2, des espèces venues du sud qui profiteront des conditions climatiques favorables pour migrer et des espèces exotiques venues de l'étranger. Les végétaux stressés seront également moins compétitifs et par conséquent plus vulnérables à la compétition par les espèces végétales exotiques envahissantes qui tolèrent mieux ces nouvelles conditions (section 3.3.4.1).

3.4.1.2.4 Comment se prémunir contre les changements globaux?

Les changements climatiques, l'introduction de nouvelles espèces d'insectes et de pathogènes ainsi que l'arrivée d'espèces végétales invasives entraîneront certainement des perturbations auxquelles les écosystèmes n'ont pas fait face jusqu'à maintenant. Si l'identité de ces agents perturbateurs est encore incertaine, le résultat des interactions avec leur environnement et leurs hôtes l'est encore plus. Dans ce contexte d'incertitude, comment faire en sorte que les écosystèmes forestiers demeurent fonctionnels et puissent continuer de fournir les services écologiques auxquels on s'attend d'eux?

Une des clés à cette question réside dans la capacité des écosystèmes à s'adapter aux changements (Messier *et al.* 2014). Cette capacité d'adaptation réfère à la capacité d'un écosystème à modifier sa structure et sa composition lors de changements sans perdre ses fonctions essentielles (Gunderson 2000). Par exemple, dans un contexte forestier urbain, cette capacité d'adaptation pourrait signifier que bien que sa composition change, la forêt puisse répondre à une perturbation climatique tout en continuant de fournir les services écosystémiques essentiels à la société (section 6) et des habitats pour la faune (sections 4 et 5) et la flore indigène.

En ce sens, la très grande diversité d'espèces qui caractérise les écosystèmes forestiers du Parc du Grand-Coteau constitue un rempart important contre les changements globaux. Les communautés diversifiées, tant à l'échelle du Parc en entier qu'à l'échelle du peuplement, sont généralement plus résilientes aux perturbations. Par exemple, s'il advenait qu'une perturbation entraîne la disparition d'une espèce A, les graines d'une autre espèce adaptées aux conditions environnementales que privilégiait l'espèce A pourraient probablement prendre la relève et combler la niche écologique laissée vacante. Cette situation est d'autant plus vraisemblable dans un contexte où la composition est diversifiée à la fois au sein et entre les peuplements et où plusieurs espèces sont situées à faible distance les unes des autres, comme c'est le cas au Parc du

Grand-Coteau. La communauté végétale serait alors modifiée, mais la vocation forestière du peuplement serait conservée.

3.4.1.3 Autres milieux naturels

Le mandat de cette étude visait particulièrement les écosystèmes forestiers. Cependant, au cours de nos déplacements, nous avons perçu des enjeux relatifs à d'autres milieux naturels. Ces enjeux concernent essentiellement les milieux humides (envahissement des milieux humides par le roseau, traité à la section 3.3.4.1) et les cours d'eau. Lors de nos déplacements, nous avons été témoins à plusieurs reprises d'érosion de sédiments vers les cours d'eau. Deux situations nous apparaissent particulièrement problématiques.

D'une part, les sentiers qui serpentent le long des ruisseaux (L'Intense qui borde le ruisseau Quévillon-Robert et La Fonceuse qui borde par moments de plus petits cours d'eaux) longent des descentes très abruptes qui donnent dans les cours d'eau. Par endroits, le piétinement a mis à nu le sol (Figure 41a) et lors des fortes pluies, les sédiments sont vraisemblablement emportés vers les cours d'eau en contrebas. Il s'agit dans ces deux cas de sentiers de raquette qui ne devraient pas présenter de problème de piétinement lors de la présence d'un couvert neigeux en hiver mais qui mériteraient d'être fermés en été pour éviter l'érosion.

D'autre part, au nord-ouest de la zone à l'étude, un sentier borde la rivière Mascouche. Un pont improvisé permettait aux marcheurs d'enjamber un ruisseau qui se jette dans la rivière Mascouche, mais le pont ayant été démolé, les marcheurs descendent au-dessus du ruisseau sur un amoncellement de branches, entraînant des sédiments qui vont directement dans la rivière (Fig. 41b et c).



Figure 41. Portions de sentiers susceptibles d'entraîner des sédiments dans les cours d'eau. a) Sentier L'Intense, où le piétinement a mis à nu le sol et où on devine le ruisseau Quévillon-Robert en contrebas; b) Sentier qui borde la rivière Mascouche, dans le secteur nord-ouest du Parc, où un pont improvisé a été renversé; c) sédiments se jettant dans la rivière Mascouche à la suite de l'érosion du sentier.

3.4.2 Enjeux de structure

3.4.2.1 Diminution des proportions de forêts mûres et surannées

L'enjeu de la diminution des proportions de forêts mûres et surannées ne tient pas tant à l'âge des peuplements qu'à la structure interne qu'ils développent avec le temps. Les vieux peuplements naturels ont souvent été peu perturbés, ce qui a entre autres permis le développement d'un couvert forestier haut et relativement fermé et, pour certains arbres, d'atteindre des diamètres importants. Les vieilles forêts fournissent conséquemment des caractéristiques structurales particulières auxquelles sont associées certaines espèces animales et végétales.

En se basant sur plusieurs indicateurs écologiques et historiques, Frelich et Lorimer (1991a) ont estimé que la forêt feuillue tempérée précoloniale était à plus de 85% constituée de vieux peuplements de feuillus tolérants. Les mêmes auteurs, des écologistes émérites, estimaient aussi que les espèces intolérantes à l'ombre représentaient alors moins de 5% du paysage (Frelich et Lorimer 1991b).

Dans leur rapport sur les forêts actuelles et passées de la Ville de Mascouche, Roux et Tittler (2012) concluaient que la faible représentativité de peuplements matures et vieux constituait la principale lacune des forêts du territoire. À l'échelle du Parc du Grand-Coteau, les peuplements feuillus matures à vieux sur le plateau et sur le coteau ainsi que les peuplements mélangés dominés par le pin blanc ou la pruche totalisent 124 ha, soit 52% de la superficie totale du parc (Figure 2). Plusieurs de ces peuplements, notamment les peuplements mélangés dominés par la pruche, sont en voie de développer des attributs structuraux de vieilles forêts (section 3.3.3), mais cette conversion est lente. Sans nécessairement viser un objectif de représentativité précoloniale, on devrait prioriser l'augmentation de la proportion de vieux peuplements au sein du Parc du Grand-Coteau, notamment par l'acquisition de territoires adjacents (section 3.4.2.4). Cette priorisation des peuplements mature à vieux est appuyée par le fait que ce sont ceux qui sont le moins représentés à l'échelle régionale. Du point de vue de la conservation, les vieux peuplements additionnels contribueraient donc tant à l'échelle du parc qu'à une échelle du paysage.

3.4.2.2 Raréfaction de certaines formes de bois mort

Les forêts non aménagées ont souvent pour caractéristique de présenter d'importants volumes en bois mort, au sol et sur pied (chicots). Plusieurs espèces animales et végétales sont intimement associées à ces éléments (voir Angers 2009 pour une revue). Le recrutement du bois mort, qui se fait naturellement par la mortalité des tiges, peut être entravé par les activités humaines, notamment lors de la récolte (i.e. exportation de la matière ligneuse) ou de l'aménagement (i.e. nettoyage des sentiers).

Dans le Parc du Grand-Coteau, chez les peuplements matures à vieux, les quantités de gros chicots se situent généralement dans la fourchette de variabilité rapportée dans la littérature pour des peuplements peu ou pas aménagés. Chez les débris ligneux au sol cependant, les volumes observés sont généralement inférieurs. Bien qu'on n'ait pas documenté la situation, nos observations suggèrent qu'à proximité des nombreux sites de feux de camp, le bois mort est quasi inexistant (section 3.3.4.3).

Dans le cadre des activités de gestion et d'aménagement du Parc, ces éléments structuraux devraient aussi se voir accorder une attention particulière. À l'exception des bordures de sentiers où ils pourraient représenter un danger pour les promeneurs, les chicots devraient être préservés. De plus, le bois mort devrait être laissé sur place ou n'être déplacé qu'à proximité s'il gêne les activités. Dans les Parcs-nature de la Ville de Montréal, on a développé des prescriptions d'intervention pour la conservation des chicots et de débris ligneux au sol qui permettent à la fois de répondre aux objectifs de conservation de la biodiversité et de sécurité des utilisateurs des sentiers (Fournier 1998). Comme le Parc du Grand-Coteau partage des objectifs et une utilisation similaire, il serait intéressant de s'en inspirer. Ces prescriptions prévoient entre autres que les chicots situés à proximité des sentiers pourraient être étêtés afin de limiter les risques de chute tout en préservant un habitat potentiel pour la faune.

3.4.2.3 Diminution des proportions de forêts d'intérieur

Les milieux forestiers situés en région urbaine sont souvent adjacents à de grands milieux ouverts (secteurs domiciliaires, industriels, milieux agricoles, routes, etc.). Les conditions environnementales de la bordure de la forêt sont influencées par le milieu ouvert : plus grande pénétration de la lumière et du vent, plus hautes températures et humidité moindre en bordure qu'à l'intérieur de la forêt. C'est « l'effet de bordure ». En raison de ces modifications, la composition de la flore et de la faune des bordures est modifiée. On retrouve par exemple d'avantage d'espèces de milieux ouverts (plantes, oiseaux, insectes, etc.) dans les bordures des forêts alors que les espèces qui ont besoin de conditions environnementales d'intérieur voient leur habitat plus restreint.

L'effet de bordure s'atténue à mesure qu'on s'éloigne de la bordure et la profondeur de l'effet diffère selon les organismes et les processus à l'étude. Dans des parcelles de forêt tempérée de l'est américain, Matlack (1993) a mesuré des changements microclimatiques significatifs allant de quelques mètres jusqu'à 50 m de la bordure. Chez les communautés végétales, les espèces de milieux ouverts étaient concentrées dans les cinq premiers mètres de la bordure mais certaines espèces étaient encore très présentes à 40 m (Matlack 1994). Ces changements dans la composition des communautés de bordure par rapport à l'intérieur de la forêt entraînent d'autres processus qui vont plus en profondeur. Par exemple, la prédation des nids d'oiseaux par des prédateurs de milieux ouverts (ratons laveur, moufette, corvidés, etc.) est plus élevée dans les bordures qu'à l'intérieur (Batary et Baldi 2004). Dans les milieux

gouvernementaux, on considère généralement une largeur de 100 m comme une mesure générique au-delà de laquelle l'effet de bordure fait place à des conditions de forêt d'intérieur (voir Environnement Canada 2013 pour une revue).

Dans le cadre de cette étude, nous avons illustré deux types d'habitat. Premièrement, une bande de 25 m à partir de tous les milieux ouverts (secteurs résidentiels, industriels, commerciaux, emprise hydroélectrique, lacs et cours d'eau importants, aires gazonnées, aires bétonnées) a été retirée des forêts afin de soutirer les zones les plus touchées par l'effet de bordure. Ensuite, la forêt d'intérieur au sens plus strict a été identifiée en retirant une bande de 100 à partir de tous les milieux ouverts. La Figure 42 illustre ces deux types de milieux. Une fois la lisière de 25m retirée, la forêt restante représente 59% de la superficie forestière du Parc du Grand-Coteau. La forêt d'intérieur, une fois la lisière de 100m retirée, ne représente cependant que 2% du parc et est essentiellement concentrée dans le secteur ouest.

La configuration des parcelles de forêt est déterminante sur l'influence que peut avoir l'effet de bordure. Pour une même superficie d'habitat, les parcelles qui ont une forme circulaire (et par conséquent un ratio périphérie/superficie faible) sont moins affectées par l'effet de bordure que les parcelles dont la forme est plus allongée et distordue. En ce sens, la configuration très allongée du Parc du Grand-Coteau fait en sorte que l'effet de bordure y est très présent. De plus, cet effet est renforcé par le fait que l'emprise hydroélectrique, un milieu ouvert, la parcourt en son cœur. Les zones où se trouve le coteau (au nord du boulevard Mascouche et au sud du prolongement de l'avenue Bourque) sont particulièrement influencées par l'effet de bordure puisqu'elles sont très étroites et bordées par des milieux urbanisés. Cette situation est spécialement déplorable puisqu'il s'agit de sites riches où les peuplements sont vieux.

Dans les parcs, la quantité de forêt d'intérieur est aussi tributaire de l'utilisation du sol à l'extérieur du périmètre de conservation. Ainsi, les zones boisées adjacentes au parc sont particulièrement précieuses parce qu'elles jouent un rôle de tampon.

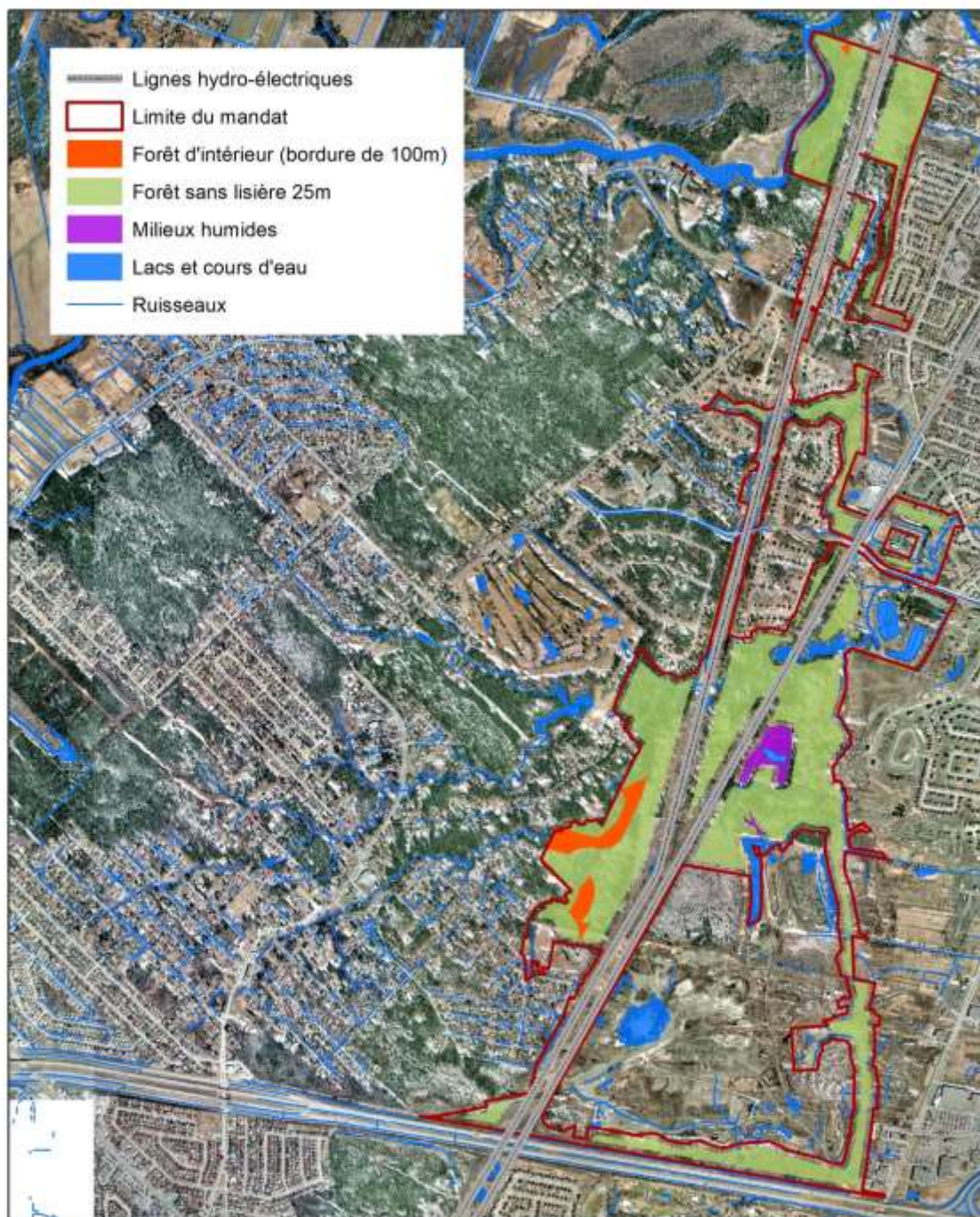


Figure 42. Forêt d'intérieur au Parc du Grand-Coteau

Projection : NAD 1983 MTM 8 | Source : Ville de Mascouche | Auteur : Angers et al. 2014

Figure 42. Forêt d'intérieur au Parc du Grand-Coteau

3.4.2.4 Consolidation du couvert forestier du Parc du Grand-Coteau

Bien que la superficie couverte par le Parc du Grand-Coteau soit très grande, on a vu que la configuration allongée et les bras très étroits du parc font en sorte que l'effet de bordure influence une forte proportion du territoire. Afin d'atténuer cette problématique, d'augmenter la proportion de forêts matures et vieilles et de consolider les superficies forestières du Parc du Grand-Coteau nous proposons d'élargir le territoire du Parc afin d'inclure les milieux naturels adjacents ou, du moins, d'en maximiser la conservation.

Plus du tiers de la superficie du Parc (88,7 ha, i.e. 37% de la superficie comprise dans les limites du mandat) est constitué de territoires privés (figure 43). Ces territoires renferment en grande majorité des forêts matures et vieilles et sont ceux qui sont le moins sillonnés par les sentiers (chapitre 5). De plus, ce sont ceux qui sont le moins affectés par l'effet de bordure, et la totalité des superficies constituées de forêt d'intérieur s'y trouve (section précédente). Si ce n'est déjà chose faite, des ententes devraient être conclues de manière prioritaire avec les propriétaires de ces superficies afin que leur vocation forestière ne soit pas modifiée et que les forêts ne fassent pas l'objet d'aménagement allant à l'encontre de la vocation de conservation du parc. De manière prioritaire, ces ententes devraient être conclues pour les secteurs situés 1) au sud-ouest de l'emprise hydro-électrique et 2) complètement au nord du Parc puisqu'il s'agit de forêt mature ou vieille à très forte valeur de conservation. L'acquisition ou la mise sur pied d'ententes de conservation avec les propriétaires des lots pourrait constituer une avenue intéressante en ce sens (servitudes, dons écologiques, vente, etc.).

Des lots adjacents au parc présentant des milieux forestiers à fort potentiel de conservation sont identifiés à la Figure 43 et sont décrits à l'Annexe 1. Les lots sont identifiés dans leur totalité, mais seules les portions boisées devraient faire l'objet de conservation. Deux secteurs sont particulièrement ciblés. Le premier est situé au sud-ouest du parc et est essentiellement constitué de petits lots privés longitudinaux dont la partie adjacente au parc semble de grande valeur écologique en raison des forêts que l'on devine matures à l'examen des images aériennes, qui présentent vraisemblablement déjà certaines caractéristiques structurales et compositionnelles de vieux peuplements et qui développeront ces caractéristiques dans les décennies à venir. De plus, ces forêts jouent un rôle de tampon en regard de l'effet de lisière. Même si la conservation de la partie forestière des lots reposait sur des ententes administratives avec les propriétaires et qu'elles n'étaient pas partie intégrante du Parc, la préservation du couvert forestier sur ces lots garantirait le maintien des superficies de forêts d'intérieur situées à proximité, dans le parc (Figure 42).

Le deuxième secteur où des milieux forestiers à fort potentiel de conservation ont été identifiés est situé tout au nord du parc. Les superficies forestières situées au sud et à l'est de la rivière Mascouche permettraient de consolider le parc et ont déjà été

identifiées comme secteurs de conservation. Le Plan directeur des forêts de la Ville de Mascouche dont la publication est prévue pour 2015 (Tittler et al.) permettra de cibler d'autres forêts à fort potentiel de conservation, mais nous nous sommes tout de même permis d'identifier le secteur situé à l'ouest de la rivière Mascouche. Cette sélection est due au fait que ce massif forestier est adjacent au parc mais surtout au fait qu'il s'agirait d'une occasion exceptionnelle d'augmenter la proportion de forêt d'intérieur et de maintenir des habitats propices aux organismes qui ont besoin de ces conditions. Les lots identifiés dans ce secteur bénéficient déjà pour plusieurs, en totalité ou en partie, d'une affectation de conservation et mériteraient d'être intégrés en totalité au Parc, d'autant plus que la Rivière Mascouche, un secteur très riche tant au plan de la faune que de la flore, sillonne le secteur.

Finalement, notons que les abords du ruisseau Quévillon-Robert bénéficient d'une affectation de conservation en amont du parc, mais sur une largeur très restreinte. Le ruisseau étant bordé par des terrains privés très boisés, la conservation de la partie forestière de ces lots permettrait de maintenir la qualité de l'eau et de l'habitat riverain du ruisseau.

Ces acquisitions ou ces ententes de conservations permettraient de répondre aux critères de conservation des écosystèmes énoncés par le MRNF et le MDDEP (2008) pour la MRC des Moulins (« Accorder une importance aux boisés âgés (plus de 70 ans) et aux peuplements de plus de 30 ha » et « Les zones naturelles (boisées) devraient représenter 30% du territoire »).

3.5 Recommandations

Bien que nous ayons présenté les approches de l'aménagement écosystémique et de l'aménagement pour la résilience en parallèle et que nous ayons souligné les faiblesses de la première, ces deux approches sont complémentaires et les recommandations suivantes en sont dérivées:

À l'échelle du peuplement

1. Lors de la planification de travaux visant la régénération naturelle ou l'enrichissement de certains secteurs par la plantation d'arbres, considérer l'autécologie des espèces en fonction du milieu et des conditions environnementales actuelles, mais aussi de l'évolution attendue de ce site en fonction des changements appréhendés dans les décennies à venir.
2. Lors de ces interventions, favoriser la présence d'espèces compagnes, notamment par la réintroduction d'espèces indigènes du domaine bioclimatique de l'érablière à caryer qui se sont raréfiées en raison de leur historique d'exploitation ou des régimes d'aménagement, particulièrement des espèces qui seraient bien adaptées aux conditions climatiques futures (des étés plus chauds et plus secs). Cette recommandation va dans le même sens que celle énoncée par le MRNF et le MDDEP (2008) afin d'atteindre les objectifs de biodiversité à l'échelle de la MRC des Moulins (« Utiliser des essences représentatives du domaine bioclimatique »). Cette recommandation s'applique tant aux arbres qu'aux arbustes et aux herbacées qui pourraient être plantées.
3. Comme les sols sont majoritairement sableux, présentent un bon drainage et sont déjà susceptibles à induire des stress hydriques en période de sécheresse, il importe de ne pas faire d'interventions dans le parc ou dans des zones situées à proximité qui pourraient influencer le régime hydrique de ses sols. Cette recommandation va dans le même sens que celle énoncée par le MRNF et le MDDEP (2008) afin d'atteindre les objectifs de biodiversité à l'échelle de la MRC des Moulins (« Ne pas modifier les conditions du sol ou de drainage afin de favoriser des essences non adaptées, l'introduction d'essences exotiques, de spécimens hybrides et de plantations homogènes »).
4. Dans les milieux ouverts, notamment les emprises hydro-électriques, favoriser des aménagements qui permettent de maintenir le milieu ouvert afin de conserver ce milieu et de respecter les critères de sécurité des installations. Si des travaux de plantation d'arbustes ou d'herbacées étaient requis, utiliser les recommandations ci-haut lors de la sélection des espèces.

5. Établir des lignes directrices pour la conservation des arbres de gros diamètre, des chicots et des débris ligneux afin qu'ils ne représentent pas de risque pour les visiteurs mais qu'ils soient conservés, en tout ou en partie, dans la mesure du possible.
6. Établir un protocole de suivi des organismes nuisibles déjà introduits ou dont l'introduction est appréhendée (ex. maladie corticale du hêtre, chancre du noyer cendré, agrile du frêne) et être à l'affût de l'arrivée éventuelle de d'autres organismes.
7. Mettre en place un suivi des espèces exotiques envahissantes. Lors de la détection d'une nouvelle espèce envahissante encore peu répandue, agir dès que possible pour éradiquer les plants alors que la population est encore contrôlable.
8. Une campagne de repérage et d'éradication du nerprun devrait être organisée dès que possible.

À l'échelle du Parc du Grand-Coteau

9. Afin de limiter l'érosion dans les cours d'eau, fermer l'accès aux sentiers de raquette en l'absence d'un couvert neigeux (voir aussi section 3.4.1.3) et mettre à niveau les installations défailtantes.
10. Sensibiliser les citoyens voisins du Parc à respecter l'intégrité du périmètre du Parc en ne disposant pas de leurs déchets domestiques, même organiques, à l'intérieur du périmètre.
11. De la même manière, informer et sensibiliser les utilisateurs à la conservation du Parc, à l'interdiction d'y faire des feux de camp et d'y construire des installations improvisées. Si possible, tenter de contrôler ces activités, par exemple en mettant sur pied une équipe de patrouilleurs.
12. Favoriser l'acquisition ou la conservation volontaire des peuplements matures et vieux adjacents au Parc.

Ces recommandations concernent essentiellement l'échelle du peuplement et l'échelle du Parc du Grand-Coteau. La capacité d'adaptation des écosystèmes est cependant aussi fonction de l'échelle du paysage et les travaux à venir, portant sur l'analyse régionale de la quantité de forêt, la configuration spatiale du paysage et sa connectivité permettront d'émettre des recommandations à cette échelle (Tittler *et al.*, publication prévue pour 2015, Plan directeur des forêts de la Ville de Mascouche).

4. LES OISEAUX DU PARC DU GRAND-COTEAU

4.1 Introduction

Même s'il est encore difficile de mettre un prix sur la biodiversité, elle est importante pour plusieurs raisons. Les oiseaux, comme d'autres espèces fauniques et floristiques, contribuent à la santé des écosystèmes et à la qualité de vie des humains et fournissent par conséquent des services écosystémiques (Whelan *et al.* 2008) tant en milieu forestier et agricole qu'urbain. Les oiseaux contrôlent notamment les insectes et autres organismes nuisibles, sont d'importants vecteurs de dispersion des graines et agissent même parfois comme agents de pollinisation. Ils jouent un important rôle écologique en étant prédateurs, proies et agents de fertilisation. De plus, ils fournissent des loisirs pour les ornithologues et les amateurs de la nature.

Avec ses deux lacs, son marais, ses milieux ouverts et ses peuplements forestiers diversifiés, le Parc du Grand-Coteau abrite une faune très diversifiée. Les objectifs spécifiques de ce chapitre visaient à décrire les communautés d'oiseaux présentes dans le Parc et à élaborer des recommandations afin de les conserver.

4.2 Méthodologie

4.2.1 Inventaires

Deux observateurs ont échantillonné les oiseaux du Parc du Grand-Coteau deux fois par semaine, de la mi-mai à la mi-juin 2010. Les inventaires débutaient une demi-heure avant le lever du soleil, alors que la plupart des oiseaux commencent à chanter, et se terminaient vers 10h du matin, lorsque la température grimpait et que les oiseaux se faisaient plus discrets. Comme la plupart des oiseaux chantent davantage au début du matin, nous avons commencé dans une différente partie du Parc à chaque visite.

Les inventaires se faisaient le long des sentiers du secteur Émilie-Mondor et des voies d'accès du Parc. À tous les 200 m, pendant cinq minutes, les observateurs notaient tous les oiseaux audibles et visibles. Puisque notre but était de noter toutes les espèces d'oiseaux dans le Parc, nous avons aussi noté tous les oiseaux vus entre ces stations d'écoutes.

4.2.2 Analyse des données

Une fois la liste d'espèces complétée, nous avons utilisé les analyses du Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord (Sauer *et al.* 2013) pour identifier, parmi les espèces détectées dans le Parc, celles qui sont en déclin au Québec et en Amérique du

Nord en général. Ce Relevé constitue une énorme base de données qui inclut des données de près de 4000 points d'écoutes à travers l'Amérique du Nord et qui date de 1966. Pour caractériser l'autécologie des oiseaux du Parc, nous avons ensuite fait référence à Poole (2005), une compilation qui regroupe les connaissances scientifiques les plus à jour sur toutes les espèces d'oiseaux trouvés en Amérique du Nord.

4.3 Résultats

4.3.1 Diversité des espèces d'oiseaux

Nous avons détecté 88 espèces d'oiseaux dans le Parc du Grand-Coteau (Tableau 14). En outre, il est possible que quelques espèces, bien qu'elles s'y trouvaient, n'aient pas été détectées pendant nos visites en raison de leur discrétion ou de leur mode de vie. Les oiseaux nocturnes, par exemple, n'ont pas pu être détectés ici.

Les oiseaux détectés représentent une grande diversité en termes d'espèces ainsi qu'en termes d'exigences en habitats, en sources d'alimentation et en sites de nidification. La plupart des espèces sont typiques des zones forestières et boisées (ex. la plupart des parulines), des cours d'eau douce et des milieux humides en général (ex. les canards). Plusieurs espèces étaient aussi associées à des milieux plus ouverts (ex. les bruants) et quelques-unes étaient typiques des milieux urbains et périurbains et des bosquets (Tableau 14, Figure 44).

