
Rapport final

Résultats et recommandations pour le plan de conservation de la municipalité d'Hudson

Janvier 2020

De:



À:



Eco2urb

Issue d'un spin-off universitaire, la mission d'Eco2Urb est de mettre en application les plus récentes avancées scientifiques en écologie, économie et gouvernance afin de faciliter des prises de décisions concernant l'aménagement du territoire, que ça soit à l'échelle locale, régionale ou au-delà.

Les professeurs Dupras, Gonzalez et Messier ont lancé Eco2Urb afin de répondre à une demande croissante quant à leur approche d'analyse et de gestion d'écosystèmes et de ressources naturelles. Parmi les services offerts, Eco2Urb se dote d'une approche holistique à la gestion des paysages et des ressources naturelles, notamment en utilisant des logiciels de modélisation innovants et en fournissant des recommandations ciblées visant à favoriser la résilience des écosystèmes par la diversité et la connectivité.

L'équipe d'Eco2Urb dirige des laboratoires de pointe en écologie et évolution, science forestière et économie écologique. Elle offre des approches innovatrices quant au **développement de solutions pour l'aménagement du territoire**. L'équipe met un accent particulier sur la planification à long terme et sur la prise en compte **des risques associés à différents scénarios de changements climatiques et globaux et au changement de l'utilisation des sols**.

Équipe de réalisation

Chef d'équipe:	Kyle T. Martins, M.Sc.
Coordinatrice :	Véronique Dumais-Lalonde, M.Sc.
Superviseurs:	Andrew Gonzalez, Ph.D. Christian Messier, Ph.D. Jérôme Dupras, Ph.D.

Ce rapport a été traduit de l'anglais vers le français par Véronique Dumais-Lalonde, M.Sc.

Sommaire exécutif

Les changements globaux, le développement urbain et l'arrivée d'insectes ou de maladies exotiques menacent la biodiversité et les écosystèmes, en particulier dans les milieux urbains. Pourtant, les écosystèmes naturels offrent une variété de bénéfices essentiels au bien-être humain, que ce soit du point de vue social, économique ou environnemental. Par exemple, un couvert forestier diversifié peut améliorer la qualité de l'air, contribuer à la régulation du climat et favoriser la biodiversité. Afin de maintenir l'approvisionnement de ces services et concilier la conservation des infrastructures naturelles avec les pressions démographiques, une approche simple et efficace pour assurer la protection des espaces naturels est nécessaire. Une telle approche vise à améliorer la résilience en favorisant la biodiversité et la connectivité des espaces naturels.

Les démarches et les résultats résumés dans le présent rapport visent à soutenir la Ville d'Hudson dans la priorisation de ses milieux naturels pour la conservation selon leur contribution à la biodiversité, la résilience des forêts, l'intégrité écologique, les services écosystémiques, la connectivité, la récréation et l'histoire. À cette fin, Eco2urb a mené des inventaires écologiques, a estimé la valeur des écosystèmes pour un éventail de caractéristiques pertinentes à la priorisation des milieux naturels et a développé une multitude de scénarios de changement d'utilisation des sols en collaboration avec les citoyens et les membres de l'administration et du conseil municipal. Certains éléments d'intérêt particulier ressortent de ce travail exhaustif, notamment l'importance de maintenir et d'augmenter le réseau de corridors verts et bleus présent naturellement dans la municipalité, en raison de ses multiples cours d'eau et de leur infrastructure verte environnante. Ce maintien contribuerait au soutien de la biodiversité tout en fournissant des services écosystémiques essentiels en milieu périurbain. Le présent rapport fournit aussi des recommandations pour guider les initiatives de conservation, par exemple, de:

- Conserver les milieux humides pour améliorer la tolérance globale du paysage aux inondations, particulièrement dans la zone inondable qui longe la rivière des Outaouais.
- Promouvoir la diversité des groupes fonctionnels pour améliorer la résilience des forêts.
- Favoriser une variété de pratiques sylvicoles (par ex. plantation ou coupe de jardinage) qui pourraient contribuer à la diversité des habitats à l'échelle des peuplements et du paysage.
- Cibler les forêts ayant une diversité fonctionnelle élevée pour la conservation.
- Cibler les forêts ayant une faible résilience aux menaces futures pour la restauration.
- Sensibiliser les résidents quant aux vecteurs de transmission et d'envahissement des maladies et insectes exotiques (par ex. bois de chauffage) et aux techniques d'identification de ces derniers.
- Restaurer les corridors verts et bleus entre les fragments d'habitat.
- Protéger les corridors écologiques essentiels à la biodiversité.

Table des matières

1.	Introduction	10
1.1.	Les changements globaux	10
1.2.	Les services écosystémiques et leur importance pour la société	10
1.3.	La résilience par la diversité et la connectivité	11
1.4.	Objectifs et contexte du projet	12
2.	Méthodologie.....	14
2.1.	Aperçu de la méthodologie.....	14
2.2.	Région d'étude	15
2.3.	Histoire et démographie	15
2.4.	Paysage naturel.....	16
2.5.	Acquisition des données de référence.....	16
2.5.1.	Données de référence.....	17
2.5.2.	Consolidation des données et classification du paysage	17
2.5.3.	Validation des données.....	20
2.6.	Évaluation des indices de conservation	25
2.6.1.	Biodiversité	25
2.6.2.	Connectivité du paysage	26
2.6.3.	Intégrité écologique	27
2.6.4.	Résilience des forêts	28
2.6.5.	Services écosystémiques.....	30
2.6.6.	Recréation et histoire.....	31
2.7.	Priorités de conservation	32
2.8.	Simulation du changement d'utilisation des sols	33
2.8.1.	Changement historique de l'utilisation des sols	33
2.8.2.	Projections du changement d'utilisation des sols	34
2.9.	Ateliers auprès de la municipalité et des citoyens	37
2.9.1.	Atelier 1: Conseil municipal et administration.....	37
2.9.2.	Atelier 2: Citoyens.....	37
3.	Résultats.....	39
3.1.	Composition et configuration des milieux naturels.....	39
3.2.	Synthèse des résultats des inventaires écologiques.....	40
3.2.1.	Composition des sites échantillonnés.....	41

3.3.	Biodiversité, services écosystémiques et connectivité	43
3.3.1.	Biodiversité	43
3.3.2.	Connectivité	46
3.3.3.	Intégrité écologique	52
3.3.4.	Résilience des forêts	57
3.3.5.	Services écosystémiques.....	65
3.3.6.	Récréation et histoire.....	67
3.4.	Ateliers	70
3.4.1.	Atelier avec l'administration et le conseil municipal de la ville	70
3.4.2.	Atelier avec les résidents	72
3.5.	Synthèse des priorités de conservation	73
3.5.1.	Scénarios de priorisation	73
3.6.	Modélisation du paysage	76
3.6.1.	Tendances historiques	76
3.6.2.	Scénarios d'utilisation des sols	79
3.7.	Impacts projetés sur la connectivité et les services écosystémiques	86
3.7.1.	Impacts des scénarios de développement sur la connectivité locale.....	86
3.7.2.	Impacts des scénarios de développement sur les services écosystémiques et la biodiversité	87
3.8.	Synthèse des résultats	90
4.	Discussion et recommandations	92
4.1.	Synthèse et recommandations	92
4.1.1.	Biodiversité	92
4.1.2.	Connectivité du paysage	94
4.1.3.	Intégrité écologique	95
4.1.4.	Résilience des forêts	97
4.1.5.	Services écosystémiques.....	98
4.1.6.	Récréation et histoire.....	99
4.2.	Niveaux de conservation.....	100
4.2.1.	Niveau 1: Noyau de conservation	100
4.2.2.	Niveaux 2-3: Forêts tampons	102
4.2.3.	Niveau 4: Priorités régionales	103
4.2.4.	Niveau 5: Autres forêts	103

4.3. Sources de financement pour la conservation	104
5. Conclusion	105
6. Références	106

Liste des figures

Figure 1. Flux de travail.	14
Figure 2. Délimitation de la Ville d'Hudson, de ses secteurs et de son noyau urbain (A), ainsi que son emplacement dans le contexte de la Communauté Métropolitaine de Montréal (B).	15
Figure 3. Tendances de croissance de la population et des ménages.	16
Figure 4. Diagramme du modèle de changement d'utilisation des sols. Les flèches indiquent les transitions entre les classes d'utilisation (cases), incluant: l'urbanisation (flèches grises), la régénération naturelle (flèche verte), la mise en jachère (flèche orange) et la perte des forêts en raison de l'expansion agricole.	35
Figure 5. Carte de la ville d'Hudson résumant le réseau de pistes de randonnée, la configuration du paysage naturel et les points de repère.	39
Figure 6. Répartition des sites d'échantillonnage dans les milieux naturels de la ville.	41
Figure 7. Synthèse de la composition forestière pour les forêts sèches. Les pourcentages représentent la proportion de la surface terrière totale mesurée pour tous les sites. Les résineux sont indiqués en vert foncé tandis que les feuillus sont indiqués en vert pâle.	42
Figure 8. Synthèse de la composition forestière pour les milieux humides boisés. Les pourcentages représentent la proportion de la surface terrière totale mesurée pour tous les sites. Les résineux sont indiqués en vert foncé tandis que les feuillus sont indiqués en vert pâle.	43
Figure 9. Répartition des points chauds d'observation de l'avifaune.	44
Figure 10. Répartition des points chauds de l'herpétofaune dans la municipalité d'Hudson.	45
Figure 11. Répartition des espèces à statut sur le territoire d'Hudson pour les observations datant de 2009 à 2014.	46
Figure 12. Classification des milieux naturels selon leur contribution à la connectivité régionale dans les Basses-terres du Saint-Laurent. Les données originales sont tirées de Rayfield et al. (2019).	47
Figure 13. Classification des milieux naturels selon leur contribution à la connectivité régionale. La carte A démontre le réseau à l'échelle de la MRC Vaudreuil-Soulanges et la carte B illustre l'étendue complète de l'étude dans les Basses-terres du Saint-Laurent. Les données originales sont tirées de Rayfield et al. (2019).	48
Figure 14. Classification des milieux naturels selon leur importance pour la connectivité locale à Hudson.	49
Figure 15. Analyse de flux du courant pour les cinq espèces focales, incluant a) l'ours noir, b) la Grenouille des bois, c) la martre d'Amérique, d) la salamandre cendrée et e) la Grande musaraigne.	50
Figure 16. Analyse de centralité intermédiaire pour les cinq espèces focales, incluant a) l'ours noir, b) la Grenouille des bois, c) la martre d'Amérique, d) la salamandre cendrée et e) la Grande musaraigne.	51
Figure 17. Répartition de la maturité des forêts sur le territoire d'Hudson.	53
Figure 18. Relation entre le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) et la classe d'âge pour les forêts sèches (haut) et les milieux humides boisés (bas).	53
Figure 19. Distribution des valeurs maximales et moyennes de DHP pour tous les sites dans les forêts sèches (haut) et dans les milieux humides boisés (bas).	54

Figure 20. Répartition des valeurs d'intégrité écologique des forêts à Hudson.....	55
Figure 21. Répartition des espèces exotiques dans la municipalité d'Hudson. Les endroits de couleur plus foncée ont un degré d'envahissement plus élevé.	57
Figure 22. Répartition de la diversité fonctionnelle dans la municipalité d'Hudson.....	59
Figure 23. Répartition de la vulnérabilité des forêts face aux menaces biotiques.....	62
Figure 24. Répartition du couvert forestier selon la tolérance aux inondations.....	63
Figure 25. Répartition du couvert forestier selon les classes de tolérance à la sécheresse.....	64
Figure 26. Répartition des milieux boisés susceptibles à l'urbanisation et à l'expansion agricole.	65
Figure 27. Répartition des forêts selon leur importance pour l'atténuation des inondations.....	66
Figure 28. Répartition des milieux boisés selon leur importance pour le stockage du carbone.....	67
Figure 29. Répartition des milieux naturels de la ville selon leur valeur récréative telle qu'identifiée par l'administration et le conseil municipal.	68
Figure 30. Répartition des milieux naturels d'Hudson selon leur valeur historique telle qu'identifiée par l'administration et le conseil municipal.	69
Figure 31. Priorisation des milieux naturels d'Hudson selon leur importance pour la conservation telle que déterminée par l'administration et le conseil municipal.....	73
Figure 32. Priorisation des milieux naturels d'Hudson selon leur importance pour la conservation telle que déterminée par les citoyens de la ville.	74
Figure 33. Priorisation selon les valeurs de consensus déterminées par les citoyens, l'administration et le conseil municipal pour les milieux naturels d'Hudson.	75
Figure 34. Développement urbain historique et projeté pour la période de 1880 à 2070.	77
Figure 35. Milieux naturels protégés selon chaque scénario (en orange). Le pourcentage de la superficie totale du territoire protégée est indiqué à la droite de chaque sous-figure.....	78
Figure 36. Changements projetés dans la composition du paysage pour chaque scénario de changement d'utilisation du sol.....	80
Figure 37. Résumé des changements dans l'utilisation des sols pour les scénarios a) conditions initiales en 2020, b) statu quo, c) orientation "transit" et d) orientation "services".....	81
Figure 38. Changements projetés dans la composition du paysage pour chaque scénario de changement d'utilisation du sol.....	82
Figure 39. Sommaire des changements dans l'utilisation des sols pour les scénarios développés par Eco2urb, incluant a) les conditions initiales en 2020, b) la protection de 25% du territoire, c) les milieux prioritaires selon le PMAD et d) les milieux prioritaires selon la MRC-VS.....	83
Figure 40. Changements projetés dans la composition du paysage pour chaque scénario de changement d'utilisation du sol.....	84
Figure 41. Résumé des changements dans l'utilisation des sols pour les scénarios développés par Eco2urb, incluant a) les conditions initiales en 2020, b) 25% protégé, c) 20% protégé et d) 30% protégé.	85
Figure 42. Sommaire des impacts des scénarios de changement d'utilisation des sols sur deux mesures de connectivité (centralité intermédiaire et flux du courant) et deux mesures de disponibilité de l'habitat (parcelle et qualité de l'habitat).	86
Figure 43. Perte moyenne pour toutes les variables mesurées pour chaque scénario de changement d'utilisation des sols.....	88
Figure 44. Perte moyenne pour toutes les variables mesurées pour chaque scénario de changement d'utilisation des sols.....	89

Figure 45. Synthèse des niveaux de priorité de conservation tels que définis dans les analyses effectuées par Eco2urb. Les superficies comprises dans le niveau 1 ont la priorité la plus élevée. 91

Liste des tableaux

Tableau 1. Classes d'utilisation du sol adaptées de Rayfield et al. (2019) et leurs équivalences et descriptions employées pour classer le territoire d'Hudson.	19
Tableau 2. Sommaire des critères évalués dans les forêts sèches. Les références consultées incluent MFFP (2016), GENIVAR (2016) et Martins et al. (2016).	22
Tableau 3. Sommaire des critères évalués dans les milieux humides. Les références consultées incluent Bazoge et al. (2014) et Martins et al. (2016).	23
Tableau 4. Thématiques et interprétations des indices de conservation, classées selon le type de variable, soit continu (C), discret (D) ou catégorique (CA).	24
Tableau 5. Groupes fonctionnels déterminés selon la similitude des espèces d'arbres en fonction de leurs traits fonctionnels à Hudson.	29
Tableau 6. Description des scénarios de changement d'utilisation des sols.	36
Tableau 7. Liste des activités menées lors des ateliers et leur description.	38
Tableau 8. Composition du paysage naturel à Hudson.	40
Tableau 9. Classes d'âge attribuées aux forêts et aux milieux humides boisés. Les pourcentages ont été calculés en fonction de la superficie totale des milieux boisés à Hudson (743 ha), excluant donc les milieux humides ouverts.	52
Tableau 10. Niveau de perturbation anthropique attribué aux forêts sèches et aux milieux humides boisés.	54
Tableau 11. Niveau de perturbation naturelle attribué aux forêts sèches et aux milieux humides boisés.	55
Tableau 12. Degré d'envahissement par les espèces exotiques présentes dans les forêts et milieux humides boisés.	56
Tableau 13. Classes de diversité fonctionnelle attribuées aux forêts sèches et aux milieux humides boisés. Les classes sont définies selon le pourcentage pondéré des groupes fonctionnels présents à chaque site, et ont une valeur maximale de huit (par ex., $1,5/8 = 19\%$).	58
Tableau 14. Proportion de la surface terrière représentée par chaque groupe fonctionnel et par type de végétation.	58
Tableau 15. Sommaire des menaces biotiques déjà présentes au Québec pouvant affecter les forêts d'Hudson. Informations tirées de Lovett et al. (2016) et le Programme de sensibilisation aux espèces envahissantes de l'Ontario.	60
Tableau 16. Sommaire des menaces biotiques pouvant potentiellement affecter les forêts d'Hudson. Informations tirées de Lovett et al. (2016) et le Programme de sensibilisation aux espèces envahissantes de l'Ontario.	60
Tableau 17. Sommaire des milieux boisés affectés par différentes menaces biotiques par type de végétation. Les pourcentages sont exprimés en fonction du couvert forestier total à Hudson, incluant les milieux humides boisés. Les menaces observées à Hudson sont en caractères gras.	61
Tableau 18. Classes de tolérance aux inondations attribuées aux forêts et aux milieux humides boisés. Les classes sont définies selon une tolérance variant de 0 à 1 et distribuées équitablement en trois catégories (faible, moyenne, élevée).	62

Tableau 19. Classes de tolérance à la sécheresse attribuées aux forêts et aux milieux humides boisés. Les classes sont définies selon la tolérance à la sécheresse sur une échelle de 0 à 1 et réparties équitablement selon trois catégories (faible, moyenne, élevée).	63
Tableau 20. Sommaire des milieux boisés susceptibles au développement. Les pourcentages sont exprimés en fonction du couvert forestier total pour Hudson, incluant les milieux humides boisés.....	65
Table 21. Répartition des milieux boisés, incluant les milieux humides boisés, en fonction de leur distance à la zone inondable.....	66
Tableau 22. Densité moyenne de carbone stocké par type de végétation.	66
Tableau 23. Quantité totale de carbone stocké par type de végétation.....	67
Tableau 24. Sommaire des classes assignées aux caractéristiques écologiques par les participants. La colonne 'consensus' représente la moyenne entre les classements définis par les deux groupes et a été ultimement utilisés dans les analyses (Section 3.5.1).....	72
Tableau 25. Taux de transition de l'utilisation des sols à Hudson.	76

1. Introduction

La municipalité d'Hudson a mandaté Eco2urb dans le but de préparer un plan de conservation en réponse aux pressions de développement croissantes et en raison d'une préoccupation pour la protection de la biodiversité, des services écosystémiques et de la connectivité de son territoire. Le présent rapport donne suite aux travaux réalisés par les firmes Teknika HBA (2008) et CIMA+ (2016). Nous employons des données historiques, des inventaires forestiers récents et des logiciels de modélisation du paysage afin de prioriser les milieux naturels selon leur valeur de conservation dans une perspective de résilience.

1.1. Les changements globaux

Les changements globaux posent un défi important à la gestion des ressources naturelles. Le changement climatique menace la capacité de la société et des écosystèmes à s'adapter à de nouvelles conditions environnementales (Djalante and Thomalla 2011; Thompson et al. 2009), telles que de fortes précipitations et des inondations. L'incertitude inhérente aux changements climatiques complexifie davantage l'aménagement du territoire, comme le font les interactions potentielles avec d'autres facteurs de stress environnementaux tels que l'arrivée d'espèces envahissantes, d'insectes exotiques ou de maladies.

Une augmentation de la sévérité des événements météorologiques affectant la Ville d'Hudson est prévue au courant de la prochaine décennie. Une augmentation de la température moyenne annuelle de 3.1°C est anticipée d'ici 2070 selon un scénario d'émissions élevées, phénomène qui mènerait à de plus fréquentes inondations et sécheresses (Ouranos 2019). Les insectes et les maladies exotiques envahissantes, comme l'agrile du frêne (*Agrilus planipennis*), affectent déjà la canopée urbaine. D'autres introductions accidentelles, comme celle du longicorne asiatique (*Anoplophora glabripennis*), ont été observées dans le sud de l'Ontario et menacent l'intégrité des écosystèmes forestiers de la ville (RNC 2019). La fragmentation de l'habitat causée par le développement urbain facilite la propagation des plantes exotiques qui déplacent les espèces indigènes (Fischer and Lindenmayer 2007; Fahrig 2003). Dans un contexte de développement urbain et de changements globaux, des solutions alimentées par la science sont essentielles au maintien des milieux naturels critiques pour la biodiversité et l'approvisionnement des services écosystémiques (par ex. la régulation du climat, l'atténuation des inondations et la récréation).

1.2. Les services écosystémiques et leur importance pour la société

Le concept des services écosystémiques est souvent employé pour définir et catégoriser les bénéfices que rendent les milieux naturels à la société. Ceux-ci comprennent les services d'approvisionnement (par ex. l'approvisionnement de nourriture), les services de régulation (par ex. l'atténuation des extrêmes climatiques), les services de soutien (par ex. la production d'oxygène) et les services socioculturels (par ex. la récréation; Millenium Ecosystem Assessment 2005). Les services écosystémiques sont de plus en plus valorisés par les aménagistes du territoire pour comparer les impacts de différents scénarios d'aménagement sur le bien-être humain pendant cette période de transition climatique (Gómez-Baggethun and Barton 2013; Niemelä et al. 2010).

1.3. La résilience par la diversité et la connectivité

Le maintien des services écosystémiques dans un contexte de changements globaux nécessite une planification stratégique qui vise à optimiser la résilience des milieux naturels. La résilience, telle que définie dans ce contexte, est la capacité d'un écosystème à se rétablir après une perturbation afin de retrouver son état initial (Thompson et al. 2009). Par exemple, un feu de forêt fait passer une forêt d'un état « boisé » à un état « ouvert ». Les espèces résistantes ou adaptées au feu peuvent recoloniser le site perturbé assez rapidement afin qu'il revienne vers son état boisé initial après un certain temps, faisant ainsi preuve de résilience. La biodiversité peut fournir une sorte d'assurance contre différents stress environnementaux; une forêt diversifiée a ainsi une probabilité plus élevée d'abriter des espèces ayant des traits (par ex. résistance au feu) moins vulnérables à un risque particulier (par ex. une sécheresse) qu'une forêt moins diversifiée (Thompson et al. 2009). Par exemple, ayant été plantée abondamment avec des frênes (*Fraxinus*) entre les années 1960 et 1990, la forêt urbaine de Montréal sera impactée beaucoup plus par l'arrivée de l'agrile du frêne que si les gestionnaires de la forêt urbaine avaient favorisé une composition forestière plus diversifiée (Maure et al. 2018). L'utilisation de mesures pour augmenter la capacité des milieux naturels à résister et s'adapter aux stress environnementaux, en favorisant la diversité des forêts, par exemple, est une méthode essentielle et peu coûteuse pour préparer les milieux naturels aux impacts imprévisibles des changements globaux.

Un aménagement axé sur la résilience vise à optimiser la capacité d'un écosystème à résister et à se remettre après une perturbation. Celle-ci favorise la capacité d'un milieu naturel à fournir des services écosystémiques malgré la présence de stress environnementaux tels que l'arrivée d'insectes et de maladies exotiques, les sécheresses et les inondations. Cette approche maximise la biodiversité des écosystèmes (incluant la diversité génétique, spécifique et fonctionnelle) afin d'assurer leur adaptation aux changements globaux.

Notre approche à l'aménagement par la résilience mise sur la diversification des « groupes fonctionnels » plutôt qu'à l'abondance des espèces (Messier et al. 2019). Plusieurs espèces d'érable ont des sensibilités semblables à la sécheresse et se retrouvent donc dans le même groupe fonctionnel. Les chênes font partie d'un groupe fonctionnel distinct, ayant une plus grande tolérance à la sécheresse et une variété de traits fonctionnels uniques (par ex. tolérance au vent). Le maintien d'une diversité de traits fonctionnels (par ex., tolérance aux inondations, tolérance à l'ombre), en assurant la présence de plusieurs groupes fonctionnels au sein d'un écosystème contribue à la réduction de sa vulnérabilité face aux facteurs de stress environnementaux. La probabilité qu'une seule source de stress ait des impacts importants sur un écosystème diminue plus le nombre de traits fonctionnels qui y sont présents augmente (Diaz et Cabido 2001).

Finalement, le mouvement d'organismes, de graines et de matériel génétique (par ex. le pollen) assure la connectivité fonctionnelle entre les fragments de forêt et contribue donc à leur résilience (Ahern 2011; Gonzalez et al. 2011; Gonzalez et al. 2018). Par exemple, les érablières pourraient tirer avantage des chênaies avoisinantes si une sécheresse grave devait avoir un impact sévère sur les érables. La connectivité entre les peuplements permettrait donc la dispersion des glands de chêne (matériel génétique), par les rongeurs ou les oiseaux, vers les érablières sévèrement affectées, permettant donc le rétablissement de celles-ci à l'aide d'espèces mieux adaptées aux événements de sécheresse futurs. Une approche visant la résilience du système maintient une diversité élevée au sein des écosystèmes tout en

assurant une connectivité accrue entre ceux-ci. Ceci nécessite l'identification des écosystèmes prioritaires dans un réseau de corridors protégés à l'échelle du paysage.

1.4. Objectifs et contexte du projet

La conservation des milieux naturels dans les espaces urbains favorise des écosystèmes résilients et bien connectés. Ces concepts figurent au cœur du Plan métropolitain d'aménagement et de développement (PMAD) adopté en 2012 par la Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM). Le PMAD vise la conservation de 17% de la superficie de la CMM, un objectif originalement mis de l'avant par la Convention sur la diversité biologique des Nations Unies (CMM 2012; SCBD 2010). À la lumière de cet objectif, la Ville d'Hudson a financé de la recherche pour développer et améliorer son plan de conservation. En 2008 notamment, la ville a mandaté des inventaires biologiques par la firme Teknika HBA afin de caractériser ses milieux naturels et la distribution de ses espèces vulnérables. Un premier plan de conservation a été proposé en 2017 par la firme CIMA+ pour le noyau urbain de la ville. L'objectif de la collaboration entre Eco2urb et Hudson en 2019 était donc de s'appuyer sur ces efforts préexistants pour prioriser les milieux naturels en fonction de leur importance pour la conservation, et ce, pour la municipalité en entier. Cette priorisation guidera les efforts d'aménagement urbain et contribuera à l'atteinte des objectifs mis de l'avant par le PMAD, tout en favorisant la biodiversité, les services écosystémiques, la connectivité et la résilience.

Plus précisément, les objectifs du mandat entre Eco2urb et la Ville d'Hudson sont les suivants :

- **Rassembler et valider les données de référence**

Le premier objectif a été de consolider toutes les données relatives aux milieux naturels de la municipalité, incluant la hiérarchisation et la classification des milieux humides de la ville (CIMA+ 2017), les corridors écologiques proposés et les noyaux de conservation (CIMA+ 2017), ainsi que la caractérisation écologique effectuée par Teknika HBA (2008). Nous avons ensuite ajouté des jeux de données évaluant la qualité de l'habitat pour différentes espèces animales, les classes d'utilisation des sols, les plans cadastraux, les services écosystémiques et la distribution des espèces végétales et animales à statut.

- **Cartographier la biodiversité, la connectivité du paysage et les services écosystémiques**

Le deuxième objectif a été de produire des cartes résumant la contribution des milieux naturels à la biodiversité, à la connectivité et aux services écosystémiques. Les milieux naturels ont été évalués en fonction de la qualité de l'habitat qu'ils représentent pour certaines espèces de vertébrées. Nous avons identifié des points névralgiques pour la biodiversité et des endroits essentiels pour l'approvisionnement de services écosystémiques tels que le stockage du carbone et l'atténuation des inondations.

- **Prioriser les espaces verts en fonction de leur valeur pour la conservation et les services écosystémiques**

Nous avons employé un outil d'aménagement du territoire afin d'attribuer des priorités de conservation aux milieux naturels de la Ville d'Hudson. Les techniques d'analyse que nous avons utilisées nous ont aidés à identifier les milieux naturels ayant une importance marquée pour la biodiversité, les services écosystémiques et la connectivité. Les milieux naturels ont été classés en fonction de leur valeur de conservation selon plusieurs scénarios.

- **Définir des scénarios de changement d'utilisation des sols à l'aide d'ateliers et simuler leurs impacts sur les priorités de conservation**

En collaboration avec la Ville d'Hudson et ses résidents lors de deux ateliers, nous avons développé des scénarios de conservation et de changement d'utilisation des sols. Nous avons calculé les impacts de chaque scénario sur l'approvisionnement des services écosystémiques, la biodiversité et la connectivité.

- **Présenter les résultats et formuler des recommandations pour le conseil municipal**

Enfin, nos résultats sont résumés dans le présent rapport afin d'offrir un soutien à la mise en œuvre d'un plan de conservation par la Ville d'Hudson. L'intention de ce rapport est de présenter nos résultats et notre méthodologie. Nous ne défendons ni ne favorisons aucune piste de mise en œuvre particulière.

2. Méthodologie

La section suivante résume la démarche et la méthodologie employées par Eco2urb pour caractériser et prioriser les milieux naturels de la Ville d'Hudson dans une optique de conservation.

2.1. Aperçu de la méthodologie

Afin de contribuer à l'atteinte des objectifs du projet, la première étape dans notre flux de travail (Figure 1) a été de compiler et de consolider les jeux de données relatifs aux milieux naturels de la municipalité (Section 2.4). Les données ont été validées et mises à jour à l'aide d'inventaires sur le terrain (Section 2.5.3), à partir desquels nous avons calculé une variété d'indices qui ont été utilisés pour classer les milieux naturels selon leur valeur pour la biodiversité, les services écosystémiques et la connectivité (Section 2.6). Nous avons modélisé le changement d'utilisation des sols pour la municipalité sur un horizon de temps de 50 ans et avons quantifié les impacts projetés sur les paramètres de conservation (Section 2.8). Nous avons mené deux ateliers avec le conseil administratif de la ville et avec plusieurs résidents afin d'identifier leurs priorités de conservation et développer des scénarios de changement d'utilisation des sols (Section 2.9). Nous avons comparé nos résultats avec ceux découlant de la protection de milieux prioritaires identifiés par la Municipalité Régionale de Comté (MRC) de Vaudreuil-Soulanges et par la CMM (Section 3.6.2). Les résultats ont été consolidés dans une carte finale résumant les priorités de conservation afin de soutenir les projets d'aménagement du paysage (Section 3.8).

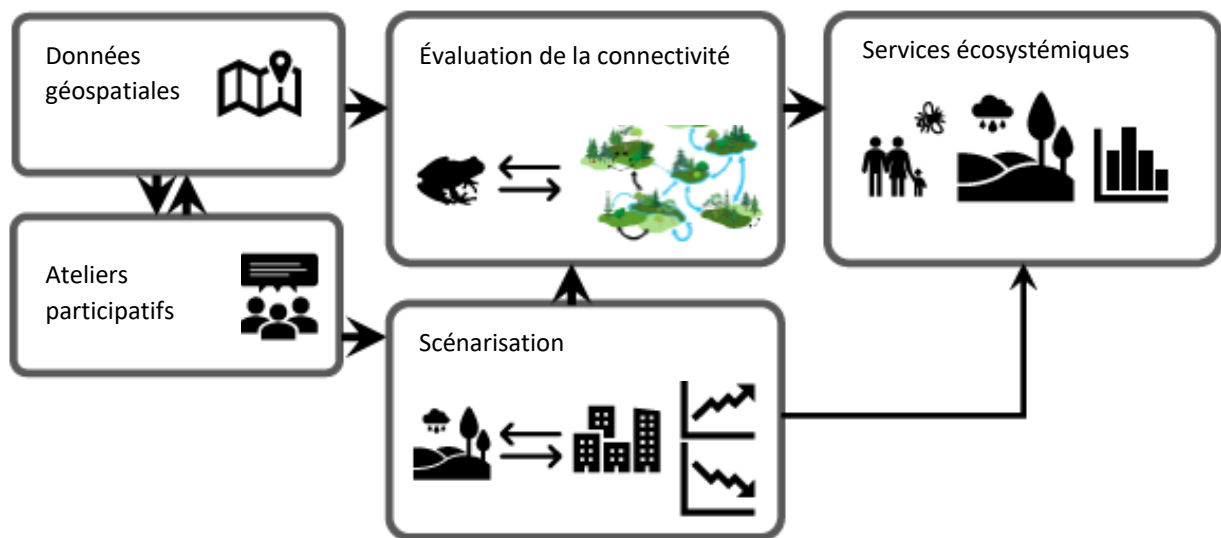


Figure 1. Flux de travail.

En bref, le flux de travail développé dans le présent document utilise des données géospatiales afin d'évaluer de façon quantitative la biodiversité, les services écosystémiques et la connectivité du territoire. Nous avons mené des ateliers participatifs afin d'encourager la communauté à envisager des scénarios de changement d'utilisation des sols possibles et à planifier stratégiquement les différentes possibilités de conservation pour leur municipalité.

2.2. Région d'étude

La Ville d'Hudson est une municipalité dans la MRC de Vaudreuil-Soulanges, environ 60 km à l'ouest de Montréal dans le sud du Québec, au Canada. La municipalité longe la partie de la rivière des Outaouais mieux connue sous le nom du lac des Deux Montagnes et a une superficie d'un peu plus de 2100 hectares.

Notre étude porte sur tous les milieux naturels à l'intérieur de la délimitation municipale de la ville (Figure 2A), incluant les milieux dans un zonage agricole ou urbain. La portée de la présente étude s'appuie sur les travaux antérieurs menés par Teknika HBA (2008) et CIMA + (2017), portant respectivement sur les milieux naturels d'intérêt ou situés dans le noyau urbain (Figure 2A).

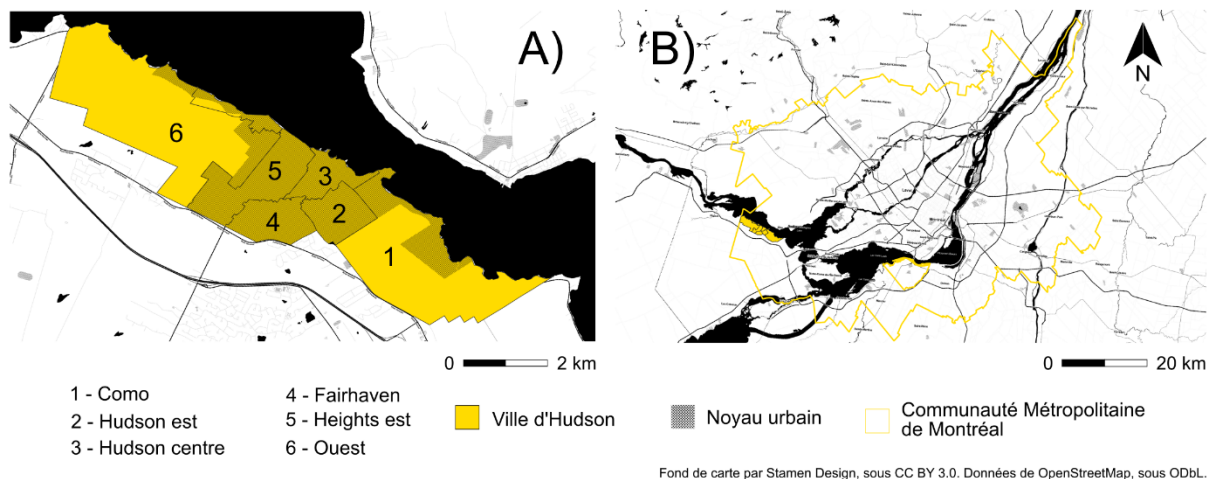


Figure 2. Délimitation de la Ville d'Hudson, de ses secteurs et de son noyau urbain (A), ainsi que son emplacement dans le contexte de la Communauté Métropolitaine de Montréal (B).

2.3. Histoire et démographie

Bien que la ville ait été fondée en 1877, les limites municipales d'Hudson n'ont pris leur forme actuelle qu'en 1969. Jusque-là, la ville était subdivisée en trois villages différents: Hudson Heights, Como et Hudson. La population n'a pas augmenté de façon marquée dans les années 70 et 80, se situant entre 4 300 et 4 400 individus, mais a accru sporadiquement au cours des années 90 et 2000 (Ville d'Hudson 2009). Entre 1996 et 2016, par exemple, Hudson a connu une augmentation de sa population d'environ 7,3% et comptait, en 2016, 5185 résidents et 2386 ménages (Statistique Canada 2017). Depuis 1991, le nombre de nouveaux ménages à Hudson a augmenté d'au moins 511. Le rapport entre le nombre de ménages et le nombre de résidents a diminué depuis les années 1990, suggérant que le taux d'urbanisation dépasse la croissance démographique, chaque ménage étant occupé par moins d'habitats qu'historiquement. Les projections de croissance démographique à Hudson pour l'horizon 2016-2036 prévoient une diminution de 10,7% de la population de la ville (Institut de la statistique du Québec 2019). Compte tenu de la structure d'âge de la ville, des taux d'urbanisation et du nombre de lots résidentiels présentement disponibles, Hudson devrait subir un développement modeste dans les années à venir (Ville d'Hudson 2009).