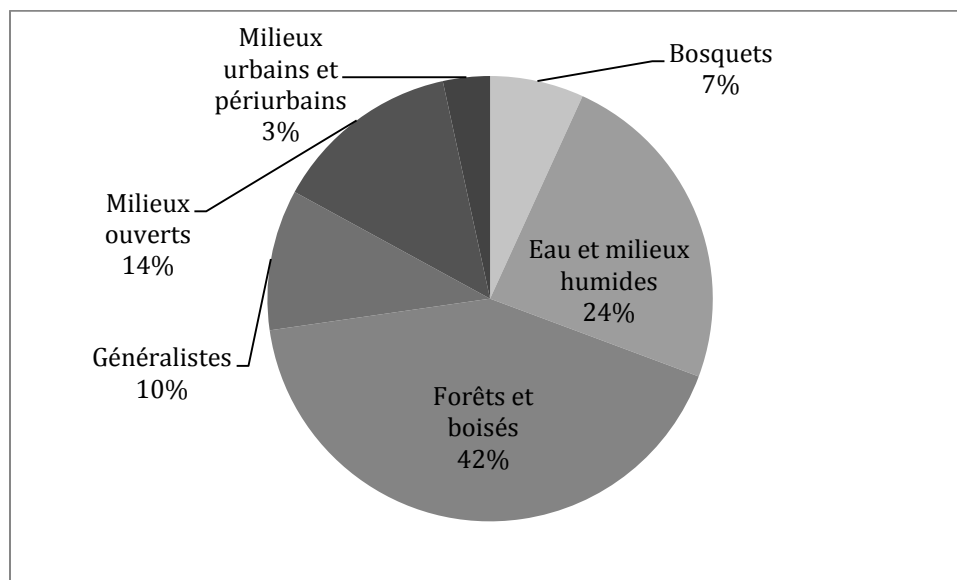


Figure 44. Exigences d'habitat des 88 espèces d'oiseaux détectées dans le Parc du Grand-Coteau.

À ces 88 espèces, il faut certainement ajouter plusieurs espèces migratrices qui visitent temporairement le Parc lors de leurs migrations printanières et automnales. Comme les inventaires ont été réalisés pendant la saison de reproduction, il est vraisemblable que la majorité des espèces d'oiseaux détectées se reproduisent dans le Parc, à l'exception des espèces qui nichent en colonies. En effet, bien qu'elles aient été observées lors des inventaires, les grands hérons, les cormorans et les goélands ne nichent pas à l'intérieur du périmètre échantillonné.

4.3.2 Sites de nidification

Si l'on exclue les nicheurs coloniaux, 85 espèces d'oiseaux tentent probablement de se reproduire dans le Parc. Nous avons donc examiné les besoins en termes de sites de nidification de ces espèces. Seul le vacher à tête brune n'est pas exigeant en ce qui concerne son site de nidification; la femelle parasite le nid d'une autre espèce en pondant ses œufs dans son nid, laissant la tâche d'alimenter son rejeton aux autres. Cette espèce a donc été exclue des analyses.

Chez les 84 espèces qui restent, près de la moitié construisent leurs nids dans des arbres ou arbustes, et près du quart construisent leurs nids au sol (Figure 45). Le martin pêcheur se construit même un terrier à proximité de l'eau! Près de 20 % des espèces nichent dans des cavités situées dans les arbres, et ont par conséquent besoin de grands arbres matures. Le grand pic est souvent responsable de l'excavation de ces cavités, et pourrait donc être une espèce clé du système. Cependant, la plupart des espèces qui nichent dans des cavités peuvent aussi nicher dans des cavités naturelles ou des nichoirs.

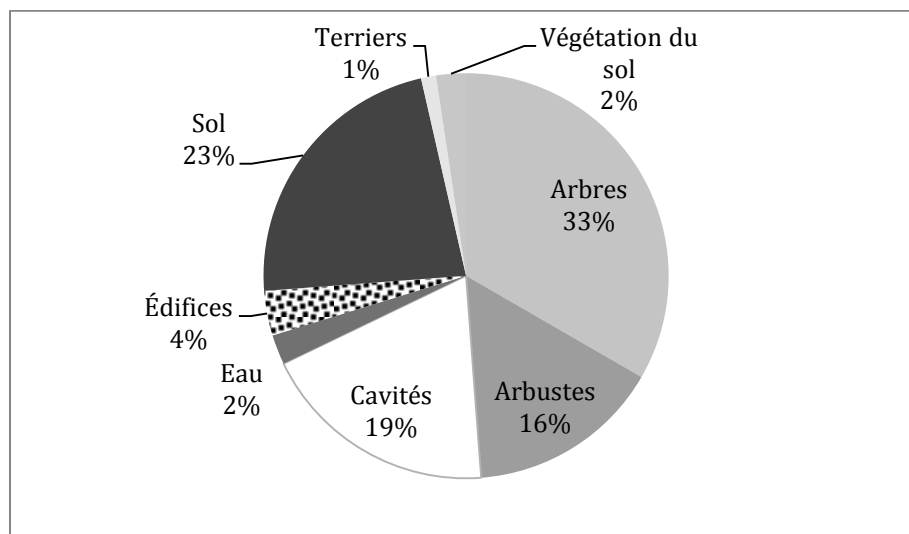


Figure 45. Exigences en sites de nidification des 84 espèces d'oiseaux qui nichent vraisemblablement dans le Parc du Grand-Coteau.

4.3.3 Alimentation

Si toutes les espèces d'oiseaux ne nichent pas nécessairement dans le Parc, elles s'y nourrissent certainement. Nous avons donc examiné les besoins alimentaires des 88 espèces répertoriées dans le Parc. L'alimentation des oiseaux change parfois avec les saisons, selon la disponibilité de la nourriture. Par exemple, certaines espèces qui mangent surtout des insectes en été mangent plutôt des grains et des fruits en hiver. Comme les espèces identifiées représentent la communauté estivale d'oiseaux, les résultats présentés ici sont les besoins alimentaires des oiseaux en été. La plupart des espèces se nourrit d'insectes et d'invertébrés (aquatiques et terrestres), mais une proportion importante mange aussi des grains, des fruits et des poissons (Figure 46).

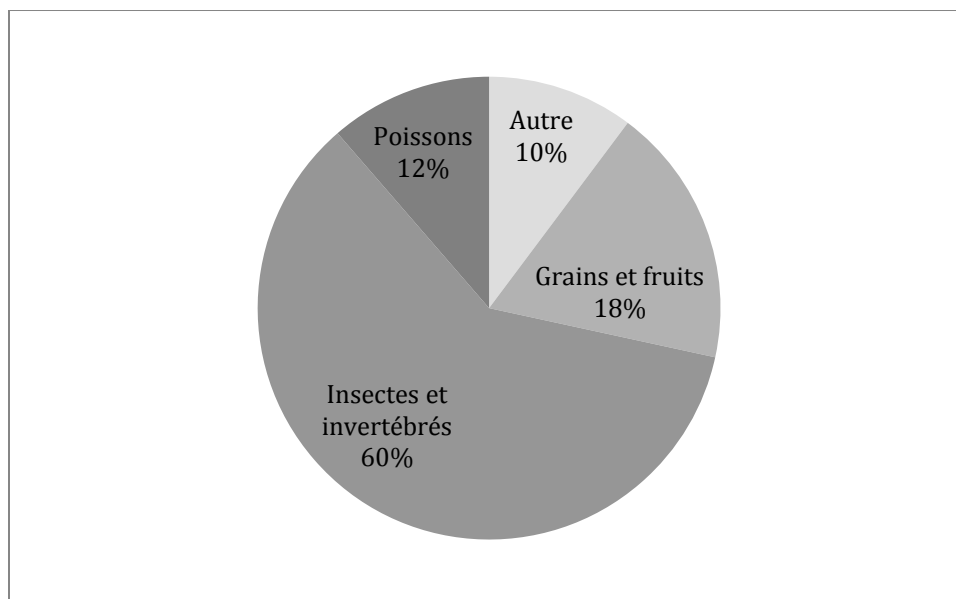


Figure 46. Besoins alimentaires des 88 espèces d'oiseaux identifiés dans le Parc du Grand-Coteau.

4.3.4 Migration

La grande majorité des espèces inventoriées dans le Parc passent l'hiver ailleurs (Figure 47, Tableau 14), principalement aux États-Unis ou dans les tropiques. Certaines espèces de canards (ex. les harles et le garrot à œil d'or) ne vont pas plus loin que la côte Atlantique ou les Grands Lacs, mais les espèces migratrices néo-tropicales voyagent des milliers de kilomètres. Cependant, il y a tout de même au moins 19 espèces à voir l'hiver dans le Parc.

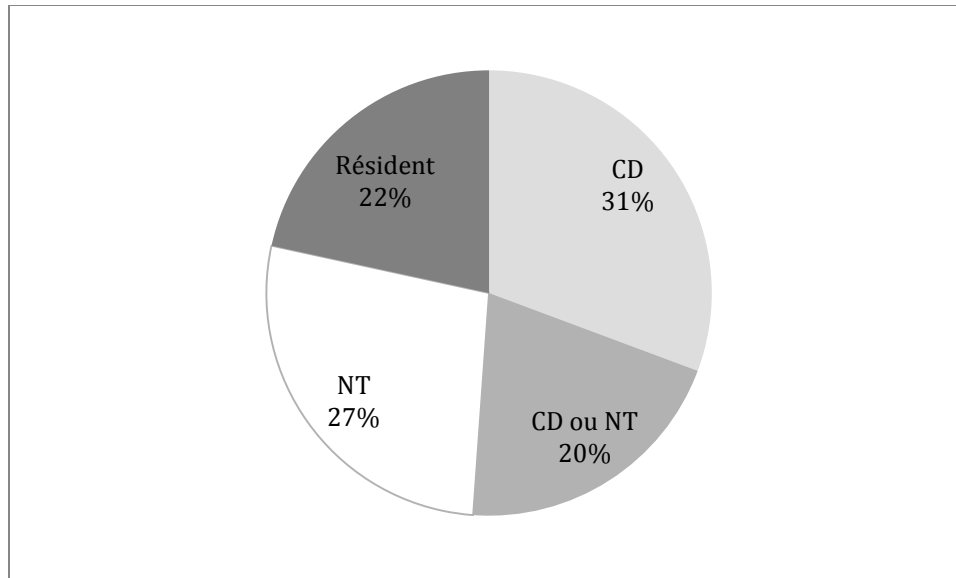


Figure 47. Statut migratoire des 88 espèces d'oiseaux identifiées dans le Parc du Grand-Coteau.

Résidents: non-migrateurs, CD = migrateurs sur de courtes distances, NT = migrateurs néo-tropicaux.

4.3.5 Tendances des populations

Selon le Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord (Sauer *et al.* 2013), la moitié des espèces identifiées dans le Parc sont en déclin à travers l'Amérique du Nord et/ou le Québec (Figure 48, Tableau 14). Les espèces en déclin incluent trois espèces exotiques communes provenant d'Europe (le pigeon biset, l'étourneau sansonnet et le moineau domestique), mais la vaste majorité sont des espèces indigènes. Des oiseaux de toutes sortes y sont représentés, avec des exigences d'habitats différents (Tableau 14). La liste d'espèces en déclin inclue des oiseaux associés à l'eau, ainsi que des moucherolles, des bruants, des parulines, des grives et des moqueurs, entre autres. La paruline du Canada et le moucherolle à côtés olive sont susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables par le gouvernement provincial (ministère du Développement durable, Environnement, Faune et Parcs 2013b). Le moucherolle à côtés olive figure même sur la liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (la plus importante organisation environnementale internationale) et est listé, avec la grive des bois, comme une espèce à surveiller par le programme intergouvernemental Partenaires d'envol, qui surveille les populations d'oiseaux Nord-Américains. Des 38 espèces qui étaient en déclin à travers le Québec entre 1966 et 2011 et/ou 2001 et 2011, 26 (68 %) ont été trouvées dans le Parc du Grand-Coteau, et des 100 espèces qui étaient en déclin à travers l'Amérique du Nord entre 1966 et 2011 et/ou 2001 et 2011, 38 (38 %) y ont été trouvées, ce qui indique l'importance potentielle du Parc pour la biodiversité continentale.

Les causes des déclin sont variables. La cause la plus répandue est la perte et la dégradation de l'habitat estival et hivernal, principalement entraînées par l'expansion urbaine, périurbaine et agricole ou par l'extraction des ressources (ex. la foresterie). Pour le moucherolle à côtés olives, la suppression des feux et le manque d'habitat post-incendie seraient à la source des baisses de population (Hutto 1995, Robertson et Hutton 2007). Pour les parulines du Canada, c'est plutôt la perte et la fragmentation de forêt mature qui est associée au déclin (Reitsma *et al.* 2010).

L'utilisation des pesticides et insecticides nuit aussi aux populations, surtout chez les oiseaux qui mangent des insectes et/ou vivent dans des milieux agricoles. Par exemple, l'acéphate, un insecticide très soluble dans l'eau, nuit à l'orientation des bruants à gorge blanche (Vyas *et al.* 1995). D'autres pratiques agricoles ont aussi des effets néfastes. Par exemple, la récolte du foin pendant la saison de reproduction détruit les nids des oiseaux qui y vivent, surtout des bruants (Dale *et al.* 1997).

Certaines espèces sont affectées par d'autres animaux. Par exemple, le pioui de l'est est négativement affecté par les chevreuils³, qui broutent la végétation où il cherche à s'alimenter (DeCalista 1994). La paruline du Canada semble aussi être affectée (DeGraaf *et al.* 1991). Les chats sont des prédateurs importants pour beaucoup d'espèces d'oiseaux pendant la saison de reproduction (Beckerman *et al.* 2007) et sont particulièrement problématiques dans les zones habitées; une étude par Blancher (2013) estime que 100 à 350 millions d'oiseaux, ce qui correspond à 2 à 7% des oiseaux du sud du Canada sont tués par des chats chaque année. Les chiens peuvent aussi avoir des effets négatifs, surtout sur les espèces qui nichent sur le sol (23 % des espèces du Parc).

Pour les espèces d'oiseaux migratrices, qui volent surtout la nuit et qui sont attirées par des lumières pendant la migration, les collisions avec des édifices peuvent être fatales. On recense d'ailleurs des millions d'oiseaux morts ainsi chaque année aux États-Unis (Klem 1990). Finalement, deux espèces ont récemment vu leurs populations diminuer à cause de maladies : le roselin familier (une conjonctivite) et la corneille d'Amérique (virus du Nil occidental).

³ Des chevreuils ont été observés dans le Parc pendant les inventaires, à l'été 2010.

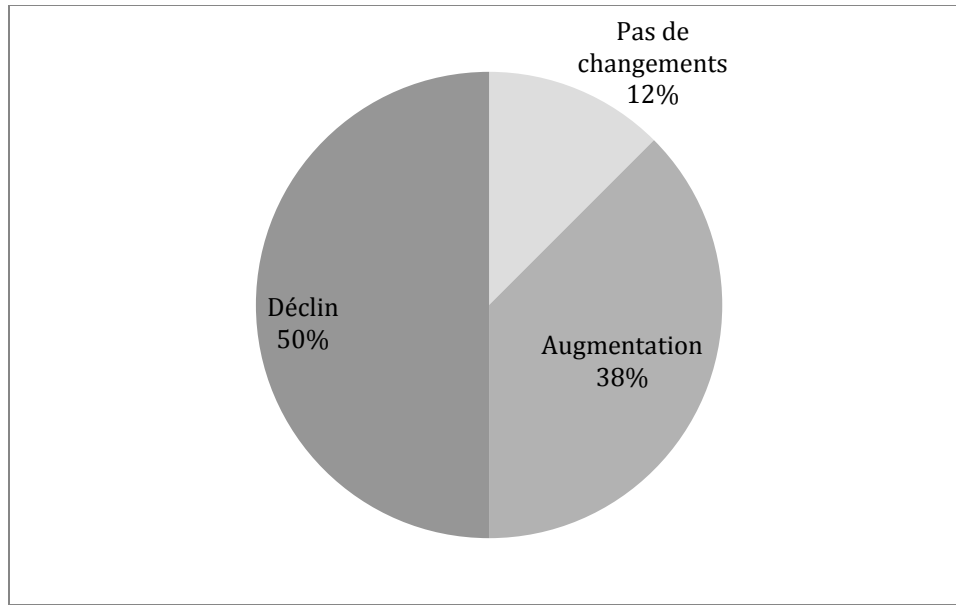


Figure 48. Tendances de changements d’abondances à travers le Québec et l’Amérique du Nord selon le Relevé des oiseaux nicheurs de l’Amérique du Nord (Sauer *et al.* 2013) pour les 88 espèces d’oiseaux identifiées dans le Parc du Grand-Coteau.

4.4 Discussion

4.4.1 Diversité des espèces d’oiseaux

Le Parc du Grand-Coteau abrite une grande diversité d’oiseaux, résultat d’une diversité d’habitats de bonne qualité. L’estimation du nombre d’espèces présenté ci-haut (88 espèces) est conservatrice : ni les oiseaux nocturnes, ni les oiseaux migrateurs de passage, ni les oiseaux présents seulement en hiver n’ont été inclus. Il est portant fort probable qu’il y ait des hiboux (ex. le grand-duc d’Amérique) et des chouettes (ex. la chouette rayée), et il y a certainement beaucoup d’espèces qui utilisent le parc pendant la migration de l’automne et du printemps (ex. la paruline verdâtre, la paruline à calotte noire, le petit garrot) et certains qui n’utilisent le parc que l’hiver (ex. le sizerin flammé et le jaseur boréal). Ces hypothèses sont soutenues par un document d’information produit par la Ville de Mascouche (s.d.) qui indique que 134 espèces ont été répertoriées au Parc du Grand Coteau mais dont la source des inventaires n’est pas mentionnée.

Le Tableau 12 présente les espèces répertoriées dans plusieurs parcs de la grande région de Montréal. Ces données sont présentées pour fins de comparaison, bien que le nombre d’espèces soit évidemment fonction des types d’habitats qu’on trouve dans chacun de ces parcs. Les comparaisons fines sont difficiles, mais dans l’ensemble, on

Tableau 12. Nombre d'espèces d'oiseaux, de mammifère et d'herpétofaune répertoriées dans certains parcs de la grande région de Montréal

Parc	Ville	Nombre d'espèces			Référence
		Oiseaux	Mammifères	Herpétofaune	
Parc du Grand Coteau	Mascouche	88-134	n.d. ¹	n.d.	Cette étude, Ville de Mascouche s.d.
Arboretum Morgan	Ste-Anne-de-Bellevue	170	30	15-20	Arboretum Morgan 2011-2013
Bois de l'Équerre	Laval	135	27	10	SMMVEBV s.d.
Boisé du Tremblay	Longueuil/ Boucherville	140	16	6	Angers <i>et al.</i> 2007, Anonyme 2011, T. Montpetit, Ciel et Terre de Longueuil, comm. pers., 25 juillet 2014
Bois Papineau	Laval	130	20	n.d.	ACBP 2012, A. St-Denis, ACBP, comm.pers., 20 juillet 2014
Boisé Sainte-Dorothé	Laval	135-148 (60-70 nicheurs)	28 (dont 7 chauves-souris)	14	ABPSD 2007 et 2008
Refuge faunique Marguerite d'Youville	Châteauguay	226	23	12	Héritage Saint-Bernard s.d.
Parc du Mont Royal	Montréal	182	20	au moins 2	Ouellet <i>et al.</i> 2004, E. Richard, Les Amis de la Montagne, comm.pers., 22 mai 2014
Parc régional éducatif Bois de Belle-Rivière	Mirabel	185 (97 nicheurs)	n.d.	n.d.	Bannon 1991
Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies	Montréal	150	n.d.	n.d.	Gouvernement du Québec s.d.
Parc-nature du Bois-de-Liesse	Dollard-des-Ormeaux	131 (103 nicheurs)	n.d.	n.d.	Séguin 2006
Parc-nature du Cap-Saint-Jacques	Ville Saint-Laurent/ Pierrefonds	142	au moins 11 (dont 5 chauves-souris)	15	Ville de Montréal 2011b

¹n.d. = valeur non-disponible

Note : Dans le cadre de cette étude, nous n'avons inventorié que les oiseaux et les carabes. Nous avons cependant observé quelques mammifères ou leurs traces lors de nos déplacements (chevreuils, écureuil gris, raton laveur). Les milieux humides (bien que peu représentés), les cours d'eau naturels et les lacs où la végétation naturelle est maintenue aux abords devraient constituer de bons habitats pour l'herpétofaune.

peut dire que le Parc du Grand-Coteau se situe dans la fourchette de variabilité du nombre d'espèces observées. Au Boisé Sainte-Dorothée par exemple, un parc boisé situé dans une matrice agricole de 420 ha à Laval, on n'observe que 70 espèces d'oiseaux nicheurs, mais plus du double (148 espèces au total) si les espèces migratrices de passage, nocturnes, et hivernales sont incluses (APBSD 2014). De la même manière, le Parc-nature du Bois-de-Liesse, à Dollard-des-Ormeaux, compte 103 espèces d'oiseaux nicheurs et 131 espèces au total pour ses 159 ha (Séguin 2006). D'autres parcs boisés de la région listent entre 130 (Bois Papineau, à Laval) et 226 espèces d'oiseaux (Refuge faunique Marguerite d'Youville, Châteauguay), mais ne spécifient pas combien de ces espèces y nichent.

On dit que la conscientisation passe par l'éducation. Le soutien des Mascouchois et des Mascouchoises est indispensable au projet de conservation et de mise en valeur du Parc du Grand-Coteau. Afin d'informer les citoyens de la richesse qu'ils possèdent, nous vous encourageons à diffuser les résultats de cette étude et à tirer du matériel éducatif. À cette fin, nous avons inclus à l'Annexe 2 une liste de faits parfois étonnants concernant les habitudes de vie ou le comportement de certaines espèces d'oiseaux qui peuplent le Parc du Grand-Coteau.

4.4.2 Diversité des groupes fonctionnels et des fonctions écologiques des oiseaux

La grande diversité d'oiseaux du parc constitue un indicateur intéressant, mais l'examen des différents groupes auxquels ils appartiennent et de leurs traits fonctionnels indique une grande richesse de milieux et la présence d'un écosystème en santé.

Au Tableau 14, on présente quatre traits fonctionnels pour chacun des oiseaux identifiés au Parc du Grand-Coteau : le type d'habitat, l'emplacement des nids, l'alimentation et le statut migratoire. Un boisé qui ne contiendrait que des espèces qui nichent dans les arbres souffrirait possiblement d'une dégradation de la qualité d'habitat au niveau du sol. Ceci pourrait être causé par la surabondance de chiens ou de chats domestiques, ainsi que par une trop grande densité de sentiers (section 5). Un boisé qui ne contiendrait pas de pics ni d'autres nicheurs de cavités souffrirait probablement d'une manque de vieux arbres et de bois mort sur pied. Un boisé qui ne contiendrait que des généralistes et des espèces d'oiseaux typiquement associées aux milieux urbains et périurbains serait probablement généralement dégradé. En utilisant les oiseaux comme indicateurs de la santé écologique des



Figure 49. Nid de buse situé dans un grand hêtre à proximité du site BEA.

boisés, il est donc important de dénombrer non seulement les espèces, mais aussi le nombre de différents types d'espèces (groupes fonctionnels).

Les oiseaux peuvent aussi servir d'indicateurs de l'état écologique des boisés. Premièrement, comme les oiseaux ont une grande variété d'exigences d'habitats, une grande diversité d'oiseaux indique une grande diversité d'habitats (peuplements forestiers diversifiés en termes de composition et d'âge, milieux humides, etc.). La présence des espèces d'oiseaux associées aux grands arbres indique la présence de ces arbres, et possiblement la présence de vieux peuplements. Ces oiseaux incluent entre autres le grand pic, le canard branchu, le garrot à œil d'or et les buses à épaulettes et à queue rousse. La présence de plusieurs espèces de canards et d'autres espèces d'oiseaux qui mangent des organismes aquatiques (ex. le grand héron) indique la présence de ces derniers dans les cours d'eau, et donc un certain niveau de qualité de l'eau. La présence des espèces d'oiseaux qui nichent au sol (ex. la grive fauve, la grive solitaire et la paruline couronnée) indique la disponibilité d'habitats de sols relativement non-perturbés. Règle générale, plus la diversité d'espèces d'oiseaux trouvée dans un boisé est grande, mieux se porte la santé de l'écosystème.

Cette redondance des groupes fonctionnels au sein des communautés d'oiseaux est importante à maintenir pour en assurer la résilience. En d'autres termes, pour s'assurer du maintien des services et fonctions des oiseaux, il est important de maintenir plusieurs espèces qui ont les mêmes fonctions et qui fournissent les mêmes services écologiques. Par exemple, s'il n'y avait qu'une espèce qui mange les rongeurs, la perte de cette espèce (due à une maladie ou à la perte d'habitat, par exemple) aurait comme résultat la perte du service de contrôle des rongeurs. S'il n'y avait qu'un excavateur primaire de cavités, et que celui-ci était perdu, la multitude d'utilisateurs secondaires des cavités pourrait aussi être perdue.

4.4.3 Une espèce clé : le grand pic

Certaines espèces ont des fonctions écologiques particulières dans les écosystèmes. Par exemple, les pics sont des excavateurs de cavités. À chaque année, ils créent des nouvelles cavités pour nicher et laissent vacantes leurs anciennes cavités. Ces dernières peuvent ensuite être agrandies et utilisées par des excavateurs secondaires comme les sittelles, ou utilisées comme telles par d'autres utilisateurs secondaires de cavités comme l'hirondelle bicolor et le quiscale, des rapaces comme la chouette rayée, des canards comme le grand harle, et plusieurs mammifères comme les chauves-souris, l'écureuil roux et le tamia rayé. Le grand pic joue un rôle écologique démesurément grand à cet égard et est une espèce clé. Comme il s'agit d'un gros oiseau, les arbres qu'il excave pour y installer son nid doivent être de grande taille et l'ouverture de ses cavités est large, ce qui permet aux gros utilisateurs secondaires (ex.: canards, chouettes) de les réutiliser.

À cause du rôle écologique particulièrement important du grand pic, un indice de qualité d'habitat (IQH) a été conçu pour refléter les conditions d'habitat qui lui sont favorables (Lafleur et Blanchette 1993). Cet indice intègre trois critères : la composition du peuplement, la classe de densité-hauteur du peuplement et la densité de chicots de plus de 35 cm. Les résultats sont présentés sur une échelle de 0 à 9, 0 représentant un habitat médiocre et 9 un habitat idéal. En utilisant les inventaires de végétation menés à la section 3, nous avons calculé l'IQH pour chacun des types forestiers inventoriés (Tableau 13) et avons attribué une valeur à tous les peuplements du Parc du Grand-Coteau (Figure 50). Il en ressort que les peuplements feuillus matures à vieux, à cause de la dominance de feuillus et de la présence de gros arbres, ainsi que les peuplements issus de coupes partielles, à cause de la présence de gros arbres résiduels, constituent les habitats les plus favorables au grand pic.

Tableau 13. Indice de qualité d'habitat du grand pic dans les 12 sites à l'étude.

Type de peuplement	n	Composition	Classe densité-hauteur	Nb chicots (DHP > 35 cm)/ha	Total (Max = 9)
			Moyenne (plage de variation)		
Jeune feuillu	2	3	2	0	5
Feuillu mature à vieux sur le plateau	3	2,7 (2-3)	2,7 (2-3)	0	5,4
Feuillu mature à vieux sur le coteau	2	3	3	1,5 (0-3)	7,5
Mélangé dominé par la pruche	1	2	3	0	5
Mélangé dominé par le pin blanc	1	2	3	0	5
Issus de fortes coupes partielles	2	2,5 (2-3)	2,5 (2-3)	1,5 (0-3)	6,5
Plantations	1	1	3	0	4
Mosaïque ¹	0	2	2	0	4

¹La structure et la composition du peuplement mosaïque étant tellement hétérogènes et le peuplement étant si petit, le calcul de son IQH a été fait sur la base d'observations et non d'un inventaire détaillé.