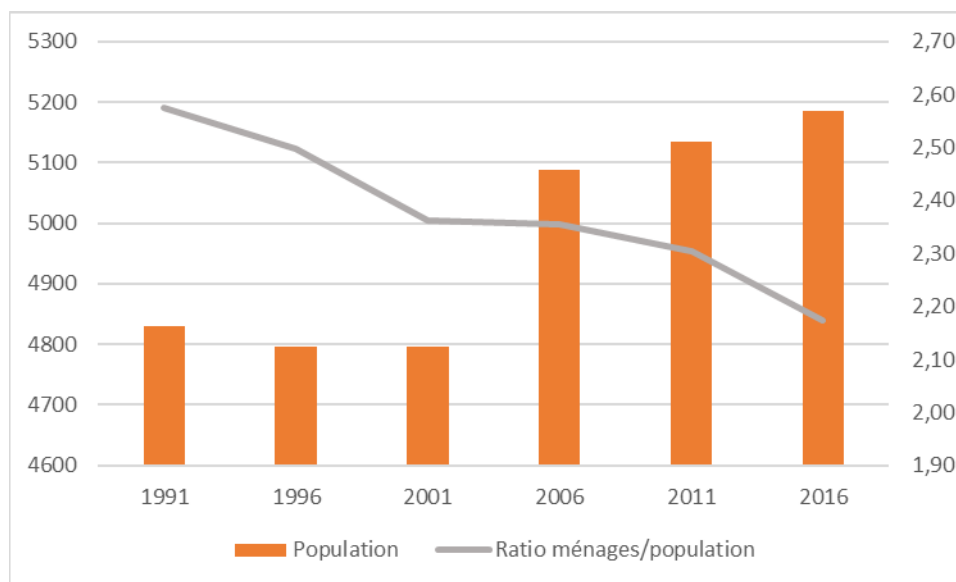


Figure 3. Tendances de croissance de la population et des ménages.

2.4. Paysage naturel

La majorité des sols de la municipalité d'Hudson sont argileux ou sablonneux; les secteurs d'Hudson Heights et du centre d'Hudson sont situés sur des sols principalement sablonneux, tandis que les extrémités de la ville se situent sur des sols argileux (MAPAQ 2008). Certaines exceptions à ces tendances comprennent les sols le long de la vallée de la rivière Viviry, composés d'alluvions, et une poche de sols graveleux avoisinant la Pointe Parsons (MAPAQ 2008). La topographie de la ville est relativement plate, le point culminant étant le secteur d'Hudson Heights (MAPAQ 2008).

Hudson est située dans le domaine bioclimatique de l'érablière à caryer cordiforme et contient donc de nombreuses espèces qui se trouvent à la limite nord de leur aire de répartition. Ces espèces comprennent le caryer cordiforme (*Carya cordiformis*), le caryer ovale (*Carya ovata*), le micocoulier (*Celtis occidentalis*) et le chêne bicolore (*Quercus bicolor*; MFFP 2019a). La majeure partie du couvert forestier est composée de feuillus, les espèces les plus abondantes étant l'érable à sucre (*Acer saccharum*), le frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*), le pin blanc (*Pinus strobus*) et l'érable rouge (*Acer rubrum*). Située aux abords d'un cours d'eau majeur, Hudson possède de nombreux milieux humides et affluents, dont le plus important est la rivière Viviry, traversant les villes de Saint-Lazare et Vaudreuil-Dorion avant de passer par Hudson, où elle rejoint la rivière des Outaouais.

2.5. Acquisition des données de référence

Les données de référence ont été obtenues à partir de différentes sources et sont constituées d'informations relatives aux milieux naturels d'Hudson. Ces données sont dérivées à partir de photo-interprétation et de données recueillies sur le terrain et ont été utilisées comme point de départ pour les analyses subséquentes.

2.5.1. Données de référence

Nous avons concentré nos efforts d'acquisition de données sur les inventaires d'espèces végétales et animales, comprenant différentes espèces communes et à statut au Québec.

2.5.1.1. Plantes vulnérables et espèces animales

Une demande d'acquisition de données a été déposée auprès du Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDPNQ) pour les plantes et la faune vulnérables d'Hudson, dans un rayon de 20 kilomètres autour de la ville. Les données transmises provenaient d'herbiers, de musées, d'articles scientifiques et d'inventaires fauniques et floristiques.

2.5.1.2. Amphibiens et reptiles

L'Atlas des amphibiens et des reptiles du Québec (AARQ) nous a fourni des données d'inventaire géoréférencées pour les espèces d'amphibiens et les reptiles, y compris les espèces à statut, présentes à Hudson. L'AARQ est une initiative bénévole qui fournit de l'information sur la diversité et la répartition de l'herpétofaune au Québec. Les données peuvent être acquises, moyennant des frais, par des chercheurs ou d'autres professionnels.

2.5.1.3. Avifaune

Les données géoréférencées pour les observations de l'avifaune ont été téléchargées depuis *eBird*, une base de données en ligne qui compile les observations enregistrées par des bénévoles et des scientifiques. Les données acquises auprès de *eBird* ont été utilisées pour déterminer les points d'observation clé pour les amateurs d'oiseaux ayant accès à la plateforme.

2.5.1.4. Forêts et milieux humides

Les données concernant la distribution et la composition des forêts et des milieux humides à Hudson proviennent de plusieurs sources. Les données forestières proviennent du quatrième inventaire écoforestier réalisé par le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) et ont été téléchargées à partir de Forêt Ouverte, une base de données interactive mise à jour régulièrement. Les couches géospatiales obtenues contiennent des informations portant sur la composition des forêts, les délimitations de divers peuplements forestiers, et les perturbations naturelles et anthropiques auxquelles sont assujettis ces milieux naturels. Nous avons bonifié ces données à l'aide des polygones de peuplements forestiers délimités par Teknika (2008), soit les mêmes que ceux utilisés par CIMA + (2017), pour le noyau urbain de la ville. Des informations relatives à la taille et la répartition des milieux humides ont été recueillies auprès de Canards Illimités, CIMA + (2017), de la CMM et du MFFP (2019b).

2.5.2. Consolidation des données et classification du paysage

Nous avons consolidé les données et la typologie utilisées pour classer les espaces verts dans une base de données avant de procéder à l'analyse. Ainsi, nous avons corrigé les divergences entre les différentes sources de données, notamment en ce qui concerne la délimitation des plusieurs types de végétation cartographiés. Les inventaires forestiers du MFFP (2019b) et de Teknika (2008) différaient considérablement dans leur délimitation des milieux forestiers, et le même phénomène a été constaté dans le cas des données utilisées pour la délimitation des milieux humides. Afin de corriger les délimitations des polygones, nous nous sommes référés à une imagerie satellitaire récente (Google Earth 2018) pour garantir leur précision et avons favorisé les délimitations provenant de données qui ont été recueillies sur le terrain (par ex. Teknika 2008). Nous avons ajouté la délimitation de forêts omises de la

cartographie lorsque nécessaire et avons noté la présence de milieux humides potentiels à valider sur le terrain (Section 2.5.3). En utilisant l'imagerie satellitaire contemporaine (Google Earth 2018), les données cadastrales (Ville d'Hudson 2019) et les sources de données géospatiales (MFFP 2019b; CIMA + 2017; Teknika 2008), nous avons délimité des classes de couverture terrestre supplémentaires (Tableau 1) à l'intérieur de l'ensemble des limites municipales d'Hudson. Des cartes d'occupation du sol pour la ville ont été utilisées dans notre analyse de connectivité (Section 2.6.2) et nos simulations (Section 2.8). Nous avons basé nos classes d'utilisation des sols sur celles développées par Rayfield et al. (2019) pour le sud du Québec, puisque nous avons adopté leur approche de quantification de la connectivité du paysage.

Tableau 1. Classes d'utilisation du sol adaptées de Rayfield et al. (2019) et leurs équivalences et descriptions employées pour classer le territoire d'Hudson.

Classe d'utilisation du sol Rayfield et al. (2019)	Classe d'utilisation du sol Martins et al. (2020)	Description
Agriculture	Agriculture	Terres agricoles, incluant les cultures commerciales (maïs, soya)
Agriculture, Éléments linéaires	Fossés	Fossés souvent végétalisés avec des herbacées et parallèles aux champs agricoles
Construit, non urbain	Construit	Sol dénudé
Zones perturbées 2	Vergers et golf	Terrains de golf et vergers
Friches	Friches	Arbustaies, champs en friche ou régénération de début de succession
Friches: Éléments linéaires	Haies brise-vent	Rangée d'arbres ou d'arbustes séparant les champs agricoles ou les friches
Forêt: Résineux	Forêt de résineux	Forêt dominée par des résineux
Forêt: Feuillus	Forêt feuillue	Forêt dominée par des feuillus
Forêt: Mixte	Forêt mixte	Forêt composée de résineux et de feuillus
Routes: Mineures	Routes	Routes de gravier ou pavées; toutes les routes font partie de la même classe d'utilisation des sols
Urbain	Urbain	Tout milieu urbain caractérisé par des maisons ou centres commerciaux indépendamment de la densité ou de la couverture arborée
Eau libre	Eau libre	Eau libre, incluant les étangs, les rivières et les ruisseaux
Milieux humides: Ouverts	Milieux humides ouverts	Milieux humides sans couvert forestier, incluant les marais
Milieux humides: Boisés	Milieux humides boisés	Milieux humides avec couvert forestier, incluant les tourbières boisées et les marécages

2.5.3. Validation des données

Nous avons mené des inventaires sur le terrain afin de valider les données géospatiales consolidées précédemment, puisque plusieurs sources de données n'avaient pas été mises à jour dans le passé.

2.5.3.1. Milieux prioritaires pour la validation sur le terrain

En raison des contraintes de temps et de ressources, l'entièreté d'Hudson n'a pu être caractérisée exclusivement par des inventaires sur le terrain. La validation sur le terrain a été effectuée à l'aide de parcelles d'échantillonnage représentatives de chaque peuplement forestier et de chaque milieu humide, telles que délimitées à l'aide des sources de données décrites précédemment (Section 1.3.1). Afin d'assurer l'atteinte des objectifs d'échantillonnage, nous avons priorisé les sites pour la validation sur le terrain les critères suivants:

- Ceux classés comme milieux naturels « d'intérêt » (Teknika 2008);
- Ceux identifiés comme étant prioritaires par le conseil administratif d'Hudson;
- Ceux ayant des forêts matures;
- Ceux pour lesquels l'âge et la composition n'étaient pas connus;
- Ceux en bas de pente afin d'identifier des milieux humides potentiels;
- 30% des forêts ayant la plus grande superficie.

2.5.3.2. Description de la méthodologie d'échantillonnage

Puisque l'objectif d'Eco2urb était d'obtenir un aperçu des milieux naturels d'Hudson pour mieux informer les efforts de conservation de la ville, nous avons choisi des sites d'échantillonnage les plus représentatifs possible. Nous avons limité notre inventaire aux forêts et aux milieux humides boisés (marécages, tourbières). Les milieux humides ouverts (marais) n'étaient généralement pas soumis à un échantillonnage sur le terrain puisque leur présence était plus facilement validée par photo-interprétation. Nous avons adopté une approche d'échantillonnage aléatoire stratifiée pour sélectionner les peuplements forestiers (milieux humides ou terrestres) à inventorier. Les peuplements étaient classés préalablement selon leur composition forestière et leur âge. Nous avons ensuite sélectionné un sous-échantillon de façon aléatoire dans chaque catégorie tout en maintenant une distribution uniforme des sites à travers le paysage. Cette approche est fréquemment utilisée par les chercheurs pour garantir la représentativité des échantillons tout en réduisant les biais.

Nous avons utilisé une méthodologie normalisée pour caractériser les milieux naturels et pour recueillir les données qui pourraient être utilisées dans notre priorisation. Dans la mesure du possible, un site d'échantillonnage a été établi au centre de chaque peuplement forestier pour limiter les effets de bordure, situé à au moins 50 à 100 mètres de la limite du site et éloigné des routes ou des secteurs résidentiels. Chaque parcelle d'échantillonnage a été géoréférencée et a été assigné un code faisant référence au peuplement forestier dans lequel elle se trouvait. Nous avons mesuré à chaque site les variables décrites dans le tableau 2 selon les meilleures pratiques en biologie (MFFP 2016; Bazoge et al. 2014) et en assurant une correspondance aux travaux précédents (Teknika 2008; GENIVAR 2011; CIMA + 2017; MFFP 2019b; Martins et al. 2016a). Les milieux humides boisés ont été évalués en utilisant les mêmes critères que les forêts sèches (Tableau 2), en plus des variables spécifiques aux milieux humides (Tableau 3). Ces variables ont été adaptées de Bazoge et al. (2014) et servent à évaluer la végétation de sous-bois et les marqueurs topographiques utilisés pour classer les sites comme milieux humides.

Notre caractérisation écologique n'était pas une évaluation formelle de la présence ou de la délimitation de milieux humides à Hudson selon les normes décrites par Bazoge et al. (2014). Nous avons plutôt adopté plusieurs variables décrites par Bazoge et al. (2014) pour valider l'exactitude des délimitations des milieux humides afin d'incorporer ces données écologiques dans nos analyses. Ainsi, les projets de développement touchant les milieux humides mentionnés dans le présent rapport nécessiteront une caractérisation formelle par un biologiste qualifié ainsi que par le Ministère de l'Environnement et de la Lutte aux Changements Climatiques du Québec (MELCC), avant l'approbation par les autorités municipales.

Tableau 2. Sommaire des critères évalués dans les forêts sèches. Les références consultées incluent MFFP (2016), GENIVAR (2016) et Martins et al. (2016).

Critère	Description et méthodologie	MFFP	GENIVAR	Martins
Surface terrière (m ²)	Superficie totale occupée par les tiges dans une parcelle d'échantillonnage, mesurée à l'aide d'un prisme avec un facteur de surface terrière de 2. Utilisé comme indicateur de la densité du peuplement, de la biomasse totale et de la complexité structurale.	X		
Répartition du couvert par espèce (%)	Le pourcentage de la superficie totale occupée par chaque espèce comprise dans la surface terrière.		X	X
Composition forestière	Classe de composition forestière catégorisée selon la dominance de feuillus et/ou de résineux, soit 'Feuillu', 'Mixte', 'Résineux' ou 'Friche'.	X	X	X
Fermeture de la canopée	Classe de densité de la canopée selon la quantité de lumière atteignant le sous-bois. Évalué à l'aide d'une estimation visuelle du pourcentage de fermeture de la canopée.	X		
Maturité	Âge de la forêt selon les classes suivantes: Jeune (0-40 ans), intermédiaire (40-80 ans) ou mature (80 ans et +). Estimé à l'aide du DHP et la composition des espèces.	X	X	X
Stade de succession	Le stade de succession classé en trois catégories: premier (espèces pionnières), second (dominance des espèces pionnières avec espèces tolérantes en codominance) et avancé (espèces tolérantes de fin de succession en dominance)	X		
Hétérogénéité du site	Complexité structurale du site d'échantillonnage, déterminé selon le nombre de strates distinctes (1-3) et la quantité de débris ligneux.	X		
Drainage	Classe de drainage (élevé à très élevé, modéré à faible, faible à très faible). Estimé selon la pente, le type de sol et la composition des espèces.	X	X	
DHP (cm) et espèce du plus grand arbre	Identification de l'espèce du plus grand arbre et son DHP à 1,3 mètre du sol. Mesuré à l'aide d'un ruban à DHP.	X		
DHP (cm) et espèce de l'arbre moyen	Identification de l'espèce de l'arbre moyen et son DHP à 1,3 mètre du sol. Mesuré à l'aide d'un ruban à DHP.	X		
Caractéristiques de vieille forêt	Caractéristiques de vieille forêt, y compris la présence de bois mort sur pied ou tombé et la quantité de grands arbres tolérants.			X
Type et intensité de la perturbation anthropique	Le type de perturbation anthropique (sentiers, routes, construction, etc.) et le degré d'impact sur l'intégrité du site (faible à nul ou modéré à élevé)	X	X	X
Type et intensité de la perturbation naturelle	Le type de perturbation naturelle (chablis, feux, insectes, etc.) ainsi que le degré d'impact sur l'intégrité du site (faible à nul ou modéré à élevé)	X	X	X
Pourcentage de recouvrement d'espèces exotiques envahissantes (%)	Pourcentage de recouvrement (estimé visuellement) et identification des espèces de plantes exotiques envahissantes présentes sur le site.			X

Tableau 3. Sommaire des critères évalués dans les milieux humides. Les références consultées incluent Bazoge et al. (2014) et Martins et al. (2016).

Critère	Description	Bazoge	Martins
Contexte du site	Milieu humide, estuarien, riverain, lacustre ou marin.	X	
Terrain	Plat, en haut ou en bas d'une pente, dépression ouverte ou fermée.	X	
Éléments perturbés	Aspects physiques ou biologiques du milieu humide (sol, végétation, voie navigable) qui ont été affectés par des perturbations anthropiques ou naturelles.	X	
Pourcentage de recouvrement de l'espèce arbustive dominante	Les trois à cinq espèces arbustives les plus dominantes et leur pourcentage de couverture sur le site.		X
Pourcentage de recouvrement de l'espèce herbacée dominante	Les trois à cinq espèces herbacées les plus dominantes et leur pourcentage de couverture sur le site		X
Classe de milieu humide	Désignation finale comme milieu humide et le type (marais, tourbière, marécage, étang) sur la base d'indicateurs biophysiques et hydrologiques.	X	

Tableau 4. Thématiques et interprétations des indices de conservation, classées selon le type de variable, soit continu (C), discret (D) ou catégorique (CA).

Thématique	Variable	Type	Unité	Interprétation
Biodiversité	Points chauds d'observation de l'avifaune	C	%	Interception spatiale des concentrations élevées (distribution de probabilités) des observations d'oiseaux.
	Points chauds d'observation de l'herpétofaune	C	%	Interception spatiale des concentrations élevées (distribution de probabilités) des observations d'herpétofaune.
	Espèces en péril	D	P/A	Présence ou absence d'espèces végétales ou animales en péril, telles que désignées par le CDN PQ (2019).
Connectivité	Connectivité régionale	C	%	Contribution aux besoins de connectivité et d'habitat des espèces animales focales à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent, calculées par Rayfield et al. (2019).
	Connectivité locale	C	%	Contribution aux besoins de connectivité et d'habitat des espèces animales focales à l'échelle d'Hudson, Québec.
Intégrité écologique	Perturbations anthropiques	D	P/A	Présence ou absence de perturbations anthropiques constituant une menace importante pour l'intégrité écologique du site.
	Abondance d'espèces exotiques	C	%	Proportion du site recouvert par des espèces exotiques envahissantes.
	Maturité	CA	N/A	Classe de maturité de la forêt, qu'elle soit jeune (0-40 ans), intermédiaire (40-80 ans) ou mature (80+ ans).
Résilience des forêts	Diversité des arbres	C	%	La diversité des groupes fonctionnels des arbres composant le couvert forestier
	Vulnérabilité aux menaces futures	C	%	Pourcentage simulé de la forêt vulnérable à l'arrivée de menaces biotiques, soit une menace immédiate ou potentielle pour la canopée urbaine.
	Tolérance aux inondations	C	%	Proportion pondérée des arbres tolérants aux inondations.
	Tolérance à la sécheresse	C	%	Proportion pondérée des arbres tolérants à la sécheresse.
	Susceptibilité au développement	C	%	Probabilité de développement simulée selon un scénario de statu quo.
Services écosystémiques	Stockage du carbone	C	t/ha	La densité par hectare de carbone stocké dans les tissus ligneux des arbres.
	Atténuation des inondations	C	M	Proximité de la zone inondable le long de la rivière des Outaouais telle que définie par le ministre des Affaires municipales et de l'Habitation (MAMH) pour la zone d'intervention spéciale (ZIS). Les milieux naturels présents dans la zone inondable ont la valeur la plus élevée.
Récréation et histoire	Valeur récréative	D	P/A	Milieux naturels d'importance récréative (par ex. Ski, randonnée pédestre) tels que définis par le conseil et l'administration d'Hudson.
	Valeur historique	D	P/A	Milieux naturels d'importance historique tels que définis par le conseil et l'administration d'Hudson.

2.6. Évaluation des indices de conservation

Les données ont été consolidées afin de former des groupes de variables, collectivement appelées « indices de conservation », pour prioriser les milieux naturels à conserver à Hudson. Les variables ont été regroupées sous six thématiques pour en faciliter l'interprétation, comme qu'indiqué dans les paragraphes suivants et dans le tableau 4. Ces regroupements de variables n'ont pas eu d'influence directe sur les analyses subséquentes. Seuls les forêts sèches et les milieux humides boisés (marécages, tourbières) ont été évalués; les milieux humides ouverts ont été traités séparément dans la priorisation (Section 2.7). Toutes les variables ont été calculées à une résolution de 9x9 mètres pour optimiser la précision des analyses, qui ont été menées dans un environnement statistique R, sauf certaines exceptions (R Core Team 2018).

2.6.1. Biodiversité

Nous avons identifié des endroits de la ville où de fortes densités d'espèces animales ont été observées. De plus, nous avons classé les peuplements forestiers selon la présence ou l'absence d'espèces en péril, qu'elles soient végétales ou animales.

Trois sources de données ont alimenté notre recensement d'oiseaux, d'herpétofaune et d'espèces en péril à Hudson, soit eBird, l'AARQ et le CDN PQ (Section 2.5). L'information relative à l'herpétofaune comprend tous les reptiles et les amphibiens, à l'exception de la couleuvre rayée, puisqu'elle a tendance à occuper un type d'habitat distinct, préférant les forêts et les champs secs plutôt que les boisés humides, les milieux humides, les étangs, les rivières et les lacs. Toutes les observations d'oiseaux ont été consolidées, peu importe leurs préférences en matière d'habitat. Ces données ont été regroupées dans un tableau résumant le nombre d'observations distincts ainsi que le moment, le lieu et l'espèce associés à l'observation. De multiples observations de la même espèce pour un temps et un lieu donnés par le même individu ont été comptées comme une seule observation. Nous avons procédé au calcul de la concentration des observations pour chaque groupe d'espèces (avifaune, herpétofaune), ci-après dénommés « points chauds d'observation ». Pour ce faire, nous avons utilisé une grille de 9 x 9 m superposée sur une délimitation géographique de la limite de la ville. Les points chauds ont été interpolés en effectuant une estimation par le noyau du domaine vital pour chaque groupe d'espèces animales (Calenge 2019). Plus précisément, nous avons calculé la densité de probabilité qu'un groupe d'espèces soit trouvé à un point donné, en utilisant les coordonnées géographiques de ses observations comme référence. L'importance des forêts pour la biodiversité animale a été calculée en fonction de leur interception spatiale avec les points chauds d'observation.

Les points chauds ne sont pas le résultat d'un inventaire systématique de la répartition des espèces animales dans la ville. Dans le cas des données provenant d'eBird, les observations ont été recueillies par le public et sont généralement situées dans des milieux facilement accessibles (par ex., parcs, rivage). De plus, les observations dans eBird ne font pas de distinction entre les régions survolées par un oiseau ou les régions représentant leur habitat. L'ensemble des données est également vulnérable au dédoublement des observations pour les mêmes oiseaux par plusieurs individus. Les points chauds de la distribution des oiseaux reflètent donc les observations effectuées à des fins récréatives aux points accessibles par le public. Les données de l'AARQ ont été recueillies par des biologistes qualifiés sur des terrains privés et publics, de sorte que le biais d'observation est minime. Cependant, un échantillonnage

systematique des oiseaux et de l'herpétofaune pour l'ensemble de la ville serait nécessaire pour évaluer de façon officielle les habitats importants pour ces deux groupes.

Nous avons complété notre évaluation des points chauds d'observation des espèces animales en identifiant la distribution spatiale des espèces en péril à Hudson. Nous nous sommes appuyés sur les registres du CDN PQ et de l'AARQ pour géoréférencer toutes les observations d'espèces végétales et animales à risque, qu'elles soient désignées à l'échelle provinciale ou fédérale. Nous avons limité les observations admissibles à celles enregistrées au cours des 40 dernières années pour les espèces végétales (depuis 1979) et des 20 dernières années pour les espèces animales (depuis 1999), comme recommandé par les directives du CDN PQ. De plus, les points d'observation n'étaient considérés que s'ils étaient situés dans un rayon de 500 m autour de la limite municipale d'Hudson. Une zone tampon a été délimitée pour capturer les observations d'amphibiens longeant le bord de l'eau.

2.6.2. Connectivité du paysage

La connectivité du paysage classe les forêts selon la configuration spatiale des parcelles d'habitat qui facilitent la migration et la dispersion des espèces animales. Les forêts et les milieux humides d'Hudson ont d'abord été évalués selon leur importance au maintien d'un réseau de connectivité régional des parcelles d'habitat à l'échelle des Basses-terres du Saint-Laurent, à l'aide des résultats de Rayfield et al. (2019). Nous avons ensuite raffiné les estimations en examinant la connectivité à une résolution beaucoup plus fine, soit à l'intérieur des limites municipales d'Hudson. À l'échelle régionale, la connectivité a été calculée en utilisant une résolution de 30 x 30 m, tandis que localement elle a été quantifiée à une résolution de 9 x 9 m. La connectivité locale a été évaluée à l'aide des délimitations des forêts et des milieux humides qui ont été validés sur le terrain précédemment. La connectivité régionale, quant à elle, a dû plutôt s'appuyer sur les données géospatiales du MFFP (2019b). L'application de ces deux approches garantit à la fois la précision et l'applicabilité de ces évaluations.

Les valeurs de connectivité locale et régionale ont été calculées en utilisant la même procédure que celle décrite par Albert et al. (2017). L'approche identifie des réseaux de parcelles d'habitat qui répondent aux besoins de connectivité de plusieurs espèces animales. Les espèces sélectionnées sont l'ours noir (*Ursus americanus*), la salamandre à dos rouge (*Plethodon cinereus*), la musaraigne commune (*Sorex araneus*), la martre d'Amérique (*Martes americana*) et la grenouille des bois (*Lithobates sylvaticus*). Ce regroupement d'espèces dites « parapluie » permet d'englober les besoins en matière d'habitat d'une gamme élargie d'espèces que ce soit pour des environnements terrestres et aquatiques, différentes forêts (feuillu, résineux, mixte), plusieurs traits de vie, et des capacités de dispersion variables (courtes et longues). Ces espèces ont été sélectionnées de manière à refléter une gamme de besoins en matière d'habitat; ces espèces ne se trouvent pas nécessairement à Hudson.

Deux indices ayant des approches complémentaires pour comprendre les dynamiques de dispersion des espèces animales dans un paysage fragmenté ont été adoptés pour évaluer la connectivité du paysage: la centralité intermédiaire et le flux du courant. Pour calculer ces indices, les catégories d'utilisation des sols (par ex. forêt, marais, milieu urbain) ont été classées en fonction de la qualité de l'habitat qu'elles représentent pour les espèces animales étudiées et de leur potentiel à entraver leur déplacement. Par exemple, les forêts de résineux ont reçu une valeur élevée pour la qualité de l'habitat de la martre d'Amérique tandis que les routes ont reçu une valeur faible puisqu'elles entravent son mouvement. Pour la centralité intermédiaire, le nombre de chemins les plus courts passant par chaque parcelle du réseau d'habitats caractérise le niveau de connectivité entre les fragments d'habitats. Cette analyse ne

considère que les parcelles ayant une valeur de qualité de l'habitat supérieure à 60, de taille appropriée et se trouvant à l'intérieur de la distance de dispersion pouvant être traversée par l'espèce. L'analyse de flux du courant, quant à elle, a été réalisée à l'aide du logiciel Circuitscape, qui modélise la connectivité à partir d'algorithmes de modèles de circuits électriques (McRae et al. 2013). Dans cette analyse, les parcelles d'habitat sont traitées comme des nœuds dans un circuit électrique entre lesquels le flux de courant est inversement lié à la résistance du paysage interstitiel. Ces analyses fournissent deux indices de connectivité paysagère pour cinq espèces d'étude focales (Meurant et al. 2018), identifiant ainsi des éléments paysagers essentiels aux déplacements de la faune.

Pour consolider les résultats des analyses pour toutes les combinaisons d'indices de conservation et d'espèces, nous avons utilisé l'outil d'aide à la décision, Zonation (Moilanen et al. 2011). Ce logiciel disponible gratuitement est utilisé pour la priorisation des milieux naturels et ainsi pour guider les efforts de conservation. Il identifie les endroits qui intègrent le plus de caractéristiques importantes pour la biodiversité tout en maintenant la connectivité entre les parcelles d'habitat de haute qualité. Dans ce cas, Zonation a classé les forêts et les milieux humides (sur une échelle de 0 à 1) à Hudson en fonction de leur valeur de conservation pour le maintien d'un réseau d'habitats connecté pour les cinq espèces focales en fonction des résultats de flux du courant et de centralité intermédiaire. Toutes les variables considérées ont reçu un poids égal dans cette itération de l'analyse. Comme la connectivité régionale a été évaluée à une échelle spatiale plus importante, nous avons calculé les valeurs de conservation régionales moyennes pour chaque polygone de forêt et de milieu humide délimité pour la ville. Les moyennes ont été calculées après avoir recodé les valeurs de conservation selon leurs quartiles correspondants pour obtenir des distinctions plus claires entre les parcelles d'habitat de priorité faible et élevée (B. Rayfield, comm. pers., 2019).

2.6.3. Intégrité écologique

L'intégrité écologique, telle qu'évaluée dans la présente étude, se réfère au degré de perturbation anthropique et d'envahissement par des espèces exotiques que subissent les milieux naturels; ces sources de perturbation sont distinctes l'une de l'autre. Dans le cas de la première variable, les espaces naturels sont classés selon le l'impact causé par l'intervention humaine constatée. Les sources de perturbations anthropiques (Tableau 4) comprennent les sentiers pédestres, les fils électriques et les déchets résidentiels. En ce qui concerne les espèces exotiques, le pourcentage de couverture de huit espèces (*Alliaria petiolate*, *Berberis thunbergii*, *Chelidonium majus*, *Reynoutria japonica*, *Lonicera tatarica*, *Lythrum salicaria*, *Phragmites australis*, *Rhamnus spp.*) a été évalué dans chaque placette. Le pourcentage total du recouvrement d'espèces exotiques est utilisé pour estimer le degré d'envahissement des milieux naturels selon quatre classes: faible (<30%), moyen (30-60%), moyen à élevé (60-80%), élevé (> 80%; Tableau 2).

L'intégrité des forêts tient également compte de la maturité de chaque milieu boisé, évaluée en fonction de l'âge de la forêt. Trois classes d'âge ont été définies: jeune (0 à 40 ans), intermédiaire (40 à 80 ans) ou mature (> 80 ans; Tableau 2). Le plus grand arbre par parcelle a été utilisé comme indicateur de l'état de succession, un autre élément utile pour déterminer la maturité de la forêt. Par exemple, les sites dominés par le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) sont généralement dans un stade de succession secondaire résultant d'un événement perturbateur majeur qui a eu lieu au courant des 80 dernières années. Les sites dominés par des espèces tolérantes à l'ombre de fin de succession (par ex., l'érable à

sucre ou la pruche du Canada) peuvent avoir jusqu'à 250 ans. La composition des espèces dominantes, la surface terrière totale, et le DHP des arbres ont été utilisés pour estimer la maturité des forêts.

2.6.4. Résilience des forêts

Cinq variables complémentaires les unes aux autres ont été employées pour évaluer la résilience des forêts face aux changements globaux, soit la diversité fonctionnelle des arbres, la vulnérabilité aux menaces biotiques, la tolérance aux inondations, la tolérance à la sécheresse et la susceptibilité au développement simulé. Les forêts résilientes sont celles ayant une diversité fonctionnelle élevée, une faible vulnérabilité aux menaces futures (insectes et maladies) et une tolérance élevée aux inondations et aux sécheresses. La susceptibilité au développement simulé est employée pour identifier les milieux naturels prioritaires en matière de résilience, mais qui sont les plus susceptibles au développement urbain et à l'expansion agricole.

Toutes les variables, à l'exception de la susceptibilité au développement simulé, ont été calculées à l'aide des données d'inventaire forestier que nous avons recueillies (Section 2.5.3). Dans chaque placette, nous avons répertorié le nombre d'espèces d'arbres ayant un DHP d'au moins 10 cm. Ces informations ont été résumées dans un tableau indiquant l'abondance de chaque espèce par site, exprimée par le pourcentage de la surface terrière totale.

Pour évaluer la diversité fonctionnelle, les espèces d'arbres ont été réparties dans différents groupes fonctionnels, selon la similitude de huit traits fonctionnels obtenus à partir de Niinemets et Valladares (2016) et Aubin et al. (2012). Ces traits fonctionnels, ou caractéristiques biologiques comprennent la tolérance à la sécheresse, la tolérance à l'ombre, la tolérance aux inondations, le vecteur de dispersion des graines, la masse des graines, la densité du bois, la masse foliaire et la division taxonomique. Les groupes fonctionnels et leurs descriptions sont résumés dans le tableau 5. L'approche pour la détermination des groupes fonctionnels a été adaptée de Paquette (2016) et Aquilué et al. 2020 (soumis). Les genres *Alnus* et *Amelanchier* ont été omis de l'analyse car ils n'avaient pas été assujettis au regroupement fonctionnel dans les références consultées. À partir de ces données, nous avons calculé l'indice de diversité de Shannon pour le nombre de groupes fonctionnels présents à chaque site (Jost 2006). Cet indice calcule le nombre effectif de groupes fonctionnels équiprobables sur le territoire nécessaires pour donner une valeur de la "diversité effective des groupes fonctionnels".

Tableau 5. Groupes fonctionnels déterminés selon la similitude des espèces d'arbres en fonction de leurs traits fonctionnels à Hudson.

	 1 Conifères tolérants, tolérance moyenne à la sécheresse et aux inondations, dispersion par le vent.	Mélèze, pruche, épinette rouge et sapin.
	 2 Feuillus tolérants, tolérance moyenne à la sécheresse et aux inondations, dispersion par le vent.	Érable, frêne, orme.
	 3 Feuillus intolérants, tolérance moyenne aux inondations, dispersion par le vent.	Peuplier.
	 4 Feuillus mi-tolérants, tolérance élevée à la sécheresse et aux inondations, dispersion par les animaux.	Chêne rouge et aubépine.
	 5 Feuillus mi-tolérants, tolérance moyenne à la sécheresse et aux inondations, dispersion par le vent.	Bouleau et saule.
	 6 Grands arbres, mi-tolérants, tolérance à la sécheresse et tolérance moyenne aux inondations, dispersion par les animaux.	Oak, hickory, walnut, basswood.
	 7 Petits arbres mi-tolérants, tolérance à la sécheresse et tolérance moyenne aux inondations, dispersion par les animaux.	Cerisier, pommier, nerprun.
 8	Conifères tolérants, tolérance à la sécheresse et tolérance moyenne aux inondations, dispersion par le vent.	Épinette, pin, thuya

Pour évaluer la vulnérabilité du couvert forestier aux menaces biotiques futures, nous avons utilisé la liste d'insectes et maladies exotiques de Lovett et al. (2016) pouvant impacter les forêts nord-américaines. Les menaces biotiques qui y sont identifiées présentent un risque important pour la mortalité des arbres (Lovett et al. 2016) et sont soit déjà présentes à Hudson (par ex. l'agrile du frêne, la maladie de corticale du hêtre) ou pourraient s'établir à l'avenir (par ex. le longicorne asiatique). Nous avons ensuite calculé le pourcentage de la canopée de chaque peuplement qui est vulnérable à chaque insecte ou pathogène dans la liste. Il est possible qu'une espèce donnée soit vulnérable à plus qu'une menace biotique.

Au cours des 50 prochaines années, il est fort probable que la mondialisation et le changement climatique continueront de faciliter l'introduction et la propagation d'insectes ravageurs et de maladies exotiques (Ramsfield et al. 2016; Tubby et Webber 2010). En fait, au cours du dernier siècle et demi, une moyenne de 2,5 espèces d'insectes ravageurs et de maladies exotiques a envahi les États-Unis par année (Lovett et al. 2016). Pour représenter l'incertitude relative à la taille et l'ampleur de ces impacts, nous avons simulé le pourcentage de chaque peuplement forestier potentiellement affecté par l'arrivée de deux menaces; nous avons effectué cette analyse pour toutes les combinaisons de deux menaces possibles. Ces simulations ont été développées pour évaluer la résilience des forêts en fonction de la

composition des arbres et de la diversité fonctionnelle des sites échantillonnés. Ces résultats ont ensuite été ajoutés au pourcentage de la canopée touchée par des menaces déjà présentes, notamment la maladie corticale du hêtre (*Cryptococcus fagisuga*), le chancre du noyer (*Sirococcus clavigignenti-juglandacearum*), la maladie hollandaise de l'orme (*Ophiostoma ulmi*) et l'agrite du frêne (*Agrilus planipennis*). Nous avons effectué ces simulations pour chaque combinaison de deux menaces qui n'était pas déjà présente, entraînant ainsi 240 permutations. À partir de ces données, nous avons utilisé le pourcentage moyen de la canopée affecté par les menaces potentielles et actuelles pour obtenir une mesure de la vulnérabilité des forêts.