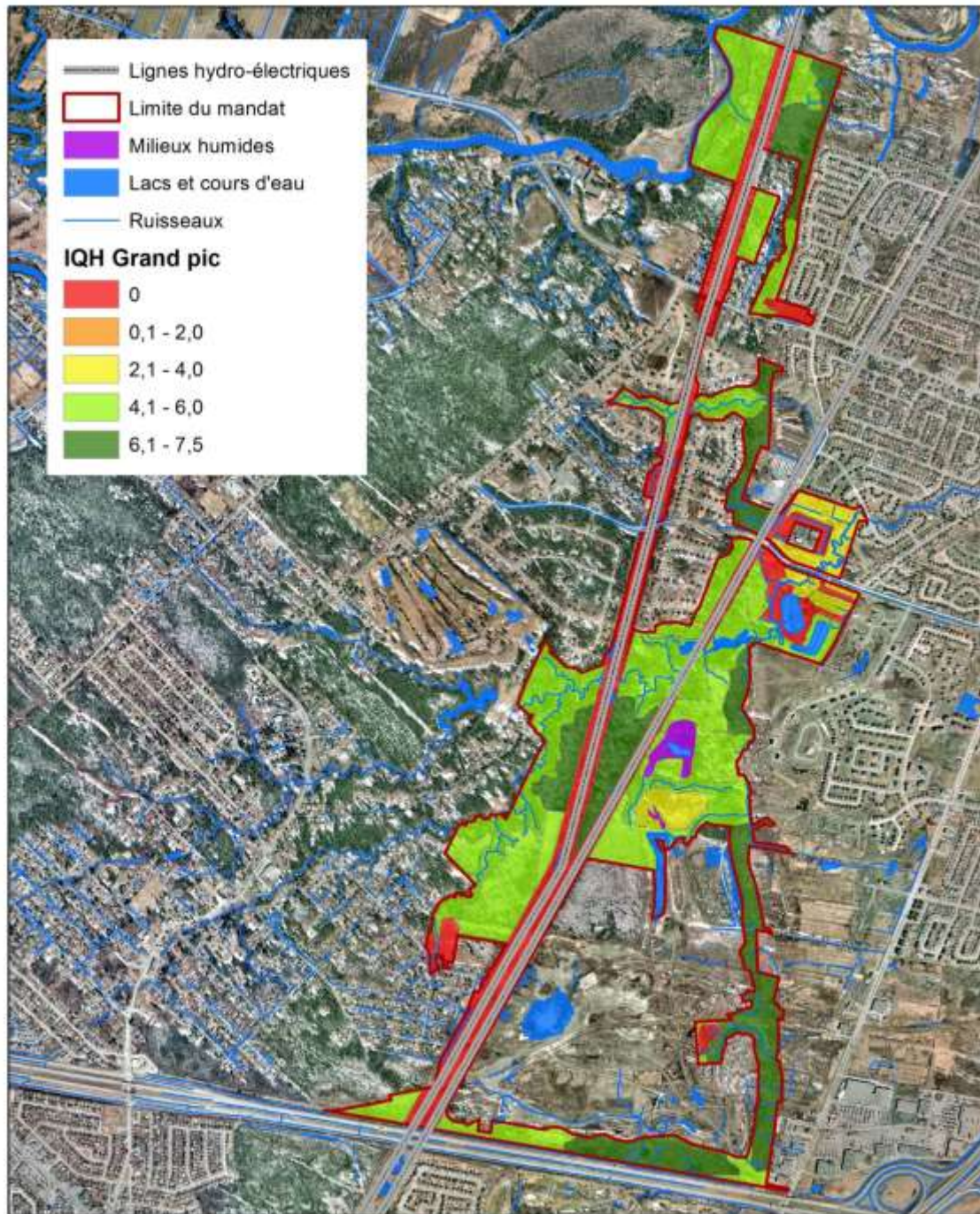


Figure 50. Indice de qualité d'habitat du grand pic au Parc du Grand-Coteau

Projection : NAD 1983 MTM 8 | Source : Ville de Mascouche | Auteur : Angers et al. 2014

Figure 50. Indice de qualité d'habitat du grand pic au Parc du Grand-Coteau

4.4.4 Services fournis par les oiseaux

Même si nous n'avons pas calculé de valeur monétaire pour les services écologiques fournis par les oiseaux (section 6), nous savons que ces services représentent des contributions importantes en milieux urbains et agricoles (Whelan *et al.* 2008). Premièrement, les oiseaux contribuent aux services de loisir et de tourisme. Plus la diversité d'espèces à observer est grande, plus la valeur de ces services sera élevée puisque les ornithologues seront plus enclins à se déplacer pour visiter un site où cohabitent plusieurs espèces qu'un site moins diversifié. Ensuite, la majorité des oiseaux du Parc sont des insectivores, tout comme une grande proportion des oiseaux des boisés urbains et agricoles du Québec. Ces oiseaux peuvent donc contribuer à contrôler les épidémies d'insectes à l'intérieur et à l'extérieur des boisés. Par exemple, plusieurs espèces d'oiseaux qui vivent dans les boisés mangent les larves d'insectes qui détruisent les gazons et affectent les cultures (surtout les corneilles et les quiscales; Luginbill et Chamberlin 1938). Les rapaces, qui nichent dans des grands arbres et boisés, participent aussi à aider au contrôle des rongeurs (ex. Kay *et al.* 1994, Fulk 1976).

4.4.5 Connectivité

Avec sa grande diversité d'oiseaux, le parc pourrait servir comme source d'oiseaux pour les écosystèmes avoisinants et même à distance, surtout pour les terrains résidentiels privés, les plus petits parcs de la Ville, etc. La littérature scientifique indique que certaines espèces d'oiseaux qui se trouvent dans le Parc ont besoin de grandes superficies d'habitat naturel pour se reproduire avec succès (ex. Burke et Nol 2000). Les grives de bois et les parulines couronnées, par exemple, peuvent être présentes dans de petites parcelles d'habitats, mais y ont un succès reproducteur insuffisant pour contrebalancer la mortalité. Pour maintenir ces espèces dans les petites parcelles d'habitats, il faut avoir de grandes parcelles (plus de 200 ha) de bonne qualité à proximité. Dans ces grandes parcelles, le succès reproducteur est plus haut que la mortalité et il y a donc un excès d'individus qui peuvent fournir les petites parcelles. Avec sa superficie de 239 ha plus les territoires avoisinants, le Parc du Grand-Coteau pourrait servir comme source de ces espèces et donc aider à maintenir des populations dans de petites parcelles d'habitat à travers la Ville. Pour la grive des bois, cet effet de source pourrait même s'étendre à de petites parcelles d'habitat jusqu'à 70 ou même 80 km du Parc (Tittler *et al.* 2006).

Pour que les jeunes oiseaux puissent se disperser dans la matrice du paysage et que le Parc joue son rôle de source, on doit aussi considérer la connectivité du paysage, c'est-à-dire la mesure dans laquelle le paysage facilite ou entrave les mouvements entre les parcelles d'habitats (Taylor *et al.* 1993).

La connectivité du paysage est négativement affectée par plusieurs facteurs. Premièrement, la connectivité est négativement affectée par les routes et les grands

immeubles. Ceci est évident si on considère le nombre d'oiseaux tués par collision avec des autos et des immeubles à chaque année (Erickson *et al.* 2005). Des études de modélisation faites par Jaeger *et al.* (2005) indiquent que l'effet des routes est minimisé si la densité de celles-ci dans le paysage est minimisée. La connectivité du paysage pour des oiseaux forestiers peut aussi être négativement affectée par n'importe quel autre type d'ouverture de la canopée. Une étude de Desrochers et Hannon (1997) sur cinq espèces d'oiseaux forestiers communes au Parc du Grand-Coteau indique que les individus sont deux fois moins susceptibles de traverser une ouverture de 50 m que de se déplacer sur la même distance à travers la forêt. Il serait donc important, en planifiant le développement de la Ville de Mascouche, de considérer la répartition spatiale des routes, des grandes ouvertures dans la canopée, et des grands immeubles par rapport aux boisés pour maintenir, autant que possible, la connectivité entre ces derniers.

Il reste beaucoup à faire pour comprendre l'influence de la connectivité du paysage sur les oiseaux en général, mais il est certain que le manque d'habitat dans le paysage a un effet négatif sur le nombre d'oiseaux dans les boisés (ex. Fahrig 2003). Autrement dit, si les boisés sont trop isolés, les oiseaux, ainsi que d'autres animaux, pourraient avoir de la difficulté à se déplacer entre les boisés, donc à coloniser des nouvelles parcelles d'habitat. Ce type de déplacement pourrait être particulièrement important pour maintenir des communautés résilientes face aux changements climatiques, qui risquent d'avoir un effet négatif sur la permanence des parcelles d'habitats en augmentant la probabilité de perturbations catastrophiques (sécheresse, feux, chablis, etc.). Cette problématique de la quantité d'habitats nécessaires et de la connectivité à différentes échelles spatiales du paysage sera abordée en détails dans le Plan directeur des forêts de la Ville de Mascouche (Tittler *et al.*, publication prévue en 2015).

En plus des effets de la connectivité et la quantité d'habitat dans le paysage, les communautés d'oiseaux des boisés peuvent être négativement affectées par d'autres activités ayant lieu à l'extérieur des boisés. Par exemple, grâce à la crise du DDT, on a documenté que l'application d'insecticides peut avoir des effets négatifs sur les oiseaux, et non seulement chez les insectivores. Le trafic sur les routes avoir des effets négatifs indirects sur les oiseaux, en induisant une pollution sonore qui fait en sorte que les oiseaux de certaines espèces évitent de nicher près des routes (Reijnen *et al.* 1995). La présence d'animaux de compagnie peut aussi avoir des effets négatifs sur les oiseaux à l'intérieur des boisés, notamment en augmentant les taux de prédation.

4.5 Recommandations

Pour conserver la diversité d'oiseaux qui vivent présentement dans le Parc, et par conséquent leurs fonctions écologiques et les services qu'ils procurent, nous proposons les recommandations suivantes:

1. Pour maintenir les nombreuses espèces qui y vivent et qui mangent des poissons, des invertébrés et des plantes aquatiques, il est important de maintenir la qualité de l'eau et de l'habitat naturel en bordure des lacs et du marais du Parc. Ceci pourrait inclure la limitation de la phragmite, si possible, puisque cette espèce limite la diversité des poissons, d'invertébrés et de plantes aquatiques desquels dépendent certains oiseaux (Viksne *et al.* 2005).
2. Pour les nombreuses espèces qui vivent en forêt, les différents types de peuplements du Parc devraient être maintenus : les conifères pour les parulines à gorge noire, les jeunes feuillus pour les parulines flamboyantes, les forêts matures pour les grives de bois, etc.
3. Les habitats ouverts, comme ceux qui se trouvent sous les emprises hydroélectriques, sont aussi importants, notamment pour les nombreuses espèces de bruants. Ces habitats devraient être conservés en limitant leur aménagement et en restreignant les opérations en dehors de la saison de reproduction (mai à août).
4. Le secteur du lac Henri est très visité par une clientèle qui s'aventure parfois moins dans les sentiers (ex. jeunes familles, personnes à mobilité restreinte). Afin de maximiser le contact avec la nature par le biais de l'observation d'oiseaux, des aménagements pourraient y être réalisés, comme l'installation de nichoirs à canards et à hirondelles ou la plantation de bosquets d'arbustes fruitiers indigènes. Ces installations pourraient être accompagnées de panneaux informatifs de vulgarisation. Des arbustes fruitiers indigènes pourraient également être plantés dans les endroits les plus dénudés aux abords des sentiers, dans les emprises hydro-électriques.
5. Puisque presque le quart des espèces d'oiseaux détectés dans le Parc nichent dans des cavités et des gros arbres morts ou vivants, il importe de maintenir de grands arbres matures ainsi que des chicots sur pied si l'on veut favoriser la reproduction de ces espèces.
6. Afin de maximiser la résilience des services et des fonctions écologiques qu'ils fournissent, c'est important de conserver non seulement une diversité d'espèces d'oiseaux, mais aussi une diversité de groupes fonctionnels et une redondance dans les espèces appartenant à ces groupes.
7. Pour s'assurer que les oiseaux peuvent se déplacer facilement d'un boisé à l'autre, il faudra optimiser la connectivité du paysage en maximisant la quantité de milieux naturels, en minimisant la densité des routes et, si possible, en minimisant le trafic sur les routes qui séparent les boisés.

8. Parce que la majorité des espèces d'oiseaux détectées dans le Parc mangent des insectes et d'autres invertébrés pendant l'été, l'application d'insecticides et de pesticides dans et autour du Parc n'est pas recommandée.
9. Bien que la présence de chiens ne soit pas autorisée dans le Parc, plusieurs randonneurs y promènent leur chien, souvent sans laisse. Puisque près du quart des espèces détectées dans le Parc nichent sur le sol, l'information indiquant que la présence de chiens est interdite devrait être renforcée, et si l'administration décide de permettre la présence de chiens, il faudrait qu'ils soient gardés en laisse, au minimum pendant la saison de reproduction, de mai à août, pour éviter que ces derniers ne perturbent les nids.
10. Il est aussi essentiel de limiter, autant que possible, que les chats se promènent dans le Parc, surtout pendant la saison de reproduction, et encore davantage la présence de chats et de chiens errants.
11. Afin d'assurer un suivi des populations d'oiseaux, il serait pertinent de mettre à contribution des groupes d'observateurs bénévoles pour évaluer et surveiller la diversité d'oiseaux dans les boisés (inventaires à l'aide d'une grille de points d'écoute, le long de transect ou simplement avec des listes d'oiseaux détectés).

Avec sa grande diversité d'espèces, le Parc pourrait jouer un rôle important dans la conservation des oiseaux de la province, surtout parce que plus des deux-tiers des espèces en déclin à travers la province et plus du tiers des espèces en déclin à travers le continent s'y trouvent déjà. Comme décrit ci-haut, si ces oiseaux se reproduisent dans le Parc, les rejetons pourront coloniser d'autres secteurs et la région pourrait être plus riche en oiseaux grâce aux émigrants du Parc.

Cependant, même si toutes ces mesures sont mises en œuvre au sein du Parc, il se peut que certaines espèces soient perdues à moyen terme à cause de ce qui se passe en périphérie du Parc, notamment en raison de changements dans la vocation des milieux naturels. Les recherches indiquent que l'utilisation du sol dans le paysage environnant peut avoir des effets sur les populations oiseaux, même si des changements ont lieu à des dizaines de kilomètres de l'habitat en question (Tittler 2008). Les décisions d'aménagement, à l'échelle du territoire de la Ville de Mascouche comme à l'échelle des municipalités régionales de comté de Les Moulins et de l'Assomption, pourrait donc contribuer à la conservation comme au déclin des populations d'oiseaux du Parc. Afin de pouvoir formuler des conseils plus spécifiques aux aménagistes de la Ville, nous analysons présentement les besoins des espèces détectées dans le Parc en termes de quantité et de configuration d'habitat sur le grand paysage, à l'extérieur du Parc. Cette analyse, dont les résultats seront présentés dans le cadre d'un prochain rapport (Tittler *et al.*, publication prévue en 2015), fournira les outils nécessaires à l'élaboration d'un plan de gestion complet pour la Ville de Mascouche.

Tableau 14. Caractéristiques des espèces d'oiseaux détectées dans le Parc du Grand-Coteau en mai et juin 2010, ainsi que leurs tendances démographiques (augmentation +, déclin -, pas de changements =) à travers l'Amérique du Nord (AN) et le Québec (QC) entre 1966 et 2011 ou 2001 et 2011 (Récent) selon le Relevé des oiseaux nicheurs de l'Amérique du Nord (Sauer *et al.* 2013).

Espèce	Habitat	Emplacement des nids	Alimentation	Migration*	Tendance
Bernache du Canada (<i>Branta canadensis</i>)	Près de l'eau, champs, parcs etc.	Sol près de l'eau	Plantes	CD	+(AN, QC)
Canard branchu (<i>Aix sponsa</i>)	Rivières, lacs et étangs	Cavités dans des grands arbres	Insectes	CD	+
Canard d'Amérique (<i>Anas americana</i>)	Rivières, lacs, marais et étangs	Sol sous des herbes ou arbustes, souvent loin de l'eau	Plantes aquatiques, insectes, mollusques	CD	-(AN)
Canard colvert (<i>Anas platyrhynchos</i>)	Rivières, lacs et étangs	Bord de l'eau	Invertébrés aquatiques et terrestres	CD	+(QC)
Garrot à œil d'or (<i>Bucephala clangula</i>)	Rivières, lacs et étangs	Cavités dans des grands arbres	Insectes	CD	=
Harle couronné (<i>Lophodytes cucullatus</i>)	Rivières, lacs et étangs en milieu forestier	Cavités dans des grands arbres	Poissons, insectes aquatiques, crustacés, amphibiens, mollusques et plantes	CD	+(AN, QC)
Grand harle (<i>Mergus merganser</i>)	Rivières, lacs et étangs près de forêts matures	Cavités dans des grands arbres	Poissons, invertébrés aquatiques, grenouilles, petits mammifères, oiseaux et plantes	CD	+AN
Grèbe à bec bigarré (<i>Podilymbus podiceps</i>)	Lacs et étangs	Sur l'eau	Poissons, crustacés et insectes aquatiques	CD ou NT	=
Cormoran (<i>Phalacrocorax auritus</i>)	Rivières, lacs, étangs et océans	Sol ou dans des arbres	Poissons	CD	+(AN Récent)

* Résident: Espèces qui pourraient passer l'hiver dans le Parc, CD: migrateurs sur de courtes distances (côte Atlantique ou États-Unis), NT: migrateurs néo-tropicaux.

Tableau 14 (suite).

Espèce	Habitat	Emplacement des nids	Alimentation	Migration*	Tendance
Grand héron (<i>Ardea herodias</i>)	Rivières, lacs, étangs, milieux humides	Surtout dans des grands arbres, mais parfois sur le sol près de l'eau	Poissons, insectes, amphibiens, reptiles, petits mammifères et oiseaux	CD	+(AN)
Héron vert (<i>Butorides virescens</i>)	Rivières, lacs, étangs, milieux humides	Grands arbres	Poissons	CD ou NT	-(AN)
Bihoreau gris (<i>Nycticorax nycticorax</i>)	Rivières, lacs, étangs, milieux humides	Grands arbres	Insectes, poissons, amphibiens, œufs etc.	CD ou NT	=
Urubu à tête rouge (<i>Cathartes aura</i>)	Milieus ouverts, forêts	Falaises, arbres, édifices abandonnés, grottes	Charogne	CD ou NT	+(AN, QC)
Buse à épaulettes (<i>Buteo lineatus</i>)	Forêts	Grands arbres	Petits mammifères et amphibiens	CD	+(AN)
Buse à queue rousse (<i>Buteo jamaicensis</i>)	Milieus ouverts	Couronnes de grands arbres	Petits mammifères	CD	+(AN)
Faucon émerillon (<i>Falco columbarius</i>)	Milieus ouverts et boisés ouverts	Arbres	Oiseaux	CD ou NT	+(AN, QC)
Foulque d'Amérique (<i>Fulica americana</i>)**	Rivières, lacs, étangs, milieux humides	Sur l'eau	Plantes aquatiques et insectes	CD ou NT	=
Pluvier kildir (<i>Charadrius vociferus</i>)	Milieus ouverts, champs	Sol	Invertébrés	CD ou NT	-(AN, QC)
Chevalier grivelé (<i>Actitis macularius</i>)	Rivières, ruisseaux, bord de l'océan	Sol près de l'eau	Insectes et autres invertébrés	CD ou NT	-(AN, QC)
Bécassine de Wilson (<i>Gallinago delicata</i>)	Rivières, lacs, étangs, milieux humides	Sol près de l'eau	Insectes, plantes	CD ou NT	+(AN Récent)
Goéland à bec cerclé (<i>Larus delawarensis</i>)	Généraliste, souvent près de l'eau	Sol près de l'eau, en colonies	Poissons, insectes, invertébrés, grains, déchets	CD	+(AN, QC)

* Résident: Espèces qui pourraient passer l'hiver dans le Parc, CD: migrateurs sur de courtes distances (côte Atlantique ou États-Unis), NT: migrateurs néo-tropicaux.

**Aucune donnée n'est disponible pour cette espèce au Québec.

Tableau 14 (suite).

Espèce	Habitat	Emplacement des nids	Alimentation	Migration*	Tendance
Sterne pierregarin (<i>Sterna hirundo</i>)	Rivières, lacs, marais et océans	Sol	Poissons et invertébrés	NT	=
Pigeon biset (<i>Columba livia</i>)	Milieus urbains et agricoles	Édifices, falaises	Grains, fruits	Résident	-(AN)
Tourterelle triste (<i>Zenaida macroura</i>)	Milieus ouverts, boisés ouverts	Arbres	Grains	Résident	-(AN)
Martin pêcheur d'Amérique (<i>Megaceryle alcyon</i>)	Rivières, ruisseaux, lacs, étangs, bord de l'océan	Terriers sur les bancs près de l'eau	Poissons	CD ou NT	-(AN, QC)
Pic maculé (<i>Sphyrapicus varius</i>)	Forêts jeunes et bordures	Cavités dans des arbres	Sève (surtout de bouleau et d'érable) et insectes	CD	+(AN, QC)
Pic mineur (<i>Picoides pubescens</i>)	Boisés, milieux ouverts et milieu urbains où il y a des arbres matures	Cavités dans des arbres matures	Insectes	Résident	=
Pic chevelu (<i>Picoides villosus</i>)	Forêts, boisés et milieux urbains où il y a des arbres matures	Cavités dans des arbres matures	Insectes	Résident	+(AN, QC)
Pic flamboyant (<i>Colaptes auratus</i>)	Boisés, bordures et milieux ouverts avec arbres	Cavités dans des arbres matures	Insectes	Résident	-(AN)
Grand pic (<i>Dryocopus pileatus</i>)	Forêts et boisés feuillus ou mixtes matures	Cavités dans des arbres matures	Fourmis et autres insectes	Résident	+(AN, QC)
Moucherolle à côtés olive (<i>Contopus cooperii</i>)	Boisés de conifères et bordures	Arbres	Insectes volants, surtout les abeilles	NT	-(AN, QC)
Pioui de l'est (<i>Contopus virens</i>)	Boisés	Arbres	Insectes volants	NT	-(AN, QC)
Moucherolle des aulnes (<i>Empidonax alnorum</i>)	Bosquets humides	Arbustes	Insectes volants et autres	NT	-(AN)
Moucherolle tchébec (<i>Empidonax minimus</i>)	Boisés ouverts et champs avec arbustes	Arbres	Insectes	NT	-(AN, QC)

* Résident: Espèces qui pourraient passer l'hiver dans le Parc, CD: migrants sur de courtes distances (côte Atlantique ou États-Unis), NT: migrants néo-tropicaux.

Tableau 14 (suite).

Espèce	Habitat	Emplacement des nids	Alimentation	Migration*	Tendance
Moucherolle phébi (<i>Sayornis phoebe</i>)	Boisés près de structures humaines et de l'eau	Structures humaines	Insectes volants	CD ou NT	=
Tyran huppé (<i>Myiarchus crinitus</i>)	Boisés ouverts feuillus	Cavités dans des arbres	Insectes et fruits	NT	-(QC)
Tyran tritri (<i>Tyrannus tyrannus</i>)	Milieus ouverts avec arbres et bordures	Arbres	Insectes volants	NT	-(AN, QC)
Viréo mélodieux (<i>Vireo gilvus</i>)	Boisés feuillus, surtout près de l'eau	Arbres ou arbustes	Insectes	NT	+(AN)
Viréo aux yeux rouges (<i>Vireo olivaceus</i>)	Forêts feuillues et mixtes	Arbres	Insectes et fruits	NT	+(AN, QC)
Geai bleu (<i>Cyanocitta cristata</i>)	Forêts, bordures, milieux urbains et périurbains	Arbres	Insectes, grains, noix	Résident	-(AN)
Corneille d'Amérique (<i>Corvus brachyrhynchos</i>)	Milieus ouverts avec arbres	Arbres	Insectes, grains, fruits, poissons, petits mammifères, œufs, etc.	Résident	-(AN Récent)
Corbeau (<i>Corvus corax</i>)	Généraliste	Falaises, arbres, structures humaines	Presque n'importe quelle matière animale	Résident	+(AN, QC)
Hirondelle bicolore (<i>Tachycineta bicolor</i>)	Champs, milieux humides, lacs et étangs	Cavités des arbres	Insectes volants	CD ou NT	-(AN, QC)
Mésange à tête noire (<i>Poecile atricapillus</i>)	Forêts et boisés feuillus et mixtes, bordures, milieux humains	Cavités dans des arbres matures	Insectes, grains et fruits	Résident	+(AN, QC)
Sittelle à poitrine rousse (<i>Sitta canadensis</i>)	Forêts matures et milieux humains avec arbres matures	Cavités dans des arbres matures	Insectes et araignées	Résident	+(AN, QC)

* Résident: Espèces qui pourraient passer l'hiver dans le Parc, CD: migrateurs sur de courtes distances (côte Atlantique ou États-Unis), NT: migrateurs néo-tropicaux.

Tableau 14 (suite).

Espèce	Habitat	Emplacement des nids	Alimentation	Migration*	Tendance
Sittelle à poitrine blanche (<i>Sitta carolinensis</i>)	Forêts matures et milieux humains avec arbres matures	Cavités dans des arbres matures	Insectes et araignées	Résident	+(AN)
Grimpereau brun (<i>Certhia americana</i>)	Forêts et milieux humains avec arbres matures	Arbres matures	Insectes	Résident	+(QC)
Troglodyte familier (<i>Troglodytes aedon</i>)	Forêts et boisés ouverts, bosquets, milieux humains	Vieilles cavités de pics dans des arbres ou crevasses dans des structures humaines	Insectes et araignées	CD ou NT	-(QC)
Troglodyte des marais (<i>Cistothorus palustris</i>)	Marais	Végétation du marais	Insectes et araignées	CD ou NT	+(AN)
Roitelet à couronne dorée (<i>Regulus satrapa</i>)	Forêts et boisés	Arbres (conifères)	Insectes	CD	-(AN)
Roitelet à couronne rubis (<i>Regulus calendula</i>)	Forêts et boisés	Arbres	Insectes et araignées	CD	=
Grive fauve (<i>Catharus fuscescens</i>)	Forêts feuillues humides et habitats riverains	Sol	Insectes et fruits	NT	-(AN)
Grive à dos olive (<i>Catharus ustulatus</i>)	Forêts résineuses	Arbustes	Insectes et fruits	NT	-(AN)
Grive solitaire (<i>Catharus guttatus</i>)	Forêts et boisés	Sol ou végétation près du sol	Insectes et fruits	CD ou NT	+(AN, QC)
Grive des bois (<i>Hylocichla mustelina</i>)	Forêts matures feuillues et mixtes	Arbustes et gaules	Invertébrés de la litière	NT	-(AN, QC)
Merle d'Amérique (<i>Turdus migratorius</i>)	Généraliste	Arbres	Invertébrés et fruits	CD	+(AN)
Moqueur chat (<i>Dumetella carolinensis</i>)	Bosquets	Arbustes	Insectes et fruits	CD ou NT	-(QC)
Moqueur roux (<i>Toxostoma rufum</i>)	Bosquets et bordures de forêts feuillues	Arbustes ou arbres	Insectes, grains et fruits	CD	-(AN)

* Résident: Espèces qui pourraient passer l'hiver dans le Parc, CD: migrants sur de courtes distances (côte Atlantique ou États-Unis), NT: migrants néo-tropicaux.

Tableau 14 (suite).

Espèce	Habitat	Emplacement des nids	Alimentation	Migration*	Tendance
Étourneau sansonnet (<i>Sturnus vulgaris</i>)	Milieus urbains et périurbains	Cavités dans des arbres	Insectes et invertébrés	Résident	-(AN, QC)
Jaseur d'Amérique (<i>Bombycilla cedrorum</i>)	Boisés, surtout près de ruisseaux	Arbres	Fruits	CD ou NT	=
Paruline couronnée (<i>Seiurus aurocapilla</i>)	Forêts feuillues et mixtes matures	Sol	Insectes	NT	=
Paruline noir et blanc (<i>Mniotilta varia</i>)	Forêts feuillues	Sol	Insectes et araignées	NT	+(QC)
Paruline masquée (<i>Geothlypis trichas</i>)	Bosquets	Végétation mixte près du sol	Insectes, araignées et fruits	NT	-(AN, QC)
Paruline flamboyante (<i>Setophaga ruticilla</i>)	Jeunes forêts feuillues	Arbres ou arbustes	Insectes	NT	=
Paruline jaune (<i>Setophaga petechia</i>)	Bosquets, surtout près de l'eau	Arbustes	Insectes	NT	+(AN, QC)
Paruline à flanc marron (<i>Setophaga pensylvanica</i>)	Jeunes boisés feuillus	Arbustes	Insectes	NT	-(AN)
Paruline rayée (<i>Setophaga striata</i>)	Forêts mixtes et résineux	Arbres	Insectes	NT	-(QC)
Paruline à gorge noire (<i>Setophaga virens</i>)	Boisés matures feuillus et mixtes	Arbustes	Insectes et fruits	NT	+(AN, QC)
Paruline à croupion jaune (<i>Setophaga coronata</i>)	Boisés matures mixtes et résineux	Arbres	Insectes et fruits	CD ou NT	+(AN, QC)
Paruline à gorge noire (<i>Setophaga caerulescens</i>)	Forêts résineux et mixtes	Arbres	Insectes	NT	+(QC)
Paruline du Canada (<i>Cardellina canadensis</i>)	Forêts résineux	Sol	Insectes	NT	-(AN, QC)
Bruant familier (<i>Spizella passerina</i>)	Forêts ouvertes et milieux ouverts	Arbustes et autre végétation près du sol	Grains	CD	-(AN)

* Résident: Espèces qui pourraient passer l'hiver dans le Parc, CD: migrateurs sur de courtes distances (côte Atlantique ou États-Unis), NT: migrateurs néo-tropicaux.

Tableau 14 (suite).

Espèce	Habitat	Emplacement des nids	Alimentation	Migration*	Tendance
Bruant vespéral (<i>Pooecetes gramineus</i>)	Milieus ouverts	Sol	Grains et insectes	CD	-(AN, QC)
Bruant des prés (<i>Passerculus sandwichensis</i>)	Milieus ouverts	Sol	Insectes et araignées	CD	-(AN, QC)
Bruant chanteur (<i>Melospiza melodia</i>)	Milieus ouverts, urbains, périurbains, humides, boisés	Sol, arbustes ou autre végétation près du sol	Grains, fruits et invertébrés	CD	-(AN, QC)
Bruant de Lincoln (<i>Melospiza lincolni</i>)	Milieus humides	Sol, sous arbustes	Insectes et araignées	CD	-(QC)
Bruant des marais (<i>Melospiza georgiana</i>)	Milieus humides	Arbustes ou autre végétation près du sol	Grains, fruits et invertébrés aquatiques	CD	+(AN Récent)
Bruant à gorge blanche (<i>Zonotrichia albicollis</i>)	Forêts	Sol	Grains	CD	-(QC Récent)
Junco ardoisé (<i>Junco hyemalis</i>)	Forêts	Sol	Grains	CD	-(AN)
Cardinal rouge (<i>Cardinalis cardinalis</i>)	Végétation dense: bordures des forêts, vieux champs, cours, milieux urbains et périurbains	Arbustes	Grains, fruits et insectes	Résident	+(AN, QC)
Cardinal à poitrine rose (<i>Pheucticus ludovicianus</i>)	Forêts feuillues et mixtes, boisés ouverts	Gaules (jeunes arbres)	Grains, fruits et insectes	NT	-(AN, QC)
Carouge à épaulettes (<i>Agelaius phoeniceus</i>)	Milieus humides	Dans la végétation des milieux humides	Insectes et grains	Résident	-(AN, QC)
Quiscale bronzé (<i>Quiscalus quiscula</i>)	Milieus ouverts et urbains, bordures de forêts et boisés	Arbres (conifères)	Grains	Résident	-(AN)
Vacher à tête brune (<i>Molothrus ater</i>)	Milieus ouverts	Ne construit pas de nid; pond ses œufs dans les nids des autres	Grains et insectes	CD	-(AN, QC)

* Résident: Espèces qui pourraient passer l'hiver dans le Parc, CD: migrateurs sur de courtes distances (côte Atlantique ou États-Unis), NT: migrateurs néo-tropicaux.

Tableau 14 (suite et fin).

Espèce	Habitat	Emplacement des nids	Alimentation	Migration*	Tendance
Oriole de Baltimore (<i>Icterus galbula</i>)	Boisés ouverts et bordures de forêt feuillues	Arbres	Insectes, fruits et nectar	NT	-(AN, QC)
Roselin familier (<i>Haemorhous mexicanus</i>)	Milieus urbains et périurbains	Arbres	Grains et fruits	Résident	-(AN Récent)
Chardonneret jaune (<i>Spinus tristis</i>)	Milieus ouverts	Arbustes	Grains	CD	-(AN Récent)
Moineau domestique (<i>Passer domesticus</i>)	Milieus urbains, périurbains et agricoles	Structures humaines	Grains	Résident	-(AN, QC)

* Résident: Espèces qui pourraient passer l'hiver dans le Parc, CD: migrants sur de courtes distances (côte Atlantique ou États-Unis), NT: migrants néo-tropicaux.

5. L'INFLUENCE DES SENTIERS SUR LA PRÉSENCE DES CARABES DANS LE PARC DU GRAND-COTEAU

5.1 Contexte et objectifs

Les parcs visités par des milliers de promeneurs sont nécessairement sillonnés de sentiers. Les questions qui s'y rattachent peuvent être de plusieurs ordres (sécurité publique, accès) mais on pense plus rarement à la biodiversité : Les sentiers peuvent-ils avoir un effet négatif sur la biodiversité ? Si oui, à quelles échelles spatiales et comment concilier les objectifs de récréation et de conservation ?

Nous avons abordé ces questions pour les parties boisées du secteur Émilie-Mondor du Parc du Grand-Coteau. Comme indicateur biologique, nous avons choisi le groupe des carabes, de petits insectes de la famille des Carabidés, qui mesurent généralement sous nos latitudes de 5 à 30 mm et vivent dans l'humus, la partie supérieure du sol qui est constituée de matière organique (feuilles mortes et débris ligneux en décomposition, etc.). Ce choix est appuyé par le fait que ces insectes sont relativement faciles à collecter et que leurs déplacements se font à des échelles spatiales assez restreintes. De plus, les carabes sont des prédateurs qui jouent un rôle important dans le contrôle des insectes ravageurs et des limaces (Snyder et Wise 1999) qui pourraient avoir des effets néfastes sur la végétation du Parc.

Les sentiers pourraient avoir des effets négatifs sur les carabes parce que le couvert forestier y est moins dense et que le sol peut s'assécher plus rapidement, moins de débris ligneux et de végétation pour se cacher, et un sol plus compact. De plus, les organismes dont les carabes se nourrissent pourraient aussi être moins nombreux sur les sentiers pour les mêmes raisons. Finalement, les carabes pourraient éviter les sentiers à cause du trafic humain et animal.

Si les carabes sont affectés par les sentiers, c'est qu'ils les rencontrent pendant leurs mouvements quotidiens ou saisonniers. L'effet devrait donc se produire à des échelles spatiales qui correspondent aux distances sur lesquelles les carabes se déplacent. Il existe relativement peu de littérature scientifique sur le mouvement des carabes, mais les études disponibles rapportent une grande variabilité dans les distances de déplacement. Par exemple, Baars (1979) a trouvé qu'une des espèces les plus communes de la région, *Pterostichus versicolor*, se déplaçait, en moyenne, d'environ 4 à 14 m par jour, selon l'année d'étude et la température. Cependant, la fourchette des déplacements quotidiens variait de 1 à 80 m.

Dans ce chapitre, nous avons testé l'hypothèse suivante : Plus la densité de sentiers est forte, moins l'abondance de carabes sera forte. Alors qu'on pense souvent à une vue à vol d'oiseau lorsqu'on pense au paysage, on devra ici se mettre dans la peau d'un carabe: le « paysage » est constitué de quelques dizaines, voire centaines, de mètres carrés.

5.2 Méthodologie

5.2.1 Collecte des carabes

Plusieurs techniques existent pour échantillonner l'abondance des carabes. La plus commune consiste à installer des pièges fosses contenant un mélange d'eau et de propylène glycol qui sont visités périodiquement pour en récolter le contenu. Cette technique ne nous semblait pas appropriée pour le Parc du Grand-Coteau. D'une part, certains pièges auraient été situés à proximité des sentiers et auraient pu attirer la curiosité des passants, entraînant possiblement des perturbations qui auraient pu fausser les résultats. Ensuite, en milieu urbain, les rats laveurs et les chiens sont attirés par ces pièges et les renversent, rendant les trappes et leur contenu inutilisables (Pinna *et al.* 2008). Nous avons donc décidé d'utiliser une méthode basée sur la recherche de carabes dans un espace et une durée donnée.

Nous avons donc utilisé le même dispositif que pour les inventaires de végétation (12 sites, Figure 2). Pendant une heure, nous avons fouillé la couche d'humus de la sous-placette de 100 m² à la recherche de carabes. Lorsque des individus étaient trouvés, ils étaient prélevés et mis de côté. L'échantillonnage a été conduit du 28 juin au 19 juillet 2012. Cet échantillonnage était réalisé dès que les limites du quadrat avaient été fixées afin de piétiner le site le moins possible. On s'assurait également qu'au moins une journée sans pluie s'était écoulée avant de procéder à la recherche afin que la litière ne soit pas détrempée, ce qui aurait pour effet de limiter notre capacité de détection. En laboratoire, les carabes ont été identifiés à l'espèce en utilisant les clés d'identification de Lindroth (1961, 1963, 1966, 1968, 1969a, 1969b).

5.2.2 Densité de sentiers

La densité des sentiers dans les paysages autour des sites d'échantillonnages a été quantifiée à l'aide des transects orientés à 45° partant des points A, B, C et D (Figure 2, lignes pointillées). À tous les mètres, sur 25 m (100 points au total), un observateur notait si le transect était situé sur un sentier ou non. La densité des sentiers a été calculée comme le pourcentage de points qui se trouvaient sur un sentier pour le paysage de 25 m de rayon ainsi que pour des paysages de plus petits rayons.

5.2.3 Analyses des données

Nous avons utilisé des régressions linéaires Poisson pour examiner l'effet du pourcentage du paysage sans sentier sur le nombre de carabes attrapés. L'utilisation d'une distribution Poisson était rendue nécessaire du fait que la variable réponse (le nombre de carabes) était un décompte. Nous n'avons pas pu examiner l'effet des sentiers sur les carabes à de courtes distances parce qu'il n'y avait pas de sentiers à moins de 10m des sites d'échantillonnage. Même après 10m, il y avait très peu de sentiers (Tableau 15).

Tableau 15. Densité des sentiers pour des paysages de différents rayons autour des 12 sites échantillonnés dans le Parc du Grand-Coteau.

Rayon	Nombre de points échantillonnés par site (N)	Pourcentage du paysage avec sentiers (%)		
		Moyen	Écart type	Coefficient de variabilité*
10 m	40	0.4	1.0	2.50
15 m	60	1.8	3.4	1.89
20 m	80	2.3	4.9	2.13
25 m	100	3.2	4.3	1.34

*Le coefficient de variabilité indique la proportion de variabilité dans le pourcentage du paysage sans sentiers. Il est calculé en divisant l'écart type par la moyenne. En général, plus il y a de variabilité dans la variable explicative (ici, la densité des sentiers), plus la probabilité que la variable explicative aura un effet significatif sur la variable réponse (nombre de carabes attrapés) est forte.

Cependant, nous avons examiné l'effet du pourcentage du paysage avec sentiers sur le nombre de carabes capturés pour des paysages dans des rayons de 10, 15, 20 et 25 m. Toutes les analyses statistiques ont été faites à l'aide du logiciel SPSS, version 17.0. Dans les analyses, nous avons utilisé un α de 0.10 pour minimiser la probabilité de ne pas reconnaître un effet qui existe en jugeant la signification statistique des résultats.

5.3 Résultats

Nous avons attrapé 43 individus appartenant à 14 espèces de carabes (Tableau 16). La plupart des individus attrapés appartenaient à deux espèces : 47 % à *Synchus impuctatus* et 20% à *Pterostichus pennsylvanicus*. Les autres 12 espèces comptaient chacune moins de 7 % des individus attrapés. Il n'y avait pas assez d'individus de chaque espèce pour pouvoir les analyser séparément.

Tableau 16. Espèces de carabes échantillonnées dans le Parc du Grand-Coteau.

Site	Espèces de carabes											
	<i>Agonum retractum</i>	<i>Carabus nemoralis</i>	<i>Cymindis cribricollis</i>	<i>Harpalus laticeps</i>	<i>Myas cyanescens</i>	<i>Notiophilus aeneus</i>	<i>Olisthopus parmatus</i>	<i>Pterostichus coracinus</i>	<i>Pterostichus pennsylvanicus</i>	<i>Sphaeroderus canadensis canadensis</i>	<i>Sphaeroderus stenostomus lecontei</i>	<i>Synuchus impunctatus</i>
ARA										x		x
BEA												x
EAS								x				x
ESP		x						x				x
LST	x					x	x	x				x
MCB				x					x			x
MET								x				x
PHI												x
PIN								x				
PLT					x			x				x
RUI							x	x				x
SLO			x					x		x		x

Il y avait un effet faible (mais tout de même significatif à $\alpha = 0.1$) et négatif de la densité des sentiers dans les paysages de 25 m de radius sur le nombre de carabes attrapés (Figure 51, Tableau 17) et, plus faiblement, dans les paysages de 15 m de radius. Il n’y avait pas d’effet significatif aux autres échelles examinées, même s’il y avait plus de variabilité en termes de densité des sentiers à l’échelle de 20 m qu’à l’échelle de 25 ou 15 m.

Tableau 17. Résultats de la régression linéaire de Poisson examinant l’influence de la densité de sentiers sur le nombre de carabes attrapés.

Rayon du paysage	Chi^2	Df	p
10 m	2.185	1	0.139
15 m	5.096	2	0.078*
20 m	3.082	2	0.214
25 m	10.473	5	0.063*

* Indique une relation significative au seuil de $\alpha = 0.1$.

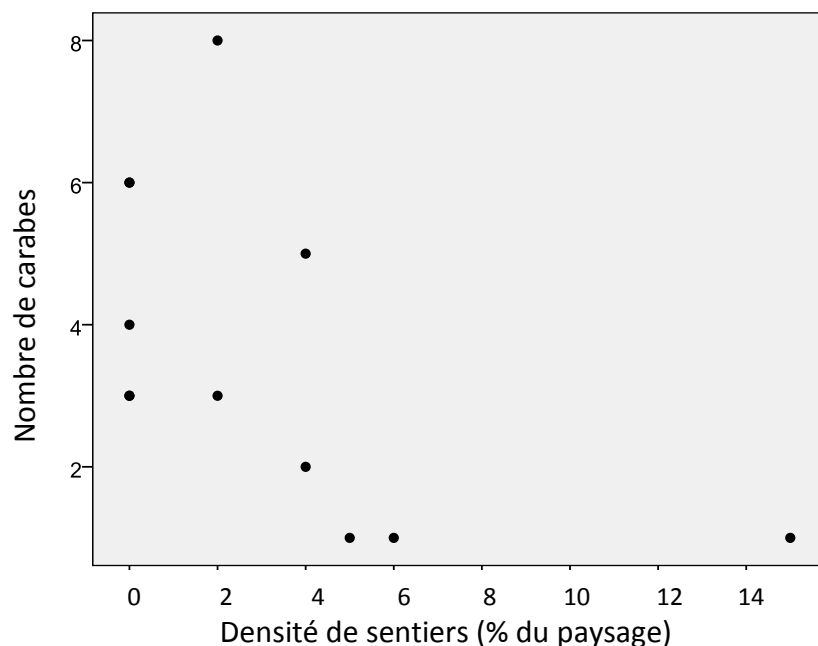


Figure 51. Nombre de carabes attrapés en fonction de la densité de sentiers dans 12 paysages de 25 m de rayon dans le Parc du Grand-Coteau.

5.4 Discussion

5.4.1 Influence des sentiers sur les carabes et autres organismes

Les résultats de ce chapitre indiquent qu'il existe un effet négatif des sentiers sur l'abondance de carabes à des distances d'au moins 25 m. Cet effet pourrait être dû au manque de couvert forestier et au compactage du sol sur les sentiers, ainsi qu'au trafic humain et animal. Cet effet est observé plus fortement à une échelle un peu plus grande que la distance moyenne de déplacements quotidiens des carabes, mais tout de même à une échelle sur laquelle ces insectes sont capables de se déplacer (Baars 1979).

D'autres études ont aussi documenté des effets négatifs des sentiers sur les carabes ainsi que sur d'autres organismes. Chez les carabes, Lehvävirta *et al.* (2006) ont observé des effets négatifs de la densité des sentiers sur les carabes forestiers qui se trouvaient dans des fragments de forêts urbaines à Helsinki, en Finlande. Des effets négatifs des sentiers ont aussi été observés pour des oiseaux et des salamandres, entres autres (Marzano et Dandy 2012). Des études menées au Colorado indiquent que les oiseaux spécialistes sont moins abondants et le risque de prédation, plus élevé, près des sentiers (Miller *et al.* 1998, Miller et Hobbs 2000), tandis qu'une étude des vieilles forêts de la Colombie Britannique indique que certaines bryophytes sont aussi moins abondantes près des sentiers (Yan *et al.* 2014). Wolf *et al.* (2013) ont observé que les espèces d'oiseaux qui utilisent le sous-bois ou le sol pour nicher et se

nourrir sont particulièrement sensibles aux sentiers. Cette observation n'est pas surprenante puisque les sentiers ont surtout des effets sur le sous-bois, notamment en diminuant le couvert végétal. La présence des sentiers a un effet négatif non seulement sur le nombre de plantes dans le sous-bois, mais aussi sur le nombre d'espèces végétales situées à proximité des sentiers (Pickering *et al.* 2011).

En plus de ces effets négatifs sur la biodiversité, les sentiers ont des effets négatifs sur la santé des écosystèmes et donc sur certains services écologiques fournis par les boisés. Premièrement, les sentiers causent la compaction du sol, ce qui a un effet négatif sur la capacité des boisés à filtrer l'eau et à contrôler les eaux de ruissellement. Ceci contribue aussi à l'érosion du sol (Deluca *et al.* 1998, Barros *et al.* 2013), surtout là où il y a une forte pente, tel qu'observé dans certains secteurs du Parc du Grand-Coteau (section 3.4.1.3). Il y a aussi des effets négatifs des sentiers sur les propriétés microbiologiques des sols des sentiers, ainsi que sur les sols avoisinants (Lucas-Borja *et al.* 2011). Ensuite, les sentiers endommagent les arbres, au niveau des racines ainsi qu'au niveau des branches et des troncs; ils ont donc un effet négatif sur la séquestration et stockage du carbone par les boisés. Autrement dit, un boisé avec une haute densité de sentiers est un boisé dégradé avec une valeur écologique et économique plus faible.

L'effet inverse a cependant aussi été documenté. Une étude de Grandchamps *et al.* (2000) a trouvé un effet positif du degré d'achalandage humain (mesuré par la compaction du sol) sur l'abondance de carabes dans des fragments de forêts urbaines à Helsinki. Ces résultats ont en partie été expliqués par la dominance d'une espèce dans les sites de fort l'achalandage: l'espèce *Pterostichus melanarius*, qui favorise des sites perturbés, y était très dominante. Les oiseaux généralistes sont plus abondants près des sentiers (Millet *et al.* 1998), comme le sont les bryophytes qui aiment le soleil (Yan *et al.* 2014). Une étude sur les effets des sentiers sur les orchidées du Canada indique que certaines espèces sont plus abondantes à proximité des sentiers (Catling *et al.* 2011).

Les résultats de ce chapitre permettent de répondre à certaines questions mais en soulèvent d'autres auxquelles il serait intéressant de répondre dans le cadre d'études à venir. On a vu que l'abondance des carabes était significativement plus faible lorsque des sentiers étaient présents à l'intérieur d'un rayon de 25 m du site d'échantillonnage des carabes. Qu'en est-il au-delà de 25m? À quelle distance l'effet s'estompe-t-il? L'examen de paysages de plus grand rayon permettrait d'optimiser les distances minimales entre les sentiers pour limiter l'impact sur la faune du sol.

5.4.2 Densité de sentiers au Parc du Grand-Coteau et dans certains parcs de la région de Montréal

Le Tableau 18 présente la longueur et la densité des réseaux de sentiers dans certains parcs de la région de Montréal. Pour l'ensemble du Parc du Grand-Coteau, où le réseau de sentiers situé à l'intérieur de la limite du mandat totalise 15,1 km, la densité de sentiers officiels représente

0,06 km/ha, ce qui est en-deçà de la moyenne de 0,11 km/ha répertoriées pour les autres parcs. Si l'on traduit cette mesure en superficie occupée par les sentiers, en utilisant une largeur moyenne de 1,5 m, on obtient une superficie correspondant à 0,95%⁴ de la superficie du Parc, ce qui est encore en-deçà de la moyenne de 1,63% répertoriées pour les autres parcs.

Ces mesures sont cependant biaisées, pour deux raisons. D'une part, les sentiers ne sont répertoriés que dans le secteur des sentiers Émilie-Mondor et dans ce même secteur, des sentiers non-officiels ne sont pas répertoriés. Ensuite, bien que leur densité semble être plus faible que dans le secteur Émilie-Mondor, il existe une grande quantité de sentiers non-officiels distribués dans l'ensemble du Parc du Grand Coteau. Si l'on restreint le secteur à l'étude au secteur des sentiers Émilie-Mondor (135 ha, périmètre illustré à la Figure 52), on arrive à des mesures plus représentatives pour ce secteur très visité, mais encore sous-estimée : 0,11 km/ha et 1,68% de la superficie, ce qui correspond grossièrement à la moyenne des autres parcs qui eux aussi ont certainement des portions de sentiers illicites.

Avec l'augmentation de la population et un plus fort achalandage prévisible dans les prochaines années, on peut s'attendre à ce qu'encore davantage de sentiers non-officiels soient créés dans le Parc. Si l'on reporte la zone d'influence négative de 25 m documentée pour les carabes sur la carte des sentiers officiels existants (zones orangées, Figure 52), il apparaît évident que la densité des sentiers affecte déjà les communautés de carabes sur une importante proportion de la superficie. Cette situation justifierait une étude de seuils qui permettrait de voir s'il existe des seuils en termes de densité des sentiers sous lesquels l'abondance de carabes tombe soudainement, ou sous lesquels nous risquons l'extermination complète des carabes forestiers ou des changements drastique dans la composition des communautés.

⁴ À la section 5, nous avons calculé que la superficie moyenne occupée par les sentiers dans un rayon de 25 m autour des quadrats d'échantillonnage des carabes était de 3,2% (Tableau 15). Cette différence par rapport aux estimations présentées ici est expliqué par le fait que 1- les sentiers non-officiels étaient considérés dans cet échantillonnage et que 2- par manque d'information au moment de l'échantillonnage, nous avons restreint nos travaux d'inventaires aux secteurs où nous avons la certitude que nous étions à l'intérieur des limite du mandat, donc à une relative proximité des sentiers.

Tableau 18. Longueur et densité des réseaux de sentiers des parcs de la grande région de Montréal.

Parc	Ville	Superficie	Longueur du réseau de sentiers (km)	Densité (km/ha)	% du territoire	Référence
Parc du Grand Coteau - Superficie totale	Mascouche	239 ha ¹	15,1	0,06	0,95	Cette étude
Parc du Grand Coteau - Secteur des sentiers Émilie-Mondor	Mascouche	135 ha	15,1	0,11	1,68	Cette étude, P. Dubé, Ville de Mascouche, comm. pers., 14 juillet 2014
Arboretum Morgan	Ste-Anne-de-Bellevue	245 ha	25	0,10	1,53	Arboretum Morgan 2011-2013
Bois de l'Équerre	Laval	225 ha	8	0,04	0,53	Bois de l'Équerre s.d.
Boisé du Tremblay	Longueuil/ Boucherville	600 ha	n.d.	n.d.	n.d.	Anonyme 2011, CMM 2013
Bois Papineau	Laval	100 ha	7	0,07	1,05	ACBP 2012, A. St-Denis, ACBP, com.pers., 20 juillet 2014
Boisé Sainte-Dorothé	Laval	420 ha	40	0,10	1,43	ABPSD 2007, 2008
Refuge faunique Marguerite d'Youville	Châteauguay	223 ha	8	0,04	0,54	Héritage Saint-Bernard 2011, 2014
Parc du Mont Royal	Montréal	190 ha	46,5	0,24	3,67	Ville de Montréal 2014b
Parc régional éducatif Bois de Belle-Rivière	Mirabel	176 ha	17,4	0,1	1,48	Tourisme Laval 2014, Bois de Belle-Rivière 2013-2014
Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies	Montréal	247 ha	39	0,16	2,37	Séguin 2006, Ville de Montréal 2013a
Parc-nature du Bois-de-Liesse	Dollard-des-Ormeaux	158 ha	29	0,18	2,75	Séguin 2006, Ville de Montréal 2013b
Parc-nature du Cap-Saint-Jacques	Ville Saint-Laurent/ Pierrefonds	302 ha	49	0,16	2,43	Ville de Montréal 2011b, 2014a
Moyenne des autres parcs				0,11	1,63	

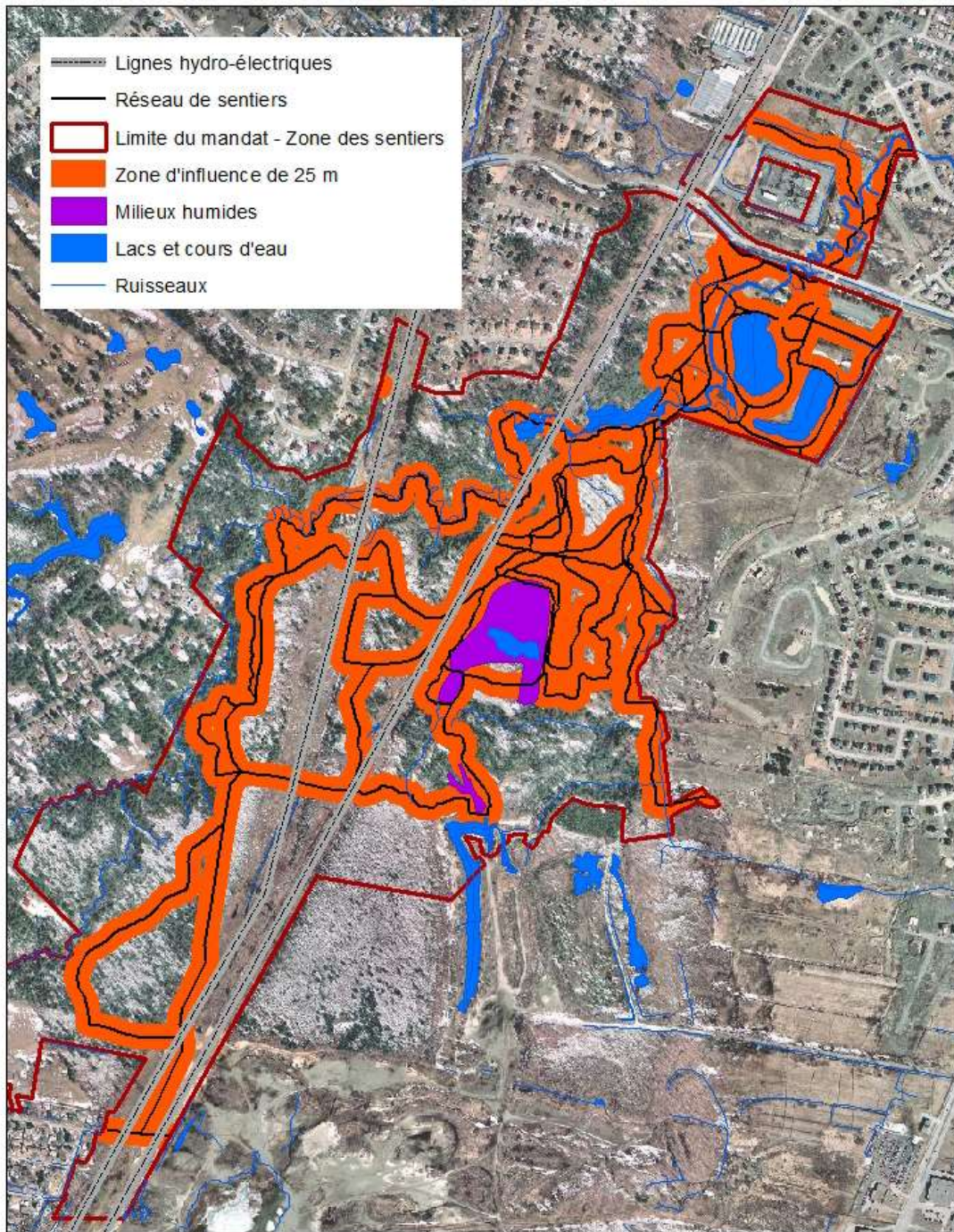


Figure 52. Zone d'influence des sentiers sur les carabes au Parc du Grand Coteau.
 N
 0 250 m Projection : NAD 1983 MTM 8 | Source : Ville de Mascouche | Auteur : Angers et al. 2014

Figure 52. Zone d'influence des sentiers sur les carabes au Parc du Grand-Coteau.

Note : la limite du mandat est ici restreinte au secteur pour lequel les sentiers sont répertoriés, i.e. le secteur des sentiers Émilie-Mondor.

5.4.3 Les effets des différents types de sentiers sur la biodiversité et la santé des écosystèmes

Selon plusieurs études scientifiques, l'étendue des dommages écologiques peut varier dépendamment du type de sentier et des activités qui s'y pratiquent. L'équitation, le vélo et l'utilisation de véhicules moteurs causent généralement plus de compaction du sol et ont des effets plus importants sur la végétation du sous-bois que la simple promenade (Cole et Spildie 1998, Deluca *et al.* 1998, Torn *et al.* 2009), tandis que le ski de fond n'a que très peu d'effets (Torn *et al.* 2009). L'équitation peut aussi mener à la propagation de plantes exotiques (Torn *et al.* 2010). En général, les sentiers étroits, faiblement utilisés et sans traitements (asphalte, etc.) ont le plus faible impact sur la biodiversité et la santé des écosystèmes. De plus, les sentiers qui ne sont utilisés que l'hiver, quand le sol est gelé et plus ou moins recouvert de neige, ont aussi de faibles impacts.

L'application d'asphalte sur certains sentiers peut avoir des effets négatifs et positifs. Les sentiers pavés fournissent de l'accès aux boisés à un plus grand nombre de visiteurs et permettent d'autres utilisations (ex. transport actif en vélo). Ceci a donc un effet positif sur la valeur des services de loisir et tourisme fournis par les boisés. Cependant, le fait de paver les sentiers nuit d'avantage à la capacité des sols d'absorber l'eau, donc à la capacité des boisés de filtrer l'eau et de contrôler les eaux de ruissellement.