Afin d'évaluer la vulnérabilité de la forêt urbaine face aux événements météorologiques extrêmes, y compris les inondations et la sécheresse, nous avons classé toutes les espèces d'arbres de notre inventaire en fonction de leur tolérance à la sécheresse et aux inondations à l'aide de données tirées de Niinemets et al. (2006). Nous avons ensuite calculé la moyenne pondérée pour les valeurs de tolérance à la sécheresse et aux inondations des arbres pour chaque site en utilisant les méthodes décrites par Laliberté et Legendre (2010). Des valeurs plus élevées indiquent une meilleure tolérance à la sécheresse et aux inondations en moyenne.

Enfin, nous avons simulé la susceptibilité au développement en utilisant une méthode de modélisation du paysage (Section 2.8) basée sur les taux de transition historiques de l'utilisation des sols pour Hudson. Plus précisément, nous avons modélisé le taux d'urbanisation et d'expansion agricole à Hudson sur un horizon de 50 ans (2020-2070) à l'aide de 40 itérations. La sensibilité au développement est la probabilité qu'un milieu naturel particulier soit remplacé par l'expansion agricole ou l'urbanisation à la fin de la période de temps simulée. Cette variable n'illustre pas la façon dont le développement se déroulera nécessairement à Hudson et ne doit pas être utilisée pour valider ou promouvoir un projet ou une proposition de développement quelconque. Notre indice de sensibilité au développement simulé représente strictement la probabilité de perte d'un milieu boisé selon l'ensemble de paramètres définis dans nos modèles de changement d'utilisation des sols.

2.6.5. Services écosystémiques

Deux services écosystémiques ont été considérés dans notre analyse: le stockage du carbone et l'atténuation des inondations.

Nous avons estimé la quantité de carbone stockée dans les tissus ligneux des arbres pour chaque site à partir de nos données d'inventaires (Section 2.5.3). Le pourcentage de recouvrement (m² par hectare) de chaque espèce sur chaque site a d'abord été évalué. Nous avons ensuite calculé le volume de bois par espèce en utilisant les hauteurs maximales possibles pour chacune d'elles, telles que définies par Farrar (2006). Dans les deux cas où des données n'étaient pas disponibles (*Crataegus sp.* et *Malus domestica*), des valeurs moyennes de hauteur ont été extrapolées à partir des données pour des espèces du même genre (8 m pour *Crataegus sp.*) ou pour des cultivars semblables (12 m pour *Malus sp.*). Nous avons ajusté les valeurs maximales en fonction de la maturité de chaque peuplement forestier pour le calcul du volume de bois. Nous avons supposé que les forêts matures (80 ans et plus) pourraient atteindre la hauteur maximale, tandis que les forêts d'âge intermédiaire (40 à 80 ans) et jeunes (0 à 40 ans) pourraient atteindre 85% et 66% respectivement de la hauteur maximale. Le volume de bois par essence a été estimé en multipliant la hauteur ajustée de chaque essence par sa surface terrière et un facteur de

conversion de 0,42 (Adekunle et al. 2013; Ung et Ouellet 1991). Ce facteur de conversion peut varier entre 0,4 et 0,5 et est utilisé pour tenir compte de l'évasement des troncs d'arbres dans les calculs de volume de peuplement. La biomasse sèche (tonnes par hectare) a été calculée à partir des estimations de volume de bois à l'aide du calculateur de biomasse (<https://nfi.nfis.org/en/biomass>), un outil en ligne offert par l'Inventaire Forestier National du Canada. Nous avons ensuite converti les estimations de la biomasse en kilogrammes de carbone stocké en utilisant l'équation suivante du GIEC (2006):

$$Cp = DM * CF$$

Où Cp = stock de carbone dans la parcelle (t C ha⁻¹)

DM = biomasse sèche dans la parcelle (t de matière sèche ha⁻¹)

CF = fraction de carbone (t C t⁻¹ matière sèche)

Le carbone stocké a ensuite été converti en équivalent de CO² en utilisant un facteur de conversion de 3,67 (Clark 1982) pour exprimer le stockage de carbone en t CO₂ ha⁻¹.

Nous avons ensuite estimé le potentiel d'atténuation des inondations des milieux naturels d'Hudson. Les milieux naturels dans la zone inondable le long de la rivière des Outaouais atténuent les impacts des inondations, puisqu'ils représentent des barrières physiques en plus d'avoir une capacité de rétention d'eau plus élevée que les milieux urbains, les champs agricoles ou les parcs (Pellerin et Poulin 2013). Nous avons donc identifié les milieux naturels se retrouvant dans la zone inondable le long de la rivière des Outaouais telle que définie par le MELCC (2019). Ce sont les délimitations les plus récentes disponibles et ont été dérivées à la suite des inondations observées en 2017 et 2019. Les zones inondables sont soumises au moratoire gouvernemental décrété en juillet 2019 sur toute nouvelle construction ou rénovation. Les milieux naturels situés dans la zone inondable d'Hudson ont reçu les valeurs les plus élevées pour cet indice; la valeur des milieux naturels en dehors de la zone inondable diminue en fonction de la distance la plus courte entre elles et le périmètre intérieur de la zone d'inondation.

2.6.6. Recréation et histoire

L'importance socioculturelle des espaces naturels de la ville a été évaluée à l'aide de leurs valeurs historique et récréative. Ces variables ont été développées lors d'un atelier collaboratif avec des membres de l'administration et du conseil de la ville d'Hudson (Section 2.9.1). Lors du premier atelier, nous avons demandé aux autorités de la ville d'identifier les endroits les plus fréquentés par les citoyens à des fins récréatives à longueur d'année, que ce soit pour des activités de plein air (par ex. VTT, vélo, ski de fond, promenades pour chiens, randonnée) ou des événements publics. Ces endroits incluent ceux accessibles par des sentiers publics ou privés. Ensuite, nous avons demandé aux participants d'identifier des milieux naturels ayant une importance historique, que ce soit dû à des événements récents ou lointains qui concernent les sociétés humaines occupant le territoire actuellement connu sous le nom d'Hudson. L'identification des endroits ayant une importance socioculturelle s'est limitée aux forêts (sèches ou humides) évaluées, et n'a donc pas compris les parcs ou points de repère adjacents. Les milieux naturels identifiés ont reçu une valeur maximale pour cet indice et les autres ont reçu une valeur de zéro.

2.7. Priorités de conservation

Nous avons réalisé une analyse multicritères afin d'identifier les milieux prioritaires pour la conservation à l'aide du logiciel de priorisation et d'aménagement du paysage, Zonation. Ce logiciel disponible gratuitement est utilisé entre autres pour cibler les endroits qui sont essentiels pour le soutien de la biodiversité tout en maintenant la connectivité entre les parcelles d'habitat de haute qualité. Les entrées au logiciel sont des critères géoréférencés qui sont ensuite analysés de façon à produire une carte des espaces naturels où chaque pixel est classé de 0 à 1 en fonction de son importance pour la conservation.

Au total, nous avons utilisé 17 variables (Tableau 4; Section 2.6) pour prioriser les milieux naturels à Hudson. Avant l'analyse, toutes les variables ont été redistribuées sur une échelle de 0 à 1 car elles avaient toutes été calculées à l'aide de différentes unités et méthodes. Dans tous les cas, les valeurs les plus élevées pour chaque variable indiquent une plus grande importance pour la conservation. Par exemple, l'axe de la perturbation anthropique a été inversé afin que les forêts non perturbées aient une priorité de conservation plus élevée que celles perturbées.

Nous avons appliqué un « masque de conservation » pour attribuer des valeurs de conservation élevées par défaut à certains milieux naturels. L'algorithme mis en œuvre via Zonation priorise ensuite les caractéristiques naturelles à proximité de ces endroits pour maximiser la connectivité des zones prioritaires avec celles qui ont un statut de protection de facto, pour assurer la contiguïté spatiale des milieux boisés. Les endroits compris dans le masque de conservation répondaient aux critères suivants, conformément au plan d'urbanisme (Ville d'Hudson 2009) en vigueur ainsi qu'aux règlements régissant présentement ou potentiellement la conservation des milieux naturels (Encadré 1):

- Toute pente raide excédant 20%;
- Tous les milieux naturels compris dans la zone inondable de la rivière des Outaouais;
- Tous les milieux humides ainsi que leur zone tampon de 10m;
- Tous les parcs protégés comprenant des forêts ou milieux humides;
- Les zones tampons de 10 à 15 mètres de chaque côté de tous les cours d'eau, qu'ils soient intermittents ou permanents.

Encadré 1. Règlements municipaux et documents légaux

Les documents suivants ont été consultés par Eco2urb afin de déterminer les critères à considérer pour définir le masque de conservation:

- Règlement opérationnel No. 525: Plan d'urbanisme.
- Règlement opérationnel No. 526: Zonage
- Loi 132: Loi concernant la conservation des milieux humides et hydriques
- Q-2, r. 35 - Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables

Les pentes raides ont été identifiées à l'aide d'un modèle numérique de terrain fourni par la ville. Les milieux humides ont été identifiés à l'aide des sources de données décrites précédemment (Section 2.5.1) et à l'aide des inventaires sur le terrain (Section 2.5.3). Les aires de conservation (par ex. l'aire de conservation Clark-Sydenham) et les délimitations de cours d'eau ont été fournies par la ville d'Hudson. Ces cinq couches ont été utilisées pour définir le masque de conservation; les milieux naturels dans le

masque ont donc été attribués la valeur de conservation maximale (1). Nous avons ensuite ajusté les paramètres du modèle, notamment le paramètre de longueur des bordures (BLP), dans Zonation pour maximiser l'agglomération spatiale des endroits prioritaires avec les endroits compris dans le masque de conservation. Nous avons utilisé une valeur BLP de 0,05 pour chaque itération du modèle, comme recommandé par les directives du logiciel (Moilanen et al. 2011). Nous avons pu constater visuellement que le BLP n'avait pas un effet disproportionné sur l'agglomération des cellules prioritaires avec le masque de conservation. Seuls les milieux naturels (forêts, milieux humides) ont été inclus dans la priorisation de conservation pour tous les scénarios; la matrice paysagère environnante (par ex. les champs agricoles environnants, les milieux urbains) a été omise.

En ajustant les paramètres utilisés pour prioriser les caractéristiques du paysage, Zonation offre la possibilité de générer des scénarios de conservation pour refléter les différentes priorités des parties prenantes. Par exemple, les variables de l'analyse peuvent être pondérées différemment afin d'influencer leur impact sur la priorisation des milieux naturels pour la conservation. Nous avons adopté deux scénarios, de façon à refléter les priorités de conservation des citoyens et des membres de l'administration de la ville, en modifiant les poids associés aux variables individuelles selon les informations obtenues auprès des parties prenantes lors des ateliers (Section 2.9).

2.8. Simulation du changement d'utilisation des sols

L'approche de l'aménagement axé sur la résilience vise à renforcer les écosystèmes face aux stress environnementaux anticipés dans un futur proche. Cela nécessite donc une certaine quantité de modélisation des perturbations futures. L'élaboration de scénarios de changement d'utilisation des sols peut contribuer à guider l'aménagement du territoire de façon à mieux identifier les endroits sensibles et nécessitant une conservation immédiate, puisque ce processus permet de visualiser les impacts de leur perte sur l'intégrité du paysage. Ainsi, en collaboration avec la ville d'Hudson, nous avons développé un ensemble de scénarios projetant des changements d'utilisation des sols sur un horizon de 50 ans. Nous avons ensuite évalué les impacts de ces changements sur les variables de priorisation des milieux naturels. Les scénarios ont été développés à l'aide de données historiques de l'utilisation des sols et de couverture terrestre (USCT) (Section 2.8.1) et d'un atelier avec les membres du conseil administratif de la ville (Section 2.8.2).

2.8.1. Changement historique de l'utilisation des sols

Afin de calibrer nos modèles en fonction des tendances observées de changement d'utilisation des sols à Hudson, nous avons analysé les données cadastrales et de USCT historiques. Les données cadastrales ont été fournies par la ville et comprennent des informations relatives à la date de subdivision de chaque lot. En comparant la date d'ajout de nouveaux lots cadastraux et la superficie de chaque lot, nous avons pu calculer des taux d'urbanisation précis pour la municipalité. Puisqu'Hudson est principalement résidentiel, nous avons considéré le développement urbain comme étant le nombre de nouveaux logements bâtis et non le développement de zones commerciales ou industrielles, ou la création de terrains de golf. Les taux ont été calculés sur des intervalles de cinq ans pour la période de 1900 à aujourd'hui et ont été évalués de façon distincte pour les zones agricoles (zonage vert) et résidentielles (zonage blanc). Nous avons limité notre évaluation à des lots de moins de cinq hectares pour éviter d'inclure par erreur des propriétés plus grandes qui étaient pour la plupart boisées ou agricoles.

Nous avons validé les taux d'urbanisation calculés à partir des données cadastrales avec les données historiques provenant d'Agriculture et Agroalimentaire Canada (AAC) pour les années 1990, 2000 et 2010 (AAC 2015). Les cartes d'utilisation des sols d'AAC recouvrent la totalité de la région d'étude à une résolution de 30 x 30 m. Nous avons ajouté une année additionnelle à la série temporelle de l'AAC en utilisant les classes d'utilisation du sol actuelles afin d'inclure l'année 2020 aux analyses (Section 2.5.2). En évaluant la variation de l'utilisation des sols dans le temps, nous avons pu identifier les principales transitions à inclure dans nos modèles de changement d'utilisation des sols (Section 2.8.2) et les taux de transition qui leur sont associés. Les taux de transition ont été calculés séparément pour les endroits présentement zonés agricoles ou résidentiels.

2.8.2. Projections du changement d'utilisation des sols

Nous avons utilisé SyncroSim (Apex RMS 2019) pour modéliser les changements futurs du paysage en fonction des données historiques d'utilisation du sol et des scénarios développés lors de l'atelier collaboratif avec l'administration de la ville (Section 2.9). SyncroSim est un logiciel disponible gratuitement (<https://syncrosim.com/>) qui offre une approche simplifiée pour la modélisation du paysage, s'appuyant sur plusieurs sources. Nous avons d'abord utilisé ce logiciel pour développer un modèle stochastique incorporant quatre classes d'utilisation des sols: agricole, forestier (incluant les forêts humides, les marécages et les tourbières), friche et urbain (Figure 4). Les milieux urbains (zones grises) se développent via l'urbanisation en remplaçant les classes agricoles, forestières et en friche. L'agriculture peut aussi prendre de l'expansion de façon à remplacer les forêts (flèche jaune) ou peut transitionner vers un champ en friche (flèche orange). Les friches peuvent se transformer en forêt par régénération naturelle (flèche verte).

Le modèle de changement d'utilisation des sols suppose plusieurs éléments. Par exemple, le modèle présume que la perte d'espaces naturels se produit à un rythme constant en raison de l'expansion agricole et de l'urbanisation. Une seconde supposition est que ces milieux urbains, agricoles et en friche s'étalent radialement à partir des parties du paysage ayant la même utilisation du sol. Cette restriction n'est pas imposée à la régénération naturelle des forêts dans les friches, car la succession des arbres est généralement discontinue dans sa distribution spatiale (Cramer et al.2008; Myster 1993). De plus, le modèle ne permet pas la perte d'espaces naturels qui répondent à au moins un des critères régissant leur protection dans la section 2.7. Ces règlements s'appliquent à tous les milieux humides ainsi qu'aux milieux naturels situés à une certaine distance des cours d'eau ou sur des pentes raides, classés comme parcs ou aires de conservation, ou encore situés dans la zone inondable de la rivière des Outaouais. La rétention des milieux naturels supplémentaires à conserver est déterminée selon le scénario qui est modélisé.

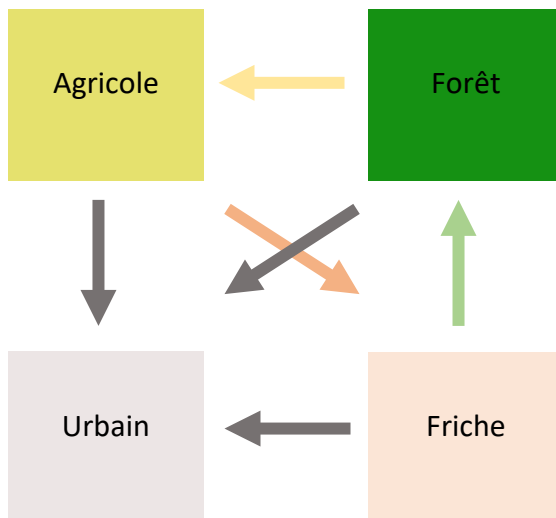


Figure 4. Diagramme du modèle de changement d'utilisation des sols. Les flèches indiquent les transitions entre les classes d'utilisation (cases), incluant: l'urbanisation (flèches grises), la régénération naturelle (flèche verte), la mise en jachère (flèche orange) et la perte des forêts en raison de l'expansion agricole.

Les données de référence historiques (par ex. AAC 2015) n'ont pas pu être utilisées pour établir les taux de transition des terres agricoles vers les terres en friche ou pour la régénération des forêts. Ainsi, nous avons présumé que les friches présentes à Hudson avaient au moins 25 ans. Nous avons ensuite calculé la superficie des friches présentes dans la ville et l'avons divisée par son âge estimé pour calculer un taux de transition annuel. Cette hypothèse a été validée en examinant la littérature pertinente (Pellerin et al. 2016) et en examinant des images aériennes de la ville datant de 1985 (Google Earth 2018). Nous avons supposé que les friches évolueraient vers des forêts de feuillus après 50 ans afin de calculer les taux de transition annuels pour la régénération des forêts (Myster 1993). Les transitions des friches vers les milieux urbains et des forêts vers les milieux urbains ont reçu le même taux de transition.

Le zonage appliqué dans la ville était pris en compte par le modèle de transition. Par exemple, les parties boisées des parcs et des aires de conservation n'ont pu évoluer vers d'autres types d'utilisation des sols. De plus, des taux différentiels d'urbanisation et de perte des forêts ont été appliqués dans les zones résidentielles ou agricoles. Les classes de couverture du sol (par ex. terrain de golf; Tableau 1) pas comprises dans le modèle, mais présents dans le paysage sont restés constants à moins d'avoir été inclus dans les scénarios définis par la ville (Section 2.9). Toutes les simulations ont été effectuées sur un horizon de temps de 50 ans et générées dans SyncroSim 3.0.44 (ApexRMS 2019).

Nous avons développé des scénarios afin d'étudier les conséquences du changement d'utilisation des sols sur les milieux naturels de la ville et, plus précisément, sur des mesures de connectivité, de biodiversité et de services écosystémiques. Le tableau 6 résume les scénarios qui ont été employés pour la modélisation. Au total, nous avons développé huit scénarios afin de comparer les résultats d'une protection plus ou moins accrue du territoire, passant d'aucune protection supplémentaire (Scénario 1) ou de la protection du territoire selon les orientations régionales (Scénarios 2-3) à la protection des priorités de conservation telles que définies dans nos analyses (Scénarios 4-6; Tableau 6). Nous avons aussi modélisé les conséquences de deux scénarios de changement d'utilisation des sols proposés par l'administration d'Hudson (Scénarios 7-8). Les scénarios 2 et 3 ont été développés selon les plans de conservation régionaux élaborés par la CMM (PMAD) et la MRC de Vaudreuil-Soulanges. (*Politique de*

l'arbre et des boisés de Vaudreuil-Soulanges), respectivement (MRC Vaudreuil-Soulanges 2008, CMM 2012). Dans ces scénarios, les forêts prioritaires n'ont pu évoluer vers d'autres types d'utilisation ou classe de couverture du sol. Nous avons contrasté ces deux scénarios avec des priorités de conservation découlant de notre propre évaluation. Plus précisément, nous avons calculé la proportion du paysage protégée dans les scénarios 2 et 3, et avons attribué une protection à des proportions équivalentes du paysage. Ainsi, nous avons pu éviter de confondre les impacts de la protection de la superficie totale avec le type d'aménagement préconisé pour la protection. Dans les scénarios 1 à 5, les milieux naturels qui n'étaient pas protégés ont subi des taux de transition calculés à partir de données historiques. Dans les scénarios 6 et 7 développés par l'administration de la ville, les taux de transition et les paramètres du modèle ont été ajustés afin d'assurer que le paysage en entier reflète la classification du sol proposée par l'administration à la fin de la modélisation. Pour y arriver, les types de transitions présentés dans la figure 4 ont été ajustés au besoin.

Tableau 6. Description des scénarios de changement d'utilisation des sols.

No.	Titre	Description
1	Statu Quo	Simule les taux de développement historiques projetés dans le futur.
2	Milieux prioritaires PMAD	Simule la protection des milieux boisés prioritaires selon le PMAD pour la CMM (CMM 2012).
3	Milieux prioritaires MRC-VS	Simule la protection des milieux boisés prioritaires (rang > 5) selon Vaudreuil-Soulanges (2008).
4	20% Protégé	Protection de 20%, 25% et 30% du paysage d'Hudson correspondant aux priorités de conservation identifiées par l'analyse actuelle (section 2.7).
5	25% Protégé	
6	30% Protégé	
7	Orientation « Transit »	Le développement urbain se produit d'abord aux extrémités de la ville en raison de la pression des municipalités voisines et se concentre le long des principaux axes de transport. Ce scénario n'est en rien lié au TOD tel que défini par le PMAD (CMM 2012). Le titre a été attribué au scénario par le conseil municipal et l'administration.
8	Orientation « Services »	Le développement urbain commence à partir du noyau urbain et suit l'infrastructure existante.

Finalement, pour chaque étape de temps dans chacun des scénarios, nous avons calculé les impacts sur tous les indices de conservation compris dans notre analyse, incluant les services écosystémiques, la connectivité et la biodiversité. Nous avons ainsi recalculé chaque mesure pour le paysage généré à chaque étape de temps et pour chaque scénario. Ensuite, nous avons quantifié la variation dans la valeur totale de chaque mesure à l'échelle du paysage, telle que définie par la délimitation d'Hudson. La variation dans les mesures évaluées n'est pas sensible à l'écoulement du temps d'une étape de temps à une autre. Par exemple, nous avons évalué la perte de forêts existantes selon les tendances de maturité contemporaines; les forêts dans les classes d'âge 'jeune' et 'intermédiaire' ne vieillissent pas dans la série temporelle. De plus, les impacts sur les indices de conservation ont été limités aux impacts possibles sur le couvert forestier actuel au lieu d'inclure les effets compensatoires possibles de la régénération forestière dans le temps.

2.9. Ateliers auprès de la municipalité et des citoyens

Nous avons organisé deux ateliers distincts avec des membres du conseil municipal et de l'administration ainsi qu'avec des citoyens d'Hudson pour mieux comprendre les priorités de conservation locales. Les ateliers étaient de nature exploratoire et ne reflètent pas un inventaire exhaustif des points de vue des citoyens ou des municipalités sur la planification de la conservation à Hudson. Les résultats ne doivent pas être interprétés comme une prescription pour les trajectoires de développement prévues dans la ville ou une évaluation approfondie des lieux historiques ou récréatifs d'importance. Ils représentent plutôt les expériences et les opinions des participants, soit un sous-échantillon de la population d'Hudson.

2.9.1. Atelier 1: Conseil municipal et administration

L'atelier mené auprès du conseil municipal et de l'administration de la ville s'est déroulé le 11 octobre 2019 de 9h à 17h. Cet atelier comprenait quatre activités visant à obtenir un aperçu local des analyses préliminaires menées par Eco2urb sur les priorités de conservation. Nous avons présenté le travail accompli jusqu'à ce point ainsi qu'un aperçu des résultats préliminaires pour la priorisation des milieux naturels d'Hudson.

En ce qui concerne les activités qui ont eu lieu au cours de l'atelier, deux d'entre elles visaient à identifier les milieux à forte importance historique et récréative, et les deux autres à prioriser les milieux naturels et les caractéristiques écologiques prioritaires pour la conservation (Tableau 7). Les informations recueillies au cours de l'atelier ont été utilisées pour définir des scénarios de changement d'utilisation des sols (Section 2.8.2) et les poids attribués aux indices de conservation dans notre priorisation (Section 2.7). Les cartes annotées par les participants à l'atelier ont été numérisées et géoréférencées afin que les résultats puissent être intégrés dans notre système d'information géographique pour une analyse subséquente.

2.9.2. Atelier 2: Citoyens

L'atelier organisé pour les résidents d'Hudson a eu lieu le 11 novembre 2019. Des invitations à l'atelier ont été envoyées par l'administration de la ville. Compte tenu du temps disponible (environ 2 heures), le format de l'atelier a dû être modifié. Plus spécifiquement, l'atelier pour les citoyens s'est concentré sur les deux activités visant à hiérarchiser les caractéristiques des espaces naturels et à prioriser les forêts pour la conservation. Pour simplifier la hiérarchisation des caractéristiques des forêts compte tenu du nombre élevé de participants à cet atelier, nous avons regroupé le nombre de variables, pour faire passer le nombre de neuf à quatre.

Tableau 7. Liste des activités menées lors des ateliers et leur description.

Activité	Description
Identifier les milieux naturels importants pour la récréation et l'histoire	Les participants ont été invités à indiquer, sur une carte, les milieux naturels d'Hudson qui sont utilisés à des fins récréatives ou qui ont une importance historique.
Identifier les milieux naturels potentiellement sujets à un changement d'utilisation des sols	Les participants ont été invités à indiquer, sur une carte, les milieux naturels d'Hudson susceptibles d'être soumis à un développement urbain ou à une expansion agricole.
Hiérarchiser les caractéristiques des milieux naturels	Les participants ont reçu neuf variables (un regroupement de celles du tableau 4) et dû les classer par ordre d'importance. L'attribution de la même classe d'importance à plusieurs variables a été autorisée.
Prioriser les forêts pour la conservation ou le développement	Les participants ont reçu six cartes représentant les forêts et leurs caractéristiques et dû les classer par ordre d'importance, puis d'indiquer lesquelles devrait être conservées ou développées.

3. Résultats

Afin de faciliter l'interprétation des résultats, nous avons identifié neuf points de repère dans la municipalité (Figure 5). Les repères suivent la répartition des principales forêts et milieux humides, des parcs et des sentiers de randonnée. Les cartes résumées dans les résultats ont été orientées de 30 ° au nord-ouest pour positionner la municipalité sur un axe horizontal. Nous avons divisé les milieux naturels selon trois catégories, soit les forêts sèches (feuillus, mixtes, conifères), les milieux humides boisés (marécages, tourbières boisées) et les milieux humides ouverts (marais). À noter que la rivière Viviry traverse Hudson le long du point 5.

Nous résumons d'abord la composition du paysage d'Hudson (Section 3.1), puis détaillons les résultats pour chacun des indices de conservation (Section 3.3) et scénarios (Section 3.6.2). Les priorités de conservation sont décrites à la Section 3.5.

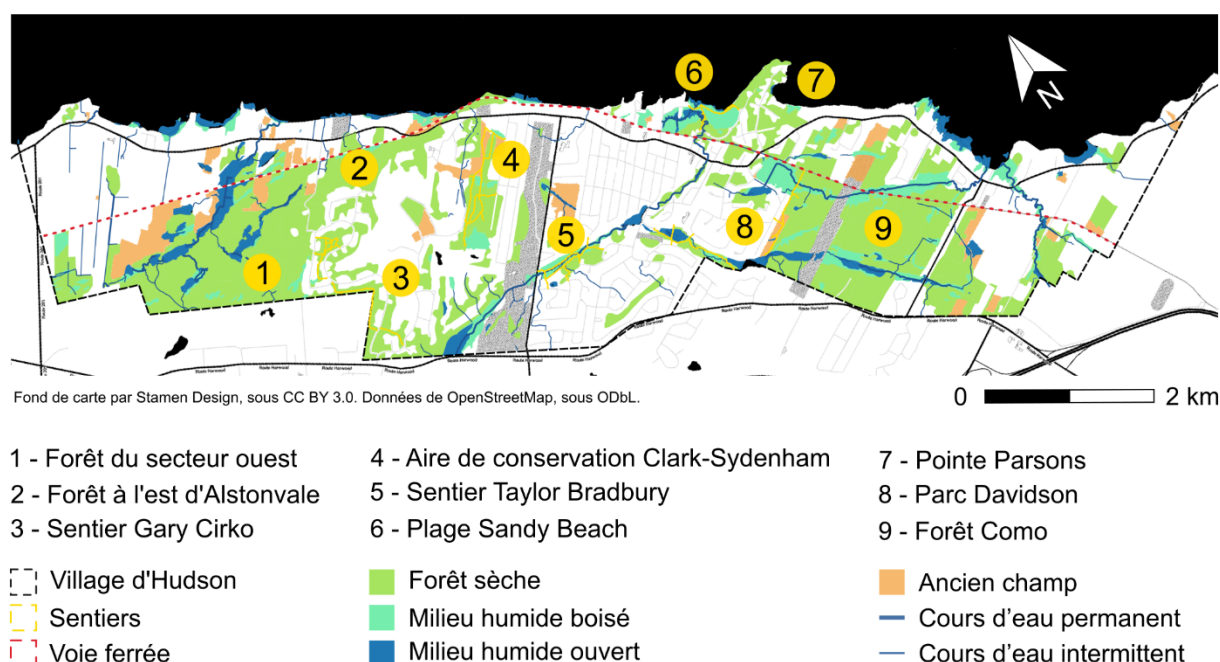


Figure 5. Carte de la ville d'Hudson résumant le réseau de pistes de randonnée, la configuration du paysage naturel et les points de repère.

3.1. Composition et configuration des milieux naturels

Les milieux naturels d'Hudson, à l'exception du couvert forestier des milieux urbains, recouvrent environ 37% (825 ha) de la superficie totale de la municipalité. Ces milieux naturels comprennent les milieux humides (24%, 195 ha) et les forêts sèches (76%, 629 ha; Tableau 8). Un peu plus de la moitié des milieux humides à Hudson sont boisés (marécages, tourbières boisées) et les autres sont ouverts (marais, étangs; Tableau 8). Les forêts sèches sont principalement feuillues ou mixtes, la minorité étant composée de résineux (Tableau 8). Les espèces d'arbres les plus communes, évaluées à l'aide de la surface terrière des sites échantillonnés, sont l'érable rouge (15%; *Acer rubrum*), le frêne rouge (15%; *Fraxinus pennsylvanica*), le pin blanc (9%, *Pinus strobus*) et l'érable à sucre (8%; *Acer saccharum*; Figures 7-8). Cela

correspond bien à la composition forestière du territoire estimée par photo-interprétation (MFFP 2019b), indiquant ainsi que l'érable rouge et d'autres espèces intolérantes, d'âge intermédiaire, dominent le paysage. Des peuplements d'érable à sucre d'âges intermédiaire et mature sont moins représentés sur le paysage.

Tableau 8. Composition du paysage naturel à Hudson.

Type de couvert	Superficie (ha)	Proportion des milieux naturels	Proportion de la superficie totale
Forêt feuillue	457	55%	21%
Forêt mixte	137	17%	6%
Forêt de résineux	36	4%	2%
Milieu humide boisé	114	14%	5%
Milieu humide ouvert	82	10%	4%
Total	825	100%	37%

La composition du paysage telle que nous l'avons étudiée diffère des résultats publiés par CIMA + (2017) et Teknika (2008). Alors que les milieux humides (boisés, ouverts) identifiés dans la présente étude recouvrent une superficie totale de 196 ha, ceux identifiés par CIMA + (2017) recouvrent 110 ha de la municipalité tandis que ceux identifiés par Teknika (2008) recouvrent 132 hectares. Cet écart entre nos résultats ne peut pas être attribué au temps écoulé depuis la publication des rapports de CIMA+ et de Teknika. Cela est d'autant plus vrai que nous avons identifié une plus grande quantité de milieux humides que ces projets précédents, constat allant à l'encontre des tendances de perte des milieux humides observées à l'échelle de la MRC (Pellerin et Poulin 2013) et constatées dans notre propre évaluation du changement historique de l'utilisation des sols (Section 3.6.1). Nous avons observé des écarts semblables en ce qui concerne le couvert forestier total pour la ville; en fait, Teknika (2008) estime la couverture à 342 ha tandis que nous évaluons cette superficie à 629 ha (Tableau 8). Pour les milieux humides et les forêts, la principale source de divergence se trouve dans les différences de portée entre les études: Teknika (2008) a ciblé les forêts et les milieux humides situés dans les milieux urbains et a exclu les zones agricoles et les friches, tandis que CIMA + (2017) s'est limité exclusivement au noyau urbain. Notre étude a examiné les milieux naturels d'Hudson indépendamment de leur zonage, en rassemblant les données géospatiales de CIMA + (2017), Teknika (2008), des sources de données supplémentaires (Section 2.5.1) et des inventaires sur le terrain (Section 2.5.3), expliquant ainsi nos estimations plus élevées en ce qui concerne la couverture terrestre de la ville.

3.2. Synthèse des résultats des inventaires écologiques

Eco2urb a échantillonné 128 sites dans la municipalité d'Hudson en juillet et août 2019 pour valider les délimitations géospatiales des milieux naturels de la ville et recueillir des données nécessaires à la priorisation des milieux naturels pour la conservation. Les sites d'échantillonnage étaient répartis uniformément dans la ville, sur des terres publiques et privées et dans les zones urbaines et agricoles. De ces sites, 40% ont été échantillonnés dans des milieux humides boisés et 60% ont été échantillonnés dans des forêts sèches (Figure 6). Les peuplements forestiers où se trouvaient nos sites d'échantillonnage représentent une superficie totale de 559 ha, soit 68% de la couverture totale des milieux naturels de la ville. En raison des contraintes de temps, nous avons dû extrapoler les données de terrain des forêts

sèches et des milieux humides boisés à 145 sites supplémentaires, ayant une superficie totale de 266 ha. Les extrapolations ont été effectuées selon la proximité spatiale des sites, la concordance des données géospatiales ainsi que la composition et l'âge de la forêt concernée. Les délimitations des milieux humides ouverts ont été validées principalement à l'aide de photos aériennes.

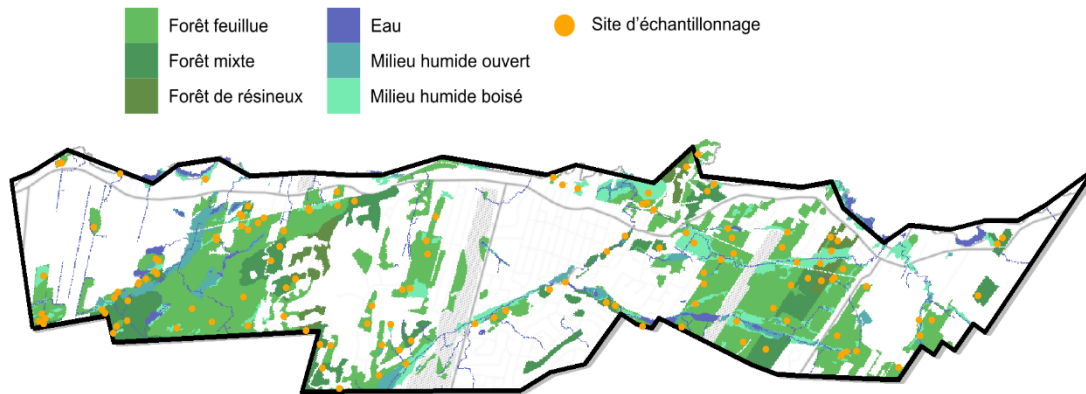


Figure 6. Répartition des sites d'échantillonnage dans les milieux naturels de la ville.

3.2.1. Composition des sites échantillonnés

Les forêts et les milieux humides boisés étaient dominés en grande partie par l'érable rouge (*Acer rubrum*), le pin blanc (*Pinus strobus*), l'érable à sucre (*Acer saccharum*), le chêne rouge (*Quercus rubra*) et le frêne rouge (*Fraxinus pennsylvanica*; Figures 7-8; voir l'annexe 1 pour une liste complète des espèces et de leur surface terrière totale). Le chêne rouge (*Quercus rubra*) et le pin blanc (*Pinus strobus*) détenaient le plus souvent les valeurs de DHP les plus importantes, mais la valeur de DHP la plus élevée appartenait à un peuplier deltoïde (*Populus deltoides*) (159 cm). Le frêne rouge et l'érable rouge avaient généralement les DHP les plus élevés dans les milieux humides boisés. Les mesures de DHP variaient en moyenne entre 19 et 48 cm pour tous les sites, peu importe le type de végétation, avec un DHP moyen de 37 cm (Figure 18).