5.5 Recommandations

Selon les résultats de cette étude sur les effets des sentiers sur les carabes, ainsi que d'autres études sur les effets des sentiers sur la biodiversité et la santé des écosystèmes, nous proposons les recommandations suivantes afin de maximiser les effets positifs et minimiser les effets négatifs des sentiers:

1. Répertorier et cartographier l'ensemble des sentiers du Parc du Grand-Coteau et ne pas créer de nouveau sentiers avant d'avoir procédé à cet inventaire.
2. Règle générale pour le Parc du Grand-Coteau en entier, limiter la densité des sentiers dans les boisés le plus possible. Un grand sentier bien défini est moins dommageable qu'une multitude de petits sentiers distribués partout dans le boisé.
3. Vu la très forte densité de sentiers dans le secteur des sentiers Émilie-Mondor, ne pas créer de nouveaux sentiers. Cette recommandation est appuyée par les résultats de l'étude sur les carabes qui indique qu'une forte proportion du secteur est déjà influencée par la présence de sentiers.
4. L'influence des sentiers sur les carabes n'a été mesurée que pour des sentiers utilisés pour un usage léger (randonnée pédestre, ski, raquette) et se fait sentir jusqu'à au moins 25 m. Comme la littérature scientifique indique que les passages plus fréquents

- et les usages plus lourds (ex. vélo, équitation, véhicules moteurs) ont une plus forte influence (Lucas-Borja *et al.* 2011), on devrait considérer par mesure de précaution que ces usages ont vraisemblablement une influence sur une plus grande distance (ex. 50m).
5. Les activités plus lourdes (ex. vélo, équitation) devraient être interdites dans les sites sensibles comme les vieux peuplements, les endroits où se trouvent des oiseaux qui nichent au sol, les milieux humides et les milieux à fortes pentes. L'utilisation de véhicules moteurs est difficilement conciliable avec un objectif de conservation et ces véhicules devraient être interdits.
 6. Éviter la construction de sentiers en matériel imperméable (ex. asphalte).
 7. Même s'il est important de bien planifier les sentiers dans le Parc du Grand-Coteau et de minimiser la construction de sentiers pavés, il est aussi important de maintenir un réseau intéressant. Sans les sentiers, la valeur du Parc comme source de loisir et de récréation serait plus limitée.
 8. Pour limiter la zone d'influence des sentiers le plus que possible, la Ville devrait encourager les gens à rester sur les sentiers quand ils se promènent.
 9. Pour limiter les effets de l'érosion, les sentiers situés à proximité de pentes accidentées le long des cours d'eau (pistes de raquettes La Fonceuse et L'Intense) ne devraient être utilisés qu'en hiver, en présence d'un couvert neigeux. En ce sens, on pourrait utiliser une signalisation indiquant que le sentier est fermé en l'absence d'un couvert neigeux.
 10. Bien que la présence de chiens ne soit pas autorisée dans le Parc, plusieurs randonneurs y promènent leur chien, souvent sans laisse. Renforcer l'information indiquant que la présence de chiens est interdite et envisager des pénalités.
 11. Afin que les promeneurs comprennent les contraintes qu'on leur impose, des pancartes éducatives sur les effets négatifs de la promenade hors sentiers (effets sur la biodiversité, l'érosion et la compaction du sol, la filtration de l'eau et le contrôle des eaux de ruissellement) devraient être installées.
 12. Lors de la tenue d'événements à forte affluence (rassemblement populaires, foires, etc.), organiser le déroulement dans les secteurs les plus anthropisés (proximité du stationnement et du terrain de jeu du lac Henri, sur les aires gazonnées).

6. LES SERVICES ÉCOLOGIQUES, ÉCONOMIQUES ET SOCIAUX FOURNIS PAR LE PARC DU GRAND-COTEAU

6.1 Contexte et objectifs

Les humains sont dépendants de la nature, incluant les arbres et boisés, depuis le début de leur histoire. Cependant, ce n'est que récemment que nous avons commencé à mettre des valeurs économiques sur les services fournis par la nature. Pionniers en la matière, en 1997, Costanza *et al.* ont estimé une valeur moyenne de 33 trillions de dollars américains par année pour ces services, spécifiant que la plupart de ces services n'ont pas de valeur de marché. La monétarisation de ces services écologiques est devenue ensuite plus courante avec la publication en 2005 du rapport « Évaluation des écosystèmes pour le millénaire », demandé par l'ONU (MEA 2005). Un grand nombre de ces services écologiques sont fournis par des arbres et des boisés, mais les milieux humides et les milieux ouverts en fournissent aussi.

La Ville de Mascouche est actuellement bien nantie en termes de milieux naturels et semi-naturels. En plus du Parc du Grand-Coteau, un parc de 239 ha en plein centre-ville, la Ville contient plusieurs autres grands boisés et une multitude d'arbres de rue et dans les cours privées. Cependant, la Ville est en plein développement, ce qui induit une forte pression sur les milieux naturels dont la vocation est souvent modifiée au profit du développement domiciliaire et urbain. Notre objectif est donc de fournir des outils à la Ville pour qu'elle puisse facilement évaluer la valeur des services écologiques fournis par ses boisés, l'aidant ainsi à considérer ces services en planifiant le développement.

La multitude de services écologiques fournis par les arbres et les boisés, les milieux humides, et les milieux ouverts peut être divisée en 4 grandes catégories : les services d'approvisionnement, de régulation, culturels, et de soutien. Les services d'approvisionnement sont ceux qui fournissent directement des produits et incluent la production de fibres, nourriture, essence, eau fraîche, produits biochimiques et ressources génétiques. Les services de régulation incluent quant à eux la régulation du climat (stockage et séquestration de carbone, régulation de température), des maladies et des niveaux d'eau (contrôle des eaux de ruissellement), de même que la purification de l'eau et la pollinisation. Les services culturels englobent les services spirituels et religieux relevant des milieux naturels, de même que le loisir et le tourisme, l'esthétique, l'inspiration, l'éducation et l'héritage culturel. Enfin, les services de soutien sont les services nécessaires à la production de l'ensemble des services écologiques. Les services de soutien incluent la formation des sols, la production primaire (végétale) et le recyclage des nutriments (MEA 2005). Ici, nous examinons plutôt des services de régulation et des services culturels.

Spécifiquement, dans ce rapport, nous examinons neuf services écologiques fournis par les boisés de la Ville de Mascouche, soit le contrôle des eaux de ruissellement, la filtration de l'eau et de l'air, la régulation de la température, le stockage et la séquestration de carbone, la pollinisation, le loisir et l'augmentation de la valeur des propriétés. Cette évaluation n'est pas exhaustive, mais cible les services considérés les plus importants et significatifs pour la Ville et

ses habitants. En effet, la définition des services écologiques, soit les bénéfiques directs et indirects que retirent les humains des écosystèmes (MEA 2005), explicite la présence de bénéficiaires capables de profiter de ceux-ci. Ainsi, les services de contrôle des eaux de ruissellement, la filtration de l'eau et de l'air nous ont semblé essentiels car ils contribuent à la qualité de l'eau et de l'air dont ont besoin les habitants de la Ville et de ses environs. Le caractère urbain s'affirmant de plus en plus avec les années rend également le service de régulation de la température fort intéressant non seulement pour le confort des citoyens, mais pour les économies d'énergie pouvant être réalisées pour tous les propriétaires d'immeuble ou de maison. La régulation de la température pourrait gagner davantage en importance si l'on considère les changements climatiques en cours et futurs. Nous pensons qu'avec l'arrivée récente d'un marché du carbone au Québec, la Ville sera d'autant plus intéressée à connaître le stockage et la séquestration de carbone fournis par son territoire. Ce dernier étant constitué également de terres cultivées en périphérie de la zone urbaine, le service de pollinisation a aussi été évalué. Enfin, l'essor démographique, non seulement de la Ville mais également de la région, font des services de loisir et de l'augmentation de la valeur des propriétés, fournis par les boisés et les arbres, des enjeux d'intérêt pour la Ville de Mascouche.

Tous les autres services, non présentés ici, ont semblé moins prioritaires, ou dans certains cas n'étaient simplement pas applicables. Par exemple, nous n'abordons pas la valeur du service d'approvisionnement en matière ligneuse, i.e. en bois, ou en nourriture, l'aménagement forestier à cette fin et la possibilité de chasser semblant hautement improbable de par la vocation récréative et de conservation des boisés de la Ville. L'apport réel en aliments des boisés de Mascouche via la cueillette de baies ou de champignons nous a semblé trop minimal ou marginal pour s'y attarder ici. Finalement, la difficulté à monétariser certains services, comme la régulation des maladies ou les services de soutien, nous a contraints à les mettre de côté pour l'évaluation présente.

Ce mandat concernait spécifiquement les écosystèmes forestiers, c'est pourquoi une analyse très détaillée des services fournis par les boisés est présentée. Cependant, comme les autres milieux contribuent aussi aux services écosystémiques et qu'ils occupent une portion importante du Parc du Grand-Coteau, nous avons aussi analysé, bien que de manière moins exhaustive, les services fournis par les milieux ouverts et humides du Parc du Grand-Coteau.

6.2 Méthodologie

De nombreuses méthodologies et outils d'analyse ont été développées au cours des quinze dernières années afin de monétariser les services écologiques. Les sections qui suivent décrivent sommairement les grandes lignes de la méthodologie employée, mais les méthodes détaillées disponibles et/ou utilisées pour chaque service sont décrites à l'Annexe 3.

6.2.1 Milieux forestiers

Pour commencer, nous avons fait une revue de la littérature scientifique sur les services écologiques pour trouver des valeurs monétaires par hectare de forêt pour chaque service. Ces valeurs ont été ajustées pour refléter le taux d'inflation depuis la date de leur estimation initiale et ceux qui n'étaient pas en dollars canadiens ont ensuite été convertis. Les valeurs présentées dans le rapport sont donc en dollars canadiens de 2013. Pour chaque service, basé sur cette même littérature, nous décrivons aussi un protocole pour calculer des valeurs plus précises pour les boisés de la Ville de Mascouche.

Les valeurs des services écologiques fournis par les boisés ont été calculées en utilisant les prix du marché ou selon plusieurs méthodes relevant du domaine de l'économie, ci-bas détaillées, soit les coûts de remplacements, les coûts évités, l'évaluation contingente, les prix hédonistes ou les coûts de déplacement. Une étude en particulier utilise le modèle iTree pour calculer la valeur de la régulation de la température pour les boisés de Toronto.

- Les coûts de remplacement sont les coûts qu'il faudrait assumer pour remplacer les services fournis par les boisés si ces derniers disparaissaient. Par exemple, pour calculer la valeur du service de filtration d'eau, Dupras *et al.* (2013), Hein (2011) et Wilson (2008) examinent tous les trois l'augmentation en coûts de filtration engendrés par des pertes de boisés.
- Les coûts évités sont semblables; ici, il s'agit des montants qu'il faudra dépenser pour réparer les dommages qui auraient autrement été évités s'il y avait eu présence de boisés. Par exemple, Wilson (2008) examine le coût des inondations et des dommages infrastructureux qui pourraient être causés par le ruissellement excessif en milieu urbain dû à l'absence de boisés, qui interceptent et mitigent ce ruissellement.
- Dans le cadre de cette étude, l'évaluation contingente est une application de la méthode dite de « la volonté de payer ». Il s'agit de demander à des participants d'une étude combien ils seraient prêts à payer pour maintenir un certain service. Cette méthode est souvent utilisée pour évaluer la valeur du service de loisir. Par exemple, dans une étude de la valeur récréative des boisés de la région de Västerbotten en Suède, des citoyens ont été appelés à estimer combien ils seraient prêts à payer pour maintenir l'accès à ces sites (Mattsson et Li 1993).
- La méthode de prix hédonistes consiste à considérer les services écologiques comme des caractéristiques de biens. Par exemple, pour quantifier la valeur du service fourni par les boisés en termes d'augmentation de la valeur des propriétés, Melichar *et al.* (2009) examinent les valeurs des propriétés à Prague en fonction de leur distance aux boisés. Ici, la distance aux boisés est une caractéristique du bien, qui est la propriété.
- Les coûts de déplacements sont les coûts assumés par les usagers pour accéder à un service écologique. En d'autres mots, la valeur du service correspond à ce qu'ils ont déboursé pour se rendre à l'endroit où il est fourni. Nous utilisons ici cette méthode comme mesure de la valeur récréative des boisés (p.ex., Shafer *et al.* 1993).
- Les prix du marché sont applicables aux biens et aux services émanant des écosystèmes, lorsque ces biens et services peuvent être vendus et achetés comme tels.

Par exemple, pour évaluer la valeur du service de pollinisation, Morandin et Winston (2006) ont examiné l'augmentation en production de grains de canola découlant de la proximité des boisés aux champs. Ils ont appliqué le prix de ces grains supplémentaires pour calculer la valeur des services de pollinisation fournis par les boisés.

- Le modèle iTree est un outil mis au point par le service forestier des États-Unis pour calculer la valeur des arbres et des boisés en termes de service écologiques. Des informations supplémentaires sur ce modèle, de même que le modèle lui-même, sont disponibles à www.itreetools.org.

Dans le cadre de cette étude, nous avons choisi de ne pas monétariser la biodiversité. Dans d'autres contextes, on lui attribue une valeur parce qu'elle peut receler un potentiel génétique et pharmaceutique, qu'elle peut contribuer à augmenter la productivité des écosystèmes (Paquette et Messier 2011) ou lorsqu'elle est associée à la production de denrées alimentaires spécifiques. On lui attribue aussi parfois des valeurs patrimoniales, morales, éducatives, d'existence ou d'option (usage potentiel futur). Ces valeurs sont cependant très difficiles à estimer.

Bien que nous ne l'ayons pas monétarisée comme tel, la biodiversité est intimement associée à plusieurs services écologiques analysés dans cette étude, notamment la pollinisation (insectes et oiseaux pollinisateurs) et les loisirs (p.ex. observation de la faune, ornithologie). La diversité des arbres mène à l'augmentation de plusieurs services écologiques, surtout le stockage de carbone et la production de biomasse (Gamfeldt *et al.* 2013). De plus, la diversité biologique constitue l'une des propriétés de la résilience des écosystèmes. Comme plusieurs services sont dépendants du bon fonctionnement des écosystèmes (ex. filtration de l'air et de l'eau, régulation de la température, séquestration et stockage du carbone) la biodiversité influence aussi, indirectement, la valeur de ces services.

6.2.2 Autres milieux

Pour l'analyse des services fournis par les milieux humides et les milieux ouverts du Parc du Grand-Coteau, nous avons essentiellement utilisé les résultats d'études réalisées par Dupras et ses collègues pour Montréal (Dupras et Alam 2014 et Dupras *et al.* 2013). Lorsque des valeurs différentes étaient présentées dans les deux études, nous avons utilisé les valeurs de l'étude de Dupras et Alam 2014 au lieu de celles de Dupras *et al.* 2013 pour deux raisons : D'une part, l'étude de 2014 est plus récente et d'autre part, elle a été révisée par les pairs et publiée dans la littérature scientifique, ce qui lui donne plus de crédibilité. À quelques reprises, d'autres valeurs tirées de la littérature sont aussi utilisées.

Les milieux ouverts du Parc du Grand-Coteau surtout essentiellement constitués des emprises hydroélectriques et des aires gazonnées. Alors que la pelouse est très aménagée et tondue régulièrement pendant l'été, la végétation présente dans les emprises est maintenue au stade herbacé ou arbustif et fait l'objet d'un aménagement beaucoup moins intensif. Comme il n'y avait aucune valeur disponible spécifiquement pour ces deux types de couverture du sol, nous avons appliqué les valeurs pour les milieux agricoles sous couverture permanente, prairies et

pâturages de Dupras *et al.* (2013) et pour les prairies de Dupras et Alam (2014). En général, ces derniers sont entretenus plus régulièrement que les emprises hydroélectriques, mais moins souvent que les gazons.

Les milieux humides du Parc du Grand-Coteau sont plutôt des marais et ont été considérés comme tel. Les marais sont différents des tourbières, marécages et étangs en regard de leur végétation caractéristique (roseaux, joncs, quenouilles, carex) et du fait que les racines de ces derniers restent dans l'eau pendant presque toute la saison de végétation. En contraste, les marécages sont caractérisés par des arbustes et arbres, et les tourbières, par la sphaigne et les éricacées (Environnement Canada 2013). Environnement Canada (2013), ainsi que Dupras *et al.* (2013), considèrent aussi les eaux et étangs peu profonds, mais comme nous n'avons pas mesuré la profondeur des étangs et lacs du Parc du Grand-Coteau, nous ne considérons pas cette catégorie de milieux humides ici.

Les lacs et étangs fournissent aussi des services écologiques, comme, par exemple, le traitement de phosphore (Matthews *et al.* 2012). Cependant, la valeur de ces derniers est mesurée par volume d'eau et non par superficie. Pour cette raison, nous ne considérons pas ces valeurs ici, même si le Parc inclut trois lacs qui pourraient avoir les valeurs importantes (Dupras *et al.* 2013).

Comme pour les services fournis par les boisés, les valeurs présentées pour les milieux ouverts et humides sont converties à l'équivalent de dollars canadiens de 2013.

6.3 Résultats et discussion

6.3.1 Valeur des services pour les boisés de la Ville de Mascouche

La Ville de Mascouche étant riche en boisés, elle se trouve donc aussi riche en services écologiques. La valeur des services écologiques rendus par les boisés peut être évaluée à un minimum absolu de presque 14 400 \$/ha/an (Tableau 19), et ceci n'inclut pas la valeur d'augmentation de prix des propriétés. Les boisés sont surtout précieux en termes du service de régulation de la température locale, une valeur qui pourrait devenir encore plus importante dans le futur grâce aux changements climatiques. À la vue de cette richesse, nous sommes d'avis qu'il vaut grandement la peine de conserver les boisés existants et de concentrer le développement urbain et agricole ailleurs que dans les zones contenant ces boisés.

Tableau 19. Valeurs des services écologiques fournis par les boisés de Mascouche; moyennes de la littérature scientifique en dollars canadiens (2013) par hectare par an

Service⁵	Valeur moyenne (\$ CA/ha/an)
Contrôle des eaux de ruissellement	1739
Filtration de l'eau	612
Filtration de l'air	809 ⁶
Régulation de la température	6 175
Séquestration de carbone	48
Stockage de carbone	1 234
Pollinisation	1 028
Loisir et tourisme	2 751
Somme	14 396

Les valeurs ici présentées sont assez conservatrices pour plusieurs raisons, dont l'existence de défis méthodologiques menant probablement souvent à des sous-estimations de la part des études qui visent à évaluer les services écologiques, et le fait que plusieurs services n'ont pas été examinés ici. Ces derniers incluent la formation des sols, le contrôle biologique des espèces nuisibles et des maladies, la production de nourriture comme les champignons sauvages et les petits fruits, les ressources génétiques, les aménités paysagères et les bénéfices culturels et spirituels, pour ne nommer que ceux-là (voir Constanza *et al.* 1997 pour une liste plus exhaustive). Ces services n'ont pas été inclus ici parce qu'ils sont encore difficiles à estimer ou parce qu'ils ont été jugés moins pertinents au contexte de la Ville de Mascouche. Chose certaine, ils ajouteraient des valeurs importantes aux boisés de la Ville s'ils étaient considérés. Le seul service qui est possiblement surestimé est celui de la régulation de la température pour lequel des équivalents nord-américains n'étaient pas disponibles. Même si on l'omettait,

La valeur des boisés estimée par hectare ici est presque la moyenne des valeurs estimées par Dupras *et al.* (2013) pour les boisés de la ceinture verte de Montréal et par Dupras et Alam (2014) pour la région métropolitaine du grand Montréal. Les différences sont surtout dues aux différents services examinés. Dupras *et al.* (2013) présentent une valeur de plus de 25 000 \$ CA/ha/an en 2010, l'équivalent de 26 773 \$ CA/ha/an en 2013, surtout à cause de la valeur très haute attribuée au service de loisir et tourisme des forêts urbaines, une valeur qui n'est pas bien justifiée dans le rapport et qui n'est pas reproduite dans Dupras et Alam (2014). En contraste, Dupras et Alam (2014) présentent une valeur de moins que 4000 \$ CA/ha/an en 2010, l'équivalent de 4215 \$ CA/ha/an en 2013, surtout parce qu'ils n'incluent pas de valeurs de stockage de carbone, de régulation de température locale, ni de pollinisation et que la valeur attribuée au service de loisir et tourisme est de 614 \$CA/ha/an, une valeur qui est plutôt en ligne avec les autres estimations de la valeur de ce service ailleurs (Annexe 3). Au final, la moyenne des valeurs présentées par Dupras *et al.* (2013) et Dupras et Alam (2014) est de 15

⁵ Il n'y a pas d'estimation disponible des valeurs par hectare du service de l'augmentation de la valeur des propriétés (section A.2.8)

⁶ Ici, la valeur pour Montréal est plus adéquate que la moyenne des valeurs présentées (section A.2.3).

494 \$ CA/ha/an, ce qui est comparable au 14 396 \$ CA/ha/an calculé pour les boisés de Mascouche ici.

6.3.2 Valeur des services pour le Parc du Grand-Coteau

Une des grandes richesses de la Ville de Mascouche est le Parc du Grand-Coteau. Si on applique les valeurs du Tableau 19 au Parc et qu'on ajoute les estimations pour les milieux humides et ouverts, ce dernier vaut plus de 2,5 million de dollars par année (\$ CA 2013; Tableau 20).

Dans le contexte du Parc du Grand-Coteau, les services les plus importants en termes économiques sont (1) le contrôle de l'érosion, des eaux de ruissellements et des inondations, surtout fournis par les milieux humides et les boisés et (2) la régulation de la température locale, surtout fournie par les boisés (Tableau 20). Les services de loisir et tourisme ont aussi une valeur importante, suivi du stockage de carbone. Ces services sont aussi surtout fournis par les boisés et les milieux humides. Les milieux ouverts ont une valeur inférieure, mais tout de même importante, à plus de \$31 000/an (Tableau 20), ce qui s'ajoute à leur valeur importante comme habitat pour la faune, notamment les oiseaux (section 4).

La valeur du Parc du Grand-Coteau par hectare (24 203 \$ CA/ha/an), est significativement plus élevée que les valeurs des services écologiques calculées pour la ceinture verte de Montréal (2621 \$ CA/ha/an; Dupras *et al.* 2013) et la région métropolitaine du grand Montréal, (16 177 \$ CA/ha/an; Dupras et Alam 2014). Ceci s'explique par le fait que le Parc du Grand-Coteau est dominé par des boisés, tandis que d'autres types de couverture du sol, qui fournissent moins de services écologiques, sont plus importants à Montréal. En effet, la région métropolitaine de Montréal n'est boisée qu'à 4 % et est dominée par l'agriculture et le développement urbain (Dupras et Alam 2014), tandis que la ceinture verte n'est qu'à 23 % boisée et est plutôt dominée par des milieux agricoles en culture annuelle (Dupras *et al.* 2013). Les boisés, dominants dans le Parc du Grand-Coteau à Mascouche (Tableau 20), fournissent de plus importants services écologiques que les milieux agricoles et urbains en termes économiques, peu importe l'étude.

Plusieurs autres villes ont aussi réalisé l'exercice de monétarisation des services écologiques sur leur territoire, pour arriver à la conclusion que la conservation, ou en second recours la restauration, de milieux naturels représentait une solution moins coûteuse pour la collectivité que la mise sur pied d'infrastructures traditionnelles. C'est notamment le cas de la ville de New York, qui a mis sur pied un programme de diminution de la pollution actuelle et anticipée de l'eau de consommation via des incitatifs financiers visant les propriétaires de forêts et milieux humides du bassin versant des Monts Catskills, qui fournit 90% de l'eau potable de la Ville. Ce programme de préservation environnementale, dont le budget est de 1,5 milliards \$ US, s'est avéré une solution économiquement judicieuse puisque les coûts évalués d'une usine de traitement des eaux afin d'approvisionner la ville en eau potable se chiffraient à 6 milliards \$ US. Ainsi, après avoir mis en place ces mesures de protection, la Ville a mesuré ses économies à 4,5 milliards \$ US, et ce, sans compter les coûts annuels de fonctionnement d'une potentielle usine, évalués à 300 millions \$ US (Postel et Thompson 2005). Cet exemple, de même que les

différentes études et calculs présentés dans ce rapport, prouvent que la monétarisation des services écologiques peut constituer un outil administratif de prise de décision très intéressant pour les villes afin de justifier la conservation et l'augmentation du couvert boisé.

Tableau 20. Valeur des services écologiques fournis par le Parc du Grand-Coteau à Mascouche, en dollars canadiens (2013) par hectare par an.

Service écologique	Types de couvert			Somme
	Boisés	Milieux humides	Milieux ouverts	
Augmentation de la valeur des propriétés (\$/ha/an)	n.d. ⁷	90,62 ⁸	n.d.	
Contrôle des eaux de ruissellement / érosion et prévention des inondations (\$/ha/an)	1739,30	6432,00 ⁹	59,28 ⁹	
Filtration de l'air (\$/ha/an)	809,00	n.d.	n.d.	
Filtration de l'eau (\$/ha/an)	612,30	1196,13 ¹⁰	n.d.	
Loisir et tourisme (\$/ha/an)	2751,21	710,00 ⁹	186,30 ⁹	
Pollinisation (\$/ha/an)	1027,73	n.d.	28,00 ¹⁰	
Régulation de la température (\$/ha/an)	6175,09	n.d.	n.d.	
Séquestration de carbone (\$/ha/an)	47,53	29,64 ¹⁰	210,65 ¹⁰	
Stockage de carbone (\$/ha/an)	1233,99	795,00 ⁹	69,00 ¹¹	
<i>Valeur totale par ha (\$/ha)</i>	<i>14 396,15</i>	<i>9 253,40</i>	<i>553,23</i>	
<i>Superficie dans le parc (ha)</i>	<i>170,45</i>	<i>2,69</i>	<i>57,44</i>	<i>230,58</i>
<i>Valeur totale pour le parc (\$)</i>	<i>2 453 824,19</i>	<i>24 891,63</i>	<i>31 777,53</i>	<i>2 510 493,36</i>

⁷ n.d. = valeur non-disponible

⁸ Mahan *et al.* 2000

⁹ Dupras *et al.* 2013

¹⁰ Dupras et Alam 2014

¹¹ Médiane de Angers 2002

7. LE PARC DU GRAND-COTEAU : UNE RICHESSE EXCEPTIONNELLE À PARTAGER ET À CONSOLIDER

Le Parc du Grand-Coteau constitue un joyau pour la Ville de Mascouche qui a peu à envier aux autres grands parcs urbains. La grande hétérogénéité des écosystèmes qui composent le Parc du Grand-Coteau représente un atout majeur. À la diversité forestière en termes de composition, de structure et de stades de développement des peuplements documentée dans cette étude, il faut ajouter la diversité des habitats non forestiers, comme les milieux ouverts et les milieux humides. Une grande diversité d'habitats permet de supporter une grande diversité faunique et floristique, comme les inventaires ornithologiques et de végétation le démontrent. Le parc recèle également plusieurs peuplements matures qui renferment ou sont en voie de développer des attributs de vieilles forêts, éléments de plus en plus rares dans la région métropolitaine. Le parc fournit également une vaste gamme de services écologiques, économiques et sociaux. Sa grande superficie et ses écosystèmes diversifiés font en sorte que sa valeur monétaire est très élevée : 2,5 millions de dollars par année.

Pour les mascouchois, le positionnement central du Parc du Grand-Coteau constitue sa grande force : une accessibilité rapide à des milieux naturels de grande qualité pour des milliers de résidents. Cette localisation constitue cependant aussi son talon d'Achille : en grande partie cerné par des développements urbains récents, de forme allongée et traversé en son cœur par un milieu ouvert longitudinal, le parc contient peu de forêts dites d'intérieur. Ces écosystèmes de plus en plus rares sont aussi influencés par l'utilisation que font les propriétaires des territoires boisés adjacents. De plus, il est victime de sa popularité puisqu'il montre par endroit des signes de détérioration dus à un mauvais usage (décharge pour les résidents riverains, feu de camp, construction de cabanes, coupe d'arbres, etc.) ou à des installations mal adaptées, mal entretenues ou mal gérées (sentiers à proximité de cours d'eau, ponts affaissés, etc.).

À court terme, une planification du développement du territoire rigoureuse devrait être réalisée afin de maximiser le maintien de l'intégrité écologique du parc, notamment via l'acquisition de boisés ou la mise en place d'ententes de conservation avec les propriétaires privés. Sur le terrain, des activités de sensibilisation pourraient permettre de limiter la détérioration du milieu.

Les élus et les résidents de la Ville de Mascouche peuvent être fiers de cette richesse et devraient tenter de la conserver. Des villes aussi bien pourvues en milieux naturels deviennent de plus en plus rares. S'il est conservé, et à fortiori si ses limites sont agrandies, le Parc du Grand-Coteau pourrait devenir un important îlot de biodiversité dans un milieu urbain en constante expansion.

8. RÉFÉRENCES

Agence canadienne d'inspection des aliments. 2013a. Le longicorne asiatique a été éradiqué du Canada. <http://www.inspection.gc.ca/au-sujet-de-l-acia/salle-de-nouvelles/communiqués/2013-12-03/fra/1386096220998/1386096232915>. Site consulté le 17 février 2014.

Agence canadienne d'inspection des aliments. 2013b. Zone réglementée en vigueur à Mississauga et à Toronto en raison de la présence du longicorne asiatique. <http://www.inspection.gc.ca/au-sujet-de-l-acia/salle-de-nouvelles/communiqués/2013-12-03/fra/1386096220998/1386096232915>. Site consulté le 17 février 2014.