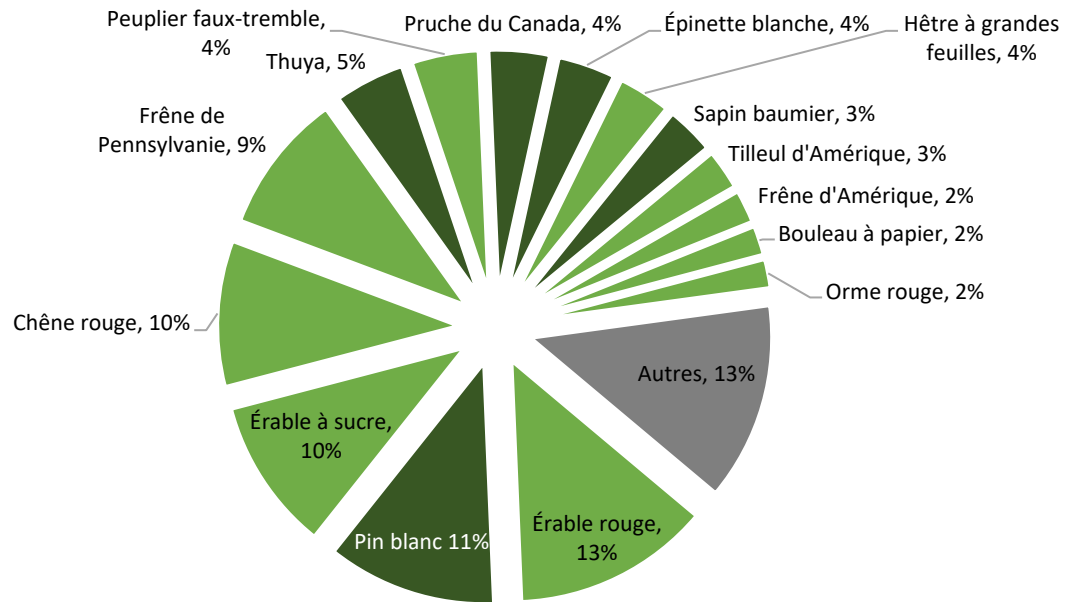


Figure 7. Synthèse de la composition forestière pour les forêts sèches. Les pourcentages représentent la proportion de la surface terrière totale mesurée pour tous les sites. Les résineux sont indiqués en vert foncé tandis que les feuillus sont indiqués en vert pâle.

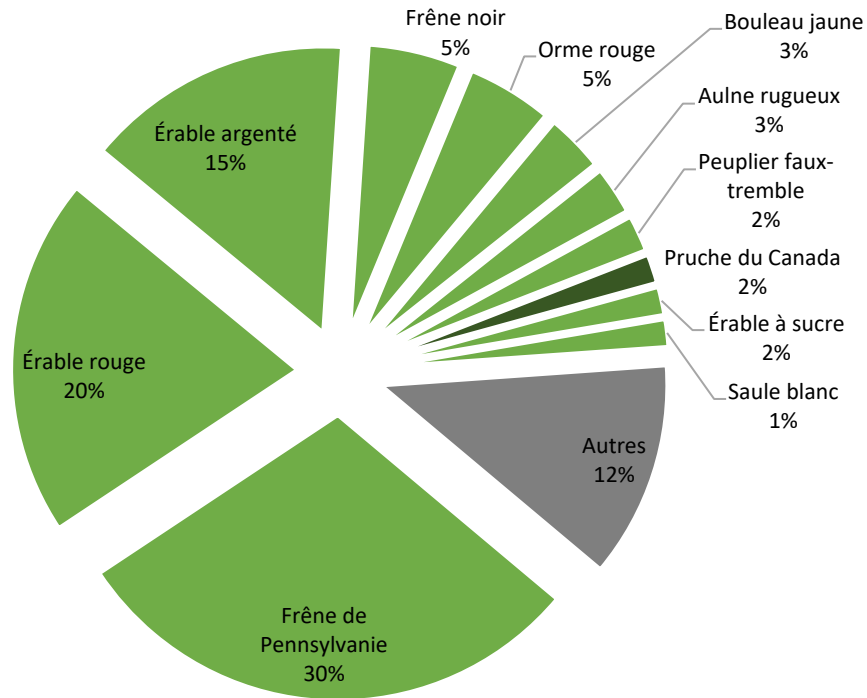


Figure 8. Synthèse de la composition forestière pour les milieux humides boisés. Les pourcentages représentent la proportion de la surface terrière totale mesurée pour tous les sites. Les résineux sont indiqués en vert foncé tandis que les feuillus sont indiqués en vert pâle.

En ce qui concerne les sites échantillonnés dans les milieux humides boisés, la composition des espèces diffère considérablement de celle des forêts sèches (voir l'annexe 2 pour plus de détails sur la composition du sous-bois). Dans les sites forestiers, 33% de la surface terrière totale mesurée était constituée de résineux (Figure 7), tandis qu'elle était de 6% pour les milieux humides, la grande majorité étant composée de feuillus (Figure 8). Les espèces dominantes des milieux humides boisés différaient également de celles des sites forestiers secs; bien que l'érable rouge (*Acer rubrum*) ait une forte présence dans ces sites, le frêne rouge (*Fraxinus pennsylvanica*) le domine, et l'érable argenté se classe troisième (*Acer saccharinum*).

3.3. Biodiversité, services écosystémiques et connectivité

Les indices sont regroupés selon six thématiques principales pour faciliter leur interprétation, soit la biodiversité, la connectivité, l'intégrité écologique, la résilience des forêts, les services écosystémiques, la récréation et l'histoire. Cette catégorisation n'a pas influencé le calcul des résultats.

3.3.1. Biodiversité

3.3.1.1. Points chauds d'observation de l'avifaune

Nous avons identifié des points chauds d'observation de l'avifaune à partir de 29 678 observations d'oiseaux rassemblées par eBird depuis 2010, comprenant 230 espèces. Les espèces d'oiseaux les plus communes dans le jeu de données comprennent la mésange à tête noire (*Poecile atricapillus*; 1318 observations, 4,4%), la corneille d'Amérique (*Corvus brachyrhynchos*; 1160, 3,9%), le geai bleu

(*Cyanocitta cristata*; 1033, 3,48%) et le merle d'Amérique (*Turdus migratorius*; 988, 3,33%; voir l'annexe 3 pour une liste complète des espèces analysées). Les inventaires d'oiseaux ont été principalement effectués par des membres du grand public et démontrent donc un biais pour des espèces particulières (par ex. des espèces charismatiques) ou des endroits faciles d'accès. Comme indiqué à la section 2.6.1, les points chauds ne sont pas le résultat d'un inventaire systématique de la répartition de la vie animale dans la ville. Les points chauds d'observation des oiseaux reflètent plutôt les observations d'oiseaux dans les endroits accessibles au public.

Nous avons identifié quatre points chauds pour l'observation de l'avifaune dans la ville d'Hudson associés aux points de repère suivants (Figures 5 et 9): la frontière nord de la forêt du secteur ouest, l'aire de conservation Clark-Sydenham, le sentier Taylor Bradbury et la plage Sandy Beach. La concentration des observations dans ces quatre zones peut être mieux expliquée par leur facilité d'accès pour l'observation d'oiseaux ainsi que la disponibilité d'habitats propices à la biodiversité des oiseaux, y compris les forêts, les milieux humides et les champs ouverts.

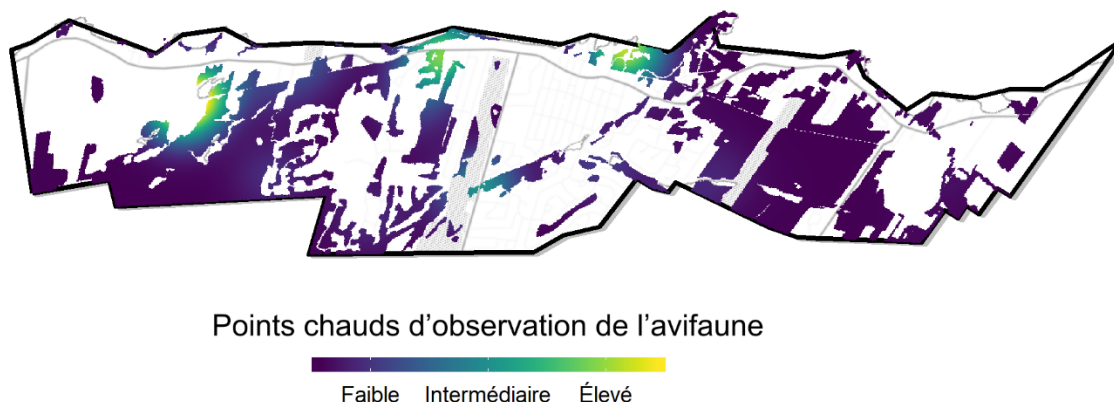


Figure 9. Répartition des points chauds d'observation de l'avifaune.

3.3.1.2. Points chauds d'observation de l'avifaune

Le jeu de données en provenance de l'AARQ comprenait 553 observations de 22 espèces de reptiles et d'amphibiens réalisées entre 1953 et 2017 dans un rayon de 5 km de la limite municipale d'Hudson (Annexe 4). Nous avons limité notre analyse des points chauds d'observation à 258 observations de 14 espèces effectuées depuis 2010 à moins de 500 m de la limite municipale d'Hudson. L'espèce la plus commune dans l'analyse était la tortue géographique (*Graptemys geographica*; 209 observations), suivie de la grenouille verte (*Rana clamitans*; 10 observations), la grenouille des bois (*Lithobates sylvaticus*; 6 observations) et la salamandre à points bleus (*Ambystoma laterale*; 6 observations). La tortue géographique est également répertoriée comme espèce vulnérable selon la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables (E- 12.01), de sorte que les observations s'y rattachant ont été incluses dans l'indice quantifiant la présence d'espèces rares (Section 3.3.1.3).

Notre sous-échantillon démontre un point chaud pour l'observation de l'avifaune situé à proximité d'une population de reptiles et d'amphibiens dans un complexe de marais avoisinant l'Auberge Willow Inn,

ainsi que dans les marais, marécages et tourbières de la forêt Como et le long du rivage de la Pointe Parsons (Figures 5 et 10). L'aire de répartition de l'herpétofaune s'étend vers le sud-ouest à travers les milieux humides et les forêts le long de la rue Bellevue. Cet endroit est riche en marécages et tourbières, satisfaisant les besoins d'habitat de plusieurs espèces de reptiles et d'amphibiens (Figure 10). Un deuxième point d'observation a été identifié à l'ouest de la ville le long de la rivière des Outaouais dans un complexe de marais adjacent à l'intersection de la Montée Lavigne et de la rue Main.

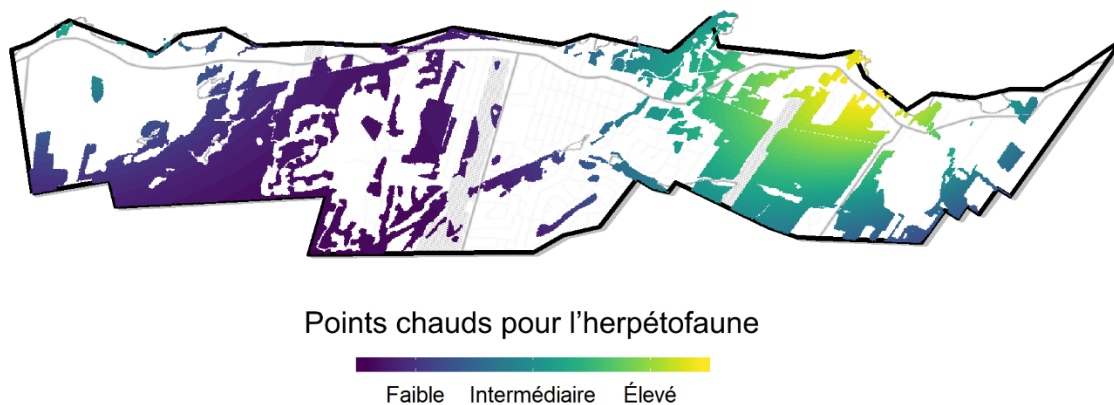


Figure 10. Répartition des points chauds de l'herpétofaune dans la municipalité d'Hudson.

3.3.1.3. Espèces en péril

Le CDN PQ reconnaît 473 occurrences de 116 espèces végétales en péril dans un rayon de 20 kilomètres d'Hudson. De plus, 38 espèces animales avec 163 observations au total sont enregistrées dans la base de données pour la même zone. Des tableaux résumant la liste complète des espèces potentiellement menacées ou vulnérables à proximité d'Hudson sont inclus dans les annexes 5 et 6.

Dans les limites municipales d'Hudson, cependant, seulement trois espèces végétales désignées comme susceptibles sont enregistrées auprès du CDN PQ, ayant un total de cinq observations entre 1998 et 2015. Il s'agit notamment du carex normalis (*Carex normalis*), du caryer ovale (*Carya ovata*) et du noyer cendré (*Juglans cinerea*). De ceux-ci, seul le noyer cendré est inscrit sur la liste des espèces en voie de disparition au fédéral (COSEPAC 2017). En ce qui concerne les espèces animales menacées, l'AARQ a enregistré de nombreuses informations sur la tortue géographique (*Graptemys geographica*) à Hudson, avec 209 observations enregistrées entre 2009 et 2014.

Nous avons classé les milieux naturels d'Hudson en fonction de leur importance en tant qu'habitat pour les espèces menacées ou vulnérables comprises dans les bases de données du CDN PQ et de l'AARQ. Les milieux naturels sont dits prioritaires s'ils se trouvent à moins de 100 m d'une observation d'espèce, tel qu'indiqué en jaune sur la figure 11. Cette approche pour évaluer l'importance des milieux naturels pour les espèces rares est très conservatrice, car la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables régissant leur protection ne concerne que la faune et la flore répertoriées et les habitats nécessaires au maintien de leurs populations. Il n'y a aucune exigence officielle de protéger les peuplements forestiers situés à moins de 100 m d'une observation, à moins que ce peuplement n'ait été utilisé comme habitat essentiel à la

survie des espèces en péril. Nous avons adopté cette approche pour souligner le potentiel des peuplements forestiers adjacents à des points d'observation pour permettre des observations supplémentaires. Cela a été jugé nécessaire puisque peu d'observations d'espèces en péril ont été enregistrées dans les bases de données du CDN PQ et de l'AARQ, fait surprenant étant donné la diversité et la disponibilité de milieux naturels à Hudson.

Les milieux naturels d'importance pour la tortue géographique étaient principalement répartis le long du rivage de la rivière des Outaouais. Cependant, des espèces végétales quasi menacées ont été repérées dans les forêts plus éloignées, soit dans la forêt Como et dans les milieux naturels avoisinants le parc Davidson (Figures 5 et 11).

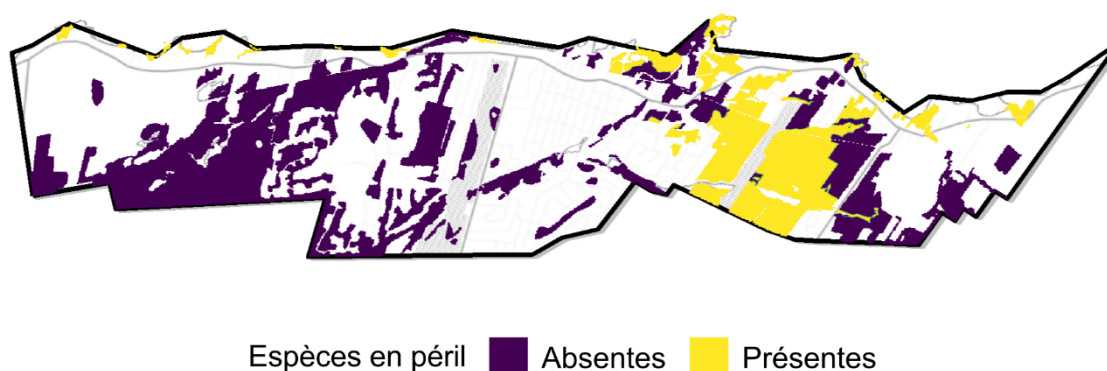


Figure 11. Répartition des espèces à statut sur le territoire d'Hudson pour les observations datant de 2009 à 2014.

3.3.2. Connectivité

3.3.2.1. Connectivité régionale

Les milieux naturels d'Hudson s'insèrent au sein d'un ensemble de corridors de conservation identifiés par Rayfield et al. (2019) pour les Basses-terres du Saint-Laurent, traversant la MRC de Vaudreuil-Soulanges vers le nord de la rivière des Outaouais et le parc national d'Oka. L'un de ces corridors, provenant de Vaudreuil-Dorion à l'intersection des autoroutes 20 et 30, longe la route Harwood en direction ouest et traverse l'est d'Hudson. Les forêts situées dans l'ouest de la ville font partie d'un deuxième corridor adjacent au mont Saint-Grégoire et aux forêts de Saint-Lazare adjacentes à la côte Saint-Charles. Les milieux naturels d'Hudson essentiels à la connectivité régionale du paysage comprennent l'aire de conservation Clark-Sydenham, les milieux naturels longeant la rivière Viviry et le sentier Taylor Bradbury, et de grands fragments boisés dans la forêt du secteur ouest et de la forêt Como (Figure 12).

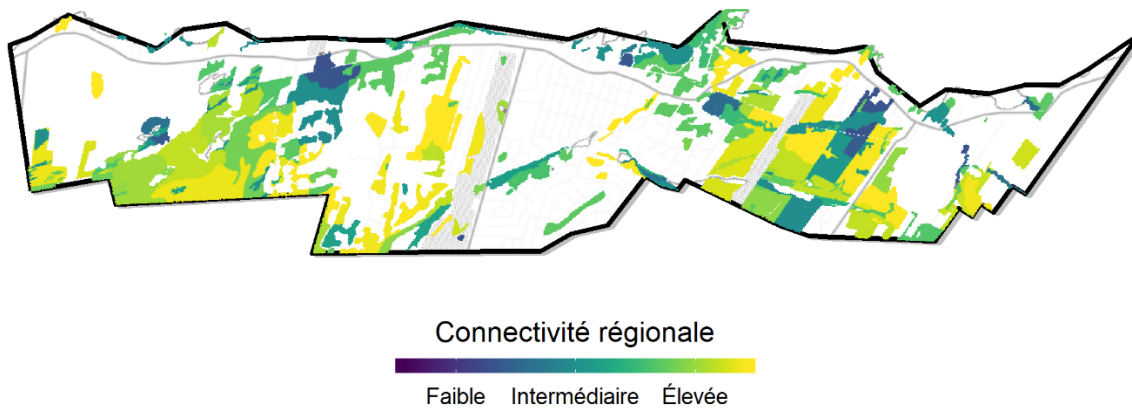
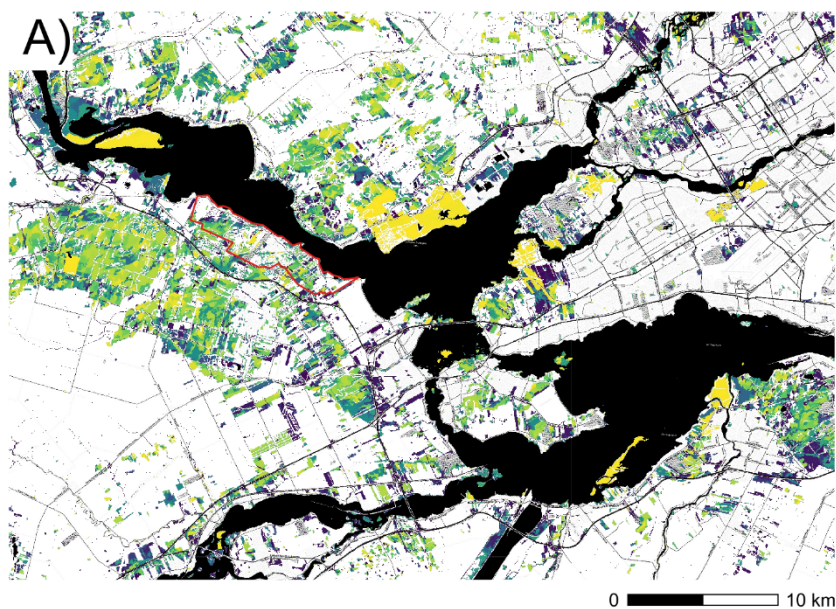
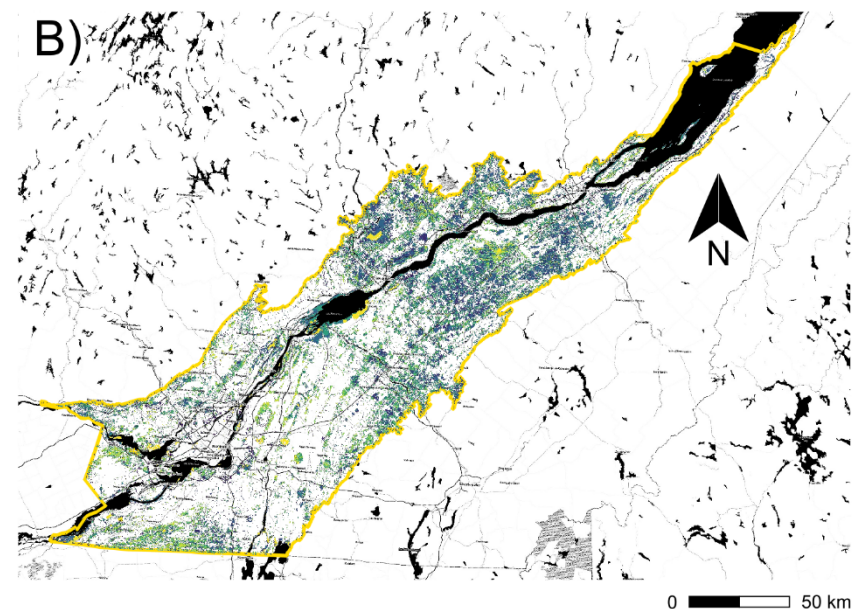


Figure 12. Classification des milieux naturels selon leur contribution à la connectivité régionale dans les Basses-terres du Saint-Laurent. Les données originales sont tirées de Rayfield et al. (2019).



Connectivité régionale ■ F ■ ■ ■ É

■ Village d'Hudson



■ Basses-terres du Saint-Laurent

Fond de carte par Stamen Design, sous CC BY 3.0. Données de OpenStreetMap, sous ODbL.

Figure 13. Classification des milieux naturels selon leur contribution à la connectivité régionale. La carte A démontre le réseau à l'échelle de la MRC Vaudreuil-Soulanges et la carte B illustre l'étendue complète de l'étude dans les Basses-terres du Saint-Laurent. Les données originales sont tirées de Rayfield et al. (2019).

3.3.2.2. Connectivité locale

Nous avons réalisé une analyse de connectivité à résolution fine des milieux naturels afin de mieux cerner les éléments structuraux et fonctionnels dans le paysage qui facilitent la dispersion et la migration des espèces animales. Les résultats sont résumés dans la figure 14, qui synthétise la connectivité et les besoins en habitat pour cinq espèces ombrelles à l'aide de deux indices (Figures 15 et 16). La plupart des milieux naturels illustrés dans la figure 14 sont aussi essentiels à la connectivité régionale. Les éléments qui ressortent le plus de cette analyse sont les milieux boisés et les milieux humides qui longent la rivière Viviry et le sentier Taylor Bradbury, le corridor dans l'ouest de la ville qui traverse la forêt du secteur ouest et les forêts à l'est de la rue Alstonvale, ainsi que le secteur de la plage Sandy Beach (Figures 5 et 14). Contrairement à l'indice quantifiant la connectivité régionale, l'aire de conservation Clark-Sydenham a une importance faible à intermédiaire pour la connectivité locale. Cela est dû en partie au fait que les aires de conservation ont reçu une valeur de connectivité élevée par défaut par Rayfield et al. (2019) pour l'analyse à l'échelle régionale.

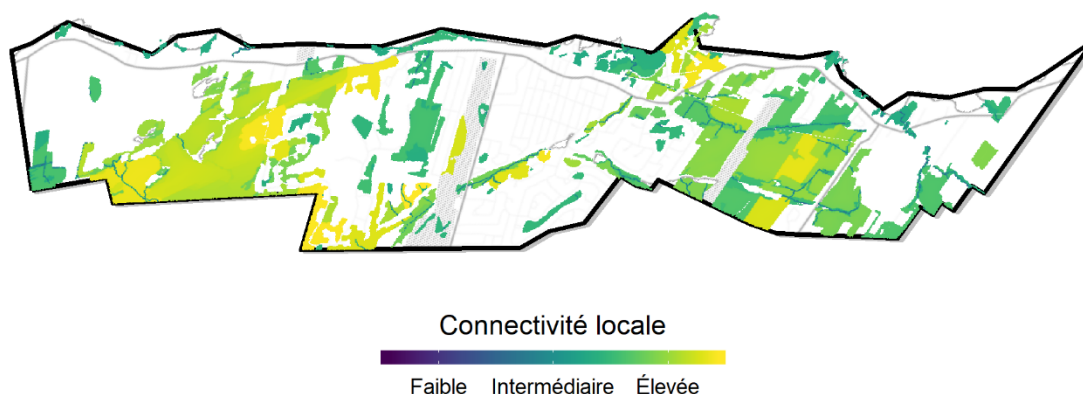


Figure 14. Classification des milieux naturels selon leur importance pour la connectivité locale à Hudson.

Les résultats de la figure 14 regroupent ceux présentés dans les figures 15 et 16, qui mettent en évidence les éléments du paysage facilitant la dispersion des animaux, en utilisant les indices de flux du courant et de centralité intermédiaire. Les milieux forestiers peu fragmentés avoisinant la forêt du secteur ouest et la forêt Como sont les plus essentiels pour la connectivité du paysage pour toutes les espèces qui ont été considérées dans l'analyse. Le noyau urbain d'Hudson empêche le déplacement d'organismes entre ces milieux boisés, sauf pour le secteur le long de la rivière Viviry et quelques fragments forestiers qui longent le sentier Gary Cirko qui font le pont entre les milieux naturels aux extrémités de la ville. Les forêts à l'est de la rue Alstonvale sont essentielles à la connectivité tout comme les forêts et les milieux humides du parc Davidson et la plage Sandy Beach. Les résultats de connectivité sont majoritairement cohérents entre les cinq espèces focales, à l'exception de la martre d'Amérique, pour laquelle la connectivité de l'habitat est faible dans cette région d'étude. Cela est dû à l'absence d'habitat de qualité pour la martre, soit des forêts de résineux, à Hudson. La martre d'Amérique et d'autres espèces ayant des besoins semblables auraient donc du mal à survivre dans cette région.

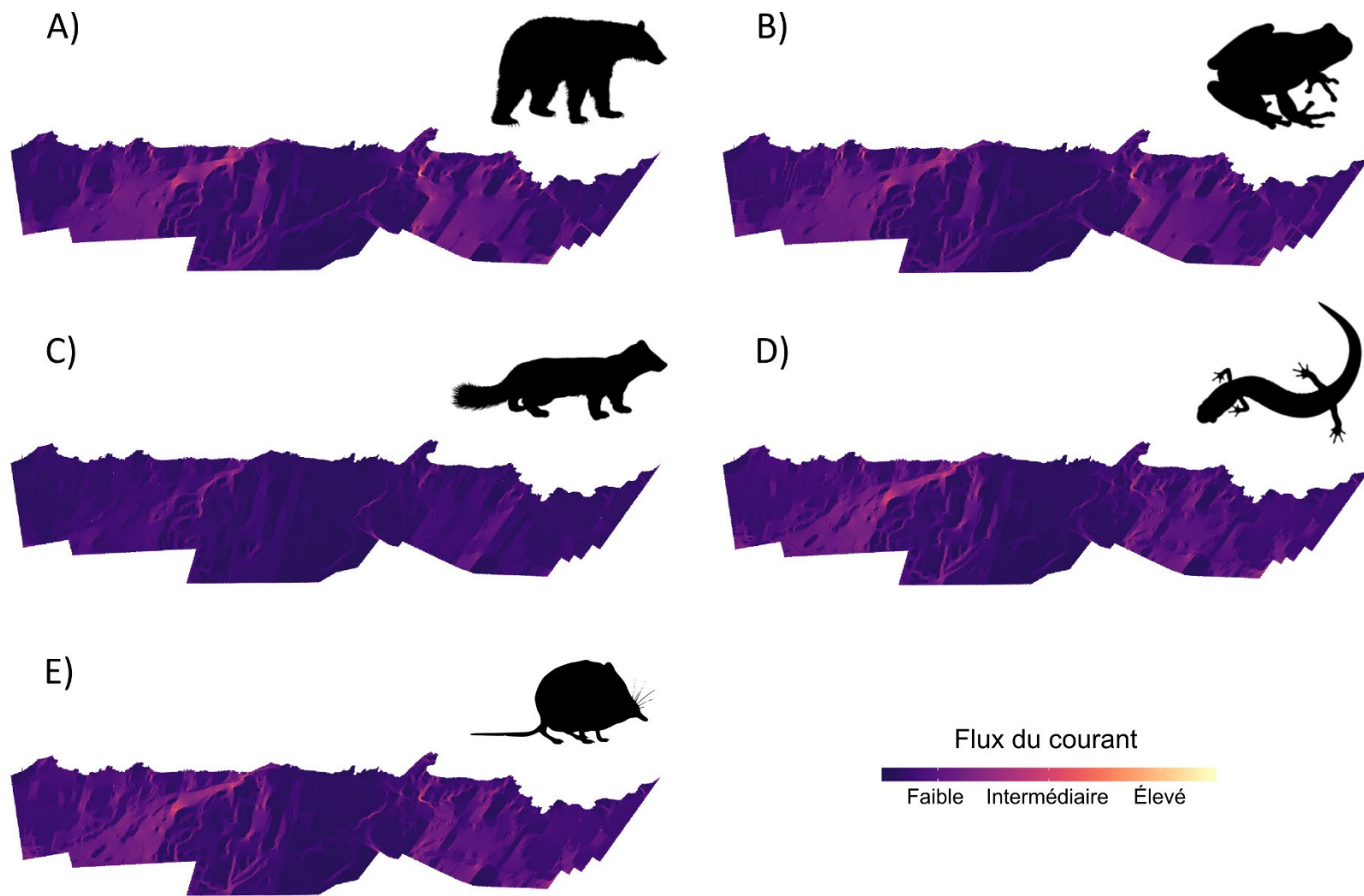


Figure 15. Analyse de flux du courant pour les cinq espèces focales, incluant a) l'ours noir, b) la Grenouille des bois, c) la martre d'Amérique, d) la salamandre cendrée et e) la Grande musaraigne.

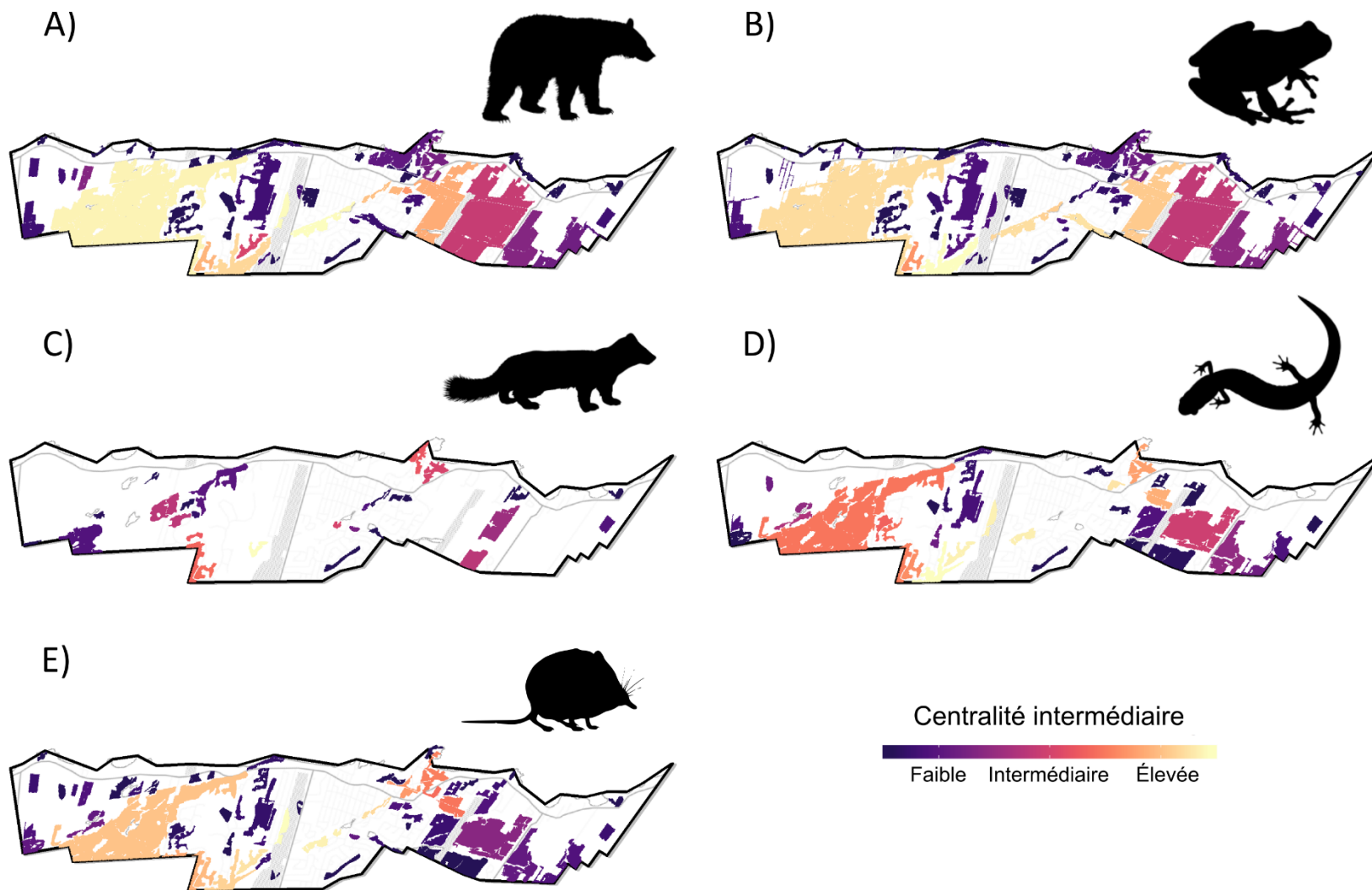


Figure 16. Analyse de centralité intermédiaire pour les cinq espèces focales, incluant a) l'ours noir, b) la Grenouille des bois, c) la martre d'Amérique, d) la salamandre cendrée et e) la Grande musaraigne.

3.3.3. Intégrité écologique

3.3.3.1. Maturité

Les forêts d'Hudson ont été regroupées selon leur classe d'âge (jeune, intermédiaire, mature) à l'aide de différents critères observés sur le terrain (par ex. la surface terrière et le DHP) et des données géospatiales (Figure 17). La plupart des forêts sont d'âge intermédiaire, que ce soit dans le cas des milieux humides boisés (94 ha, 13%) ou des forêts sèches (351 ha, 47%). Les forêts matures sèches constituent une grande partie du paysage naturel (157 ha, 21%). Les milieux humides boisés étaient rarement classés comme matures, élément pouvant être dû aux limites du protocole d'échantillonnage préconisé. La détermination de l'âge des arbres dans les milieux humides représente un défi particulier puisqu'ils n'ont pas tendance à atteindre les mêmes dimensions à maturité que dans les milieux bien drainés, étant limités par les conditions anaérobies qui leur sont caractéristiques.

Tableau 9. Classes d'âge attribuées aux forêts et aux milieux humides boisés. Les pourcentages ont été calculés en fonction de la superficie totale des milieux boisés à Hudson (743 ha), excluant donc les milieux humides ouverts.

Classe d'âge	Forêts		Milieux humides boisés	
	No. Sites	Superficie (Ha)	No. Sites	Superficie (Ha)
Jeune (< 40 ans)	19	122 (17%)	9	19 (3%)
Intermédiaire (40-80 ans)	44	351 (47%)	33	94 (12%)
Mature (> 80 ans)	21	157 (21%)	2	1 (<1%)
Total	84	629 (85%)	44	114 (15%)

Pour valider la cohérence et l'exactitude des classes d'âge choisies, nous avons comparé nos estimations avec les valeurs de DHP mesurées à chaque site. Conformément à nos attentes, les DHP maximum et moyen plus importants indiquent généralement une plus grande maturité (Figure 18). Cette relation est moins claire dans le cas des milieux humides matures en raison du nombre limité de sites d'échantillonnage pour cette combinaison de classe d'âge et type d'habitat.

Le DHP maximal moyen mesuré dans les sites situés dans les milieux humides boisés atteignait environ 46 centimètres. Le DHP maximal mesuré dans un milieu humide boisé était de 103 centimètres, tandis que le plus petit DHP maximal mesuré était de 15 centimètres (Figure 19). Le frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*) avait, de façon consistante, le DHP maximal dans ces sites. Le diamètre moyen dans tous les sites situés dans les milieux humides boisés était d'environ 16 centimètres (Figure 19). En général, le DHP moyen était moins élevé dans les milieux humides boisés, un phénomène lié à leurs conditions de croissance plus difficiles.

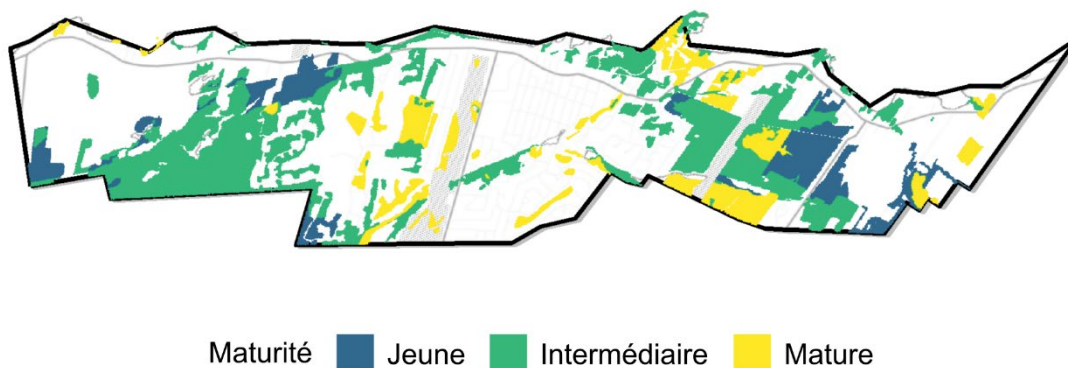


Figure 17. Répartition de la maturité des forêts sur le territoire d'Hudson.

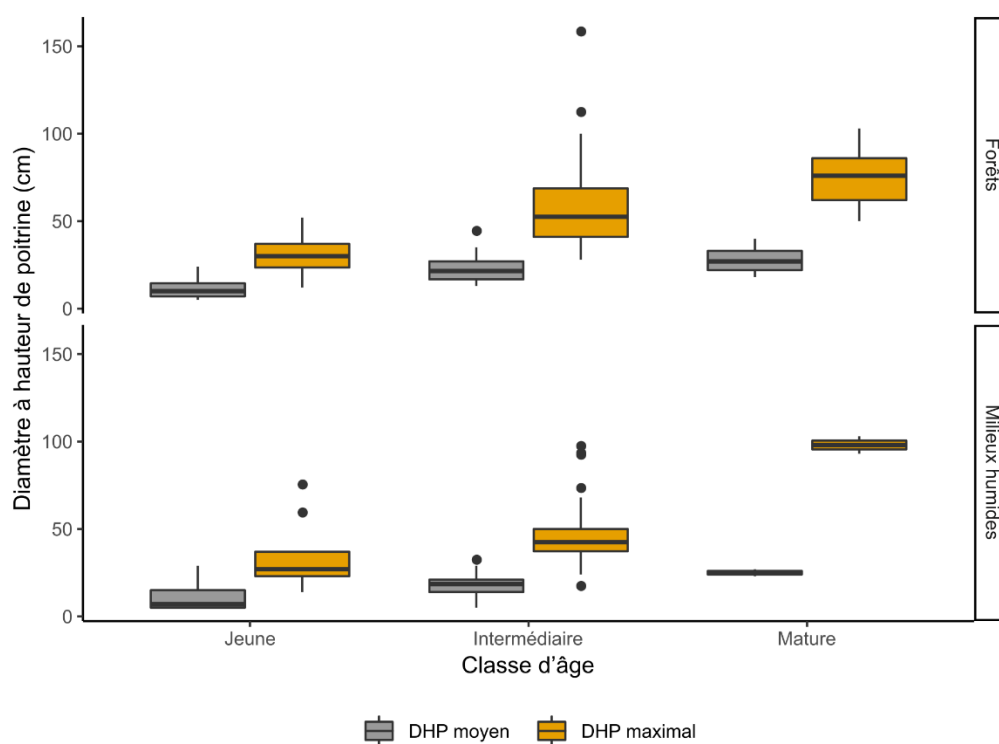


Figure 18. Relation entre le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) et la classe d'âge pour les forêts sèches (haut) et les milieux humides boisés (bas).

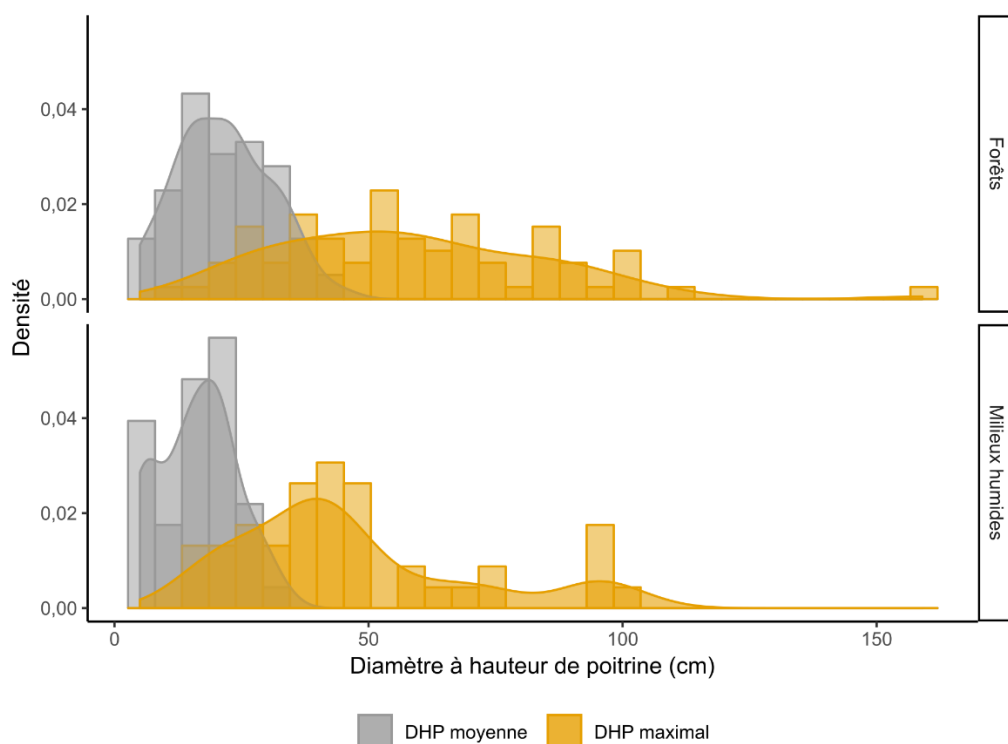


Figure 19. Distribution des valeurs maximales et moyennes de DHP pour tous les sites dans les forêts sèches (haut) et dans les milieux humides boisés (bas).

Les forêts les plus matures sont situées dans des endroits protégés, ayant une valeur récréative élevée ou difficile d'accès (Figure 17). Il s'agit notamment des forêts avoisinant l'aire de conservation Clark-Sydenham, longeant la rivière Viviry, dans la forêt Como ou dans les fragments forestiers situés à l'extrémité est de la ville (Figure 17).

3.3.3.2. Perturbations anthropiques

La plupart des forêts sèches et des milieux humides boisés ne démontraient aucun signe important de perturbation anthropique pouvant impacter l'intégrité du site (Tableau 10; Figure 20). Les sources de perturbations anthropiques comprenaient généralement la présence de sentiers pédestres, de fils électriques, de routes, de voies ferrées et de déchets.

Tableau 10. Niveau de perturbation anthropique attribué aux forêts sèches et aux milieux humides boisés.

Niveau de perturbation	Forêts		Milieux humides boisés	
	No. Sites	Superficie (Ha)	No. Sites	Superficie (Ha)
Élevé	28	162 (22%)	15	35 (4%)
Faible ou Nul	56	468 (63%)	29	80 (11%)
Total	84	629 (85%)	44	114 (15%)

Très peu de sites démontraient un niveau de perturbation provenant de sources naturelles pouvant compromettre l'intégrité écologique des sites que ce soit par la présence d'insectes, de maladies ou de

chablis. La maladie corticale du hêtre a été observée dans un milieu humide boisé, tout comme le chancre du noyer et le faux-gui. En revanche, le nodule noir a été observé dans deux sites distincts situés dans des milieux humides boisés. Dans le cas des forêts sèches, nous avons repéré la présence du nodule noir, du chancre du noyer, du faux-gui et du chancre eutypelléen de l'érable. Les maladies et les menaces à la santé des arbres sont abordées plus en détail à la section 3.3.4.2.

Tableau 11. Niveau de perturbation naturelle attribué aux forêts sèches et aux milieux humides boisés

Niveau de perturbation	Forêts		Milieux humides boisés	
	No. Sites	Superficie (Ha)	No. Sites	Superficie (Ha)
Élevé	2	7 (<1%)	1	1 (<1%)
Faible ou Nul	82	623 (84%)	43	113 (15%)
Total	84	629 (85%)	44	114 (15%)

Notre évaluation de l'intégrité de la forêt a été calculée en fonction du niveau de perturbation anthropique constaté à chaque site et n'a pas considéré les perturbations naturelles. Comme prévu, le niveau de perturbation anthropique était plus élevé dans les endroits faciles d'accès et très fréquentés (Figure 20). Les superficies présentant les niveaux de perturbation anthropique les plus faibles étaient les forêts Como et du secteur ouest (Figure 20).

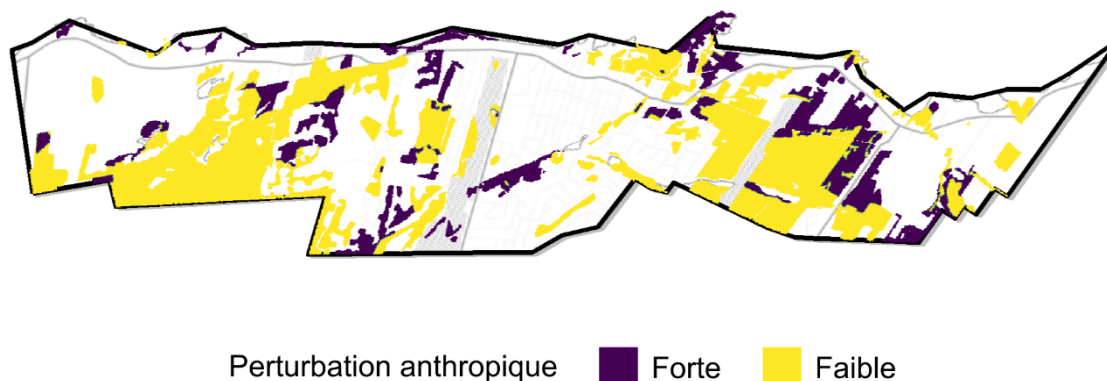


Figure 20. Répartition des valeurs d'intégrité écologique des forêts à Hudson.

3.3.3.3. Espèces exotiques

Les espèces exotiques peuvent être problématiques puisqu'elles peuvent concurrencer les espèces indigènes et empêcher la régénération du couvert forestier et du sous-bois. Leur dominance peut avoir des effets en cascade sur l'écosystème forestier en limitant l'accès à l'habitat et aux ressources essentielles pour le soutien de la biodiversité. La plupart des forêts et des milieux humides boisés étaient peu ou pas envahis par des espèces exotiques (Tableau 12). Cependant, pour 24% des sites inventoriés, représentant 14% de la superficie des milieux humides boisés à Hudson, le niveau d'envahissement constaté était intermédiaire ou élevé. La plus forte présence d'espèces exotiques avait tendance à coïncider avec des sources de perturbations anthropiques (par ex., des sentiers, des voies ferrées) et les plus grandes concentrations d'espèces exotiques se trouvaient à la bordure de la forêt ou dans les ouvertures dans le couvert forestier. L'espèce exotique la plus abondante dans nos sites

d'échantillonnage était le nerprun (*Rhamnus* spp.), qui était présent dans 46% des sites inventoriés et dont le pourcentage de recouvrement variait de 5 à 80% dans chaque site. D'autres espèces exotiques problématiques présentes sur le territoire comprennent : le chèvrefeuille de Tatarie (*Lonicera tatarica*; 5% des sites inventoriés), l'épine-vinette de Thunberg (*Berberis thunbergii*; 5%), la salicaire commune (*Lythrum salicaria*; 4%), la phragmite (*Phragmites australis*; 3%), la grande chélidoine (*Chelidonium majus*; 2%), l'alliaire officinale (*Alliaria petiolate*; 2%) et la renouée du Japon (*Fallopia japonica*; 1%). La salicaire commune et la phragmite étaient présentes dans les milieux humides boisés plus que dans les forêts sèches.

Tableau 12. Degré d'envahissement par les espèces exotiques présentes dans les forêts et milieux humides boisés.

Degré d'envahissement - Espèces exotiques	Forêts		Milieux humides boisés	
	No. Sites	Superficie (Ha)	No. Sites	Superficie (Ha)
Faible ou Nul (0-25%)	64	551 (74%)	34	86 (11%)
Moyen (25-60%)	11	25 (4%)	6	13 (2%)
Moyen à Élevé (60-80%)	5	22 (3%)	3	8 (1%)
Élevé (80-100%)	4	31 (4%)	1	6 (1%)
Total	84	629 (85%)	44	114 (15%)

Comme l'illustre la figure 21, la répartition des espèces exotiques est concentrée dans des endroits spécifiques qui sont assujettis à une fragmentation accrue résultant des sentiers pédestres, de la voie ferrée et des routes principales. D'autres endroits sont aussi plus susceptibles à l'envahissement par les espèces exotiques, notamment les habitats ouverts ou ayant un couvert forestier clairsemé. Les endroits ayant un degré d'envahissement plus important sont les forêts et les milieux humides boisés longeant le sentier Taylor-Bradbury et au début du sentier de l'aire de conservation Clark-Syndenham, les peuplements de long de la rue Bellevue adjacente à la forêt Como et les forêts longeant la voie ferrée dans le secteur ouest de la ville.

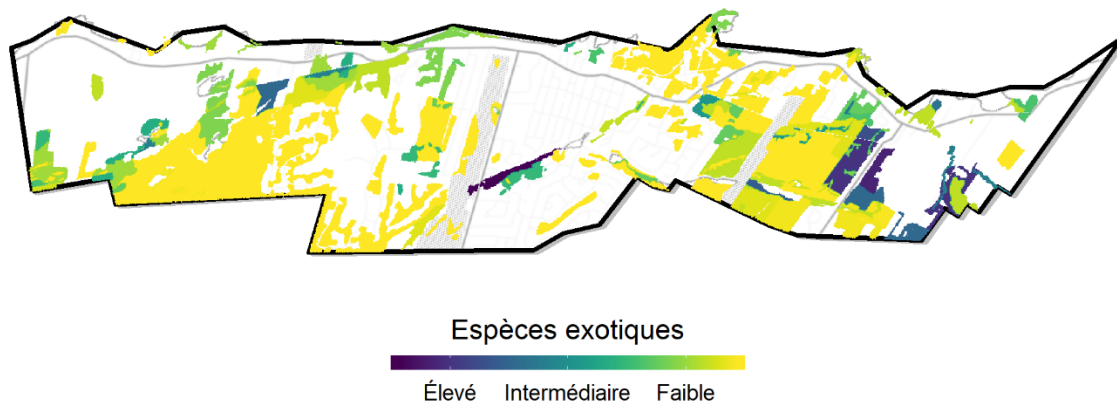


Figure 21. Répartition des espèces exotiques dans la municipalité d'Hudson. Les endroits de couleur plus foncée ont un degré d'envahissement plus élevé.

3.3.4. Résilience des forêts

3.3.4.1. Diversité fonctionnelle

La diversité fonctionnelle des arbres est évaluée à l'aide de l'abondance relative de plusieurs groupes fonctionnels à chaque site, et peut atteindre une valeur maximale de huit, indiquant une répartition égale de tous les groupes fonctionnels. La plupart des milieux boisés d'Hudson sont caractérisés par une diversité fonctionnelle variant de faible à moyenne (Tableau 13). Ceci signifie que les forêts d'Hudson sont composées principalement d'espèces qui ont des caractéristiques fonctionnelles semblables. La diversité fonctionnelle dans les milieux humides boisés a tendance à être plus faible en moyenne que dans les forêts sèches, en raison de leurs conditions de croissance plus difficiles.

Tableau 13. Classes de diversité fonctionnelle attribuées aux forêts sèches et aux milieux humides boisés. Les classes sont définies selon le pourcentage pondéré des groupes fonctionnels présents à chaque site, et ont une valeur maximale de huit (par ex., 1,5/8 = 19%).

Classe de diversité fonctionnelle	Forêts		Milieux humides boisés	
	No. Sites	Superficie (Ha)	No. Sites	Superficie (Ha)
Faible (1-29%)	45	334 (45%)	40	85 (11%)
Moyenne (29-45%)	30	208 (28%)	3	17 (2%)
Moyenne à Élevée (45-62%)	7	69 (9%)	1	12 (2%)
Élevée (62-80%)	2	18 (3%)	0	0 (0%)
Total	84	629 (85%)	44	114 (15%)

Peu importe le type de végétation, le couvert forestier est dominé par le groupe fonctionnel 2 (53%; tableau 14) et, dans une moindre mesure, le groupe fonctionnel 1 (18%) dans les forêts de résineux et les forêts mixtes. Les autres groupes fonctionnels sont répartis de façon à peu près égale (5-7%) à l'exception du groupe fonctionnel 7 (1%), qui est sous-représenté dans le couvert forestier et qui comprend le cerisier tardif (*Prunus serotina*). Une description de chaque groupe fonctionnel et des traits qui leur sont associés est résumée dans le tableau 5. Les espèces du groupe fonctionnel 2 sont tolérantes à l'ombre et aux inondations, ont une densité de bois élevée et une faible masse foliaire. Ces espèces comprennent certains érables (*Acer saccharinum*, *Acer saccharum*, *Acer rubrum*), les frênes (*Fraxinus americana*, *Fraxinus nigra*, *Fraxinus pennsylvanica*), l'ostryer de Virginie (*Ostrya virginiana*) et les ormes (*Ulmus Americana*, *Ulmus rubra*). Les forêts mixtes et de résineux sont caractérisées par des espèces résineuses appartenant au groupe fonctionnel 1 (*Abies balsamea*, *Larix laricina*, *Picea glauca*, *P. rubens*, *Pinus strobus*, *Tsuga canadensis*), qui se distinguent par leur masse foliaire élevée et leur tolérance à l'ombre, ainsi que leur densité de bois. Les efforts pour améliorer la résilience de la canopée urbaine à Hudson devraient viser à diversifier sa canopée à l'aide des groupes fonctionnels 3 à 8, décrits dans le tableau 5.

Tableau 14. Proportion de la surface terrière représentée par chaque groupe fonctionnel et par type de végétation.

	1	2	3	4	5	6	7	8
Forêts feuillues	1,50%	24,47%	3,47%	4,24%	2,34%	3,55%	1,11%	0,17%
Forêts mixtes	10,38%	5,83%	0,37%	2,66%	1,57%	0,90%	0,02%	1,11%
Forêts de résineux	4,79%	0,30%	0,05%	0,34%	0,16%	0,00%	0,05%	3,38%
Milieux humides boisés	1,46%	22,07%	0,77%	0,10%	1,61%	0,60%	0,00%	0,63%
Total	18,13%	52,67%	4,66%	7,34%	5,68%	5,05%	1,18%	5,29%

Les peuplements forestiers à l'extrémité nord-est de l'aire de conservation Clark-Sydenham ont une diversité fonctionnelle élevée (Figure 22), la surface terrière des arbres étant répartie également entre au moins cinq espèces et ayant une présence d'au moins huit espèces au total. Un arbre intolérant à l'ombre et à croissance rapide (*Populus tremuloides*) est l'espèce dominante sur le site, tandis que les

deux espèces sous-dominantes (*Quercus rubra*, *Prunus serotina*) appartiennent à des groupes fonctionnels distincts, tout comme le reste des espèces présentes.

Les sites situés à l'extrême ouest de la municipalité le long de la Montée Lavigne sont caractérisés par peu d'espèces, ou des espèces appartenant à des groupes fonctionnels semblables avec des caractéristiques biologiques similaires. Les forêts dominées par le frêne rouge et l'érable argenté peuvent tolérer les inondations, mais sont moins résistantes à d'autres facteurs de stress environnementaux (par ex. la sécheresse). Les plantations d'arbres dans l'est d'Hudson sont également caractérisées par une faible diversité fonctionnelle, tout comme les sites en début de succession ou perturbés le long de la voie ferrée, dominés par les frênes (*Fraxinus spp.*) et le nerprun (*Rhamnus spp.*)

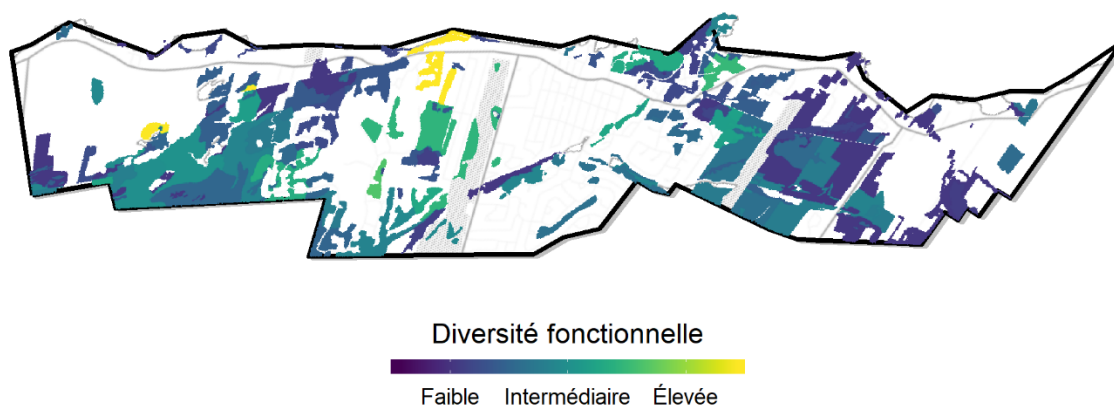


Figure 22. Répartition de la diversité fonctionnelle dans la municipalité d'Hudson.

3.3.4.2. Vulnérabilité aux menaces biotiques présentes et potentielles

Après une revue de littérature et nos inventaires sur le terrain, nous avons estimé qu'un total de neuf menaces biotiques sont présentement établies au Québec. Quatre menaces biotiques parmi celles-ci ont déjà été observées à Hudson, notamment la maladie corticale du hêtre, le chancre du noyer, la maladie hollandaise de l'orme et l'agrile du frêne. Les autres menaces résumées dans le tableau 15 sont déjà établies au Québec et pourraient menacer les forêts d'Hudson dans le futur. Les genres vulnérables comprennent le sapin (*Abies spp.*), le hêtre (*Fagus spp.*), le noyer (*Juglans spp.*), l'érable (*Acer spp.*), le frêne (*Fraxinus spp.*), l'épinette (*Picea spp.*) et l'orme (*Ulmus spp.*).

Huit insectes ravageurs et maladies supplémentaires représentent des menaces potentielles au couvert forestier de la ville (Tableau 16). À l'exception de la spongieuse asiatique, ces menaces sont déjà établies en Amérique du Nord et la grande majorité est déjà présente dans l'est de l'Amérique du Nord (Tableau 16). La spongieuse asiatique est une menace potentielle en raison de son établissement probable par le transport maritime à l'échelle mondiale et son impact potentiellement important sur des centaines d'espèces (Lovett et al. 2016). Tous les insectes ravageurs et maladies répertoriés pourraient avoir des impacts écologiques et économiques graves s'ils s'établissaient au Québec (Lovett et al. 2016). L'établissement potentiel de ces menaces biotiques affecterait aussi des espèces des genres tels que l'érable (*Acer spp.*), le chêne (*Quercus spp.*), l'orme (*Ulmus spp.*) et le cerisier (*Prunus spp.*).

Tableau 15. Sommaire des menaces biotiques déjà présentes au Québec pouvant affecter les forêts d'Hudson. Informations tirées de Lovett et al. (2016) et le Programme de sensibilisation aux espèces envahissantes de l'Ontario.

	Nom commun	Nom scientifique	Hôte primaire
Établis (QC)	Puceron laineux du sapin baumier	<i>Adelges piceae</i>	Sapins
	Maladie corticale du hêtre	<i>Cryptococcus fagisuga</i> & <i>Nectria coccinea</i> var. <i>faginata</i>	Tous les hêtres
	Chancre du noyer	<i>Sirococcus clavignenti-juglandacearum</i>	La plupart des noyers
	Chancre du châtaignier	<i>Cryphonectria parasitica</i>	Châtaignier d'Amérique
	Maladie hollandaise de l'orme	<i>Ophiostoma ulmi</i>	Les ormes
	Agrile du frêne	<i>Agrilus planipennis</i>	Tous les frênes
	Bombyx disparate	<i>Lymantria dispar dispar</i>	Plusieurs, en particulier le chêne, l'érable, le bouleau, l'aulne et l'aubépine
	Guêpe perce-bois	<i>Sirex noctilio</i>	Pin sylvestre
	Tordeuse des bourgeons de l'épinette	<i>Choristoneura fumiferana</i>	Sapin baumier, épinette blanche, épinette rouge

Tableau 16. Sommaire des menaces biotiques pouvant potentiellement affecter les forêts d'Hudson. Informations tirées de Lovett et al. (2016) et le Programme de sensibilisation aux espèces envahissantes de l'Ontario.

	Nom commun	Nom scientifique	Hôte primaire
Potentiels	Songieuse asiatique	<i>Lymantria dispar asiatica</i>	Plusieurs feuillus et résineux
	Longicorne asiatique	<i>Anoplophora glabripennis</i>	Plusieurs, dont l'érable, l'orme et le saule
	Puceron lanigère de la pruche	<i>Adelges tsugae</i>	Pruches
	Flétrissement américain du chêne	<i>Ceratocystis fagacearum</i>	Chênes
	Dépérissement du phytophthora	<i>Phytophthora cinnamomi</i>	Plusieurs, dont le châtaignier d'Amérique et les chênes
	Perce-trou polyphage*	<i>Euwallacea</i> sp. & <i>Fusarium euwallacea</i>	Plusieurs, dont l'érable et le chêne
	Mort subite du chêne	<i>Phytophthora ramorum</i>	La plupart des chênes
	Phalène brumeuse	<i>Operophtera brumata</i>	Chênes, cerisiers, érables

* À noter que cette espèce est présente seulement dans l'ouest de l'Amérique du Nord, mais a le potentiel de se propager dans l'est du continent.

Les menaces déjà établies à Hudson (maladie corticale du hêtre, chancre du noyer, maladie hollandaise de l'orme et agrile du frêne) ont le potentiel d'avoir un impact sur 17% de la superficie boisée (Tableau 17). De ces menaces, l'agile du frêne est la plus préoccupante étant donné son taux de mortalité élevé et son potentiel d'affecter environ 11% de la canopée de la ville. Les menaces biotiques présentement établies dans la province pourraient toucher jusqu'à 36% des milieux boisés (Tableau 17). Les

peuplements de feuillus à Hudson sont plus vulnérables aux menaces biotiques présentes ou potentielles que les autres types de couverts (Tableau 17). Les impacts sur la mortalité des arbres varient selon le type de menace et le degré d'infestation.

Parmi les menaces présentes ou pouvant s'établir en Amérique du Nord, la spongieuse asiatique est la plus préoccupante étant donné son impact possible sur 95% des milieux boisés d'Hudson (Tableau 17). Une menace plus imminente, le longicorne asiatique, pourrait avoir des impacts très importants sur plus de 70% du couvert forestier (Tableau 17).

Tableau 17. Sommaire des milieux boisés affectés par différentes menaces biotiques par type de végétation. Les pourcentages sont exprimés en fonction du couvert forestier total à Hudson, incluant les milieux humides boisés. Les menaces observées à Hudson sont en caractères gras.

Menace	Superficie du couvert forestier affectée par des menaces biotiques (Ha)			
	Feuillus	Mixte	Résineux	Milieux humides boisés
Spongieuse asiatique	438,98 (58,77%)	134,8 (18,05%)	23,98 (3,21%)	111,41 (14,91%)
Puceron laineux du sapin	4,22 (0,56%)	13,21 (1,77%)	0,01 (0%)	0,16 (0,02%)
Maladie corticale du hêtre	22,27 (2,98%)	4,02 (0,54%)	0 (0%)	0 (0%)
Chancre du noyer	0,33 (0,04%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)
Maladie hollandaise de l'orme	14,95 (2%)	0,89 (0,12%)	0 (0%)	6,96 (0,93%)
Agrile du frêne	80,61 (10,79%)	3,8 (0,51%)	0 (0%)	39,32 (5,26%)
Bombyx disparate	119,59 (16,01%)	24,62 (3,3%)	2,34 (0,31%)	13,44 (1,8%)
Guêpe perce-bois	13,1 (1,75%)	29,83 (3,99%)	14,59 (1,95%)	1,15 (0,15%)
Puceron lanigère de la pruche	2,88 (0,39%)	11,6 (1,55%)	6,41 (0,86%)	0,53 (0,07%)
Flétrissement américain du chêne	63,18 (8,46%)	17,49 (2,34%)	0,88 (0,12%)	1,66 (0,22%)
Dépérissement du phytophthora	0,12 (0,02%)	0 (0%)	0 (0%)	0 (0%)
Perce-trou polyphage	221,83 (29,7%)	55,37 (7,41%)	1,27 (0,17%)	42,69 (5,71%)
Longicorne asiatique	370,12 (49,55%)	67,09 (8,98%)	2,73 (0,37%)	93,76 (12,55%)
Mort subite du chêne	63,18 (8,46%)	17,49 (2,34%)	0,88 (0,12%)	2,41 (0,32%)
Phalène brumeuse	231,4 (30,98%)	55,53 (7,43%)	1,27 (0,17%)	35,78 (4,79%)
Tordeuse des bourgeons de l'épinette	4,48 (0,6%)	13,55 (1,81%)	11,63 (1,56%)	0,75 (0,1%)

À noter: le chancre du châtaignier n'est pas inclus dans ce tableau puisque aucune espèce du genre *Castanea spp.* n'a été observée à Hudson lors des inventaires écologiques.

La majorité du couvert forestier à Hudson a une vulnérabilité allant de moyenne à élevée face aux menaces biotiques futures. Les forêts les plus vulnérables se trouvent dans le secteur ouest de la ville et dans le secteur Como. Deux plantations d'épinettes à l'est de la ville, le long de la rue Main, sont peu vulnérables malgré la faible diversité des arbres qui les caractérise. Une diversité plus élevée augmente généralement la résilience du couvert forestier aux menaces potentielles. Cependant, ces sites ne sont affectés que par une seule menace biotique parmi celles étudiées (Tableaux 15 et 16), soit la tordeuse des bourgeons de l'épinette, de sorte que l'impact sur le couvert forestier était plus faible en moyenne

dans nos simulations par rapport aux forêts vulnérables à plusieurs espèces. Cependant, si la tordeuse des bourgeons de l'épinette s'y établissait, presque tous les arbres dans ces plantations seraient atteints. Ainsi, il est recommandé d'évaluer la diversité fonctionnelle et la vulnérabilité simulée de façon simultanée afin d'obtenir un portrait plus clair de l'état de la résilience des forêts d'Hudson.

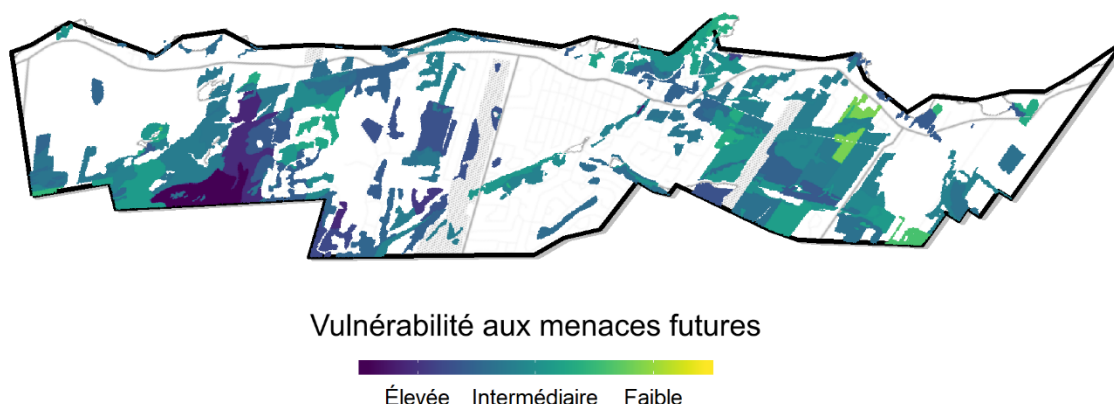


Figure 23. Répartition de la vulnérabilité des forêts face aux menaces biotiques.

3.3.4.3. Tolérance aux inondations

En ce qui concerne la tolérance aux inondations, la plupart des forêts sèches à Hudson ont une tolérance de faible à moyenne selon les données obtenues par Niinemets and Valladares (2016). Comme anticipé, les milieux humides boisés ont une tolérance aux inondations variant de moyenne à élevée.

Tableau 18. Classes de tolérance aux inondations attribuées aux forêts et aux milieux humides boisés. Les classes sont définies selon une tolérance variant de 0 à 1 et distribuées équitablement en trois catégories (faible, moyenne, élevée).

Tolérance aux inondations	Forêts		Milieux humides boisés	
	No. Sites	Superficie (Ha)	No. Sites	Superficie (Ha)
Faible	46	325 (44%)	0	0 (<1%)
Moyenne	29	241 (32%)	20	51 (7%)
Élevée	9	64 (9%)	24	63 (8%)
Total	84	629 (85%)	44	114 (15%)

Les milieux ayant des valeurs plus élevées pour cet indice ont tendance à être dominés par des espèces comme le frêne rouge ou l'érable argenté (Figure 24). Les forêts le long du rivage susceptibles d'être inondées au printemps et présentant une faible tolérance aux inondations, comme c'est le cas pour certaines parties de la Pointe Parsons, représentent une source de préoccupation.

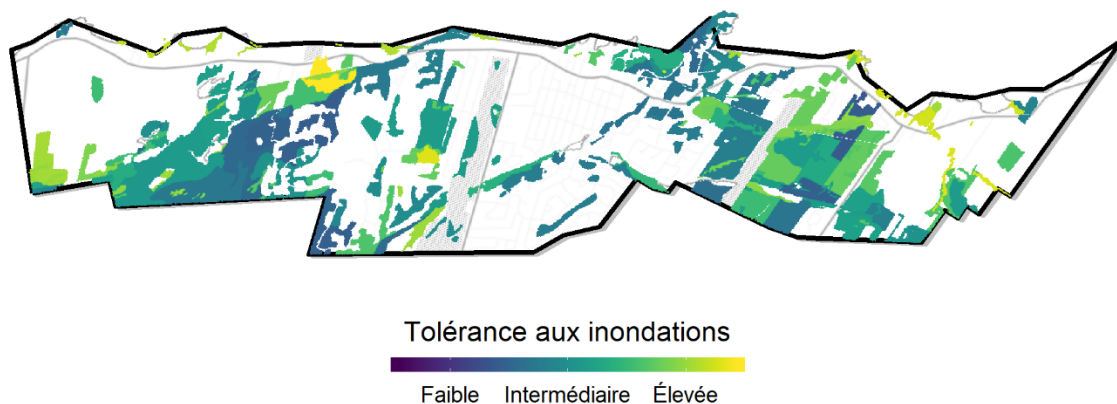


Figure 24. Répartition du couvert forestier selon la tolérance aux inondations.

3.3.4.4. Tolérance à la sécheresse

Les forêts à Hudson sont, de manière générale, plus tolérantes à la sécheresse qu'aux inondations (Tableau 19, Figure 25). En effet, un total de 531 ha (64%) du couvert forestier est situé dans la classe de tolérance 'moyenne'.

Tableau 19. Classes de tolérance à la sécheresse attribuées aux forêts et aux milieux humides boisés. Les classes sont définies selon la tolérance à la sécheresse sur une échelle de 0 à 1 et réparties équitablement selon trois catégories (faible, moyenne, élevée).

Tolérance à la sécheresse	Forêts		Milieux humides boisés	
	No. Sites	Superficie (Ha)	No. Sites	Superficie (Ha)
Faible	11	101 (14%)	5	4 (<1%)
Moyenne	59	450 (60%)	26	78 (11%)
Élevée	14	79 (11%)	13	32 (4%)
Total	84	629 (85%)	44	114 (15%)

Les peuplements ayant la meilleure tolérance à la sécheresse sont généralement dominés par le chêne rouge (*Quercus rubra*) et le pin blanc (*Pinus strobus*).