Angers D. 2002. Rôle des sols agricoles dans la séquestration du CO₂ atmosphérique. Communication à l'occasion du 65^{ème} congrès de l'Ordre des agronomes du Québec.

Angers, V.A. 2009. L'enjeu écologique du bois mort – Complément au Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, Québec, 45 p.

Angers, V.A., Bouthillier, L., Gendron, A. et T. Montpetit. 2007. Plan de conservation de la rainette faux-grillon en Montérégie - Ville Longueuil, Arrondissement Le Vieux Longueuil. Centre d'information sur l'environnement de Longueuil et Équipe de rétablissement de la rainette faux-grillon de l'Ouest au Québec, 38p.

Angers, V.A., Messier, C., Beaudet, M. et Leduc, A. 2005. Comparing composition and structure in old-growth and harvested (selection and diameter-limit cuts) northern hardwood stands in Quebec. *Forest Ecology and Management*, 217:275-293

Anonyme 2011. Résumé de la conférence sur « Les boisés de Longueuil ». http://www.longueuil.ca/files/longueuil/images/PDF/Resume_conference_Les_boises_de_Longueuil_2011.pdf. Site consulté le 15 juillet 2014.

Arboretum Morgan. 2013. Site de l'Arboretum Morgan. Repéré à <http://www.morganarboretum.org>

APBSD (Association pour la protection du boisé Sainte-Dorothée). 2007. La Forêt. Site de l'Association pour la protection du boisé Sainte-Dorothée. Repéré à <http://www.boisesaintedorothée.org/foret.html>

APBSD (Association pour la protection du boisé Sainte-Dorothée). 2008. Plan de conservation et de mise en valeur de la forêt Sainte-Dorothée- Résumé. 21 p.

APBSD (Association pour la protection du boisé Sainte-Dorothée). 2014. La forêt: biodiversité. <http://www.boisesaintedorothee.org/foret.html>. Page consultée le 2 juillet 2014.

Aubin, I., Gachet, S., Messier, C. et Bouchard, A. 2007. How resilient are northern hardwood forests to human disturbance? An evaluation using a plant functional group approach. *Ecoscience* 14:259-271.

Baars, M. A. 1979. Patterns of movement of radioactive carabid beetles. *Oecologia*, 44:125-140.

Bannon, P. 1991. Où et quand observer les oiseaux dans la région de Montréal. Société québécoise de protection des oiseaux et Centre de conservation de la faune ailée de Montréal, Montréal. 361 p.

Barros, A., J. Gonnet et C. Pickering. 2013. Impacts of informal trails on vegetation and soils in the highest protected area in the Southern Hemisphere. *Journal of Environmental Management* 127 : 50-60.

Bartczak A., H. Lindhjem, S. Navrud, M. Zandersen et T. Zylicz. 2008. Valuing forest recreation on the national level in a transition economy: The case of Poland. *Forest Policy and Economics* 7-8(10): 467-472.

Batary P. et Baldi, A. 2004. Evidence of an Edge Effect on Avian Nest Success. *Conservation Biology*, 18 :389-400.

Beckerman, A. P., Boots, M., et Gaston, K. J. 2007. Urban bird declines and the fear of cats. *Animal Conservation*, 10:320-325.

Bertrand, N. 2012. Étude écologique – Mise à jour. Développement domiciliaire, Mascouche (Québec), 154319 Canada Ltée. Rapport préparé par CIMA+.

Blancher, P. 2013. Estimated number of birds killed by house cats (*Felis catus*) in Canada. *Avian Conservation and Ecology* 8:3.

Bois de Belle-Rivière. (2013-2014). Site du Parc régional éducatif Bois de Belle-Rivière. <http://www.boisdebelleriviere.com/>. Site consulté le 15 juillet 2014.

Bois de l'Équerre. (s.d.). Site du Bois de l'Équerre. <http://www.boisdelequerre.org/>. Site consulté le 15 juillet 2014.

Burke, D. M. et Nol, E. 2000. Landscape and fragment size effects on reproductive success of forest-breeding birds in Ontario. *Ecological Applications* 10:1749–1761.

Catling, P.M. et B. Kostiuk. 2011. Some wild Canadian orchids benefit from woodland hiking trails - and the implications. *Canadian Field-Naturalist* 125:105-115.

Cavayas, F. et Y. Beaudoin. 2008. Étude des biotopes urbains et périurbains de la CMM - Volets 1 et 2 : Évolution des occupations du sol, du couvert végétal et des îlots de chaleur sur le territoire de la Communauté métropolitaine de Montréal (1984-2005). Rapport destiné au Conseil régional de l'environnement de Laval, 120 p.

CBCQ (Commission des biens culturels du Québec). 2005. Étude de caractérisation de l'arrondissement historique et naturel du Mont-Royal. 171 p.

CERFO. 2013. Identification et localisation des îlots de chaleur et de fraîcheur pour tout le Québec urbain. Note technique, Septembre 2013, 8 p.

Chagnon, M. 2008. Causes et effets du déclin mondial des pollinisateurs et les moyens d'y remédier. Fédération Canadienne de la Faune. Bureau régional du Québec. 75 p.

Chapin III, F.S. et Starfield, A.M. 1997. Time lags and novel ecosystems in response to transient climate change in Arctic Alaska. *Climatic Change* 35:449-61.

Choat, B., Jansen, S., Brodribb, T.J., Cochard, H., Delzon, S., Bhaskar, R., Bucci, S.J., Field, T.S., Gleason, S.M., Hacke, U.G., Jacobsen, A.L., Lens, F., Maherali, H., Martinez-Vilalta, J., Mayr, S., Mencuccini, M., Mitchell, P.J., Nardini, A., Pittermann, J., Pratt, R.B., Sperry, J.S., Westoby, M., Wright, I.J. et Zanne, A.E. 2012. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature* 491:752-755.

CMM (Communauté métropolitaine de Montréal). 2013. Cadre de référence administratif du Corridor forestier du mont Saint-Bruno : Trame verte et bleue du Grand Montréal. 15 p.

CMVBE (Corporation pour la mise en valeur du Bois de l'Équerre). 2012. Plaidoyer pour la conservation de l'intégralité du Bois de l'Équerre. 37 p.

CMVBE (Corporation pour la mise en valeur du Bois de l'Équerre). 2005. Mémoire présenté dans le cadre des Consultations publiques sur le projet de Schéma métropolitain d'aménagement et de développement de la Communauté métropolitaine de Montréal. 26 p.

Cole, D.N. et Spildie, D.R. 1998. Hiker, horse and llama trampling effects on native vegetation in Montana, USA. *Journal of Environmental Management* 53: 61-71.

Costanza, R., R. d'Arge, R. De Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton, et M. Van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(6630): 253-260.

Croitoru, L. 2007. How much are Mediterranean forests worth? *Forest Policy and Economics* 9: 536-545.

Cruz, A. et J. Benedicto. 2009. Assessing socio-economic benefits of Natura 2000 – a case study on the ecosystem service provided by SPA PICO DA VARA / RIBEIRA DO GUILHERME. Output of the project Financing Natura 2000: Cost estimate and benefits of Natura 2000 (Contract No.: 070307/2007/484403/MAR/B2). 43pp.

Dale, B. C., Martin, P. A. & Taylor, P. S. 1997. Effects of hay management on grassland songbirds in Saskatchewan. *Wildlife Society Bulletin*, 25:616-626.

DeCalesta, D. S. 1994. Effect of white-tailed deer on songbirds within managed forests in Pennsylvania. *The Journal of Wildlife Management*, 58:711-718.

DeGraaf, R. M., Healy, W. M. & Brooks, R. T. 1991. Effects of thinning and deer browsing on breeding birds in New England oak woodlands. *Forest Ecology and Management* 41:179-191.

DeGraaf, R. M., et autres 1992. New England wildlife: management of forest habitats, USDA Forest Service General Technical Report NE-144.

Deluca, T.H., Patterson, I.V., Freimund, W.A. et Cole, D.N. 1998. Influence of llamas, horses, and hikers on soil erosion from established recreation trails in western Montana, USA. *Environmental Management* 22:255-262.

Desrochers, A. et Hannon, S.J. 1997. Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conservation Biology* 11:1204-1210.

Doyon, F., Savard, J.-P.L., Gagnon, D. & Giroux, J.-F. 1999. Snag characteristics and use as woodpecker drilling sites in harvested and non-harvested northern hardwood forests. pp. 103-114 dans Diamond, A. W. & D. N. Nettleship (eds). *Biology and conservation of forest birds*. Society of Canadian Ornithologists Fredericton, New-Brunswick.

Dufault, D. 2007. Enclaves forestières décidues en matrice agricole et activité reproductrice d'une espèce aviaire sensible aux conditions d'intérieur de forêt, mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal, 98 p.

Dukes, J.S., Pontius, J., Orwig, D., Garnas, J.R., Rodgers, V.L., Brazee, N., Cooke, B., Theoharides, K.A., Stange, E.E., Harrington, R., Ehrenfeld, J., Gurevitch, J., Lerda, M., Stinson, K., Wick, R. et Ayres, M. 2009. Responses of insect pests, pathogens, and invasive plant species to climate change in the forests of northeastern North America: What can we predict? *Canadian Journal of Forest Research* 39:231-248.

Dupras J., C. Michaud, I. Charron, K. Mayrand et J.-P. Revéret. 2013. Le capital écologique du Grand Montréal : une évaluation économique de la biodiversité et des écosystèmes de la Ceinture verte. Fondation David Suzuki, 61p.

Dupras, J. et M. Alam. 2014. Urban sprawl and ecosystem services: a half century perspective in the Montreal area (Quebec, Canada). *Journal of Environmental Policy et Planning*, DOI: 10.1080/1523908X.2014.927755

Environnement Canada. 2010. Normales climatiques canadiennes. http://www.climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html. Site consulté le 20 septembre 2013.

Environnement Canada. 2010. Renewable Fuels Regulations: Regulatory Impact Analysis Statement. www.gazette.gc.ca/rp-pr/p1/2010/2010-04-10/html/reg1-eng.html. Vol. 144, no 15 — Le 10 avril 2010.

Environnement Canada. 2011. Rapport d'inventaire nationale: sources et puits de gaz à effet de serre au Canada. Gouvernement du Canada. [En ligne] www.ec.gc.ca/ges-ghg/default.asp?lang=Fre&n=68EE206C-1. Site consulté le 30 janvier 2014.

Environnement Canada. 2013. À propos des milieux humides. Gouvernement du Canada, Ottawa, ON.

Environnement Canada. 2013. Quand l'habitat est-il suffisant? Troisième édition. Environnement Canada, Toronto. Ont. 139 p.

Environnement Canada. 2013. Liste des substances toxiques gérées sous la LCPE 1999. Dioxyde de soufre. Gouvernement du Canada. [En ligne] www.ec.gc.ca/toxiques-toxics/default.asp?lang=Fre&n=22B1EA72-1. Site consulté le 30 janvier 2014.

Eisenman, M. 2007. Parc-nature Bois-de-Liesse : trois en un! Espaces. <http://www.espaces.ca/categorie/destinations/express/article/1353-parc-nature-du-bois-de-liesse-trois-en-un>. Site consulté le 15 juillet 2014.

Erickson, W.P., Johnson, G.D. et Young Jr, D.P. 2005. A summary and comparison of bird mortality from anthropogenic causes with an emphasis on collisions. USDA Forest Service General Technical Report PSWGTR-191, 1029-104.

Ernst, C. 2004. Protecting the source: Land conservation and the future of America's drinking water. Washington, DC: Trust for Public Land.

Ernst, C., R. Gullick et K. Nixon. 2007. Protecting the source: Conserving forest to protect water. Dans C. T. F. de Brun (Ed.), *The Economic Benefits of Land Conservation* (pp. 24–27).

Fagan, M.E. et Peart, D.R. 2004. Impact of the invasive shrub glossy buckthorn (*Rhamnus frangula* L.) on juvenile recruitment by canopy trees. *Forest Ecology and Management* 194: 95–107.

Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34:487-515.

Fournier, D. 1998. Programme de protection d'arbres à faune. Direction des parcs et des espaces verts, Ville de Montréal, 8 p.

Frelich, L.E. et C.G. Lorimer. 1991a. A simulation of landscape-level stand dynamics in the northern hardwood region. *Journal of Ecology* 79: 223-233.

Frelich, L.E. et C.G. Lorimer. 1991b. Natural disturbance regimes in hemlock-hardwood forests of the Upper Great Lakes region. *Ecological Monographs* 61: 145-164.

Fulk, G.W. 1976. Owl predation and rodent mortality: a case study. *Mammalia* 40:423-428.

Gallai, N., Salles, J-M., Settele, J. et B.E. Vaissière. 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, vol. 68, n° 3, pp. 810-821.

Gamfeldt, L., Snäll, T., Bagchi, R. *et al.* 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications* 4:1341.

Goodburn, J. M. et Lorimer, C. G. 1998. Cavity trees and coarse woody debris in old-growth and managed northern hardwood forests in Wisconsin and Michigan. *Canadian Journal of Forest Research* 28:427-438.

Google Earth. 2013. Image satellite prise le 21 septembre 2008.

Gouvernement du Canada, 2012. Recherche d'espèces sauvages. http://www.cosepac.gc.ca/fra/sct1/SearchResult_f.cfm?commonName=&scienceName=juglans&Submit=Soumettre. Site consulté le 16 juin 2014.

Gouvernement du Québec, 2009. Espèces menacées ou vulnérables au Québec. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/especes/>. Site consulté le 16 juin 2014.

Gouvernement du Québec. s.d. Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies. In Québec original, Site touristique officiel du gouvernement du Québec. <http://www.bonjourquebec.com/qc-fr/repertoire-attraits/parc-municipal-et-regional->

centre-dinterpretation-de-la-nature/parc-nature-de-la-pointe-aux-prairies_5774404.html. Site consulté le 15 juillet 2014.

Grandchamp, A.C., Niemelä, J. et Kotze, J. 2000. The effects of trampling on assemblages of ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in urban forests in Helsinki, Finland. *Urban Ecosystems* 4 :321-332.

Guillemette, F. et McCullough, V. 2011. Caractéristiques dendrométriques de vieux peuplements feuillus. Avis technique SSRF-4. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 12 p.

Haughton, G. et C. Hunter. 1994. *Sustainable cities, regional policy and development*. Jessica Kinglsey, London.

Hein, L. 2011. Economic benefits generated by protected areas: the case of the Hoge Veluwe Forest, the Netherlands. *Ecology and Society* 16(2): 13.

Héritage Saint-Bernard. 2014. Refuge faunique Marguerite d'Youville. In Île Saint-Bernard, entre nature et culture! <http://www.ilesaintbernard.com/territoires-naturels/lile-st-bernard/refuge-faunique-marguerite-dyouville/>. Site consulté le 15 juillet 2014.

Héritage Saint-Bernard. 2011. Mémoire présenté dans le cadre de la consultation publique sur le Plan métropolitain d'aménagement et de développement de la Communauté métropolitaine de Montréal. 26 p. <http://www.ilesaintbernard.com/wp-content/uploads/2012/05/memoire-cmm-pmad.pdf>. Site consulté le 15 juillet 2014.

Héritage Saint-Bernard. s.d. Feuillet d'observation du refuge faunique. http://www.ilesaintbernard.com/wp-content/uploads/2012/05/Feuillet_observation_FR.pdf. Site consulté le 15 juillet 2014.

Holling, C.S. 2001. Understanding the complexity of economic, ecological, and social systems. *Ecosystems* 4: 390–405.

Hunter, M.L.Jr. (Ed.) 1999. *Managing Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge.

Hutto, R. L. 1995. USFS Northern Region songbird monitoring program: distribution and habitat relationships. Region 1. Rapport produit pour le U.S. Forest Service.

IPCC. 2007. Summary for policymakers. Dans: *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. M.L Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof,

P.J. van der Linden et C.E. Hanson, Eds. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 7-22.

Jaeger J.A.G., Fahrig L. et Ewald K.C. 2005. Does the configuration of road networks influence the degree to which roads affect wildlife populations? Dans Proceedings of the 2005 International Conference on Ecology and Transportation, pp. 151-163.

Kay, B.J., Twigg, L.E., Korn, T.J., et Nicol, H.I. 1994. The use of artificial perches to increase predation on house mice (*Mus domesticus*) by raptors. *Wildlife Research* 21:95-105.

Klein, A. M., B. Vaissière, J. H. Cane, I. Steffan-Dewenter, S. A. Cunningham, C. Kremen, et T. Tscharntke. 2007. Importance of crop pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 274:303–313.

Klem Jr, D. 1990. Collisions between Birds and Windows: Mortality and Prevention. *Journal of Field Ornithology* 61:120-128.

Knight, K., Kurylo, J., Endress, A., Stewart, J.R. et Reich, P. 2007. Ecology and ecosystem impacts of common buckthorn (*Rhamnus cathartica*): a review. *Biological Invasions* 9:925-937.

Knight, K.S. et Reich, P.B. 2005. Opposite relationships between invasibility and native species richness at patch versus landscape scales. *Oikos* 109:81-88.

Kniivilä, M., V. Ovaskainen et O. Saastamoinen. 2002. Costs and benefits of forest conservation: regional and local comparisons in Eastern Finland. *Journal of Forest Economics* 8: 131-150.

Kozlowski, T.T., et S.G. Pallardy. 1997. *Physiology of Woody Plants*, 2nd ed. Academic Press, San Diego.

Kremen, C., N. M. Williams, R. L. Bugg, J. P. Fay et R. W. Thorp. 2004. The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters* 7:1109–1119.

Kurz, W.A. et M.J. Apps. 1999. A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector. *Ecological Applications* 9(2):526–547.

Laliberté, F., Gauthier, J. et Boileau, J.F. 2011. Portrait de la forêt naturelle de la Montérégie Est. Préparé pour la CRRNT de la Montérégie Est. Groupe OptiVert inc. 120 p.

Lavallée, R. et Laflamme, G. 2010. Le hêtre menacé par une maladie redoutable en Amérique. *Progrès forestier*, Printemps 2010:31-33.

Lafleur, P.E. et Blanchette, P. 1993. Développement d'un indice de qualité de l'habitat pour le grand pic (*Dryocopus pileatus* L) au Québec. Gouvernement du Québec, Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction générale de la ressource faunique, Gestion intégrée des ressources, document technique 93/3. 36 p.

Leduc, A. et Bergeron, Y. 1998. Traits distinctifs des forêts anciennes se développant sur sites mésiques dans le sud du Québec, Direction de l'information et de la coordination de la recherche, ministère de l'Environnement et de la Faune et Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire, Université du Québec à Montréal, 139 p.

Lehvävirta, S., Kotze, D. J., Niemelä, J., Mäntysaari, M. et O'Hara, B. 2006. Effects of fragmentation and trampling on carabid beetle assemblages in urban woodlands in Helsinki, Finland. *Urban ecosystems* 9:13-26.

Les amis de la montagne. (2007). Parc du Mont-Royal, un précieux patrimoine naturel et culturel. http://www.ameriquefrancaise.org/fr/article-391/Parc_du_Mont-Royal,_un_precieux_patrimoine_naturel_et_culturel.html. Site consulté le 15 juillet 2014.

Lindroth, C. H. 1961. The ground-beetles (Carabidae, excl. Cincindelinae) of Canada and Alaska Part 2. *Opuscula Entomologica Supplementum* 20:1-200.

Lindroth, C. H. 1963. The ground-beetles (Carabidae, excl. Cincindelinae) of Canada and Alaska Part 3. *Opuscula Entomologica Supplementum* 24:201-408.

Lindroth, C. H. 1966. The ground-beetles (Carabidae, excl. Cincindelinae) of Canada and Alaska Part 4. *Opuscula Entomologica Supplementum* 29:409-648.

Lindroth, C. H. 1968. The ground-beetles (Carabidae, excl. Cincindelinae) of Canada and Alaska Part 5. *Opuscula Entomologica Supplementum* 33: 649-944.

Lindroth, C. H. 1969a. The ground-beetles (Carabidae, excl. Cincindelinae) of Canada and Alaska Part 1. *Opuscula Entomologica Supplementum* 35: I-XLVIII.

Lindroth, C. H. 1969b. The ground-beetles (Carabidae, excl. Cincindelinae) of Canada and Alaska Part 6. *Opuscula Entomologica Supplementum* 34: 945-1192.

Lucas-Borja, M. E. F. Bastida, J.L. Moreno *et al.* 2011. The effects of human trampling on the microbiological properties of soil and vegetation in Mediterranean mountain areas. *Land Degradation et Development* 22 : 383-394.

Luginbill, P. et Chamberlin, T.R. 1938. Control of common white grubs in cereal and forage crops. *Methods* 1:2-3.

Madritch, M. et Lindroth, R. 2009. Removal of invasive shrubs reduces exotic earthworm populations. *Biological Invasions* 11:663-671.

Mahan, B. L., Polasky, S. et Adams, R.M. 2000. Valuing urban wetlands: a property price approach. *Land Economics*: 100-113.

Martin P. 2007. Analyse diachronique du comportement thermique de Montréal en période de 1984 à 2005. Mémoire de maîtrise (en évaluation), Département de Géographie, Université du Québec à Montréal, 138 pages.

Mattsson, L. et C. Z. Li. 1993. The non-timber value of northern Swedish forests – an economic analysis. *Scandinavian Journal of Forest Research* 8: 426–434.

Marzano, M. et Dandy, N. 2012. Recreationist behaviour in forests and the disturbance of wildlife. *Biodiversity and Conservation* 21:2967-2986.

Matlack, G. R. 1993. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological conservation* 66: 185-194.

Matlack, G. R. 1994. Vegetation dynamics of the forest edge - trends in space and successional time. *Journal of Ecology* 82: 113-123.

Mathews, L. G., Homans, F. R. et Easter, K. W. 2002. Estimating the benefits of phosphorus pollution reductions: An application in the Minnesota River. *Journal of the American Water Resources Association* 38:1217-1223.

McDowell, N.G., Beerling, D.J., Breshears, D.D., Fisher, R.A., Raffa, K.F. et Stitt, M. 2011. The interdependence of mechanisms underlying climate-driven vegetation mortality. *Trends in Ecology & Evolution* 26:523-532.

McGee, G. G., Leopold, D. J. et Nyland, R. D. 1999. Structural characteristics of old-growth, maturing, and partially cut northern hardwood forests. *Ecological Applications* 9:1316-1329.

Melichar, J., O. Vojáček, P. Rieger, et K. Jedlicka. 2009. Measuring the value of urban forest using the Hedonic price approach. *Czech Regional Studies* 2: 13-20.

Messier, C., Puettmann, K., Chazdon, R., Andersson, K.P., Angers, V.A., Brotons, L., Filotas, E., Tittler, R., Parrott, L. et Levin, S.A. 2014. Stewardship of forests as complex adaptive systems in an uncertain world. Soumis à *Frontier in Ecology and the Environment*.

Messier, C. et Paquette, A. 2010. Les services écologiques des plantations : Des forêts artificielles bien planifiées sont moins néfastes qu'il y paraît. *Pour la Science*, no 395, septembre 2010.

Métadonnée DonnéeOuvverteQc V1.0. 2013. Cartographie des îlots de chaleur/fraîcheur. Dublin Core (Sous-profil de ISO 19115:2003/19139). <http://www.donnees.gouv.qc.ca/?node=/donnees-details&id=2f4294b5-8489-4630-96a1-84da590f02ee>. Site consulté le 25 août 2014.

MDDELCC (Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques). 2004. Réserve naturelle du Boisé-Papineau. Dans Les réserves naturelles en milieu privé. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/biodiversite/prive/naturelle/boise-papineau/>. Site consulté le 15 juillet 2014.

MDDEFP (Ministère du Développement durable, Environnement, Faune et Parcs). 2013. Liste des espèces désignées menacées ou vulnérables au Québec. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/liste.asp>. Site consulté le 18 septembre 2013.

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). 2005a. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Miller, J.R. et Hobbs, N.T. 2000. Recreational trails, human activity, and nest predation in lowland riparian areas. *Landscape and Urban Planning* 50:227-23

Miller, S.G. Knight, R.L. et Miller, C.K. 1998. Influence of recreational trails on breeding bird communities. *Ecological Applications* 8: 162-169.

Morandin, L. et M. Winston. 2006. Pollinators provide economic incentive to preserve natural land in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems et Environment* 116 : 289-292.

MRNF (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune). 2011. Norme de stratification écoforestière Quatrième inventaire écoforestier. Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, 94 p.

MRNF et MDDEP (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune et ministère du développement durable, de l'Environnement et des Parcs). 2008. Portait de la MRC des Moulins. Conservation de la biodiversité – Détermination des écosystèmes prioritaires des basses-terres du Saint-Laurent. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune de Laval-Lanaudière-Laurentides, et ministère du développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction de l'analyse et de l'expertise régionales de Montréal, de Laval, de Lanaudière et des Laurentides, 14 p.

Niinemets, Ü. et Valladares, F. 2006. Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate Northern Hemisphere trees and shrubs. *Ecological Monographs* 76:521-547.

Nowak, D.J., D.E. Crane et J.C. Stevens. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry et Urban Greening* 4(3): 115-123.

Nowak, D.J., R. Hoehn et D.E. Crane. 2007. Oxygen production by urban trees in the United States. *Arboriculture and Urban Forestry* 33(3): 220.

Nowak, D.J., S. Hirabayashi, A. Bodine et R. Hoehn. 2013. Modeled PM_{2.5} removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects. *Environmental Pollution* 178: 395-402.

Ouellet, M., Galois, P. et R. Pétel. 2004. Inventaire des amphibiens et des reptiles sur le mont Royal au cours de l'année 2004. Rapport scientifique réalisé pour la Ville de Montréal, Québec, 25 p.

Ouranos. 2010. Élaborer un plan d'adaptation aux changements climatiques. Guide destiné au milieu municipal québécois, Montréal, 48 p.

Paquette, A. et C. Messier. 2011. The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. *Global Ecology and Biogeography* 20: 170-180.

Patz, J. A., Campbell-Lendrum, D., Holloway, T., et Foley, J. A. 2005. Impact of regional climate change on human health. *Nature*, 438(7066), 310-317.

Pearce, D.W. 2001. The economic value of forest ecosystems. *Ecosystem Health* 7(4): 284-296.

Pelletier, G., Dumont, Y. & Bédard, M. 2007. SIFORT : Système d'information forestière par tesselle. Manuel de l'utilisateur. Ministère des Ressources naturelles et faune Québec, Québec.

Pickering, C.M., Rossi, S. et Barros, A. 2011. Assessing the impacts of mountain biking and hiking on subalpine grasslands in Australia using an experimental protocol. *Journal of Environmental Management* 92: 3049-3057.

Pinna, S., Varady-Szabo, H., Boivin, P. et Lucas, E. 2008. Relevance of using a vegetation-based method to conserve urban carabid diversity. *Journal of Insect Conservation* 13:387-397.

Poole, A. (Editor). 2005. *The Birds of North America Online*: <http://bna.birds.cornell.edu/BNA/>. Cornell Laboratory of Ornithology, Ithaca, NY.

Postel, S.L. et B.H. Thompson. 2005. Watershed protection: capturing the benefits of nature's water supply services. *Natural Resources Forum* 29(2): 98-108.

Reijnen, R., Foppen, R., terBraak et Thissen, J. 1995. The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads. *Journal of Applied Ecology* 32:187-202

Reitsma, L., Goodnow, M., Hallworth, M.T. et Conway, C.J. 2010. Canada Warbler (*Cardellina canadensis*). Dans A. Poole (Ed.). *The Birds of North America Online*. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology.

Resilience Alliance. 2013. Resilience Alliance – Research on resilience in social-ecological systems – a basis for sustainability. www.resalliance.org. (lien consulté le 26 avril 2013).

Ressources naturelles Canada, 2011. La maladie corticale du hêtre. <http://aimfc.rncan.gc.ca/maladies/fiche/9>. Site consulté le 16 septembre 2013.

Robertson, B. A. et Hutto, R. L. 2007. Is selectively harvested forest an ecological trap for Olive-sided Flycatchers? *Condor* 109:109-121.

Roux, A. et Tittler, R. 2012. La forêt de Mascouche : L'état actuel et le développement historique. Rapport préparé pour la Ville de Mascouche, 15 p.

Runkle, J.R., 1991. Gap dynamics of old-growth eastern forests: management implications. *Natural Areas Journal* 11:19–25.

Rustad, L., Campbell, J., Dukes, J.S., Huntington, T., Lambert, K.F., Mohan, J. & Rodenhouse, N. 2012. Changing climate, changing forests: The impacts of climate change on forests of the Northeastern United States and Eastern Canada. Newton Square, PA, USDA, U.S. Forest Service, Northern Research Station, General Technical Report NRS-99, 48 p.

Sauer, J.R., J.E. Hines, J.E. Fallon, K.L. Pardieck, D.J. Ziolkowski, Jr., and W.A. Link. 2013. The North American Breeding Bird Survey, Results and Analysis 1966 - 2011. Version 07.03.2013, Laurel, MD. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/bbs/bbs.html>. Site consulté le 27 février 2014.