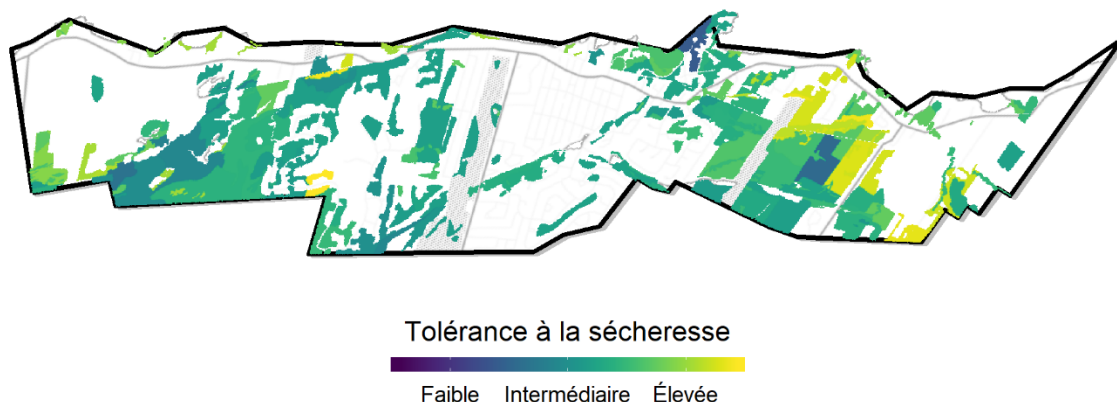


Figure 25. Répartition du couvert forestier selon les classes de tolérance à la sécheresse.

3.3.4.5. Susceptibilité au développement simulé

Après avoir exécuté un ensemble de simulations de changement d'utilisation des sols sur un horizon de cinquante ans, pour un total de 40 itérations, selon un scénario de statu quo, nous avons pu identifier les milieux boisés à Hudson les plus sensibles à l'urbanisation ou à l'expansion agricole. Les simulations n'ont pas permis la perte de milieux humides, soit les milieux humides boisés et ouverts, car ils sont présentement protégés par les règlements d'Hudson (règlement no 526) et les règlements provinciaux (projet de loi 132; Loi sur la qualité de l'environnement LRQ, cQ-2). Plus de détails relatifs aux simulations de changement d'utilisation des sols, y compris la répartition et les taux d'urbanisation et d'expansion agricole, se trouvent à la section 3.6. Pour toutes nos simulations, environ 199 ha (27%) des milieux boisés sont susceptibles au développement. 30 ha supplémentaires (4%) et 26 ha (4%) de forêts sèches présentent une susceptibilité intermédiaire ou faible, respectivement, tandis que 65% des forêts sèches sont peu ou pas susceptibles. Les forêts à faible risque sont soit protégées par des réglementations municipales et/ou provinciales ou éloignées des infrastructures urbaines et des champs agricoles, de sorte que la probabilité de leur perte est relativement faible compte tenu des paramètres employés dans le modèle.

Les résultats relatifs aux pressions de développement simulées n'indiquent pas les endroits qui devraient être sujets au développement ni ceux qui le seront définitivement. Ils indiquent plutôt des endroits sensibles au développement urbain ou à l'expansion agricole en utilisant l'ensemble des paramètres définis. De futurs travaux pourraient inclure une révision des simulations à l'aide de nouvelles données ou de paramètres modifiés.

Tableau 20. Sommaire des milieux boisés susceptibles au développement. Les pourcentages sont exprimés en fonction du couvert forestier total pour Hudson, incluant les milieux humides boisés.

Probabilité simulée de développement	Superficie (Ha)
100%	199 (27%)
>=50%, <100%	30 (4%)
>0%, <50%	26 (4%)
0%	488 (65%)
Total	743 (100%)

En général, nous avons observé une très faible variabilité entre les itérations du modèle en ce qui concerne la distribution spatiale des pertes des forêts résultant de l'urbanisation et de l'expansion agricole dans nos simulations d'utilisation des sols. Les milieux boisés sensibles à l'urbanisation, selon nos simulations, sont adjacents au noyau urbain d'Hudson et comprennent les forêts des secteurs ouest et Como, ainsi que celles le long du sentier Gary Cirko, de la rivière Viviry, de la plage Sandy Beach, de la Pointe Parsons et de chaque côté de la rue Bellevue. Les superficies vulnérables à l'expansion agricole comprennent les bordures d'un ensemble de fragments forestiers aux extrêmes est et ouest de la ville.

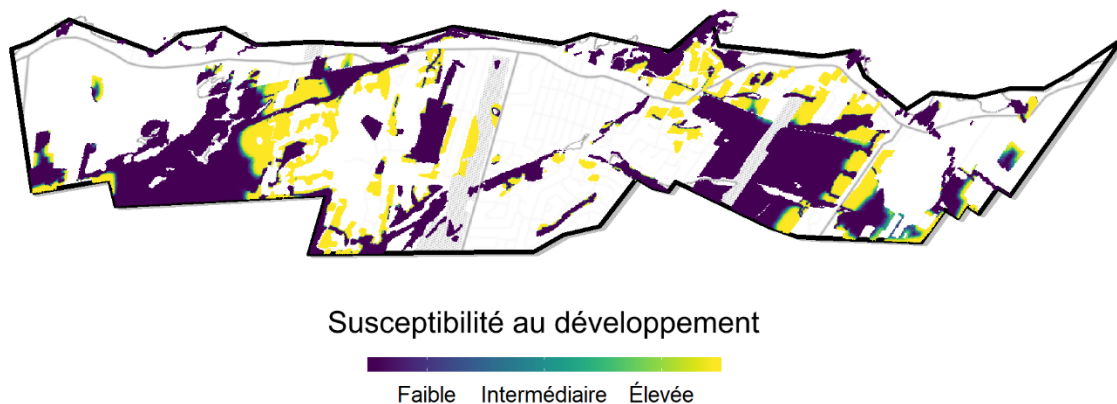


Figure 26. Répartition des milieux boisés susceptibles à l'urbanisation et à l'expansion agricole.

3.3.5. Services écosystémiques

3.3.5.1. Atténuation des inondations

Nous avons classé les forêts en fonction de leur proximité aux zones inondables définies par le Ministre des Affaires municipales et de l'Habitation (MAMH) pour la zone d'intervention spéciale (ZIS; Figure 27). Les forêts situées dans la zone inondable ont reçu la valeur maximale pour leur contribution à l'atténuation des inondations printanières le long de la rivière des Outaouais. La capacité d'atténuation des inondations diminue en fonction de la distance de la forêt à la zone inondable. Peu des forêts d'Hudson se trouvent dans la zone inondable (49 ha, 7%). Les forêts restantes sont réparties uniformément dans les autres classes de proximité à la zone inondable (Tableau 21). De nombreuses

forêts dans la zone inondable se trouvent près de la Pointe Parsons et dans les milieux naturels le long de la route principale.

Table 21. Répartition des milieux boisés, incluant les milieux humides boisés, en fonction de leur distance à la zone inondable.

Proximité à la zone inondable	Superficie (Ha)
Dans la zone inondable	49 (7%)
1-500 m	191 (26%)
500-1000 m	230 (31%)
>1000 m	273 (37%)
Total	743 (100%)

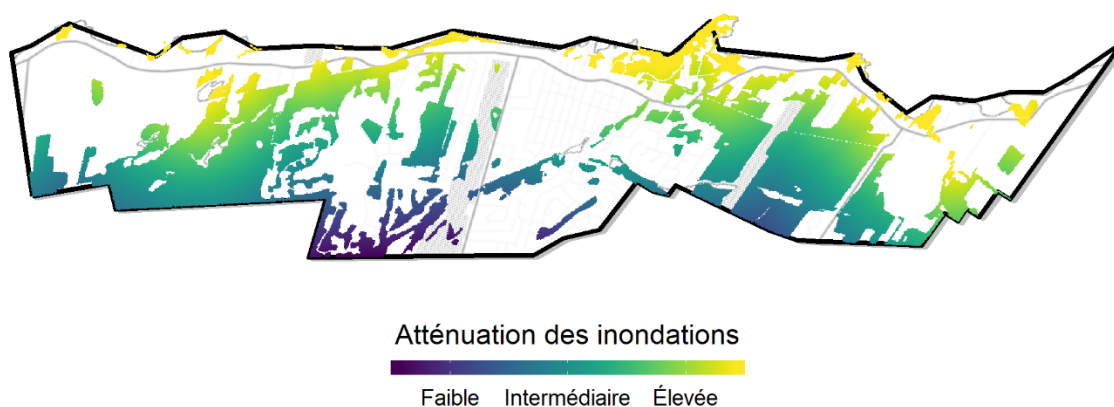


Figure 27. Répartition des forêts selon leur importance pour l'atténuation des inondations.

3.3.5.2. Stockage du carbone

Le carbone stocké par les arbres de la ville varie entre 72 et 670 t CO₂ / ha par site et a une valeur moyenne de 330 t CO₂ / ha. La densité du carbone stocké est généralement plus élevée dans les forêts de résineux et plus faible dans les forêts de feuillus (Tableau 22). Ceci reflète l'âge et la composition spécifique des arbres dans chaque peuplement.

Tableau 22. Densité moyenne de carbone stocké par type de végétation.

Classe de quantité de carbone stocké	Densité du carbone stocké (t CO ₂ /Ha)			
	Forêt de feuillus	Forêt mixte	Forêt de résineux	Milieu humide boisé
Faible	180,49	241,55	0,00	213,38
Moyenne	381,71	420,85	366,80	382,51
Élevée	530,54	541,02	491,60	562,32
Moyenne	364,25	401,14	429,20	386,07

Au total, les forêts d'Hudson stockent plus de 268 776 tonnes de CO₂. Les forêts de feuillus stockent la plus grande quantité de CO₂ au total, principalement en raison de la plus grande superficie qu'elles occupent par rapport aux autres types de végétation.

Tableau 23. Quantité totale de carbone stocké par type de végétation.

Classe de quantité de carbone stocké	Carbone total stocké (t CO ₂)			
	Forêt de feuillus	Forêt mixte	Forêt de résineux	Milieu humide boisé
Faible	104673,60	36826,27	14545,06	31981,46
Moyenne	30139,84	11422,96	0,00	0,00
Élevée	30502,78	8683,64	0,00	0,00
Total	165316,2	56932,87	14545,06	31981,46

Les superficies critiques pour le stockage du carbone à Hudson sont adjacentes au terrain de golf du Falcon près du sentier Gary Cirko, mais la répartition de la densité du carbone est relativement homogène à travers le paysage. En général, les forêts matures mixtes ou composées de résineux détiennent le plus grand réservoir de carbone stocké.

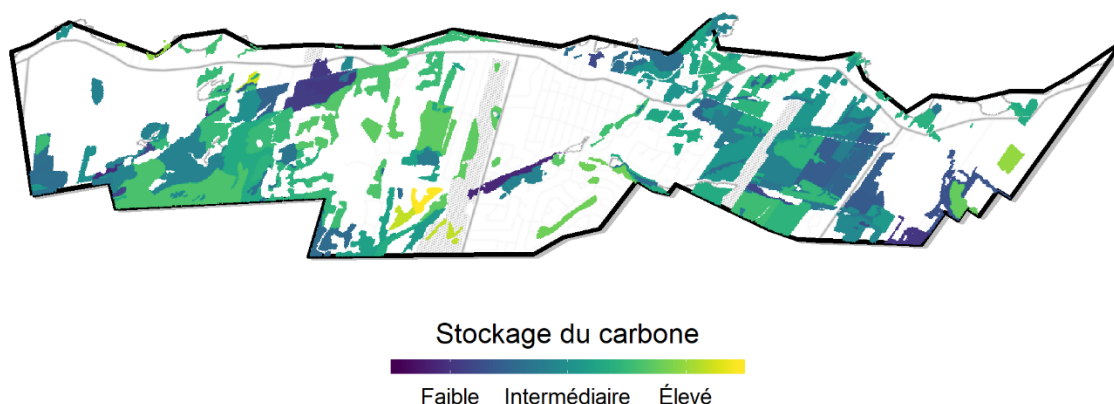


Figure 28. Répartition des milieux boisés selon leur importance pour le stockage du carbone.

3.3.6. Récréation et histoire

3.3.6.1. Valeur récréative

Les endroits avec la valeur récréative la plus importante, tels qu'identifiés par les participants lors d'un atelier dirigé par Eco2urb avec l'administration et le conseil municipal d'Hudson (Section 3.4), recouvrent environ 315 ha, soit 42% des forêts de la ville. Celles-ci sont principalement associées au réseau de sentiers de la ville s'étendant dans les secteurs suivants: le long de la rivière Viviry et du sentier Taylor

Bradbury, le sentier Gary Cirko, l'aire de conservation Clark-Sydenham, la plage Sandy Beach, la Pointe Parsons, le parc Davidson et la forêt Como (Figure 29).

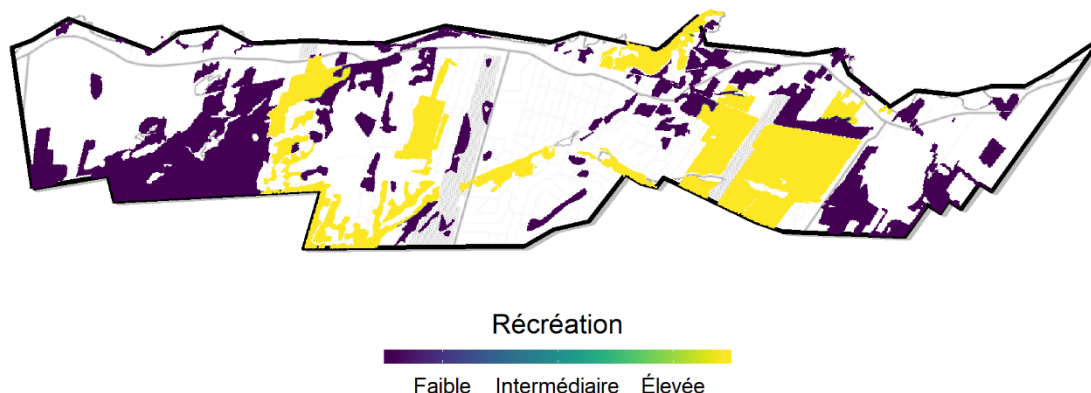
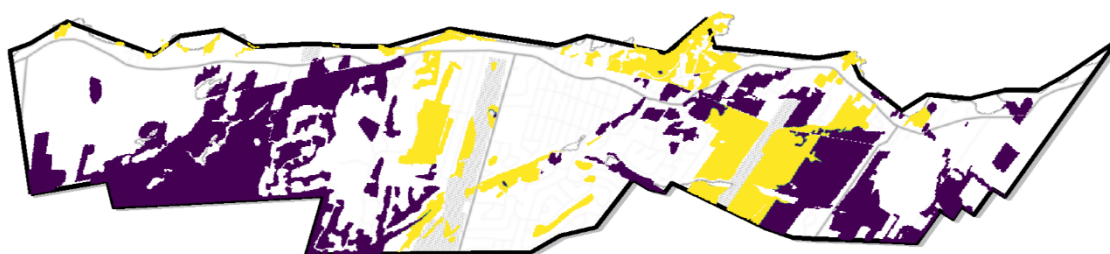


Figure 29. Répartition des milieux naturels de la ville selon leur valeur récréative telle qu'identifiée par l'administration et le conseil municipal.

3.3.6.2. Valeur historique

Les milieux naturels ayant la plus grande valeur historique, tels qu'identifiés par l'administration et le conseil municipal d'Hudson, comprennent un total de 240 hectares du couvert forestier, soit environ 32% des forêts de la ville. Comme pour les secteurs à haute valeur récréative, leur répartition est associée à la rivière Viviry et à la Pointe Parsons, à la rivière des Outaouais, à l'aire de conservation Clark-Sydenham, au parc Davidson et à la forêt Como (Figure 30). Plusieurs milieux naturels à haute valeur historique situés le long de la rivière des Outaouais ont une valeur supplémentaire du fait de leur position privilégiée en tant que point de vue et au sein de la ceinture patrimoniale et de la route panoramique d'Hudson (Ville d'Hudson 2009). Certaines parties du secteur Como, telles que la Maison Greenwood et le site archéologique qui lui est adjacent, ont également une valeur historique (Figure 30; Ville d'Hudson, 2009). Des informations supplémentaires relatives à l'importance historique de ces endroits sont fournies à la section 3.4.



Importance historique ■ Faible ■ Élevée

Figure 30. Répartition des milieux naturels d'Hudson selon leur valeur historique telle qu'identifiée par l'administration et le conseil municipal.

3.4. Ateliers

Nous avons mené deux ateliers afin de 1) recueillir de l'information relative aux priorités de conservation selon la municipalité (Section 3.4.1) et selon les citoyens (Section 3.4.2), 2) identifier les milieux naturels ayant une valeur historique et récréative importante et 3) développer des scénarios de changement d'utilisation des sols correspondants aux projections de développement anticipées pour la municipalité sur un horizon de 50 ans.

3.4.1. Atelier avec l'administration et le conseil municipal de la ville

3.4.1.1. Participation

Les dix participants présents à l'atelier pour l'administration et le conseil municipal étaient des membres du conseil municipal d'Hudson et des employés du département d'urbanisme et des services publics. Les participants à l'atelier ont été divisés en deux groupes, chacun animé par un employé d'Eco2urb pour une série d'activités (Sections 3.4.1.2 à 3.4.1.4).

3.4.1.2. Milieux naturels à haute valeur historique

Les milieux ayant une importance historique ont été identifiés par chacun des deux groupes. Les résultats ont ensuite été discutés et consolidés en grand groupe. Les participants ont identifié plusieurs sites ayant une importance historique (Figure 30), mais seuls ceux situés à l'intérieur ou à côté des milieux naturels ont été inclus dans le plan de conservation:

- **Plage Sandy Beach:** Site de la gare historique et de la plage qui était jadis très fréquentée par des touristes et des marchands. Une verrerie d'une certaine notoriété s'y situait anciennement, ainsi qu'une compagnie de production de glace (J. Nicholls, comm. pers. 2019).
- **La Maison Greenwood:** Un site patrimonial à Hudson fondé en 1732.
- **Pointe Parsons:** Utilisé comme point d'échange pour certaines Premières Nations, également appelé « Point du grand détroit » (J. Nicholls, comm. pers. 2019).
- **Voie ferrée:** L'intégralité du chemin de fer traversant Hudson de l'est vers l'ouest est d'importance historique en raison des six gares ferroviaires qui s'y situaient anciennement.
- **Côte-Saint-Charles:** Au cours des années 1800, Jean Condon possédait un terrain de chaque côté de cette route. Les lots ont ensuite été divisés et remis à deux colons: Forbes, un baron du bois, et Mathison, qui a fondé l'école Westwood High. Des tensions ont surgi entre les deux familles lors des rébellions de 1837, un propriétaire étant loyaliste et l'autre patriote. (J. Nicholls, comm. pers. 2019).

Les milieux naturels ont été classés comme ayant une importance historique lorsqu'ils concordaient avec les endroits identifiés pendant l'atelier par les participants. Les résultats sont présentés à la section 3.3.6.2.

3.4.1.3. Milieux naturels à haute valeur récréative

Comme pour l'activité précédente, les deux groupes ont identifié, séparément, les milieux naturels importants, avant de procéder à une discussion de grand groupe pour arriver à un consensus. Les participants ont identifié l'intégralité du réseau de sentiers d'Hudson, situé sur des propriétés publiques et privées, pour leur valeur récréative. D'autres milieux à haute valeur historique comprennent la plage Sandy Beach, les forêts et les milieux humides longeant la rivière Viviry et le parc Davidson.

3.4.1.4. Pressions de développement projetées

Chaque groupe a détaillé une trajectoire pour le développement d'Hudson au cours des 50 prochaines années, en se concentrant sur deux moteurs du changement d'utilisation des sols: l'expansion agricole et le développement urbain. Après discussion, les deux groupes ont décidé de conserver chaque scénario au lieu d'arriver à un scénario consensuel. Ces scénarios se distinguaient selon la distribution et l'intensité du changement anticipé. Les participants ont compris que l'exercice cherchait à explorer les options possibles pour l'évolution du paysage et non de fournir des prescriptions sur la façon que le paysage devrait changer au niveau de la perte des forêts, du développement urbain ou de l'expansion agricole. L'objectif de l'activité était d'explorer une variété de possibilités pour le changement d'utilisation des sols afin de déterminer les impacts potentiels sur l'intégrité écologique du paysage. Les scénarios sont résumés ci-dessous et détaillés en profondeur à la section 3.6.2.

Scénario 1 – Orientation « transit »:

Selon ce scénario, le développement urbain se déroulerait le long des principaux axes de transport d'Hudson, y compris le chemin de fer et la route Harwood. La pression de développement en provenance de Vaudreuil-Dorion ferait en sorte que la majorité du développement se ferait dans l'est d'Hudson et à partir de ses extrémités de façon que la pression soit exercée de l'extérieur vers l'intérieur. Une certaine expansion agricole serait attendue le long de la partie sud du club de golf Whitlock, mais serait minime ailleurs. Le développement urbain causerait, en partie, la perte des terres agricoles. Les terrains de golf d'Hudson seraient également inclus dans les aménagements urbains, menant à l'urbanisation des terrains de golf Falcon, Whitlock et Como.

Scénario 2 – Orientation « services » :

Selon ce scénario, le développement se déroulerait de l'intérieur vers l'extérieur, partant du noyau urbain vers les extrémités de la ville suivant l'infrastructure disponible (par ex. connections d'égouts). Les friches adjacentes aux milieux urbains seraient priorisées pour le développement urbain, en plus des terrains de golf Falcon, Como, et certaines parties au nord du Chemin du Golf avoisinant le club de golf Whitlock. Plus d'expansion agricole dans les friches aurait lieu dans ce scénario que dans le scénario orienté sur le « transit », concentré davantage dans l'ouest de la ville près des milieux agricoles. La perte des forêts serait concentrée dans l'est d'Hudson, en raison de la perte totale des milieux boisés autour du club de golf Como.

3.4.1.5. Priorités de conservation

Le dernier exercice a fourni des informations sur les pondérations à attribuer aux caractéristiques écologiques utilisées pour prioriser les milieux naturels d'Hudson à des fins de conservation. L'approche adoptée par chacun des deux groupes pour attribuer des poids variait de sorte qu'il était difficile d'arriver à un consensus. Pour remédier à tout écart entre les groupes, il a décidé qu'Eco2urb utiliserait la moyenne des classements élaborés au cours de l'atelier (Tableau 24). Les résultats de la hiérarchisation des paysages sont décrits plus en détail à la section 3.5.1.

Tableau 24. Sommaire des classes assignées aux caractéristiques écologiques par les participants. La colonne 'consensus' représente la moyenne entre les classements définis par les deux groupes et a été ultimement utilisée dans les analyses (Section 3.5.1).

Variables	Group 1	Group 2	Consensus
Carbone	4	3	4
Connectivité du paysage	5	1	3
Intégrité écologique	8	3	6
Biodiversité faunique	3	1	2
Atténuation des inondations	6	2	4
Maturité	2	1	2
Récréation	1	4	3
Résilience des forêts	7	5	6
Biodiversité des arbres	1	1	1

3.4.2. Atelier avec les résidents

3.4.2.1. Participation

Environ 26 participants ont assisté à l'atelier organisé pour les résidents d'Hudson, incluant cinq participants qui étaient présents à l'atelier précédent (Section 3.4.1). Les participants à l'atelier ont été divisés en groupe de huit, chacun étant animé par un employé ou un bénévole d'Eco2urb pour une série d'activités.

3.4.2.2. Priorités de conservation

Au cours de l'atelier et des discussions subséquentes, des préoccupations ont été exprimées par les participants concernant le mandat du plan de conservation détaillé dans le présent rapport. Par exemple, certains ont exprimé leur désaccord avec l'idée de prioriser les milieux naturels pour la conservation, en argumentant que tous les milieux naturels devraient être conservés car ils ne représentent qu'une fraction du couvert forestier qui existait à Hudson historiquement. Semblablement, plusieurs participants n'ont pas vu la valeur de prioriser différentes caractéristiques écologiques en fonction de leur importance perçue pour la conservation. Ainsi, certains ont choisi d'attribuer un niveau d'importance équivalent à toutes les caractéristiques écologiques fournies.

Le consensus en ce qui concerne la priorisation des milieux naturels ou des caractéristiques écologiques pour la conservation était en fait de leur attribuer une importance égale. Plusieurs participants ont exprimé leur désaccord pour la priorisation des milieux naturels, expliquant que tous les milieux naturels devraient être conservés et que toutes les caractéristiques écologiques présentées étaient d'égale importance. Cela étant dit, la biodiversité a été identifiée par tous les participants comme étant essentielle pour la conservation. Les participants ont souligné que de nombreuses caractéristiques écologiques dépendent directement ou indirectement de la biodiversité. La conclusion a donc été d'assigner des poids égaux aux caractéristiques écologiques dans la pondération des variables du modèle, contrairement aux poids développés par le conseil municipal et l'administration d'Hudson. Consultez la section 3.5.1.2 pour les résultats de la priorisation résultant des poids assignés par les participants de l'atelier pour les citoyens.

3.5. Synthèse des priorités de conservation

En tenant compte de 17 variables caractérisant l'importance des milieux naturels pour la biodiversité, la connectivité, l'intégrité écologique, la résilience des forêts, les services écosystémiques, et la récréation et l'histoire, nous avons identifié les milieux prioritaires pour la conservation à Hudson. Les priorités sont pondérées selon l'importance des variables telles que perçues par le conseil municipal et l'administration ainsi que les citoyens qui ont participé à l'atelier. Elles reflètent les réglementations municipales et provinciales identifiant les milieux naturels ayant un statut de conservation de facto, tout en maximisant la contiguïté spatiale des milieux forestiers et des milieux humides prioritaires.

L'approche employée a utilisé des critères écologiques pour classer les éléments forestiers en fonction des priorités municipales (Section 3.5.1.1) et celles des citoyens (Section 3.5.1.2) séparément, telles que déterminées lors de deux ateliers (Sections 3.4.1 et 3.4. 2). Nous avons effectué deux analyses supplémentaires dans lesquelles les milieux avec un statut de conservation de facto ont reçu les valeurs maximales par défaut, et les autres milieux ont été classés selon leur contiguïté spatiale avec ces endroits et la valeur de leurs indices de conservation respectifs. La moyenne de ces deux résultats a été illustrée dans une carte de consensus, puis utilisée dans le développement du modèle de changement d'utilisation des sols (Section 3.5.1.3).

3.5.1. Scénarios de priorisation

3.5.1.1. Priorisation selon la municipalité

Les indices de conservation ont été pondérés en fonction de la hiérarchisation des critères par le conseil municipal et l'administration et ne concernent que les milieux boisés inclus dans notre analyse, excluant donc les milieux humides ouverts. Les résultats identifient un ensemble de caractéristiques clés du paysage forestier pour la conservation à Hudson, y compris les milieux naturels le long du rivage (par ex. plage Sandy Beach, Pointe Parsons) et ceux longeant la rivière Viviry ou adjacents au parc Davidson, à la forêt Como, à l'aire de conservation Clark-Sydenham et au sentier Gary Cirko (Figure 31).

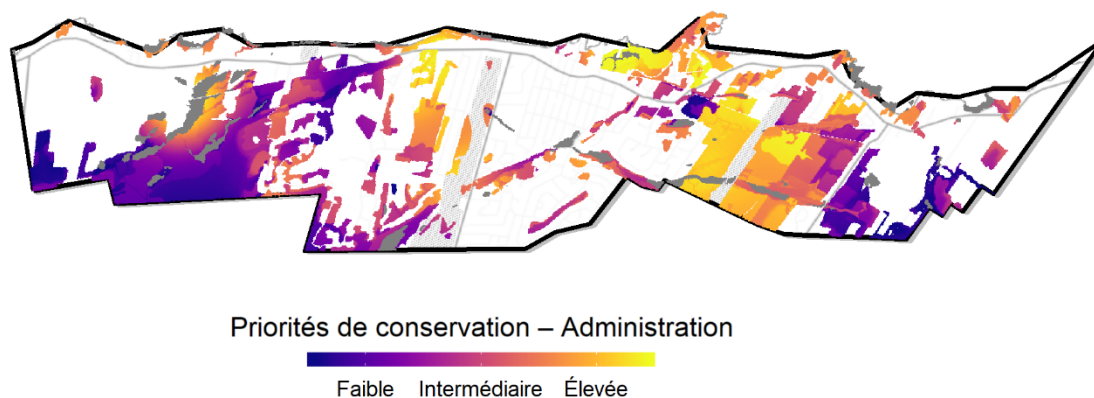


Figure 31. Priorisation des milieux naturels d'Hudson selon leur importance pour la conservation telle que déterminée par l'administration et le conseil municipal.

3.5.1.2. Priorisation selon les citoyens

Les indices de conservation ont été pondérés en fonction de la priorisation établie lors d'un atelier avec les citoyens d'Hudson et ne concernent que les milieux boisés, excluant donc les milieux humides ouverts. Dans le cas des priorités de conservation des citoyens, tous les indices de conservation ont reçu des poids égaux. Les résultats (Figure 32) sont relativement semblables à ceux générés à l'aide de la hiérarchisation déterminée par l'administration et le conseil municipal de la ville (Section 3.5.1.1). Puisque plusieurs indices de conservation ont en fait reçu le même poids dans le scénario de conservation élaboré par la municipalité (par ex., biodiversité faunique et maturité, récréation et connectivité, atténuation des inondations et carbone, résilience des forêts et intégrité écologique), la variabilité entre les indices était faible et comparable à l'attribution de poids égaux à toutes les variables comme dans le scénario développé par les citoyens. La tendance globale des priorités de conservation qui en résulte dans les figures 31 et 32 est la même, mais la priorisation d'une forêt versus un autre varie faiblement entre les scénarios.

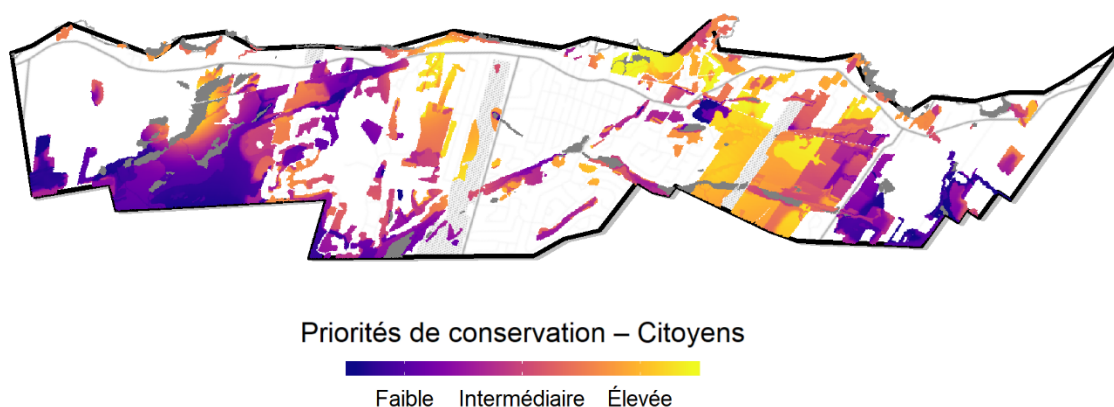


Figure 32. Priorisation des milieux naturels d'Hudson selon leur importance pour la conservation telle que déterminée par les citoyens de la ville.

3.5.1.3. Priorisation par consensus

Nous avons calculé la moyenne des priorités de conservation pour toutes les forêts telles que développées par les scénarios des citoyens et de la municipalité et avons attribué les valeurs maximales aux milieux naturels ayant un statut de conservation par défaut dans la carte de consensus finale (Figure 33). La répartition des milieux naturels prioritaires est très semblable à celle de figures 31 et 32, avec l'ajout des milieux humides (ouverts et boisés), des pentes raides, des bandes riveraines et des aires de conservation coïncidant avec les milieux naturels (Section 2.7).

Nous avons utilisé des résultats de consensus pour développer un ensemble de scénarios de modélisation du paysage (Section 3.6). Plus précisément, nous avons identifié les milieux naturels prioritaires représentant 20, 25 et 30% du paysage (Figure 35) et avons estimé l'impact de leur protection sur un horizon de 50 ans compte tenu des taux de développement urbain et agricole prévus.



Priorités de conservation – Consensus



Faible Intermédiaire Élevée

Figure 33. Priorisation selon les valeurs de consensus déterminées par les citoyens, l'administration et le conseil municipal pour les milieux naturels d'Hudson.

3.6. Modélisation du paysage

3.6.1. Tendances historiques

Un vaste développement urbain a commencé à Hudson au début des années 1900 et s'est poursuivi tout au long du siècle (Figure 34). À l'aide de données cadastrales, nous avons déterminé qu'entre 1990 et 2018, le taux d'urbanisation moyen dans les zones résidentielles (blanches) était d'environ 5,77 hectares par an. Les taux d'urbanisation dans les zones agricoles (vertes), obtenus en examinant les données sur l'utilisation des terres d'AAC (2015), ont été considérablement inférieurs pendant cette période (0,80-1,43 ha / an), probablement en raison de la réglementation protégeant les terres agricoles au Québec, telle que la Loi sur la protection du territoire et des activités agricoles. Les taux de transition d'utilisation des sols supplémentaires employés dans nos modèles sont détaillés dans le tableau 25.

Tableau 25. Taux de transition de l'utilisation des sols à Hudson.

Type de transition	Taux de transition moyens (Ha/année)			Source	Période de référence
	Zones vertes	Zones blanches	Protégé		
Agricole-Friche	2,37	0	0	Contemporain	1990-2018
Agricole-Urbain	0,80	0,74	0	AAFC (2015), Cadastrale	
Friche-Forêt	1,18	0,39	0,24	Contemporain	1990-2010
Milieu naturel-Agricole	0,54	0,14	0	AAFC (2015)	
Milieu naturel-Urbain	1,43	5,77	0	AAFC (2015), Cadastrale	1990-2018

Les taux de transition affectant les friches ont été déduits en fonction de la répartition et la couverture actuelles des friches à Hudson (voir la section 2.8 pour plus de détails). Tous les taux ont été calculés en comparant les données géospatiales et cadastrales les plus récentes (vers 2010-2018) avec celles disponibles pour le passé récent (vers 1990). Nous avons comparé les taux de transition à des photos aériennes d'Hudson lorsque nécessaire.

Nous avons comparé les taux d'urbanisation observés et projetés générés à l'aide de nos modèles de changement d'utilisation des sols pour valider l'exactitude de nos analyses (Figure 34). Les modèles d'utilisation des sols ont projeté de façon systématique des taux d'urbanisation conformes aux tendances historiques observées obtenues grâce à l'ensemble de données cadastrales, malgré l'imposition de restrictions considérables sur l'étendue des milieux naturels qui pourraient être perdus (Section 2.7). Les deux scénarios modèles générés par l'atelier avec le conseil municipal et l'administration (Section 3.6.2.1.), soit les scénarios de développement orientés sur les « services » et le « transit » ont légèrement surestimé les taux de développement par rapport aux données historiques et au scénario de statu quo. Nous avons observé un écart entre la superficie du territoire classée en milieu urbain en 2018 à l'aide de données cadastrales et celle en 2020 à l'aide de données de couverture terrestre. Cela est dû aux différences inhérentes à l'utilisation des sols et aux classifications de la couverture terrestre dans les ensembles de données géospatiales consultées, de sorte que des parties de lots cadastraux classés

urbains peuvent en fait comprendre des zones avec des types de couvertures distincts (par ex., agricole ou forestier).