Seastedt, T.R., Hobbs, R.J. et Suding, K.N. 2008. Management of novel ecosystems: are novel approaches required? *Frontiers in Ecology and the Environment* 6:547–553.

Séguin, Y. 2006. Randonnée pédestre au Québec, 5e édition. Édition Ulysse, Montréal, QC, 352 p.

Seymour, R.S. et Hunter, M.L.Jr. 1999. Principles of ecological forestry. pp. 22–61 dans Hunter MLJr (Ed.), *Managing Biodiversity in Forest Ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge.

Shafer E.L., R. Carline, R.W. Guldin et H.K. Cordell. 1993. Economic amenity values of wildlife: six case studies in Pennsylvania. *Environmental Management* 17(5): 669-82.

SMMVEBV (Secrétariat métropolitain de mise en valeur des espaces bleus et verts). (s.d.). Fiches techniques des bois d'intérêt écologique sur le territoire de la Communauté Métropolitaine de Montréal- Bois de Laval Centre (L'Équerre). In Communauté métropolitaine de Montréal. http://cmm.qc.ca/fileadmin/user_upload/fichesvert/fiche_la_boislaivalcentre.pdf. Site consulté le 15 juillet 2014.

Snyder, W.E. et Wise, D.H. 1999. Predator interference and the establishment of generalist predator populations for biocontrol. *Biological Control* 15:283-292.

Sparroworks Wildlife Company. (s.d.). Birding & Walking in Montreal's Morgan Arboretum- With a descriptive trails guide for walkers and skiers. http://www.sparroworks.ca/books/arbo_distribution.pdf. Site consulté le 15 juillet 2014.

Stephenson, N. L., A. J. Das, R. Condit, S. E. Russo, P. J. Baker, N. G. Beckman, D. A. Coomes, E.R. Lines, W.K. Morris, M. Rüger, E. Alvarez, C. Blundo, S. Bunyavejchewin, G. Chuyong, S.J. Davies, A. Duque, C.N. Ewango, O. Flores, J.F. Franklin, H.R. Grau, Z. Hao, M.E. Harmon, S.P. Hubbell *et al.* 2014. Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. *Nature*: published early online, Jan. 15.

Swanson, J.J. et Franklin, J.F. 1992. New forestry principles from ecosystem analysis of Pacific Northwest Forests. *Ecological Applications* 2:262-274.

Taylor, P.D., Fahrig, L., Henein, K. et Merriam, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68:571-573.

Tittler, R. 2008. Dispersal, source-sink dynamics, and landscape-scale effects on North American songbirds. Thèse de doctorat, Department of Biology, Carleton University, Ottawa, ON.

Tittler, R., Fahrig, L. et Villard, M. A. 2006. Evidence of large-scale source-sink dynamics and long-distance dispersal among Wood Thrush populations. *Ecology* 87: 3029-3036.

Törn A, Tolvanen A, Norokorpi Y, Tervo R et Siikamäki P. 2009. Comparing the impacts of hiking, skiing and horse riding on trail and vegetation in different types of forest. *Journal of Environmental Management* 90:1427-1434.

Törn, A., P. Siikamaki et A. Tolvanen. 2010. Can horse riding induce the introduction and establishment of alien plant species through endozoochory and gap creation? *Plant Ecology* 208: 235-244.

Tourisme Laval. 2014. Activités de plein air au Parc régional du bois de Belle-Rivière. In Site de Tourisme Laval. <http://www.tourismelaval.com/fr/nouvelles/2011/12/20/activites-plein-air-au-parc-regional-bois-belle-riviere-20113879>. Site consulté le 15 juillet 2014.

Tyrväinen, L. et A. Miettinen. 2000. Property prices and urban forest amenities. *Journal of Environmental Economics and Management* 39(2): 205-223.

Van Wagner, C.E., 1968. The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest Science* 14 :21–26.

Varady-Szabo, H., Côté, M., Boucher, Y., Brunet, G. et Jetté, J.P. 2008. Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire – Document d’aide à la mise en oeuvre de l’aménagement écosystémique, Gaspé, Consortium en foresterie de la Gaspésie-Les-Îles et ministère des Ressource naturelles et de la Faune, 61 p.

VikViksne, J., Mednis, A., Janaus, M. *et al.* 2005. Changes in the breeding bird fauna, waterbird populations in particular, on Lake Engure (Latvia) over the last 50 years. *Acta Zoologica Lituanica* 15: 188-194.

Ville de Mascouche. s.d. Le Parc du Grand-Coteau, une histoire à découvrir. http://ville.mascouche.qc.ca/fr/documents/Panneau_HistoireParc.pdf. Site consulté le 15 juillet 2014.

Ville de Montréal. 2014a. Banque d’information 311 : Parc-nature du Cap-Saint-Jacques. <http://www1.ville.montreal.qc.ca/banque311/content/parc-nature-du-cap-saint-jacques>. Site consulté le 15 juillet 2014.

Ville de Montréal. 2014b. Banque d’information 311 : Parc du Mont-Royal. <http://www1.ville.montreal.qc.ca/banque311/node/512>. Site consulté le 15 juillet 2014.

Ville de Montréal. 2013a. Banque d’information 311 : Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies. <http://www1.ville.montreal.qc.ca/banque311/content/parc-nature-de-la-pointe-aux-prairies>. Site consulté le 15 juillet 2014.

Ville de Montréal. 2013b. Banque d’information 311 : Parc-nature du Bois-de-Liesse. <http://www1.ville.montreal.qc.ca/banque311/content/parc-nature-du-bois-de-liesse>. Site consulté le 15 juillet 2014.

Ville de Montréal. 2011a. Bio-trousse urbaine Montréal- Le parc-nature Bois-de-Liesse. http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/GRANDS_PARCS_FR/MEDIA/DOCUMENTS/BIOTROUSSEMTL_BOIS-LIESSSE_WEB.PDF. Site consulté le 15 juillet 2014.

Ville de Montréal. 2011b. Plan de gestion écologique du Parc-nature du Cap Saint-Jacques ». Version août 2011. 24 p. http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/page/grands_parcs_fr/media/documents/GP04.4.2_gestion_ecologique_cap_st-jacques.pdf. Site consulté le 15 juillet 2014.

Ville de Montréal. s.d. Destination patrimoniale : Parc régional Pointe-aux-Prairies. http://ville.montreal.qc.ca/portal/page?_pageid=8817,99655650&_dad=portal&_schema=PORTAL. Site consulté le 15 juillet 2014.

Ville de Montréal et MCCCCF (Ministère de la culture, des communications et de la condition féminine). 2012. 2- Description Paysagère. Dans Atlas du paysage du Mont-Royal. P. 30-43

Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. et Garnier, E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116, 882–892.

Vyas, N. B., Hill, E. F., Sauer, J. R. et Kuenzel, W. J. 1995. Acephate affects migratory orientation of the white-throated sparrow (*Zonotrichia albicollis*). *Environmental toxicology and chemistry* 14:1961-1965.

Whelan, C. J., Wenny, D. G. et Marquis, R. J. 2008. Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1134:25-60.

Wilson, S. 2010. Natural capital in BC's lower mainland: valuing the benefits from nature. David Suzuki Foundation, Burnaby, B.C.

Wilson, S. J. 2008. Ontario's wealth, Canada's future: Appreciating the value of the Greenbelt's eco- services. David Suzuki Foundation, Burnaby, B.C.

Wolf, I.D., Hagenloh, G. et Croft, D.B. 2013. Vegetation moderates impacts of tourism usage on bird communities along roads and hiking trails. *Journal of Environmental Management* 129, 224-23.

Yan, X., W. Bao et X. Pang. 2014. Indirect effects of hiking trails on the community structure and diversity of trunk-epiphytic bryophytes in an old-growth fir forest. *Journal of Bryology* 36 : 44-55.

Yokohari, M., R.D. Brown, Y. Kato et S. Yamamoto. 2001. The cooling effect of paddy fields on summertime air temperature in residential Tokyo, Japan. *Landscape and Urban Planning* 53:17–27.

9. ANNEXES

ANNEXE 2. MATÉRIEL ÉDUCATIF

Quelques faits intéressants sur les oiseaux du Parc du Grand-Coteau

- Avez-vous déjà vu un canard dans un arbre? Le Parc du Grand-Coteau abrite quatre espèces de canards qui nichent dans des cavités de grands arbres matures! La plupart de ces espèces utilisent aussi des niochirs lorsqu'ils sont disponibles.
- Certains de ces oiseaux pondent des œufs dans les nids des autres. Le garrot à l'œil d'or pond parfois ses œufs dans les nids des harles ou des canards branchus et ces derniers peuvent aussi pondre leurs œufs dans les nids du garrot.
- Le vacher à tête brune ne construit même pas de nid, préférant pondre ses œufs dans le nid d'une autre espèce et ainsi éviter d'assumer le coût d'élever des jeunes.
- Si vous voyez un grèbe à bec bigarré en juin ou en juillet, regardez attentivement; si c'est une femelle, il se peut qu'elle porte des bébés sur son dos!
- Reconnaissez-vous vos voisins de l'été dernier? Beaucoup d'oiseaux répertoriés dans le Parc retournent chaque été au même territoire. La buse à épauettes peut y retourner chaque année pendant une quinzaine d'année, voire plus!
- Saviez-vous que ce ne sont pas tous les becs d'oiseaux qui sont durs? Le long bec de la bécassine de Wilson est flexible au bout!
- À l'approche d'un prédateur, le pluvier kildir, qui niche sur le sol, fait semblant d'être blessé pour détourner l'attention du nid. Cependant, si une vache ou un cheval risque de marcher sur le nid, le petit pluvier met sa queue au-dessus de sa tête et essaie de le chasser. Comment le pluvier kildir vous percevra-t-il? Comme un prédateur ou une vache?
- Le martin pêcheur ne fait rien comme les autres. Son nid est un terrier creusé à même le sol dont le tunnel d'entrée peut mesurer plus de 2 m de longueur! Attention où vous marcher près des lacs du Parc; vous pourriez être au-dessus d'un nid de martin pêcheur sans même le savoir!
- Le viréo aux yeux rouges utilise des toiles d'araignées pour suspendre son petit nid délicat aux branches des arbres, comme une petite sacoche. Attention où vous vous promenez ; ces petits trésors sont souvent à hauteur des yeux!
- Vous observez un petit paquet de brindilles lâchement empilées dans des branches à mi-hauteur? Ce pourrait bien être un nid de cardinal à poitrine rose! Ce joli chanteur ne met presque pas d'effort à construire son nid; on peut souvent voir complètement à travers!

- Vous pensez que tous les oiseaux de la même espèce ont le même chant? Chaque paruline flamboyante a un répertoire comptant jusqu'à 10, voire même 12 chants différents! De plus, les chants varient d'une région à l'autre, comme des dialectes humains! Si vous entendez un oiseau qui chante plusieurs petits chants, les uns après les autres, cherchez ce petit oiseau noir et orange dans les arbres feuillus du Parc.
- Avec ses petits pieds de grimpeur, le grimpereau brun est capable de monter et descendre les troncs des arbres à l'envers! Ce comportement l'aide à retrouver son nid, qu'il cache entre l'écorce et le tronc des arbres.
- Les plumes vous font éternuer? Imaginez si vous aviez des plumes sur le nez, comme le roitelet à couronne dorée ! Ce minuscule oiseau passe l'hiver dans le Parc, mais il n'a pas froid au nez!

ANNEXE 3. MÉTHODES ET OUTILS EMPLOYÉS POUR CALCULER LA VALEUR DES SERVICES RENDUS PAR LES BOISÉS, MILIEUX OUVERTS ET MILIEUX HUMIDES DE MASCOUCHE ET DU PARC DU GRAND-COTEAU

A.3.1 Contrôle des eaux de ruissellement, de l'érosion et prévention des inondations

La plupart des villes sont composées en grande partie de surfaces imperméables : des édifices, des routes et des stationnements. Ceci cause des problèmes pour le contrôle des eaux de ruissellement, c'est-à-dire provenant de la pluie et de la fonte de la neige. Au lieu d'être absorbées par le sol et les surfaces perméables, une grande partie de ces eaux coule rapidement sur et à travers les surfaces imperméables, causant potentiellement des inondations, de l'érosion et des dommages aux infrastructures. Ce problème pourrait être exacerbé par les changements climatiques, qui risquent d'augmenter la probabilité des événements météorologiques extrêmes (Ouranos 2010).

À l'instar d'autres surfaces perméables, les boisés, milieux ouverts et milieux humides aident à contrôler les eaux de ruissellement. Les feuilles, troncs et branches interceptent les eaux de pluie, et les sols, remplis de racines et couverts de litière forestière, absorbent et filtrent les eaux pluviales et provenant de la fonte des neiges. Les excédents coulent vers les cours d'eau naturels plus graduellement, minimisant ainsi les risques d'inondations. Selon une étude de la ceinture verte de la ville de Toronto, le service de réduction des dommages dus au ruissellement, fourni par les boisés, vaut l'équivalent de 1739,30 \$/ha/an (Wilson 2008).

Wilson (2008) a calculé cette valeur à l'aide du logiciel CITYGreen, produit et fourni par l'organisme à but non-lucratif American Forests. Pour le service de contrôle des eaux de ruissellement, CITYGreen utilisait des données climatiques, des données sur l'occupation du sol et les types de sols, et des coûts régionaux de construction pour calculer la valeur de la couverture arborée. Malheureusement, CITYGreen n'est plus disponible. Tant qu'un autre outil de ce genre ne sera disponible, il n'y a pas de protocole facile à utiliser pouvant être appliqué à la Ville de Mascouche et il est donc recommandé d'utiliser simplement la valeur de Wilson citée ci-haut.

Pour les milieux humides et ouverts, Dupras *et al.* (2013) estiment que ce service représente l'équivalent de 6432,00 \$/ha/an pour les milieux humides et de 59,28 \$/ha/an pour les milieux ouverts de la ceinture verte de Montréal. Selon ces auteurs, les milieux humides sont les milieux qui contribuent le plus au contrôle des eaux de ruissellement, de l'érosion et à la prévention des inondations.

A.3.2 Filtration de l'eau

La dominance des surfaces imperméables en ville a aussi un effet négatif sur la qualité de l'eau. Comme les eaux de pluie et de neige coulent rapidement à travers ces surfaces sans être filtrées, elles accumulent de grandes quantités de polluants et de particules solides, qui sont ensuite déversées dans les cours d'eau. Ceci augmente généralement

les frais de filtration d'eau encourus par les municipalités et villes, et a un effet négatif sur toutes formes de loisir et de tourisme qui concernent ces cours d'eaux, incluant la pêche, la natation ou la navigation de plaisance.

Cependant, les boisés et les milieux humides fournissent un service de filtration de ces eaux de ruissellement. Les plantes interceptent les eaux de pluies et les sols et les plantes absorbent les eaux de pluie et de la fonte des neiges. Ces eaux finissent par être retournées dans l'air plus pur, sous forme de vapeur d'eau. Les eaux qui ne sont pas absorbées coulent quant à elles, plus graduellement, à travers les boisés vers les cours d'eaux et sont filtrées entretemps. Les milieux humides, surtout situés en boisés, sont encore plus importants ici parce qu'ils retiennent beaucoup d'eau, et en filtrent donc encore plus. En termes économiques, une étude américaine a trouvé que, pour chaque 10% de forêt et milieux humides perdus dans un bassin versant, le coût de filtration d'eau potable augmente de 20% (Ernst 2004, Ernst *et al.* 2007). Si cette relation est linéaire, ces résultats indiquent un rapport de 2 pour 1 : chaque fraction de forêts et milieux humides perdu entraîne le double de cette fraction en augmentation des coûts de filtration.

Selon cette relation, la valeur des boisés et milieux humides peut être calculée assez facilement par la méthode de coût de remplacement. Premièrement, il faut examiner le coût actuel de filtration d'eau et les changements de vocation, en fraction, des bassins versants sous forme de milieux humides et boisés. L'équation à utiliser pour calculer le coût de n'importe quel changement en couvert forestier (boisés) ou en milieu humide est donc, par bassin versant,

$$C_f = C_a + 2C_a((F_a - F_f) / F_a) \quad \text{(Équation 1)}$$

où C_f est le coût futur de filtration, C_a est le coût actuel de filtration, F_a est la fraction du bassin versant actuellement sous forme de boisés et milieux humides et F_f est la fraction future de boisés et milieux humides du bassin versant.

Selon ce modèle, si tous les boisés et milieux humides disparaissaient ($F_f = 0$), le coût de filtration (C_f) serait trois fois le coût de filtration actuel (C_a) (une perte de 100% des boisés et milieux humides engendre une augmentation de 200% du coût de filtration). Cette même logique donne une équation pour calculer la valeur de ces boisés et milieux humides :

$$V_{Fa} = 2C_a \quad \text{(Équation 2)}$$

où V_{Fa} est la valeur monétaire (en \$) des boisés et milieux humides.

Pour convertir cela à une valeur par unité de superficie (p.ex., hectare), il faut diviser le tout par la superficie de boisés et milieux humides :

$$V_{Fah} = 2C_a/H$$

(Équation 3)

où V_{Fah} est la valeur monétaire (en \$) par unité de superficie des boisés et forêts actuels et H est la superficie totale de boisés et milieux humides dans le bassin versant.

Donc, pour résumer, en se basant sur les résultats d'Ernst (2004) et Ernst *et al.* (2007), qui sont (1) qu'une perte de 10% des boisés engendre une augmentation de 20% du coût de filtration et en supposant que (2) cette relation est linéaire, on peut facilement calculer la valeur monétaire des boisés et milieux humides actuels si on connaît (a) le coût de filtration actuel et (b) la superficie des boisés du bassin versant de la source d'eau. En appliquant cette méthode à différents sites d'études, le calcul de la valeur moyenne du service de filtration des eaux fourni par les boisés donne plus de 612 \$/ha/an (Tableau A2.1). Pour les milieux humides de Montréal, Dupras et Alam (2014) donne une valeur de 1196,13 \$/ha/an.

Il y a ensuite deux options pour calculer la valeur du service de filtration de l'eau fourni par les boisés et milieux humides de la Ville de Mascouche :

1. Appliquer la valeur moyenne de 612,30 \$/ha/an aux boisés et de 119,13 \$/ha/an aux milieux humides
2. Si des données sur les coûts actuels de filtration et sur la superficie de boisés et milieux humides par bassin versant sont disponibles, il serait possible d'utiliser les équations 1 à 3 pour calculer la valeur par hectare par an pour chaque bassin versant, et ensuite prendre la somme pour la ville en entier.

Tableau A21. Valeur du service de filtration de l'eau fourni par les boisés selon la littérature scientifique.

Site d'étude	Référence	Valeur/ha (équivalent en \$ CA 2013)
Montréal, QC; ceinture verte	Dupras <i>et al.</i> 2013	713,50
Toronto, ON; ceinture verte	Wilson 2008	541,30
Boisé, Pays-Bas	Hein 2011	582,10
Moyenne (à appliquer à Mascouche)		612,30

A.3.3 Filtration de l'air

Les boisés ont aussi un effet positif sur la qualité de l'air. Premièrement, les arbres produisent de l'oxygène, nécessaire à la vie humaine et absorbent le CO₂, un produit de la respiration humaine, de la décomposition et de la combustion. Nowak *et al.* (2007) ont estimé qu'un hectare de couvert forestier à Toronto pouvait produire assez d'oxygène pour combler les besoins annuels de 19 personnes, correspondant donc à environ 0,05 ha/personne/an. De plus, les arbres ont un effet bénéfique sur la qualité de l'air en captant des polluants comme le CO (monoxyde de carbone), le NO₂ (dioxyde d'azote) ou le SO₂ (dioxyde de soufre). Par exemple, ce dernier gaz est reconnu comme responsable des pluies acides et est nocif pour le système respiratoire humain (Environnement Canada 2013). Finalement, les arbres interceptent des polluants particuliers, même si ce n'est que temporairement. Nowak *et al.* (2006) estime que les arbres urbains enlèvent plus de 700 000 tonnes de polluants par an aux États-Unis, soit 110 kg/ha de couverture arborée, pour une valeur estimée de 3,8 milliards (\$ US, circa 2005).

À cause de l'incidence du taux de pollution dans l'air sur la santé humaine, la valeur du service de filtration de l'air est généralement calculée en fonction des coûts évités reliés aux maladies humaines. Il s'agit ici d'estimer la quantité de pollution enlevée de l'air par les arbres, d'estimer l'effet de cette pollution sur la santé humaine, puis de donner une valeur monétaire à cette santé humaine (voir Hein 2011 pour plus de détails). La valeur de ce service varie d'une région à l'autre, dépendant du type de végétation, du niveau de pollution, du climat et de la population humaine. Certains types de végétation filtrent l'air avec plus d'efficacité que d'autres, la valeur du service étant plus élevée si le niveau général de pollution est plus haut. De même, certaines conditions climatiques sont plus ou moins propices à la filtration de l'air par la végétation. La valeur est aussi plus importante si la population humaine est plus grande puisque le calcul est basé sur les effets de la pollution sur la santé humaine. Basé sur ces coûts évités, les estimations de la valeur par hectare de forêt présentées dans la littérature varient de 551,03 \$/ha/an à plus de 4000 \$/ha/an (Tableau A2.2).

Étant donné que le processus pour évaluer la valeur du service de filtration d'air est très compliqué (voir Nowak *et al.* 2013 et Hein 2011), nous ne recommandons pas à la Ville de Mascouche d'essayer de le faire pour son territoire. Cependant, considérant la variation dans les estimations présentées ci-haut (Tableau A2.2), il n'est pas nécessairement logique d'appliquer la moyenne de ces résultats à la Ville de Mascouche non plus. Nous recommandons donc que la Ville utilise la valeur de 809 \$/ha/an utilisée par Dupras *et al.* (2013), en regard aux similarités entre les conditions à Montréal et à Mascouche.

Selon la littérature consultée, il n'existe actuellement pas d'estimations de la valeur du service de filtration de l'air fourni par les milieux humides ou les milieux ouverts.

Tableau A22. Valeur du service de filtration de l'air fourni par les boisés selon la littérature scientifique.

Site d'étude	Référence	Valeur/ha (équivalent en \$ CA 2013)
Boisé des Pays-Bas	Hein 2011	626,00
Atlanta, GA (USA)	Nowak <i>et al.</i> 2013	551,03
Baltimore, MD (USA)	Nowak <i>et al.</i> 2013	1432,67
Boston, MA (USA)	Nowak <i>et al.</i> 2013	2534,73
Chicago, IL (USA)	Nowak <i>et al.</i> 2013	2644,94
Los Angeles, CA (USA)	Nowak <i>et al.</i> 2013	991,85
Minneapolis, MN (USA)	Nowak <i>et al.</i> 2013	551,03
New York, NY (USA)	Nowak <i>et al.</i> 2013	4187,82
Philadelphia, PA (USA)	Nowak <i>et al.</i> 2013	1542,88
San Francisco, CA (USA)	Nowak <i>et al.</i> 2013	2755,14
Syracuse, NY (USA)	Nowak <i>et al.</i> 2013	661,23
Montréal, QC; ceinture verte	Dupras <i>et al.</i> 2013	809,00
Valeur à appliquer à Mascouche		809,00

A.3.4 Régulation de la température locale

En conséquence de l'utilisation d'énergie et des grandes concentrations de surfaces imperméables, les milieux urbains sont en général plus chauds que les milieux non-urbains (Haughton et Hunter 1994). Dans la région de Montréal, on a enregistré des écarts de température de plus de 15°C entre des zones boisées et des zones industrielles (Cavayas et Beaudoin 2008). La figure 53 représente bien les écarts importants qui peuvent exister pour les milieux boisés et urbains à Mascouche. Ce phénomène risque de devenir de plus en plus important avec les changements climatiques (Patz *et al.* 2005, Ouranos 2010).

Les arbres et les boisés peuvent aider à atténuer les îlots de chaleurs retrouvés en ville et à y réduire la chaleur en général l'été; ils aident donc à réduire les coûts de climatisation et de santé publique. Les arbres plantés près des édifices réduisent la chaleur en bloquant le soleil, mais les boisés urbains ont un effet plus général via l'évapotranspiration. En moyenne, un arbre mature peut transférer presque 380 kg d'eau à l'atmosphère lors d'une journée chaude (Kozlowski et Pallardy 1997), ce qui a le même effet que la sueur chez les humains. Évidemment ceci rend la vie plus agréable à

l'intérieur des boisés, mais l'effet de refroidissement s'étend aussi jusqu'à 150 mètres des bordures des boisés (Yokohari *et al.* 2001), réduisant les coûts de climatisation et aussi de santé publique aux alentours. Selon des études chinoises, la valeur de ce service représente l'équivalent de 5154,49 \$/ha/an pour la ville de Lanzhou, de 315,02 \$/ha/an pour la ville de Beijing, et de 13055,77 \$/ha/an pour la ville de Guangzhou (valeurs converties de Jim et Chen 2009), pour une moyenne de 6175,09 \$/ha/an. Ces valeurs incluent des coûts de santé publique ainsi que des coûts de climatisation évités. Vu la grande variabilité dans ces estimations, ainsi que des différences socio-économiques entre la Chine et le Québec, il vaudrait la peine de faire des études semblables dans le contexte québécois pour attribuer des valeurs plus spécifiques, d'autant que ce service est appelé à prendre de la valeur dans le futur en raison des épisodes plus fréquents de grandes chaleurs appréhendés avec les changements climatiques.

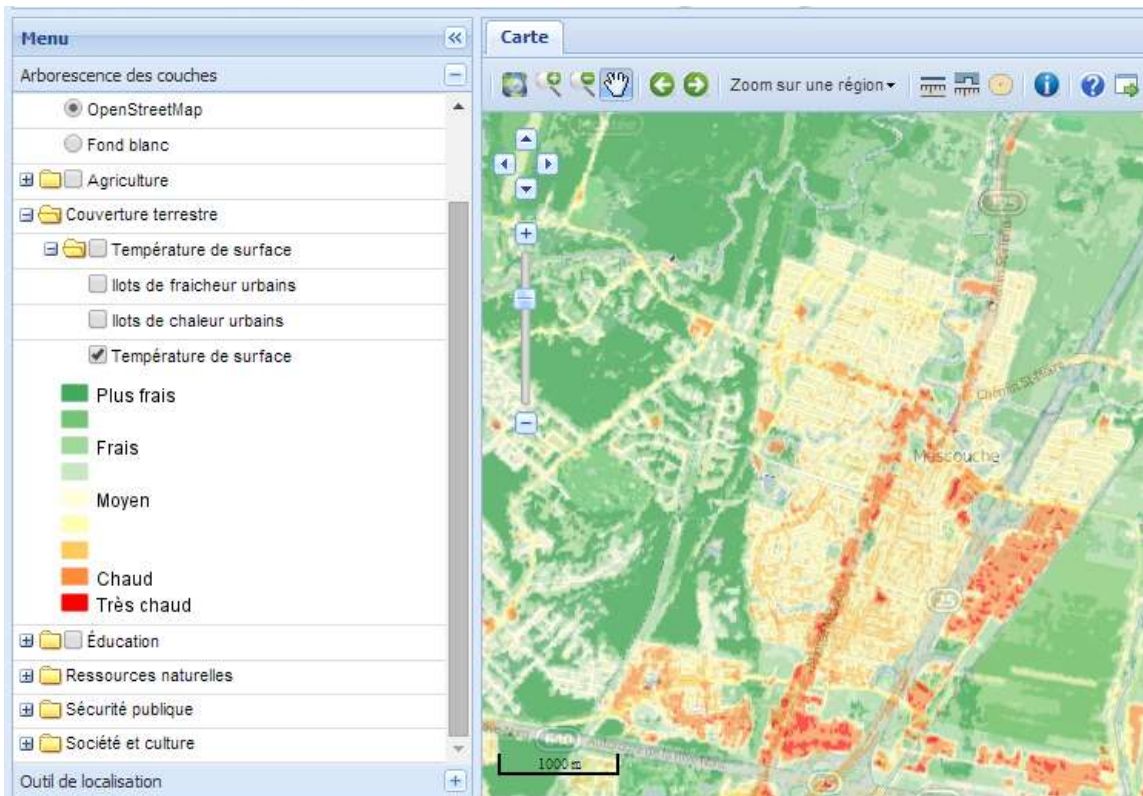


Figure 53. Température de surface au Parc du Grand-Coteau et dans ses environs (Mascouche) en 2010 selon des images SPOT-5. Capture d'image de l'outil «Cartographie des îlots de chaleur/fraîcheur » (Métadonnée Donnée Ouverte Qc V1.0 2013, CERFO 2013).

À notre connaissance, il n'y a pas de littérature proposant une méthode utile et pratique pour estimer la valeur du service de régulation de température fournit par les boisés, tandis que nous ne pourrions pas accéder directement à la littérature Chinoise, mais il

ne serait pas compliqué de le mesurer pour la Ville de Mascouche. Pour ce faire, il faut examiner les coûts de climatisation des édifices à différentes distances des boisés. Ceci pourrait être fait pour les résidences avec une enquête à participation volontaire, ou juste pour les édifices publics de la ville. Étant donné que la présence des arbres individuels autour des édifices a aussi un effet sur les coûts de climatisation, en plus des boisés, il faudra aussi compter le nombre d'arbres autour des édifices. Il faudra ensuite faire une régression linéaire assez simple, en utilisant l'équation

$$V_{cm} = N_a + D_b \quad \text{(Équation 4)}$$

où V_{cm} est le coût de climatisation par m^2 d'édifice, la variable dépendante, et le nombre d'arbres autour de l'édifice (N_a) et la distance au boisé le plus proche (D_b) sont les variables indépendantes. Les régressions peuvent être faites à l'aide d'Excel ou de n'importe quel logiciel statistique (SPSS, R, Systat, etc.). À noter que, comme pour la valeur des propriétés (voir ci-bas), cela ne donnera pas une valeur par hectare de boisé, mais une valeur par distance aux boisés.