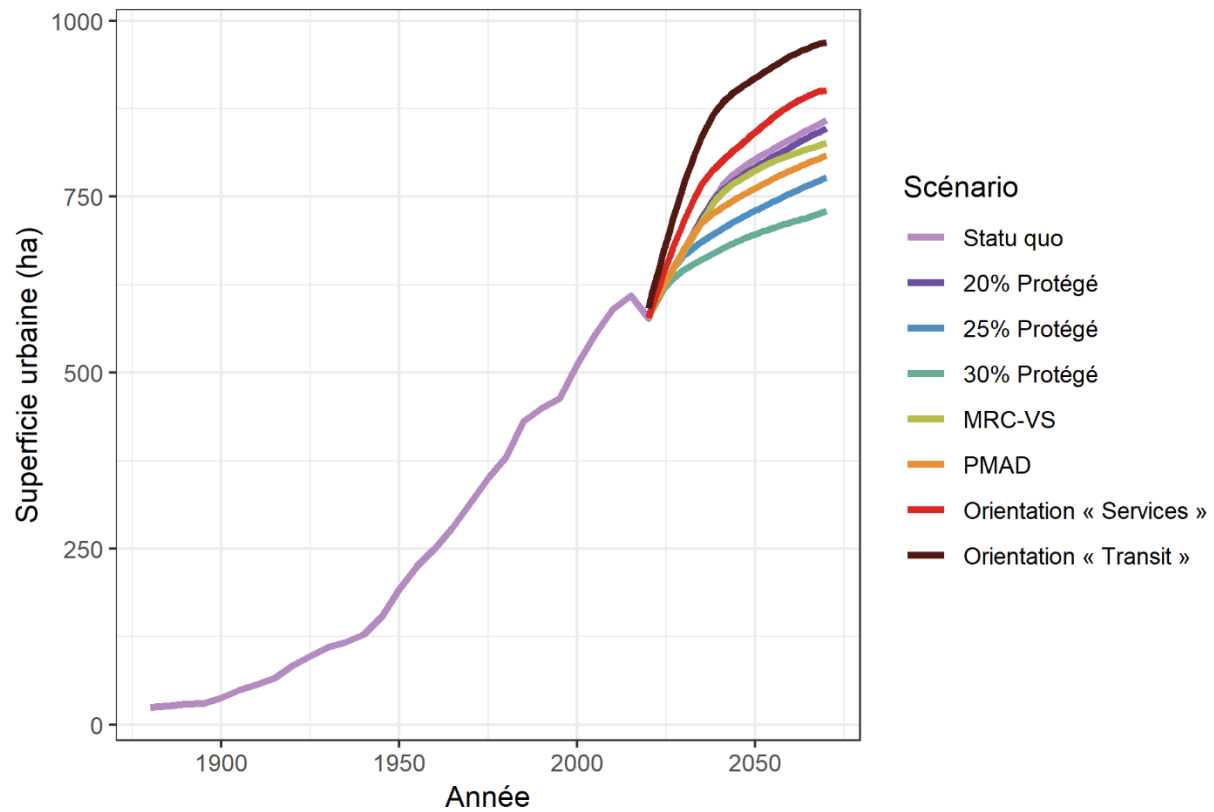
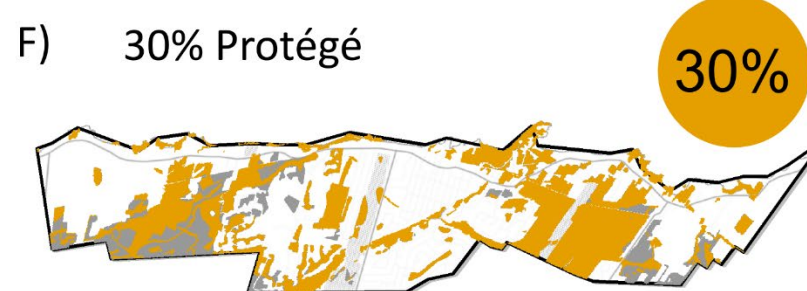
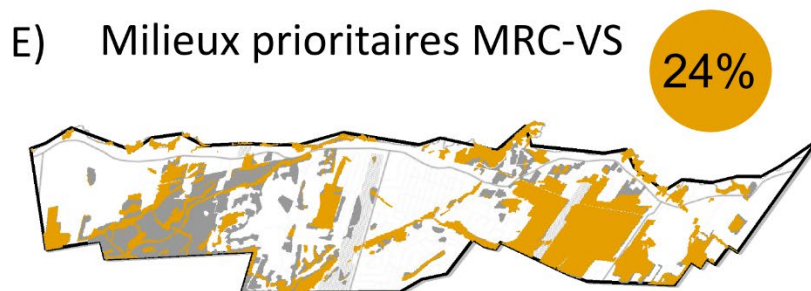
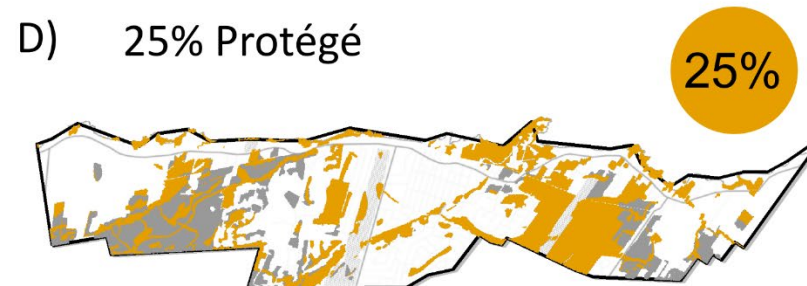
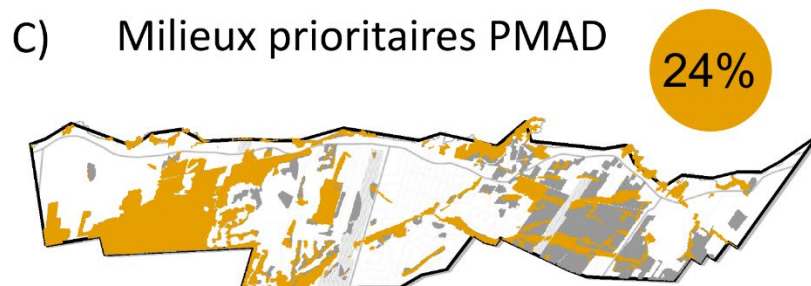


Figure 34. Développement urbain historique et projeté pour la période de 1880 à 2070.



■ Protégé ■ Pas protégé

Figure 35. Milieux naturels protégés selon chaque scénario (en orange). Le pourcentage de la superficie totale du territoire protégée est indiqué à la droite de chaque sous-figure.

3.6.2. Scénarios d'utilisation des sols

Nous avons développé un ensemble de huit scénarios d'utilisation des sols et de couverture terrestre (USCT) pour évaluer les changements potentiels dans le paysage d'Hudson de 2020 à 2070. Les résultats de chaque scénario reflètent la paramétrisation de nos modèles d'USCT, effectuée à l'aide des tendances historiques du développement agricole et urbain à Hudson (Section 3.6.1). Ils sont sensibles au zonage résidentiel et agricole contemporain et diffèrent en termes d'étendue et de répartition des milieux protégés (Section 3.6.1, Figure 35). Les scénarios ne sont pas normatifs en termes de stratégies optimales de développement urbain ou agricole futur et ne peuvent pas être utilisés pour valider des projets de développement actuels ou potentiels dans la municipalité. Les résultats se veulent une exploration des trajectoires d'urbanisme possibles et quantifient leur impact potentiel sur les espaces naturels de la ville.

3.6.2.1. Scénarios développés lors des ateliers

Les scénarios élaborés au cours de l'atelier avec le conseil municipal et l'administration d'Hudson, soit les scénarios de développement orientés sur les « services » et le « transit », sont uniques dans le sens qu'ils ne sont pas directement fondés sur les taux de transition d'USCT historiques. De plus, ces scénarios ont prescrit le développement de certains types de couverts, soit les terrains de golf et les milieux humides, qui n'étaient pas inclus dans les autres modèles en raison de l'absence d'un point de référence historique ou de restrictions imposées par les règlements municipaux et provinciaux. Cela dit, l'augmentation de 50 à 55% de la superficie urbaine dans les deux scénarios générés lors des ateliers est plus élevée que ce qui serait attendu selon les données historiques (Figures 36 à 37). Plus de terrains de golf ont été perdus dans le scénario orienté sur le « transit » que dans celui orienté sur les « services ». Le scénario de développement orienté sur les « services » est unique en ce qu'il prévoit une augmentation des superficies agricoles, entraînant donc une diminution substantielle des milieux en friche. Les taux de perte des forêts pour le scénario de développement orienté sur les « services » et les scénarios de statu quo sont comparables et supérieurs à ceux du développement orienté sur le « transit ».

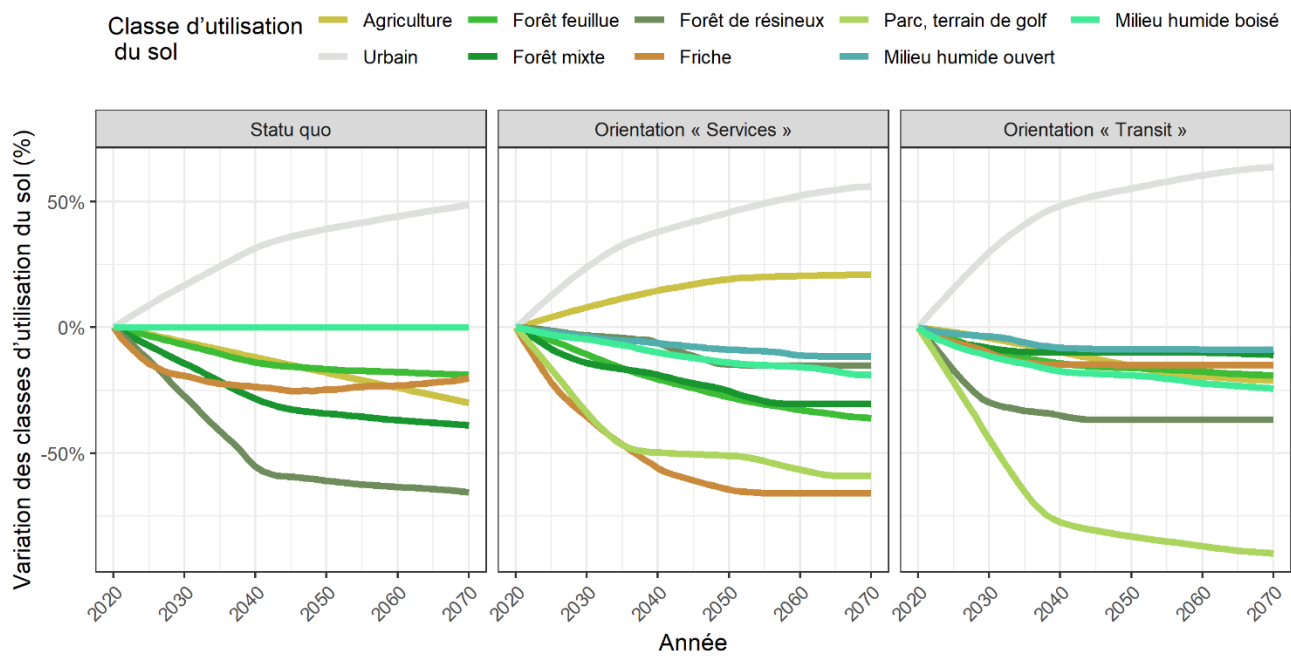
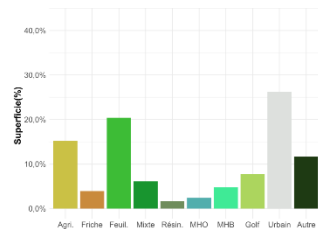


Figure 36. Changements projetés dans la composition du paysage pour chaque scénario de changement d'utilisation du sol.

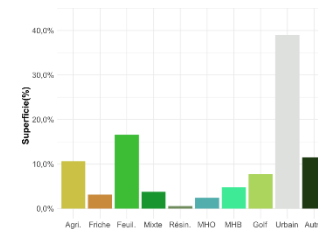
A) Conditions initiales 2020



B) Statu quo

Développement urbain selon les taux historiques

Régénération naturelle

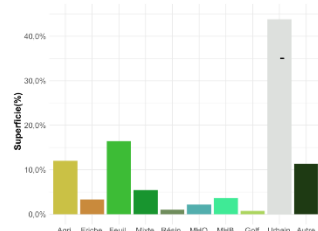


C) Orientation « Transit »

Développement le long des axes de transport

Urbanisation des terrains de golf

Expansion agricole



D) Orientation « Services »

Urbanisation des terrains de golf

Expansion agricole

Perte concentrée des forêts

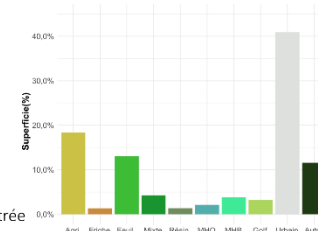


Figure 37. Résumé des changements dans l'utilisation des sols pour les scénarios a) conditions initiales en 2020, b) statu quo, c) orientation "transit" et d) orientation "services".

3.6.2.2. Scénarios régionaux d'aménagement du territoire

Les deux scénarios régionaux d'aménagement du territoire se distinguent par les milieux naturels qu'ils désignent, soit ceux identifiés par la MRC de Vaudreuil-Soulanges ou par la CMM dans le cadre du PMAD. Les résultats des scénarios MRC-VS et CMM sont comparables au scénario de 25% de protection du territoire, car le pourcentage total des milieux naturels protégés y est semblable, soit environ 25% de la superficie totale de la municipalité (Figure 35). Cependant, la répartition spatiale des milieux protégés est différente dans chacun des trois scénarios: le scénario MRC-VS protège davantage les forêts de l'est d'Hudson, le scénario PMAD protège celles de l'ouest et le scénario 25% protège des forêts sur l'ensemble du paysage. L'annexe 7 présente un résumé des statistiques associées au changement d'utilisation des sols.

La superficie totale du couvert forestier diminue et la superficie urbaine augmente après 50 ans dans les scénarios MRC-VS et PMAD, et ce, plus que dans le scénario de protection de 25% du territoire (Figures 38 et 39). Les forêts de résineux et les forêts mixtes subissent des pertes disproportionnellement plus importantes que les forêts de feuillus dans tous les scénarios. La perte des forêts ralentit après 10 à 20 ans à mesure que la quantité de forêts admissibles au développement urbain ou agricole est réduite. De plus, une certaine régénération des forêts est attendue si les friches dans l'ouest d'Hudson restent intouchées, ayant donc un effet stabilisateur net sur la perte des forêts. L'urbanisation se poursuit après 2030 majoritairement en remplaçant les milieux agricoles, qui diminuent régulièrement tout au long de la série chronologique. D'importantes friches sont perdues initialement dans les zones résidentielles, mais se régénèrent par la suite en raison de l'abandon de terres agricoles.

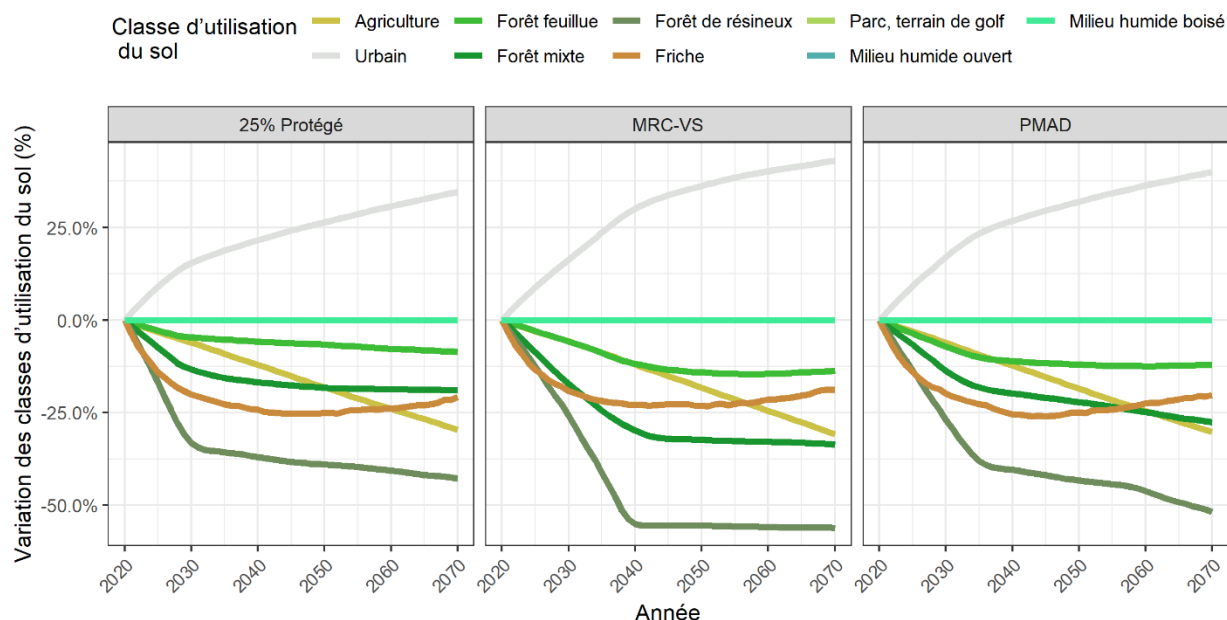
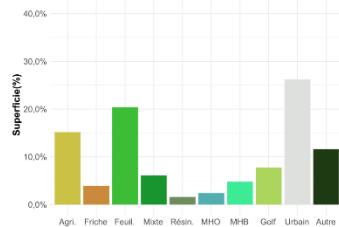


Figure 38. Changements projetés dans la composition du paysage pour chaque scénario de changement d'utilisation du sol.

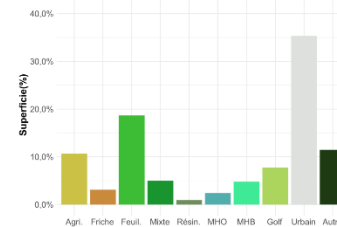
A) Conditions initiales 2020



B) 25% Protégé

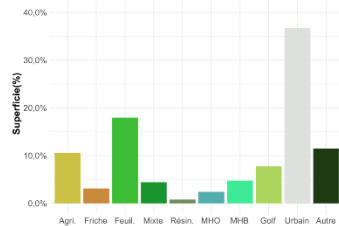
Protection des forêts prioritaires

Protection des milieux humides, des ruisseaux et des pentes raides



C) Milieux prioritaires PMAD

Protection des forêts prioritaires du PMAD



D) Milieux prioritaires MRC-VS

Protection des forêts prioritaires de la MRC-VS

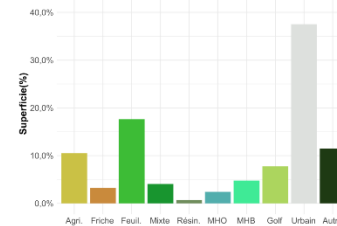


Figure 39. Sommaire des changements dans l'utilisation des sols pour les scénarios développés par Eco2urb, incluant a) les conditions initiales en 2020, b) la protection de 25% du territoire, c) les milieux prioritaires selon le PMAD et d) les milieux prioritaires selon la MRC-VS.

3.6.2.3. Scénarios de conservation

Les scénarios de conservation développés par Eco2urb sont distincts en termes de distribution et de quantité des milieux naturels protégés. Les scénarios sont conçus pour maximiser la protection des milieux naturels importants, et pour favoriser la rétention des services écosystémiques, de la biodiversité et de la connectivité. La proportion protégée du territoire d'Hudson varie de 20 à 30% selon le scénario envisagé pour illustrer une gamme de résultats de conservation possibles sur l'horizon défini (Figure 35).

Comme prévu, le scénario de protection de 20% a subi la plus grande augmentation de la superficie urbaine et la plus grande perte de forêts (Figures 40 et 41). En fait, les résultats de ce scénario ne diffèrent pas de façon appréciable de ceux du scénario de statu quo, qui modélise la protection d'environ 16% du paysage en fonction des réglementations provinciales et municipales en vigueur (Figure 35). La tendance générale du changement d'utilisation des sols est semblable pour les trois scénarios, notamment par la perte des champs agricoles, des forêts et des friches au profit du développement urbain. Tel que décrit précédemment (Section 3.6.2.2), les taux de perte des forêts devraient atteindre un plateau après 10 à 20 ans, puisque les forêts susceptibles au développement urbain seraient éliminées. La régénération naturelle des forêts aurait principalement lieu dans l'ouest d'Hudson. Les milieux agricoles dans nos modèles diminuent tout au long de la série chronologique à un rythme constant. En général, la protection d'une plus grande proportion de milieux naturels dans le paysage (par ex. le scénario de protection à 30%) atténue et stabilise la perte de forêt avec le temps.

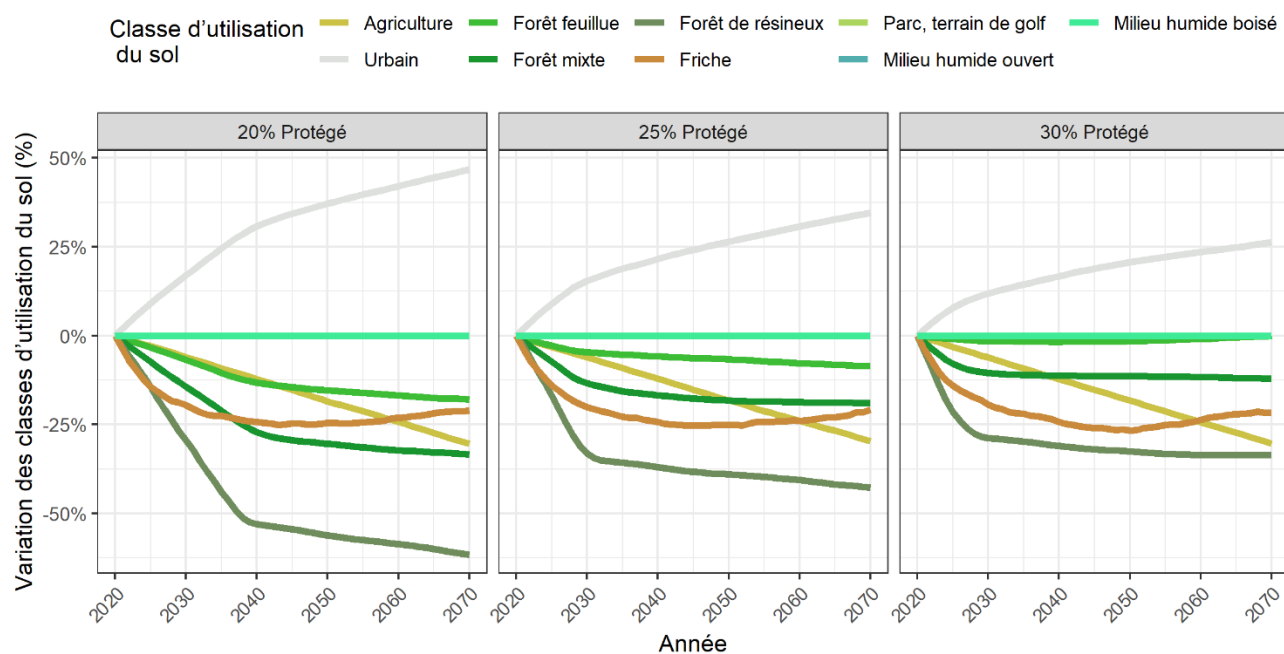


Figure 40. Changements projetés dans la composition du paysage pour chaque scénario de changement d'utilisation du sol.

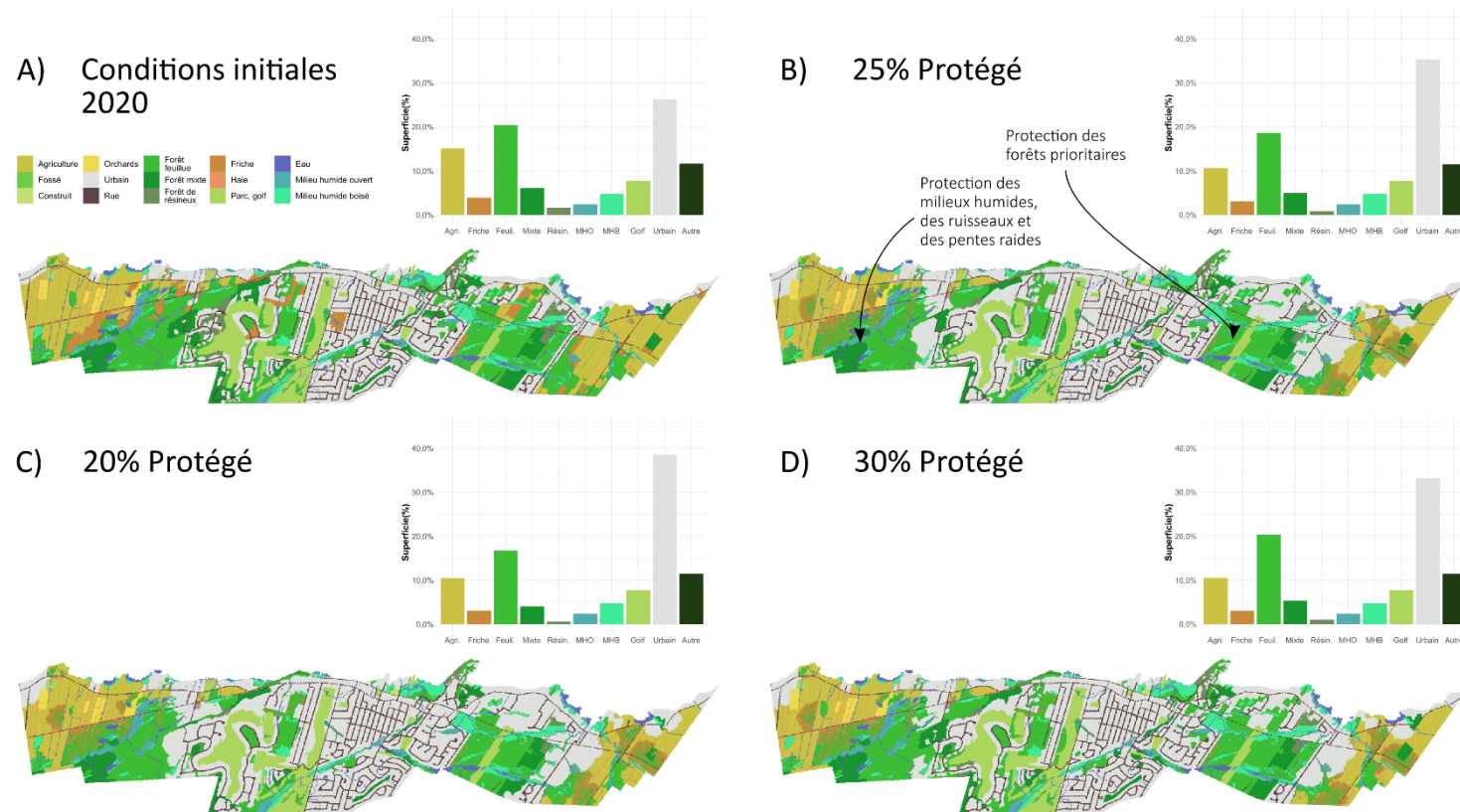


Figure 41. Résumé des changements dans l'utilisation des sols pour les scénarios développés par Eco2urb, incluant a) les conditions initiales en 2020, b) 25% protégé, c) 20% protégé et d) 30% protégé.

3.7. Impacts projetés sur la connectivité et les services écosystémiques

Pour chaque étape de temps dans nos simulations d'utilisation des sols (Section 3.6), nous avons calculé l'impact des changements de composition et de configuration du paysage sur la connectivité, la biodiversité et les services écosystémiques d'Hudson.

3.7.1. Impacts des scénarios de développement sur la connectivité locale

Dans tous les scénarios, nos mesures de la connectivité locale du paysage diminuent de 10 à 40%, en moyenne, avec la perte de parcelles d'habitat importantes pour les cinq espèces focales. Les pertes les plus importantes ont été observées pour les scénarios de statu quo, orientation « services » et de 20% protégé.

La réduction des indices de connectivité n'est pas linéaire car elle tient compte des multiples effets multiplicatifs des gains et des pertes d'habitat pour chaque scénario. Par exemple, le scénario orienté sur les « services » conserve une centralité intermédiaire élevée en évitant par inadvertance le développement d'importants corridors, mais a une valeur faible de flux du courant. Cet indice classe le déplacement potentiel d'organismes, qui est entravé par le développement urbain important dans les zones rurales et les terrains de golf simulé dans ce scénario.

Les scénarios du PMAD et de protection de 30% conservent les valeurs de connectivité les plus élevées au courant de la série temporelle. Bien qu'ils diffèrent en termes de superficie totale protégée (Figure 35), ils simulent tous deux la conservation des milieux boisés le long du sentier Gary Cirko dans le secteur ouest ainsi que ceux à l'est de la rue Alstonvale. La protection de ces éléments semble sécuriser la connectivité de l'habitat sur l'horizon de 50 ans, malgré des diminutions différentielles de l'habitat et du couvert forestier.

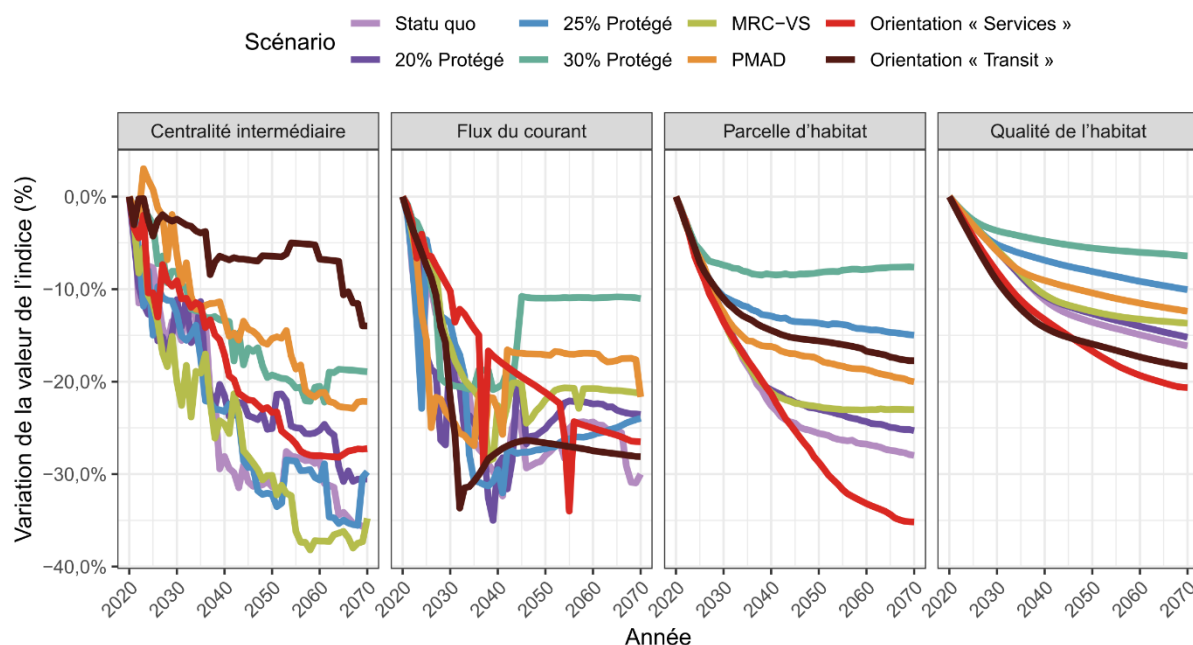


Figure 42. Sommaire des impacts des scénarios de changement d'utilisation des sols sur deux mesures de connectivité (centralité intermédiaire et flux du courant) et deux mesures de disponibilité de l'habitat (parcelle et qualité de l'habitat).

3.7.2. Impacts des scénarios de développement sur les services écosystémiques et la biodiversité

3.7.2.1. Variations moyennes des variables pour chaque scénario

La perte simulée des forêts a entraîné une diminution nette variant de 10 à 35% des services écosystémiques et des paramètres de biodiversité en moyenne (Figure 43). Les scénarios subissant les pertes les plus importantes sont le scénario de développement orienté sur les « services », le scénario de statu quo et le scénario de 20% protégé, tandis que ceux qui ont obtenu les meilleurs résultats étaient les scénarios de 30% et 25% protégés et le scénario de développement orienté sur le « transit ».

L'indice ayant subi la plus forte perte dans les modèles était, tel qu'attendu, la sensibilité au développement simulé, puisqu'elle évalue le potentiel de perte des forêts selon un développement de statu quo. La mesure dans laquelle les valeurs moyennes des indices de conservation diminuent avec le temps est proportionnelle à la perte des forêts sensibles. Ceci est le cas pour tous les scénarios, à l'exception des scénarios de développement orientés sur le « transit » et sur les « services », qui simulaient des taux de transition et d'utilisation du sol spécifiés lors de l'atelier avec l'administration et le conseil municipal (Section 3.6.2.1). Le scénario de développement orienté sur les « services » a notamment entraîné des pertes importantes (25 à 65%) dans les indices d'espèces rares, de points chauds d'observation de l'herpétofaune, de la récréation et de la maturité, en raison de la perte simulée des milieux naturels associés à la forêt Como et au parc Davidson.

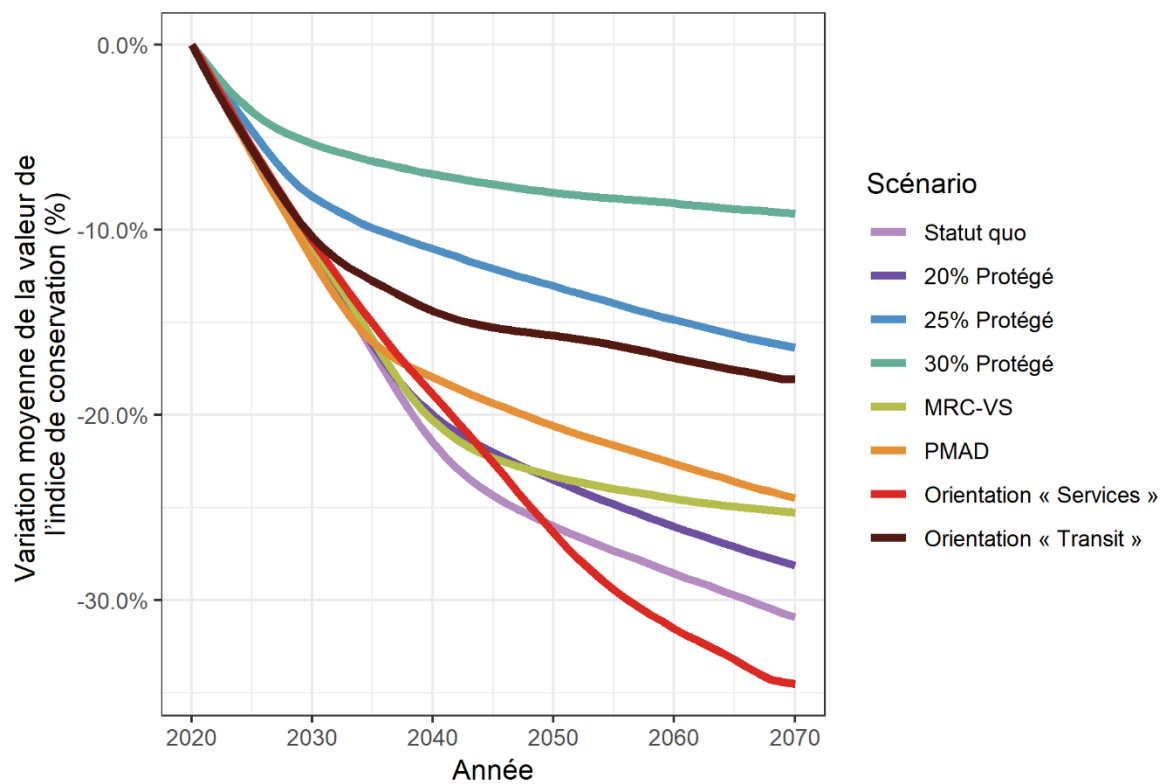


Figure 43. Perte moyenne pour toutes les variables mesurées pour chaque scénario de changement d'utilisation des sols.

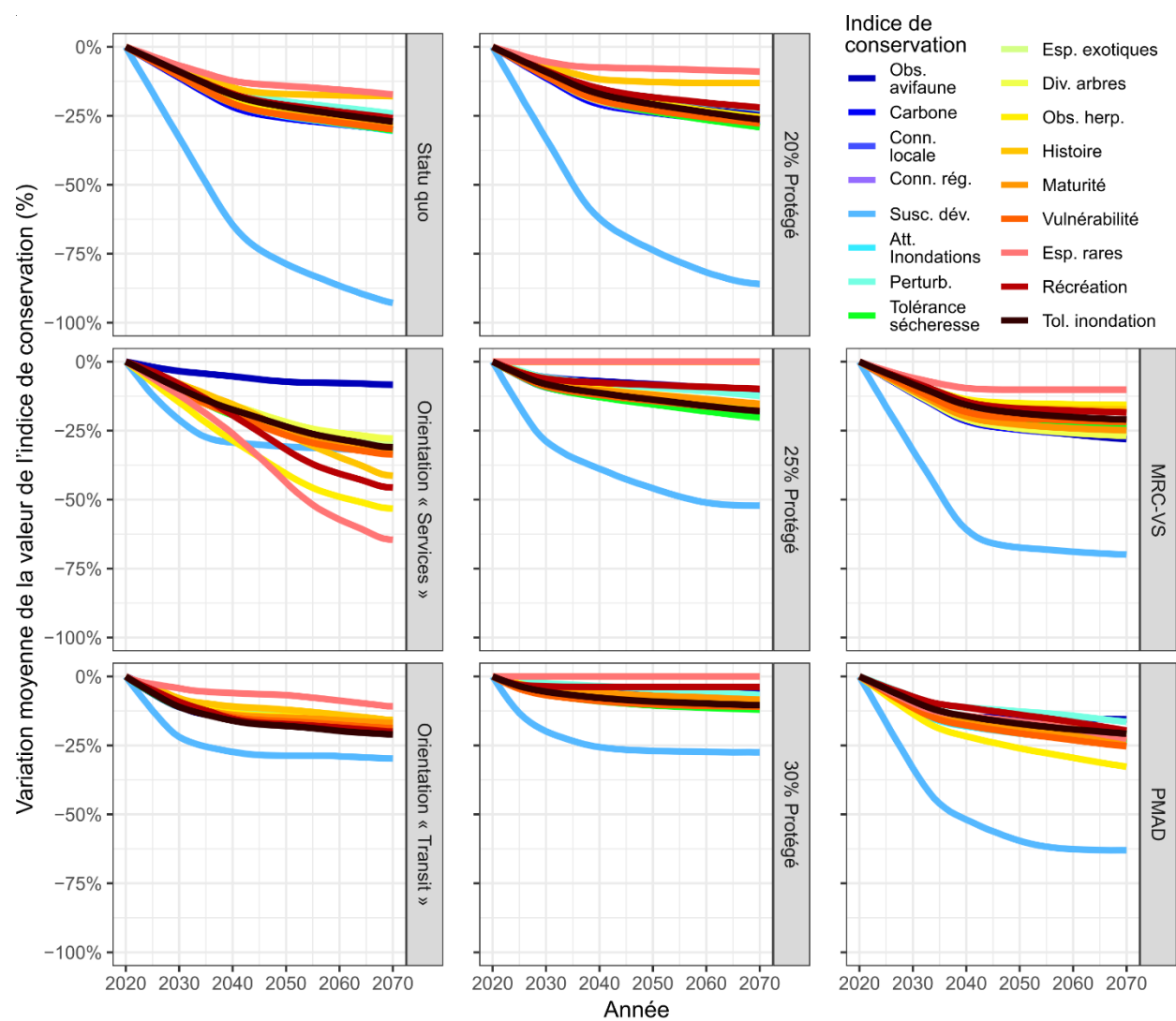


Figure 44. Perte moyenne pour toutes les variables mesurées pour chaque scénario de changement d'utilisation des sols.