Selon la littérature consultée, il n'existe actuellement pas d'estimations de la valeur du service de régulation de la température locale fourni par les milieux humides ou les milieux ouverts.

A.3.5 Stockage et séquestration du carbone

Pour commencer la description des services de stockage et de séquestration de carbone fournis par les boisés, il faut premièrement comprendre la différence entre les deux. Le stockage du carbone est la quantité totale de carbone qu'un écosystème contient, tandis que la séquestration est la quantité de carbone absorbée par l'écosystème par an, après avoir soustrait la quantité libérée dans l'atmosphère par la décomposition, les perturbations, etc. (Wilson 2008). Les vieux arbres stockent plus de carbone que les jeunes, par le simple fait qu'ils en séquestrent depuis plus longtemps. Une étude exhaustive récente indique que les vieux arbres séquestrent aussi plus de carbone par an que les plus jeunes arbres (Stephenson *et al.* 2014).

Comme les arbres absorbent le carbone via la photosynthèse et l'utilisent dans la croissance de leurs feuilles, branches, troncs et racines, et le déposent au fur et à mesure dans la litière et le sol, les boisés sont des puits de carbone. Autrement dit, les boisés sont responsables de la séquestration du carbone, c'est-à-dire sa capture de l'atmosphère pour le stocker dans les arbres, le sol, etc. La séquestration et le stockage du carbone sont des services importants car ils atténuent les effets des activités humaines sur les changements climatiques. Quand les boisés brûlent ou sont autrement détruits, par exemple à cause du développement domiciliaire ou industriel, le carbone séquestré est alors libéré dans l'atmosphère; le boisé détruit passe de puits à source de carbone, et n'est plus présent pour continuer à le séquestrer et le stocker.

A.3.5.1 Stockage de carbone

Pour calculer la valeur de carbone stocké dans les boisés, il faut premièrement estimer la quantité de carbone stockée et ensuite donner une valeur monétaire à cette quantité. Dupras *et al.* (2013; Montréal) et Wilson (2008; Toronto) utilisent une valeur de 220 tonnes de carbone (forme solide) stocké par hectare boisé, donc à peu près 870 tonnes de CO₂ (forme gazeuse), ce qui représente alors la quantité moyenne de carbone stockée par les arbres dans la zone tempérée (Kurz et Apps 1999) à laquelle les villes de Montréal et Mascouche appartiennent. Pour calculer la valeur, Dupras *et al.* (2013) utilisent ensuite le coût social du carbone utilisé par Environnement Canada (2010) de 25 \$/tonne de CO₂, avec un taux d'actualisation de 3%, menant à une estimation de l'équivalent de 1418,43 \$/ha/an (calculé pour un horizon de 20 ans) pour la ceinture verte de Montréal. Pour la ceinture verte de Toronto, Wilson (2008) utilise la même quantité de carbone par hectare que Dupras *et al.* (2013) et la valeur de dommages évités par le stockage de carbone mondial, estimée par la IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change; IPCC 2007) à 52 \$/tonne, ce qui donne une valeur de 919 \$/ha/an pour Toronto (calculé pour un horizon de 20 ans), l'équivalent de 1049,55 \$/ha/an en 2013.

Pour la Ville de Mascouche, il y a trois scénarios d'évaluation possibles du service de stockage fourni par les boisés :

Utiliser la valeur de 1418,43 \$/ha/an calculée pour Montréal par Dupras *et al.* (2013)

Utiliser la valeur de 1049,55 \$/ha/an calculée pour Toronto par Wilson (2008)

Utiliser une valeur moyenne de 1233,99 \$/ha/an.

Dépendant de la méthode utilisée, la valeur de service de stockage de carbone varie de 1049,55 \$/ha/an à 1418,43 \$/ha/an.

En ce qui concerne les milieux humides et les milieux ouverts, Dupras *et al.* (2013) attribuent une valeur de 795,00 \$/ha/an pour le premier et Angers (2002) attribue une valeur médiane de 69,00 \$/ha/an pour le deuxième, calculé pour un horizon de 20 ans.

A.3.5.2 Stockage de carbone

Pour calculer la valeur de carbone séquestré chaque an par les boisés, il suffit d'estimer la quantité séquestrée et ensuite lui appliquer une valeur, comme ci-haut. Dupras *et al.* (2013) utilisent une quantité de 1,93 tonnes de carbone séquestré par hectare par an pour l'écozone des Plaines à forêt mixte, calculé lors de l'inventaire GES du Canada entre 1990 et 2009 (Environnement Canada 2011) et le même 25 \$/tonne utilisé pour le stockage, ce qui donne 48,25 \$/ha/an en 2010, soit l'équivalent de 50,51 \$/ha/an en 2013. En se basant sur les paramètres du modèle CITYGreen, Wilson (2008) estime une quantité de 0,75 tonne de carbone séquestré par hectare par an pour les boisés de

Toronto et le même 52 \$/tonne provenant de l'IPCC, pour une valeur de séquestration de 39,11 \$/ha/an en 2005, l'équivalent de 44,54 \$/ha/an en 2013.

Pour la Ville de Mascouche, cinq scénarios d'évaluation de la valeur de la séquestration sont possibles. Pour calculer la valeur de carbone séquestré par année, on pourrait

Utiliser la valeur de 50,51 \$/ha calculée pour Montréal par Dupras *et al.* (2013).

Utiliser la valeur de 44,54 \$/ha calculée pour Toronto par Wilson (2008).

Utiliser une valeur moyenne de 47,53 \$/ha.

Multiplier la valeur de 25 \$/tonne utilisée dans les calculs de Dupras *et al.* avec le 0,75 tonne/ha utilisé dans les calculs de Wilson pour une valeur de séquestration de 18,75 \$/ha en 2010, l'équivalent de 19,63 \$/ha en 2013.

Multiplier la valeur de 52 \$/tonne utilisée dans les calculs de Wilson avec le 1,93 tonnes/ha utilisé dans les calculs de Dupras *et al.* (2013) pour une valeur de séquestration de 100,36 \$/ha en 2005, l'équivalent de 114,62 \$/ha en 2013.

Dépendant de la méthode utilisée, la valeur de service de séquestration de carbone varie de 19,63 \$/ha/an à 114,62 \$/ha/an. Dans le cadre de ce calcul, nous avons utilisé la valeur moyenne calculée par pour Montréal par Dupras *et al.* (2013) et pour Toronto par Wilson (2008), i.e. 47,53 \$/ha.

En ce qui concerne les milieux humides et les milieux ouverts, Dupras et Alam (2014) attribuent une valeur de 29,64 \$/ha/an pour le premier et de 210,65 \$/ha/an pour le deuxième.

A.3.6 Pollinisation

À travers le monde, la production de 70% des cultures les plus importantes pour la consommation humaine dépend ou est facilité par les pollinisateurs (Klein *et al.* 2007) et le service de pollinisation a été évalué à plus de 240 milliards de dollars (Gallai *et al.* 2009). Ces cultures incluent les pommes de terre, le soja, les pommes et une multitude d'autres fruits, légumes et cultures agricoles (voir la revue de Klein *et al.* 2007 pour la liste complète). La production de semences et de cultures fouragères, comme le foin, la luzerne et le trèfle, est aussi affectée par les pollinisateurs. Certaines cultures sont pollinisées par des oiseaux et des animaux comme les chauves-souris, mais la plupart des pollinisateurs sont des insectes, surtout des abeilles (Chagnon 2008). Ces insectes peuvent être indigènes, comme les abeilles mineures, ou importés, comme les abeilles mellifères.

Depuis longtemps, les fermiers ont surtout compté sur les abeilles mellifères pour la pollinisation, mais cette solution devient de moins en moins bonne. Les abeilles mellifères ont été victimes d'un parasite dans les années 1990 qui a tué de grands nombres de colonies, et elles sont encore en déclin au Québec comme ailleurs (Chagnon 2008). Il devient de plus en plus important de considérer les pollinisateurs indigènes comme source de pollinisation. Malheureusement, les pollinisateurs indigènes sont

aussi en déclin à travers le monde, le Québec inclus (Chagnon 2008). Ceci est attribué à l'utilisation des insecticides, les changements climatiques et la pollution, mais aussi à la perte d'habitats naturels, y compris les boisés et forêts.

Plusieurs études ont examiné le lien entre la proximité d'un habitat naturel ou d'une couverture du sol non-cultivé et la productivité agricole. Selon une étude de Kremen *et al.* (2004), les pollinisateurs indigènes sont plus abondants dans les 2,4 km autour d'habitats naturels. Greenleaf et Kremen (2006a et b) ont trouvé un effet positif de cette proximité sur les abeilles et la productivité des tomates et des tournesols en Californie. En Alberta, Morandin et Winston (2006) ont réussi à déterminer un lien entre le nombre de pollinisateurs et la proximité de couverture du sol non-cultivé (donc incluant les boisés) dans les 750 m autour de champs de 64 ha, et entre le nombre de pollinisateurs et la productivité. Ces résultats ont permis de modéliser le lien entre la proximité de couverture du sol non-cultivé et la productivité de graines de canola (Morandin et Winston 2006). Selon ce modèle, la productivité est maximisée quand 32,7% d'un paysage de 576 ha est sous forme de couverture du sol non-cultivé. À ce point, le profit est de presque 300 \$ CA/ha/an (Tableau A2.3). Wilson (2008) calcule une valeur beaucoup plus haute en estimant que la couverture du sol non-cultivé augmente la production agricole par 30%. Basé sur une analyse plus détaillée des cultures spécifiques qui dépendent des pollinisateurs dans la vallée Fraser en Colombie Britannique et sur les valeurs du service de pollinisation fournies par le gouvernement de la Colombie Britannique pour chaque culture (Gouvernement de la Colombie Britannique 2004), le même auteur donne une valeur de l'équivalent de 1906 \$/ha/an (Wilson 2010). Finalement, en utilisant les valeurs de pollinisation calculées pour les différentes cultures du Québec par Chagnon (2008), Dupras *et al.* (2013) calculent une valeur de l'équivalent de 714,50 \$ CA/ha/an pour le service de pollinisation fourni par la ceinture verte de Montréal (Tableau A2.3).

La valeur du service de pollinisation dépend évidemment de la culture concernée. Certaines cultures ne dépendent pas du tout des pollinisateurs, tandis que d'autres en sont très dépendantes. Klein *et al.* (2007) catégorise la réduction en production des différentes cultures en l'absence de pollinisateurs : (1) réduction de plus de 90 % de la production sans pollinisateurs (médiane de 95 %; 'essential'), (2) réduction de 40-90 % (médiane de 65 %; 'great'), (3) réduction de 10-40 % (médiane de 25 %; 'modest'), (4) moins de 10 % réduction (médiane de 5 %; 'little'), et (5) pas de réduction de la production sans pollinisateurs (0; 'no increase').

Tableau A23. Valeur du service de pollinisation fourni par les boisés selon la littérature scientifique

Site d'étude	Culture	Référence	Valeur (\$/ha/an)
Champs en Alberta	Canola	Morandin et Winston 2006	296,43
Ceinture verte, Toronto	Non spécifique	Wilson 2008	1194,00
Ceinture verte, Montréal	Non spécifique	Dupras <i>et al.</i> 2013	714,50
Vallée Fraser, CB	Spécifiques à la région	Wilson 2010	1906,00
Valeur moyenne (à appliquer à Mascouche)			1027,73

Il y a deux options pratiques pour estimer la valeur du service de pollinisation fourni par les boisés de la Ville de Mascouche. Premièrement, il serait possible d'appliquer la moyenne de valeurs par hectare de la littérature scientifique (Tableau A2.3). Le calcul d'une valeur propre à la Ville de Mascouche, en six étapes, pourrait être une meilleure solution :

1. Identifier tous les terrains agricoles qui sont à 2,4 km ou moins des boisés. Cela implique un travail de cartographie qui pourrait être fait assez facilement avec des données extraites à l'aide des systèmes d'information géographique de la ville.
2. Classifier les cultures de ces terrains selon les catégories de Klein *et al.* (2007; voir ci-haut). Pour ce faire, il faudra avoir des données sur la production agricole, ce qui pourrait être obtenu à partir des données du Plan de développement de la zone agricole réalisé par la MRC Les Moulins.
3. Calculer leur valeur marchande de chaque culture. Pour ce faire, il faut multiplier le prix du marché par la production :

$$V_{mp} = P_u \times D_u \quad \text{(Équation 5)}$$

où V_{mp} est la valeur marchande de chaque culture en question en proximité des boisés, P est la production et D_u est la valeur monétaire par unité de production.

4. Utiliser les classifications de Klein *et al.* (2007) pour estimer la valeur en l'absence de boisés:

$$V_m = P_u(100 - M_c) \times D_u \quad \text{(Équation 6)}$$

où V_m est la valeur marchande de chaque culture en question sans boisés et M_c est la médiane de la catégorie de Klein *et al.* (2007) auquel la culture en question appartient.

5. Calculer la valeur de pollinisation fournie par les boisés pour chaque culture. Pour ce faire, il faut prendre la différence entre la valeur marchande actuelle et la valeur sans boisés :

$$V_p = V_{mp} - V_m \quad \text{(Équation 7)}$$

où V_p est la valeur du service de pollinisation fourni par les boisés pour la culture en question.

6. Calculer la valeur des boisés, par hectare, en termes de services de pollinisation à l'aide de l'équation suivante :

$$V_{bp} = SV_p / A \quad \text{(Équation 8)}$$

où V_{bp} est la valeur du service de pollinisation fourni par hectare de boisé, S_{vp} est la somme des V_p des toutes les cultures en question et A est la superficie totale (ha) de boisés à proximité de terres agricoles.

Même si ces étapes peuvent sembler un peu compliquées au premier abord, cette méthode est plus applicable que la méthode de Wilson (2008) parce que cette dernière suppose que les cultures sont à 100 % ou à 0 % dépendantes des pollinisateurs, alors qu'en réalité beaucoup de cultures se situent entre les deux, ni complètement dépendantes, ni complètement indépendantes. Il est aussi préférable de calculer une valeur spécifique à Mascouche parce qu'il y a beaucoup de variation dans les cultures et, sans doute, en pollinisateurs également. Les résultats empruntés d'ailleurs pourraient ainsi ne pas être très applicables au cas de Mascouche.

Les milieux ouverts servent aussi comme habitat pour les pollinisateurs. Dupras et Alam (2014) attribuent une valeur de l'équivalent de 28,00 \$/ha/an pour le service de pollinisation fourni par les milieux ouverts. Cependant, il n'y a pas d'estimations disponibles pour les milieux humides.

A.3.7 Loisir et tourisme

Les boisés procurent évidemment beaucoup de services de loisirs. La valeur de ces services a été analysée dans la littérature de trois différentes méthodes, soit en utilisant (a) le coût de déplacement assumé par les individus qui viennent fréquenter les boisés

pour le plaisir, (b) le prix que les individus seraient prêts à payer pour avoir ou maintenir accès à des boisés pour des activités de loisir et (c) le prix de marché, c'est-à-dire le prix que les individus paient réellement pour avoir accès à des boisés pour le loisir.

Étant donné la simplicité relative de ces méthodes, beaucoup d'études évaluent la valeur du service de loisir fourni par des boisés et des forêts. Cependant, ces études ne sont pas nécessairement applicables au cas de Mascouche. En effet, les boisés de Mascouche ne sont pas utilisés pour le ski alpin, par exemple, ni, nous supposons, pour la chasse et la pêche. Ainsi, nous ne considérons pas les valeurs calculées pour des boisés qui incluent ces dernières activités.

Parmi les études qui restent, il y a plusieurs différentes méthodes utilisées pour monétariser les services de loisir et tourisme et les valeurs par hectare varient de plusieurs ordres de grandeur d'une étude à l'autre (Tableau A2.4). La majorité des études utilisent l'évaluation contingente, c'est-à-dire que les chercheurs demandent à la population de la région ou aux utilisateurs des boisés combien ils seraient prêts à payer pour maintenir leurs boisés ou l'accès à leurs boisés. Il existe aussi une étude qui utilise le coût de déplacement, où ce que les gens ont dépensé pour se rendre aux boisés est calculé. Finalement, il y a les méthodes des prix de marché, qui comprennent le prix d'entrée payé (Hein 2011) ou les sommes dépensées lors des visites (Cruz et Benedicto 2009).

La variation énorme en valeur des boisés comme source de loisir et tourisme pourrait être en partie due aux différentes méthodes utilisées pour l'évaluation, mais probablement aussi dû entre autres à des différences culturelles ou à la rareté des boisés dans la région. Ceci est évident si on compare par exemple la valeur de 6,89 \$/ha/an dans la région de la Carélie en Finlande (Kniivilä *et al.* 2002) à la valeur de 1894,07\$/ha/an pour un boisé des Pays-Bas (Hein 2011). Comme les auteurs de l'étude expliquent, en Carélie les communautés dépendent en grande partie de l'industrie forestière, et ne s'intéressent pas beaucoup à la conservation de cette forêt pour le loisir. Cependant, aux Pays-Bas, il s'agit d'une aire protégée qui est évidemment très appréciée.

Au lieu d'appliquer une moyenne des valeurs de la littérature pour calculer la valeur des services de loisir et tourisme fournis par les boisés de Mascouche, nous recommandons que la Ville calcule une valeur elle-même. Ceci est en partie dû à la variation énorme des valeurs de la littérature, mais aussi à la supposition de linéarité qu'il faudra appliquer pour utiliser cette moyenne. Cette moyenne en est une par hectare, tandis que la valeur des services de loisir et tourisme par hectare de boisé est probablement plus haute pour un grand boisé que pour un petit. Autrement dit, comme source d'opportunités de loisirs, un boisé de 190 ha possède certainement une valeur plus haute par hectare qu'un boisé d'un seul hectare parce qu'on peut l'utiliser pour une plus grande variété d'activités. Si la valeur du boisé entier est calculée, ce problème est évité.

Pour calculer la valeur des services de loisir et tourisme des boisés de Mascouche, une évaluation contingente peut être faite, comme la plupart des études citées ci-haut. Il

faut alors développer un questionnaire à répondre sur une base volontaire, demandant aux citoyens combien ils seraient prêts à payer pour maintenir les boisés.

Tableau A24. Valeur du service de loisir et tourisme fourni par les boisés selon la littérature scientifique.

Méthode	Site d'étude	Référence	Valeur/ha (en \$ CA 2013)
Coûts de déplacement et prix de marché	Boisé au Portugal	Cruz et Benedicto 2009	21,20
Prix de marché	Région métropolitain de Montréal, QC	Dupras et Alam 2014	1614,24 ¹²
Évaluation contingente	Forêts de Västerbotten, Suède	Mattsson et Li 1993	12,70
Évaluation contingente	Forêts Méditerranée	Croitoru 2007	154,77
Évaluation contingente	Forêts tempérées du monde	Pearce 2001	151,90
Évaluation contingente	Toronto, ON; ceinture verte	Wilson 2008	381,70
Évaluation contingente et coûts de transport	Forêts de Pologne	Bartczak <i>et al.</i> 2008	1443,66 ¹³
Prix de marché	Boisés aux Pays-Bas	Hein 2011	1894,07
Prix de marché et évaluation contingente	Forêts de Carélie, Finlande	Kniivilä <i>et al.</i> 2002	6,89
Valeur moyenne			1443,66

¹² À noter que, malgré le fait que Dupras *et al.* (2013) présentent une valeur de presque 18 000 \$ CA/ha/an pour la ceinture verte de Montréal, cette valeur n'est pas incluse ici parce qu'elle n'est pas bien justifiée dans le rapport original. Elle est au moins dix fois plus haute que les autres estimations de la littérature et elle a été remplacé par la valeur de 1614,24 \$ CA/ha/an dans Dupras et Alam (2014). À noter que Dupras et Alam (2014) est publié dans une revue scientifique révisée par les pairs et risque donc d'être plus fiable que le rapport de Dupras *et al.* (2013).

¹³ Médiane.

La méthode de coût de déplacement constitue une autre option. Pour ce faire, il faut demander à ceux qui utilisent les boisés quelle distance ils ont parcourue pour arriver au site et, si le site n'existait pas, quelle distance ils seraient prêts à franchir pour se rendre à un site semblable. En analysant ensuite les résultats, il suffit de prendre la plus grande de ces deux estimations pour tenir compte des gens qui sont assez chanceux de vivre très proche du boisé en question, mais qui seraient prêts à se déplacer plus loin si cela était nécessaire pour s'y rendre. Il suffit ensuite de multiplier les distances de déplacement par le coût de déplacement (\$ par km, habituellement calculé en fonction du prix d'essence) et de prendre une moyenne pour donner une valeur monétaire au boisé en question.

En ce qui concerne les milieux humides et les milieux ouverts, Dupras *et al.* (2013) attribuent une valeur de l'équivalent de 710,00 \$/ha/an pour le premier et de 186,30 \$/ha/an pour le deuxième.

A.3.8 Augmentation de la valeur des propriétés

Les boisés ont aussi un effet sur la valeur des propriétés, surtout en milieu urbain (p.ex. Tyrväinen et Miettinen 2000, Melichar *et al.* 2009). En général, les gens en milieux urbains sont prêts à payer plus pour une propriété située près d'un boisé. Il y a deux études en particulier qui ont quantifié cet effet, celles de Tyrväinen et Miettinen (2000) et Melichar *et al.* (2009).

Melichar *et al.* (2009) ont examiné l'effet de la proximité aux boisés et de la superficie de la boisé la plus proche, entre autres, sur la valeur des appartements résidentiels à Prague, en République tchèque. Cette étude examine les prix de ventes de plus de 1700 résidences vendues entre 2005 et 2008 comme fonction de la distance des boisés (superficie minimale de 0,3 ha) après avoir contrôlé des caractéristiques comme la grandeur de la résidence, la proximité au métro, etc. Les résultats indiquent un déclin du prix de vente de 0,0161%/100m de distance à la forêt, ou 0,00161%/mètre, jusqu'à une distance de 10 km.

Tyrväinen et Miettinen (2000) ont fait une étude semblable pour la ville de Salo, en Finlande. Cette étude examine les prix de ventes de 590 résidences en fonction de la distance des boisés (superficie minimale de 0,3 ha), après avoir contrôlé des caractéristiques telles le nombre de chambres ou la grandeur de la résidence. L'étude a aussi examiné l'influence du fait d'avoir une vue de la forêt sur le prix de vente. Les résultats indiquent une augmentation de 4,9 % du prix pour une vue sur la forêt, un déclin en prix de vente de 0,059%/100 m de distance à la forêt, ou 0,0059% /m, jusqu'à une distance de 1 km.

Il est à noter que ni Melichar *et al.* (2009), ni Tyrväinen et Miettinen (2000) ne calculent une valeur des boisés par hectare. Pour ce faire, la Ville de Mascouche pourrait (a) utiliser le modèle de Tyrväinen et Miettinen (2000), (b) utiliser le modèle de Melichar *et*

al. (2009) ou (c) faire les deux et utiliser la valeur moyenne. Ni Wilson (2008) ni Dupras et ses collègues (Dupras et Alam 2014, Dupras *et al.* 2013) n'incluent ce service dans leurs calculs.

En ce qui concerne les milieux humides, Mahan *et al.* (2000) attribuent une valeur de 90,62 \$/ha/an à ce service pour la ville de Portland, Oregon.

A.3.8.1 Méthode de Tyrväinen et Miettinen (2000)

Pour utiliser la première méthode, il suffit (1) d'estimer la valeur des propriétés à 1 km ou moins d'au moins un boisé avec ou sans vue sur celui-ci, (2) calculer la valeur des mêmes propriétés si le boisé n'était pas là et (3) calculer la somme des différences de chaque type d'habitation, et considérer cette valeur par hectare de boisé comme étant la valeur des boisés.

(1) Pour estimer la valeur des résidences à 1 km ou moins d'au moins un boisé, il faudra trouver le prix d'un certain nombre de résidences de différents types récemment vendues et mesurer leurs distances aux boisés, et ensuite estimer la valeur des autres propriétés du même type à différentes distances des boisés. Il faudra au moins un exemple de chaque type de résidence qui se trouve à 1 km ou moins d'un boisé et un exemple qui se trouve à plus de 1 km, mais si on peut obtenir plus d'un exemple il sera possible de prendre la moyenne. Après avoir trouvé ces exemples, on peut utiliser le modèle de Tyrväinen et Miettinen (2000) et appliquer les prix de ces exemples à l'ensemble des autres résidences du même type à 1 km ou moins d'un boisé. Premièrement, on calcule la valeur maximale d'une telle résidence, c'est-à-dire la valeur d'une telle résidence à côté d'un boisé, avec l'équation suivante

$$V_{max} = P_{ex} + 0.000059(P_{ex}D_{ex}) + 0.049(U_{ex} P_{ex}) \quad \text{(Équation 9)}$$

où V_{max} est la valeur d'une telle propriété à côté d'un boisé (valeur maximale d'une telle propriété, en \$), P_{ex} est le prix de vente de l'exemple de ce type de propriété, D_{ex} est la distance en mètres de l'exemple de ce type de propriété d'un boisé et U_{ex} est une variable représentant la présence ou non d'une vue sur un boisé, variable à laquelle on donne une valeur de 0 si l'exemple possède une telle vue et de 1 si l'exemple ne l'a pas.

Ensuite, pour toutes les autres propriétés du même type situées à 1 km ou moins d'un boisé, sur le marché ou non, on estime la valeur marchande avec l'équation suivante :

$$V_r = V_{max} - 0.000059(V_{max}D_r) - 0.049 (U_r V_{max}) \quad \text{(Équation 10)}$$

où V_r est le prix marchand d'une résidence du même type (en \$) à D_r mètres d'un boisé et U_r est une variable représentant la présence ou non d'une vue sur un boisé, à laquelle on donne une valeur de 0 si l'exemple a une telle vue et de 1 si l'exemple ne l'a pas.

(2) Pour calculer la valeur de chaque résidence s'il n'y avait pas de boisés, on estime ensuite la perte en prix marchand si les boisés étaient perdus :

$$V_{rs} = V_r - V_{rd} - 0.049N_r V_r \quad \text{(Équation 11)}$$

où V_{rs} est le prix marchand de la résidence r si les boisés étaient perdus, V_{rd} est le prix de vente d'une résidence du même type (ou le prix moyen de vente de plusieurs résidences du même type) à plus de 1 km des boisés et N_r est une variable représentant la présence ou non d'une vue sur un boisé, à laquelle on donne une valeur de 1 si la résidence r a une telle vue et de 0 si elle ne l'a pas.

(3) Si on calcule V_{rs} pour toutes les résidences de différents types à 1 km ou moins des boisés, on peut ensuite calculer la valeur des boisés par hectare avec l'équation suivante:

$$V_b = \frac{\sum_{i=1}^n V_{rs}(i)}{A} \quad \text{(Équation 12)}$$

où V_b est la valeur des boisés, en \$ par hectare, $\sum_{i=1}^n V_{rs}(i)$ est la somme de tous les V_{rs} de 1 à n , ou n est le nombre totale de boisés et A est la superficie totale de boisés.

A.3.8.2 Méthode de Melichar *et al.* (2009)

Pour utiliser le modèle de Melichar *et al.* (2009), on peut suivre des étapes similaires à celles vues ci-haut, mais il faudrait examiner les résidences à 10 km ou moins d'un boisé, les comparer aux prix des résidences à plus de 10 km des boisés et ne pas se fier à la vue.

(1) Pour calculer la valeur maximale des propriétés, l'équivalent de l'équation 8 sera :

$$V_{\max} = P_{ex} + 0.0000161 P_{ex} D_{ex} \quad \text{(Équation 13)}$$

où V_{\max} est la valeur d'une propriété à côté d'un boisé (valeur maximale, en \$), P_{ex} est le prix de vente de l'exemple et D_{ex} est la distance de l'exemple à un boisé, en mètres.

$$V_r = V_{\max} - 0.0000161 V_{\max} D_r \quad \text{(Équation 14)}$$

où V_r est le prix marchand d'une résidence du même type (en \$) à D_r mètres d'un boisé.

(2) Pour calculer la valeur de chaque résidence s'il n'y avait pas de boisés, on estime ensuite la perte en prix marchand si les boisés étaient perdus :

$$V_{rs} = V_r - V_{rd} \quad \text{(Équation 15)}$$

où V_{rs} est le prix marchand de la résidence r si les boisés étaient perdus et V_{rd} est le prix de vente d'une résidence du même type (ou le prix moyen de vente de plusieurs résidences du même type) à plus de 10 km des boisés.

Si on calcule V_{rs} pour toutes les résidences de différents types à 10 km ou moins des boisés, on peut ensuite calculer la valeur des boisés par hectare avec l'équation 11.