3.8. Synthèse des résultats

Le paysage d'Hudson est riche et dynamique, et caractérisé par son remarquable bord de l'eau, son couvert forestier important et son vaste réseau de milieux humides. Des stratégies de conservation divergentes auront des effets de longue durée sur la rétention de la biodiversité, des services écosystémiques et de la connectivité du paysage.

Afin de synthétiser les résultats découlant de nos analyses, des ateliers avec l'administration et le conseil municipal, et de notre recensement des documents d'urbanisme municipaux et régionaux, nous avons divisé les milieux naturels d'Hudson selon cinq niveaux de priorité pour la conservation. Les niveaux de conservation sont imbriqués les uns dans les autres, de sorte que les milieux naturels de niveau 1 sont nécessairement imbriqués dans le niveau 2, et ainsi de suite. La superficie définie par chaque niveau de conservation exclut le niveau qui y est imbriqué, selon le cas.

Tier 1: Superficies critiques pour la conservation

Milieux naturels avec un statut de conservation de facto selon la législation municipale et provinciale. Il s'agit notamment des milieux humides (ouverts et boisés), des bandes riveraines, des pentes raides et des milieux naturels dans la zone inondable le long de la rivière des Outaouais. Les superficies critiques comprennent les corridors à haute valeur écologique.

Tier 2: Priorités de conservation – 25%

Les 25% du paysage ayant les valeurs de conservation les plus élevées, telles que déterminées en fonction de la priorisation consensuelle des indices de conservation selon les priorités municipales et citoyennes.

Tier 3: Priorités de conservation – 30%

Résultats de la même priorisation de conservation qu'au niveau 2, mais avec l'ajout de milieux naturels représentant un total de 30% du paysage.

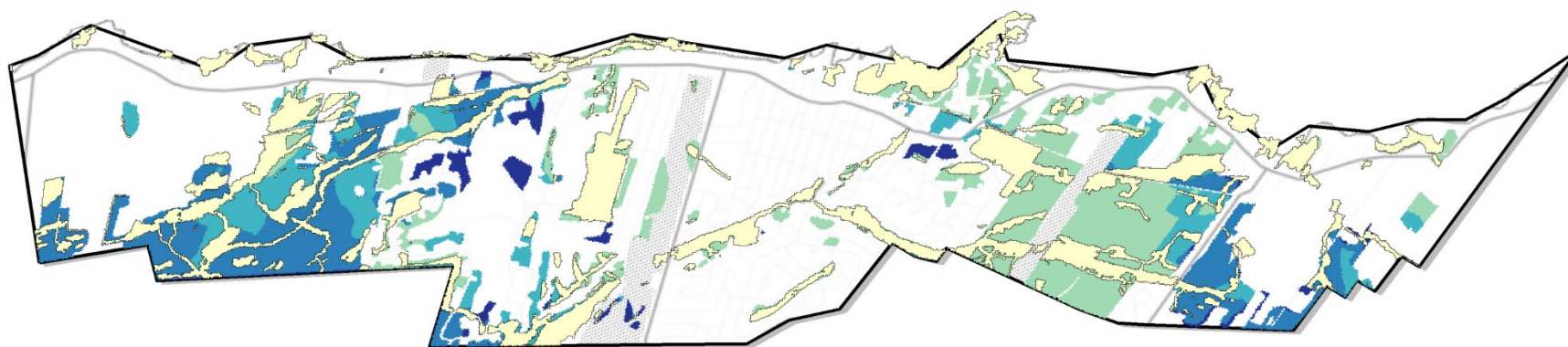
Tier 4: Priorités de conservation du PMAD et de la MRC Vaudreuil-Soulanges

Espaces naturels hautement prioritaires pour la conservation selon le PMAD et la MRC de Vaudreuil-Soulanges qui ne sont pas déjà inclus dans les niveaux 1 à 3.

Tier 5: Milieux naturels restants

Tous les milieux naturels restants pas inclus dans les niveaux 1 à 4.

Les niveaux 2 et 3 ont été privilégiés par rapport au niveau 4, car les scénarios de conservation établis par nos analyses ont généralement surpassé ceux définis par le PMAD (CMM 2012) et la Politique de l'arbre et des boisés (MRC Vaudreuil-Soulanges 2008) tout au long de nos simulations (Section 3.6.2). Ils ont conservé des valeurs moyennes élevées pour les indices de conservation considérés (Section 3.7.2.1), et pour la connectivité des habitats importants (Section 3.7.1). Les priorités de conservation du niveau 4 sont néanmoins essentielles aux efforts d'aménagement du territoire visant à protéger les espaces naturels de la MRC de Vaudreuil-Soulanges et de la CMM plus largement.



Priorité de conservation



Figure 45. Synthèse des niveaux de priorité de conservation tels que définis dans les analyses effectuées par Eco2urb. Les superficies comprises dans le niveau 1 ont la priorité la plus élevée.

4. Discussion et recommandations

Une approche à la conservation basée sur la résilience anticipe et se prépare aux futurs stress environnementaux avant qu'ils ne se produisent. Nos modèles suggèrent qu'Hudson pourrait perdre jusqu'à 26% de ses forêts au cours des 50 prochaines années selon les taux historiques de changement d'utilisation des sols. Nos projections sont comparables aux tendances passées d'aménagement du territoire pour la municipalité et de perte des milieux boisés et ruraux aux échelles régionale (Albert et al. 2017; Sokpoh 2010) et provinciale (Pellerin et Poulin 2013). Au moins 95% de la canopée urbaine est vulnérable à, au minimum, une menace biotique affectant ou susceptible d'affecter la santé des arbres. Au total, 14% des forêts sont envahies par des espèces exotiques qui menacent la flore indigène. De grandes forêts dans les secteurs ouest et Como seraient déconnectées si ce n'était pas des fragments bordant la rivière Viviry et le sentier Gary Cirko. Compte tenu des ressources limitées et des pressions socioéconomiques croissantes, le défi consiste à prioriser les milieux naturels aujourd'hui qui pourront soutenir une biodiversité élevée, des services écosystémiques importants et une connectivité accrue du paysage à l'avenir.

Nous avons identifié les éléments de l'infrastructure verte d'Hudson qui sont les plus vulnérables aux pressions environnementales et socioéconomiques. Après des inventaires exhaustifs sur le terrain et un traitement des données géospatiales, nous avons classé les milieux naturels en fonction de leur contribution à 17 indices de conservation. Nous avons effectué des analyses multicritères pour identifier les corridors verts et bleus prioritaires qui sont conformes à la législation municipale, régionale et provinciale. Nous sommes allés plus loin en comparant notre proposition d'aménagement du paysage à huit scénarios de développement possibles pour étudier la stabilité spatio-temporelle des services écosystémiques, de la biodiversité et de la connectivité. Nos résultats mettent en évidence l'importance d'une protection stratégique de 16 à 30% des milieux humides et boisés de la municipalité. Notre évaluation quantitative identifie les endroits prioritaires les plus à risque et ayant une grande valeur écologique à inclure dans un futur plan de conservation. Ce rapport n'offre pas de recommandations techniques pour la mise en œuvre d'un tel plan.

4.1. Synthèse et recommandations

4.1.1. Biodiversité

Les milieux naturels d'Hudson servent d'habitat à une faune diversifiée, comprenant plus de 230 espèces d'oiseaux et 22 espèces de reptiles et d'amphibiens. Ces animaux sont soutenus par de multiples habitats s'étendant du rivage aux cours d'eau en amont de la rivière Viviry, avec des concentrations clés de vie animale identifiées grâce à notre analyse des points chauds d'observation de la biodiversité. Des espèces en péril ont également été observées dans la ville, bien que ces observations soient rares. Des noyers cendrés (*Juglans cinerea*) parsèment le paysage, une espèce en voie de disparition à l'échelle fédérale et susceptible d'être désignée comme menacée ou vulnérable à l'échelle provinciale. De même, la tortue géographique est vulnérable à l'échelle provinciale et a été inventoriée dans les marais et les marécages entre la Pointe Parsons et l'Auberge Willow Inn, ainsi que dans la forêt Como. Hudson permet de maintenir une importante biodiversité, particulièrement pour une municipalité périurbaine dans un contexte

métropolitain. Le suivi continu des populations animales et végétales et des espèces en péril dans les forêts et les milieux humides est une recommandation clé pour tout futur plan de conservation (Marsh et Trenham 2008).

Encadré 2. Recommandations pour la conservation de la biodiversité.

Recommandations:

- Mener des inventaires exhaustifs d'espèces en péril et suivre les populations animales et végétales.
- Favoriser la diversité des habitats à l'échelle du paysage, incluant les forêts, les champs et les milieux humides.
- Favoriser des peuplements diversifiés d'âges variables.
- Restaurer les friches en optimisant la diversité fonctionnelle des arbres.
- Employer des pratiques sylvicoles favorisant la biodiversité près des champs agricoles.

La biodiversité et la diversité des habitats vont souvent de pair, satisfaisant les multiples exigences du cycle de vie (par ex. alimentation, accouplement, migration, dispersion) de la vie animale et végétale (Katayama et al.2014; Fahrig et al.2011). Hudson a plusieurs forêts dont la composition et la maturité des arbres varient et conviennent à une multitude d'oiseaux spécialistes et généralistes (Carrara et al. 2015; Katayama et al. 2014). Notre analyse a accordé plus de poids à la présence de forêts anciennes et matures dans nos priorités de conservation en raison de leur rareté dans le sud du Québec (Crête et Marzell 2006) et du temps nécessaire pour atteindre la maturité dans la région (plus de 80 ans; MFFP 2015). Cependant, la contribution des jeunes forêts et de l'habitat de bordure à la biodiversité ne doit pas être ignorée. En fait, certaines populations d'oiseaux (p. ex. le goglu des prés) sont en déclin partout en Amérique du Nord en raison de la perte d'habitats ouverts nécessaires à leur nidification et leur alimentation (COSEPAC 2010; Valiela et Martinetto 2007).

Au-delà de leur valeur pour la biodiversité des oiseaux, les habitats ouverts jouent un rôle important au maintien des populations d'abeilles. Martins et al. (2017) ont constaté que les prairies semi-naturelles fournissent du nectar, du pollen et des ressources de nidification pour plusieurs (> 100 espèces) espèces d'abeilles dans le sud du Québec. De plus, les jardins résidentiels peuvent servir de refuges et fournir une protection contre les pesticides agricoles, en plus de compenser les ressources florales et de nidification inadéquates qui caractérisent les paysages agricoles. Ainsi, le niveau d'urbanisation et la riche culture de jardinage observés à Hudson sont compatibles avec les exigences pour la conservation des abeilles, comme l'est l'ensemble de champs agricoles dans l'ouest de la municipalité, longeant la voie ferrée maintenant abandonnée. En fait, les abeilles occupant ces champs fournissent probablement des services de pollinisation aux vergers voisins, qui se trouvent à portée (400 m) des spécialistes de la pollinisation des pommiers (par ex. *Andrena* spp.; Martins et al.2015). De plus, le complément de forêts, de jardins, de champs et de vergers fournit probablement les ressources florales nécessaires au soutien des populations d'abeilles au printemps et en été (Martins et al.2018). KM a observé un bourdon à bandes jaunes (*Bombus terricola*) à l'extrémité du parc Davidson, une espèce d'abeille rare à statut « préoccupant » selon la Loi sur les espèces en péril (COSEPAC, 2015). Compte tenu du déclin des populations de pollinisateurs en Amérique du Nord, des recherches supplémentaires permettront d'élucider la contribution des milieux

naturels d'Hudson aux efforts de conservation des pollinisateurs et aux stratégies de gestion visant à soutenir les populations d'abeilles.

Dans des conditions appropriées et avec suffisamment de temps, un champ agricole abandonné passera invariablement à une forêt jeune, intermédiaire puis mature. La progression est amorcée par la colonisation des champs ouverts par des espèces d'arbres pionnières; c'est-à-dire à croissance rapide et intolérantes à l'ombre. Les espèces à croissance lente et tolérantes à l'ombre finissent par prendre leur place à mesure que la forêt grandit et que la canopée se ferme. Nos simulations indiquent que les champs du secteur ouest pourraient devenir des peuplements forestiers dans un horizon de 50 ans (niveaux 1 à 3).

Pour faciliter le reboisement dans les champs abandonnés du secteur ouest, nous recommandons de promouvoir des initiatives de plantation d'arbres qui favorisent la diversité fonctionnelle de la canopée. La diversité fonctionnelle des arbres est généralement faible à Hudson, ce qui rend ses forêts sensibles à une gamme élargie de maladies, d'insectes ravageurs et de facteurs de stress environnementaux (par ex. la sécheresse, les inondations). La plantation de nombreuses espèces d'arbres différentes dans ces champs abandonnés est une opportunité unique pour augmenter la diversité des arbres et améliorer la résilience de la canopée. À cette fin, il est nécessaire de planter des espèces de plusieurs groupes fonctionnels, en particulier les groupes 3 à 8 (Section 2.6.4). Semblablement au principe d'aucune perte nette appliqué aux milieux humides du Québec par le projet de loi 132, la compensation de la perte des forêts par la plantation d'arbres peut soutenir la biodiversité, les services écosystémiques et la connectivité du paysage.

4.1.2. Connectivité du paysage

Notre évaluation des priorités de conservation des forêts à Hudson tient compte des besoins en matière d'habitat et de connectivité d'une multitude d'espèces de vertébrés. Des parcelles de forêts et de milieux humides le long de la rivière Viviry et du sentier Gary Cirko relient les forêts des secteurs ouest et Como, tandis que les milieux naturels près de la plage Sandy Beach et de la rue Alstonvale assurent l'accès au bord de l'eau. Les forêts font partie d'un réseau régional plus large incluant Rigaud, Saint-Lazare, Vaudreuil-Dorion et les Basses-terres du Saint-Laurent (Rayfield et al.2018). La protection des points névralgiques pour la migration animale facilitera la circulation des organismes, de sorte qu'ils puissent mieux répondre à leurs besoins. Des parcelles forestières déconnectées entourées de champs agricoles ou de logements résidentiels jouent également un rôle dans la connectivité du paysage en tant que tremplins intermédiaires (Herrera et al.2017). Les liens entre les différents types de végétation, tels que les milieux humides, les forêts et les champs ouverts, assurent la complémentarité spatio-temporelle pour l'approvisionnement des ressources au printemps, en été et en automne (Martins et al.2018).

Encadré 3. Recommandations pour améliorer la connectivité du paysage.

Recommandations:

- Restaurer les corridors verts et bleus entre les parcelles d'habitats fragmentés.
- Conserver les fragments d'habitat de qualité pouvant servir de tremplins.
- Protéger les corridors écologiques essentiels pour la biodiversité.

Nous recommandons la mise en place corridors verts et bleus multifonctionnels pour permettre la dispersion de la faune et des plantes dans le paysage (voir également la section 4.2.1). Ces corridors présentent une solution utilisant les rivières et les milieux naturels qui y sont adjacents pour construire des passages interconnectés entre les habitats. Ils facilitent le mouvement naturel de la faune, fournissent des espaces verts pour la randonnée et sécurisent les services écosystémiques dans les contextes périurbains. Par exemple, les racines des plantes le long de la berge aident à filtrer l'eau, à contrôler l'érosion et à atténuer les inondations (Zuazo et Pleguezelo 2008).

Hudson est bien adaptée aux corridors verts et bleus, car elle possède déjà un ensemble de sentiers qui suivent son principal axe fluvial (sentier Taylor Bradbury), et des règlements qui favorisent la végétation riveraine (Ville d'Hudson 2009b). Les avenues possibles pour poursuivre les travaux seraient de créer des liens boisés entre les parcelles forestières disparates le long de la rivière Viviry et des ouvertures dans ses réseaux de sentiers. Les plans favorisant la connectivité du paysage mettraient en place un réseau continu de forêts et de milieux humides longeant la rivière Viviry, partant du sentier Gary Cirko au sentier Taylor Bradbury et s'étendant jusqu'à la plage Sandy Beach. L'établissement de liens forestiers entre les eaux en amont de la rivière Viviry et de l'aire de conservation Clark-Sydenham contribuera également à promouvoir la résilience du réseau face aux pressions qui menacent une nouvelle fragmentation du paysage.

La protection des parcelles forestières contiguës qui facilitent déjà le déplacement des animaux et la dispersion des plantes est au cœur de la planification de la conservation visant à optimiser la connectivité du paysage. Les projets de développement devraient éviter de rompre les liens fonctionnels identifiés par notre analyse. La poursuite du développement dans le secteur ouest devrait conserver le corridor forestier qui suit le talus d'Alstonvale. Il en va de même pour la connectivité des forêts Como, de la plage Sandy Beach et de la Pointe Parsons.

4.1.3. Intégrité écologique

Nous avons classé l'intégrité des forêts en fonction de la perturbation anthropique observée ainsi que du pourcentage de recouvrement d'espèces exotiques. Les forêts d'Hudson démontrent généralement de faibles niveaux de perturbation anthropique. La plupart des signes d'impact humain se limitent aux endroits facilement accessibles. Cependant, les espèces exotiques végétales demeurent communes et coïncident avec la fragmentation des forêts et les effets de bordure (Yates et al. 2004). Ils envahissent les forêts par des ouvertures dans le couvert forestier et ont des impacts négatifs sur la biodiversité indigène (Blair et al. 2011; Huebner et Tobin 2006). Certaines plantes ornementales exotiques dans les jardins résidentiels peuvent également s'avérer envahissantes, comme le chèvrefeuille de Tatarie (*Lonicera tatarica*) et l'épine-vinette de Thunberg (*Berberis thunbergii*).

Recommandations:

- Réduire la fragmentation à l'aide d'une stratégie de développement urbain et agricole.
- Sensibiliser les citoyens quant aux végétaux à planter dans leurs jardins qui ne présentent pas un danger d'envahissement pour les forêts avoisinantes.
- Organiser des initiatives bénévoles pour restaurer les forêts envahies par des espèces exotiques afin de réduire leur dispersion.
- Développer une stratégie pour le contrôle du nerprun comme recommandé par Anderson (2012).
- Cibler les forêts matures pour la conservation.

Les espèces exotiques sont libérées des contraintes environnementales et biotiques qui limitent généralement leur croissance dans leur aire de répartition naturelle, ce qui leur permet de se propager facilement (Keane et Crawley 2002). La salicaire commune (*Lythrum salicaria*) et la phragmite (*Phragmites australis*), par exemple, sont des espèces relativement inoffensives dans leur aire de répartition d'origine, mais menacent l'intégrité des milieux humides en envahissant les espèces indigènes d'Amérique du Nord (Munger 2002; Gucker 2008). Elles ont également un impact sur l'agriculture en réduisant le débit d'eau dans les fossés d'irrigation (Munger 2002), et l'ampleur de ces impacts économiques est difficile à quantifier (Warne 2016). L'épine-vinette de Thunberg forme non seulement des touffes denses qui inhibent la régénération des arbres, mais sert également d'hôte secondaire à la rouille noire (*Puccinia graminis f.sp.tritici*) avec de graves répercussions sur les cultures agricoles (Saunders et al.2019). Cependant, aucune espèce exotique ne représente une menace aussi importante pour les forêts d'Hudson que le nerprun cathartique.

Les espèces de nerprun, notamment le nerprun cathartique (*Rhamnus cathartica*) et le nerprun bourdaine (*Rhamnus frangula*), sont des envahisseurs agressifs dans les forêts d'Amérique du Nord, et proviennent d'Europe et d'Asie (Klionsky et al.2011). L'envahissement par le nerprun a des impacts importants sur les forêts en produisant une ombre dense, en modifiant les conditions du sol et en inhibant la survie et la croissance des plantes indigènes (Klionsky et al. 2011). Le nerprun cathartique représente une menace importante dans les milieux agricoles, comme dans les bordures des forêts le long des champs agricoles à Hudson, car il est un hôte secondaire de la rouille couronnée de l'avoine (*Puccinia coronata*) et un hôte principal du puceron du soya (*Aphis glycines*; Kurtz et al .2018), qui sont des agents pathogènes ayant des impacts économiques potentiellement graves sur les cultures d'avoine et de soya.

Les jeunes forêts perturbées, caractérisées par des canopées peu denses et des sous-bois bien éclairés sont les plus vulnérables aux espèces exotiques (Blair et al. 2011). Ainsi, nous avons priorisé les forêts matures pour la conservation dans notre analyse, car leurs canopées denses peuvent aider à ralentir la propagation de la plupart des plantes envahissantes en limitant l'accès à la lumière (Valladares et al.2016, Blair et al.2011). Elles sont également moins fréquemment observées dans le sud du Québec et abritent des spécialistes des écosystèmes, comme le grimpereau brun (*Certhia americana*) et le petit polatouche (*Glaucomys volans*; COSEPAC 2006, D'Astous et Villard 2012). Les forêts matures, qui représentent un cinquième de la superficie forestière totale à Hudson, doivent être priorisées pour la conservation étant

donné le temps nécessaire pour atteindre un tel niveau de maturité (supérieur à 80 ans) et les quantités importantes de carbone stockées dans leurs tissus ligneux.

Selon les données portant sur l'intégrité des forêts, Hudson serait bien placée pour lutter contre la propagation d'espèces exotiques et minimiser les perturbations anthropiques. Les cartes consolidées grâce à notre analyse mettent en évidence les endroits prioritaires pour la restauration. Le remplacement des peuplements de nerprun par divers assemblages d'arbres indigènes peut aider à renforcer l'intégrité de la forêt et la diversité fonctionnelle - une stratégie de restauration doublement efficace. Nature Action Québec mène des initiatives visant à éliminer les espèces envahissantes problématiques, dont le nerprun. D'employer leurs services ou d'organiser des efforts de conservation bénévoles gérés par les citoyens peut aider à améliorer la santé des écosystèmes tout en encourageant l'engagement communautaire. L'action commence par la sensibilisation des citoyens face à la présence d'espèces exotiques et de leur impact sur l'environnement. L'animation d'ateliers axés sur l'identification des espèces exotiques et le jardinage avec des plantes ayant peu de chance de se répandre dans les milieux naturels adjacents sont les premières étapes essentielles. Le programme « In the Zone » développé par le Fonds Mondial pour la Nature peut servir de modèle utile pour promouvoir la sélection de plantes indigènes dans les jardins.

4.1.4. Résilience des forêts

Les forêts d'Hudson sont modérément à faiblement résistantes aux futurs facteurs de stress environnementaux, comme les inondations prolongées et graves, la sécheresse, les tempêtes de vent, l'arrivée d'insectes ravageurs et de maladies exotiques, ainsi que le développement urbain et agricole. Les peuplements présentant les niveaux de diversité fonctionnelle les plus élevés (par ex. l'aire de conservation Clark-Sydenham) peuvent tolérer une variété de conditions comme les sécheresses et les inondations et peuvent résister aux impacts des insectes ravageurs et des maladies. La diversité fonctionnelle devrait être encouragée pour l'ensemble de la canopée urbaine, car elle réduit les chances que ces endroits soient décimés par une seule source de perturbation environnementale. Les résultats de notre rapport peuvent être utilisés pour cibler les points faibles des peuplements en matière de résilience des forêts.

Les effets attendus des menaces biotiques qui affectent présentement les forêts d'Hudson ou qui pourraient les affecter dans un avenir proche sont particulièrement préoccupants. Parmi ces menaces se trouve l'agrile du frêne, qui a déjà été signalé à Hudson et qui risque de provoquer une mortalité élevée des arbres dans 17% des forêts. Bien que le longicorne asiatique n'ait pas encore atteint le Québec, il a été aperçu à Toronto et des efforts du gouvernement sont déployés pour empêcher sa propagation dans le pays. Il est comparable à l'agrile du frêne, mais affecte notamment les érables, avec des répercussions potentielles et graves pour 73% des forêts d'Hudson et sur la production de sirop d'érable.

Au cours des 50 prochaines années, Hudson sera non seulement soumise à l'arrivée de nouvelles espèces d'insectes ravageurs et de maladies, mais aussi aux changements climatiques, qui entraîneront des événements météorologiques extrêmes. Outre les milieux humides boisés, de nombreuses forêts seront incapables de faire face à l'aggravation des inondations. Les peuplements particulièrement préoccupants sont ceux dans la zone inondable comprenant des espèces d'arbres ayant une tolérance relativement faible aux inondations. Le suivi des taux de survie des arbres dans cette zone permettra de déterminer si la santé des forêts est menacée par ces événements, en plus de suivre l'érosion des berges. La plantation d'espèces plus résistantes aux inondations est une autre stratégie possible pour améliorer la résilience aux inondations.

Bien qu'un développement urbain intégré et à faible impact soit possible, nos simulations ont indiqué que des pertes comparables à celles potentiellement engendrées par les menaces biotiques citées plus haut pourraient avoir lieu au cours des prochaines années, en raison du développement urbain et agricole. Les résultats aident à identifier les forêts les plus sensibles au développement futur et qui ont une valeur de conservation élevée selon les critères évalués. Cette approche peut contribuer à identifier les compromis potentiels entre les indices de conservation et ainsi guider l'aménagement. Les forêts de la Pointe Parsons et le long du sentier Gary Cirko sont toutes les deux susceptibles au développement, selon nos modèles. Les premières contribuent à atténuer les inondations printanières et les secondes assurent la connectivité du paysage. Si un choix devait être fait pour conserver l'une des deux forêts, où concentrer les efforts de développement? Les outils analytiques appliqués par Eco2urb et décrits dans le présent rapport peuvent soutenir la prise de décision visant à minimiser la perte future de biodiversité, de services écosystémiques et de connectivité.

Encadré 6. Recommandations pour améliorer la résilience des forêts.

Recommandations:

- Conserver les milieux humides pour améliorer la tolérance aux inondations, surtout dans la zone inondable le long de la rivière des Outaouais.
- Promouvoir la diversité fonctionnelle pour améliorer la résilience des forêts.
- Planter des espèces tolérantes aux inondations pour améliorer la résilience face à celles-ci.
- Favoriser une diversité de pratiques sylvicoles (plantation, coupes de jardinage) qui contribuent à la diversité des habitats à l'échelle des peuplements et du paysage.
- Concentrer les efforts de conservation sur les forêts ayant une plus grande diversité fonctionnelle.
- Concentrer les efforts de restauration sur les forêts ayant une faible résilience.
- Sensibiliser les citoyens quant aux vecteurs d'envahissement des insectes ravageurs et des maladies exotiques (par ex. bois de chauffage) et sur l'identification des menaces biotiques.

4.1.5. Services écosystémiques

Nos analyses ont quantifié la contribution des milieux boisés à l'atténuation des inondations et au stockage du carbone, deux services écosystémiques ayant une grande importance aux échelles locale, régionale et mondiale. Des inondations importantes en 2017 et 2019 ont entraîné le moratoire ministériel de 2019 sur le développement et la rénovation des bâtiments dans la zone d'intervention spéciale (ZIS). Les forêts et, plus particulièrement, les milieux humides dans la zone inondable de la rivière des Outaouais contribuent à l'atténuation des inondations et réduisent leurs impacts néfastes sur les bâtiments et les milieux naturels environnants (Watson et al. 2016). De plus, la protection de ces milieux a plusieurs autres avantages, notamment le contrôle de l'érosion, la naturalisation des berges et le maintien de la connectivité.

Le changement climatique augmente l'incidence des inondations le long de la rivière des Outaouais, indiquant l'importance d'agir de façon à atténuer ces événements extrêmes, tout en continuant de lutter aux changements climatiques en réduisant et compensant nos émissions de carbone. Les arbres d'Hudson, en particulier les arbres matures ayant des surfaces terrières importantes, stockent des milliers

de tonnes de carbone dans leurs tissus ligneux. Les peuplements de résineux de la ville ont la plus forte densité de carbone stocké en raison leur taille et des espèces qui les composent, et comprennent les peuplements adjacents au sentier Gary Cirko.

Bien que notre analyse se soit concentrée sur le stockage du carbone, la séquestration du carbone (absorption du carbone par la croissance des arbres) est aussi un service écosystémique important. Les forêts matures ont déjà accumulé de grandes quantités de carbone dans leurs tissus ligneux, mais les taux de séquestration et de croissance ont tendance à diminuer avec l'âge des arbres (Gray 2015). Les forêts plus jeunes séquestrent plus de carbone que les forêts anciennes (Gray 2015), de sorte que d'assurer une répartition représentative des différentes classes d'âge et espèces aidera à maintenir les stocks de carbone dans les tissus ligneux des arbres, et ainsi d'éviter qu'ils soient relâchés dans l'atmosphère. Cette diversité est aussi favorable à la biodiversité (Storch et al.2018) et à la résilience aux menaces biotiques anticipées (Thompson et al.2009). Enfin, soulignons que nous avons évalué le carbone stocké dans les tissus ligneux aériens, ne comprenant donc pas le carbone stocké dans le sol. Les milieux humides ont souvent des couverts forestiers moins denses, mais ils jouent cependant un rôle important dans l'atténuation du changement climatique: en effet, les tourbières stockent une partie importante du carbone mondial (Harenda et al.2017). Des études approfondies sur le sujet pourraient contribuer à quantifier les puits de carbone dans les tourbières et dans le sol et pourraient ainsi encourager la conservation par la mise en place de programmes de crédits de carbone.

Encadré 8. Recommandations pour promouvoir l'approvisionnement de services écosystémiques.

Recommandations:

- Protéger les milieux humides et les forêts ayant un potentiel élevé pour l'atténuation des inondations.
- Cibler les forêts matures ayant une surface terrière élevée pour les efforts de conservation axés sur le stockage du carbone.
- Favoriser la séquestration du carbone en protégeant les jeunes forêts et en plantant des arbres.
- Mettre en place des mesures de conservation ciblant les tourbières.

4.1.6. Récréation et histoire

Les milieux naturels très fréquentés pour leur valeur récréative ont généralement aussi été identifiés pour leur valeur historique. Des endroits comme la plage Sandy Beach ou la Pointe Parsons en sont quelques exemples et ont une grande importance socioculturelle. Les valeurs récréatives sont étroitement liées au réseau de sentiers de la ville et sont concentrées vers le centre de celle-ci, où réside la majorité de la population. Les sites historiques identifiés ont été jugés importants en fonction des caractéristiques du paysage ayant un lien à l'histoire précoloniale et coloniale de la ville.

Recommandations:

- Collaborer avec la Société Historique d'Hudson pour identifier et populariser les milieux naturels clés.
- Conserver les milieux naturels très fréquentés pour la récréation qui sont concentrés près du noyau urbain.

4.2. Niveaux de conservation

Nous avons divisé les milieux naturels en cinq niveaux de conservation afin de faciliter la planification de la conservation. Pour conserver les principaux paramètres de biodiversité, des services écosystémiques et de connectivité à long terme, nous recommandons la protection des niveaux 1 à 3, représentant 30% de la superficie de la ville. Cela est conforme aux prescriptions visant à protéger entre 30 et 50% des milieux naturels compris au sein d'un bassin versant pour soutenir la biodiversité et les services écosystémiques (Environnement Canada 2013).

Les niveaux de conservation suivent une structure imbriquée, c'est-à-dire que les milieux conservés dans le niveau 1 sont entourés de milieux boisés qui diminuent en importance plus ils s'éloignent de ceux-ci. Cette approche reflète celle proposée par CIMA + (2017) et le Réseau mondial des réserves de biosphère de l'UNESCO. Les réserves de biosphère encouragent le développement de solutions pour concilier la protection de la biodiversité avec une utilisation durable du territoire. Ces réserves se construisent autour de noyaux de conservation qui nécessitent une protection stricte pour favoriser la biodiversité et le maintien des services écosystémiques (par ex. régulation de l'eau, séquestration du carbone). Certaines activités, comme l'éducation et la recherche, peuvent avoir lieu dans les noyaux de conservation à condition qu'elles n'aient que peu ou pas d'impacts sur le milieu (UNESCO s.d.). Des milieux naturels servant de tampons entourent les noyaux de conservation et peuvent accueillir des activités compatibles avec la protection de l'environnement, comme la récréation. Ils séparent les noyaux de conservation des activités humaines et peuvent être utilisés comme corridors naturels.

Nos modèles démontrent que la protection des milieux naturels dans le noyau de conservation (niveau 1) et des milieux naturels agissant comme tampons (niveaux 2-3) assure la plus grande rétention de la biodiversité, des services écosystémiques et de la connectivité sur l'horizon de temps défini, selon une projection fondée sur des taux de développement historiques. Dans les paragraphes qui suivent, nous décomposons les caractéristiques associées à chaque niveau de conservation et proposons certaines recommandations pour la gestion de chacun.

4.2.1. Niveau 1: Noyau de conservation

Le niveau de conservation 1 applique les règlements provinciaux et les règlements administratifs d'Hudson aux milieux naturels ayant un statut de conservation de facto. Cela comprend le vaste réseau de cours d'eau et de milieux humides de la municipalité, qui, dans leur ensemble, constituent un échafaudage, ou une structure de conservation autour duquel des milieux prioritaires supplémentaires peuvent être ajoutés (niveaux 2 à 5). Les milieux humides sont essentiels pour atténuer les impacts des

inondations et empêcher l'érosion des berges en absorbant les excédents d'eau (Watson et al. 2016). La conservation des milieux humides d'Hudson stabilisera l'hydroconnectivité spatiale, favorisant le maintien ou la création des liens entre les corridors verts et bleus à l'échelle du paysage, tout en prévenant les pertes importantes observées à l'échelle provinciale pour ce type de végétation primordial (UNESCO s.d.).

Les milieux naturels de niveau 1 comprennent des mesures supplémentaires pour atténuer les inondations et l'érosion des berges en accordant la priorité aux milieux naturels dans la zone inondable de la rivière des Outaouais ou celles situées sur des pentes raides de plus de 20%. Les milieux naturels longeant les berges d'Hudson représentent une barrière physique contre les inondations printanières (Watson et al. 2016) qui ont déjà un impact sur la partie de la ville située au bord de l'eau, comme démontré par les inondations de 2017 et 2019. De plus, les racines des arbres empêchent l'érosion continue des berges et réduisent le risque de glissement de terrain (Sandercock et al. 2017; Zuazo et Pleguezelo 2008).

Le talus d'Alstonvale, une zone de transition entre la plaine de Choisy et le plateau d'Hudson Heights s'étendant jusqu'à la forêt Como, est une caractéristique topologique importante qui est comprise dans le noyau de conservation (niveau 1) en raison de ses pentes raides. Cette ceinture de terrain accidenté sert par inadvertance de corridor végétalisé reliant les forêts de Rigaud à la rivière des Outaouais. En raison de l'hétérogénéité des reliefs qui le caractérisent, une diversité de microhabitats et de flore s'y trouve, et donc la conservation de celui-ci contribuerait à la connectivité du paysage et de la biodiversité.

Comme indiqué précédemment, la conservation des milieux naturels longeant la rivière Viviry qui traverse la ville est essentielle pour assurer la connectivité des habitats terrestres et aquatiques à Hudson. Cela s'applique également au principal affluent du Viviry, le ruisseau Black, qui s'étend de la forêt Como jusqu'à la rivière des Outaouais. Plusieurs milieux humides à proximité de la rivière Viviry abritent une riche communauté de reptiles et d'amphibiens, et un point d'observation de l'herpétofaune important longe le rivage près de l'Auberge Willow Inn. La protection des espaces naturels longeant ce corridor vert et bleu stabilise la dynamique des métapopulations d'herpétofaune de la ville et leur fournit les ressources essentielles à leur survie. De plus, un tel corridor relie le bord de l'eau aux forêts Como et du secteur ouest, garantissant ainsi les exigences de conservation pour une multitude d'espèces fauniques et floristiques.

Une évaluation de la qualité de l'eau de la rivière Viviry réalisée par KM en 2016 en partenariat avec COBAVER-VS et la chaire Liber Ero en conservation de la biologie, détenue à l'époque par Martin J. Lechowicz, a mis en évidence le rôle essentiel que les espaces verts le long de la rivière jouent dans la filtration de l'eau (Martins et al. 2016b). L'indice de la qualité bactérienne et physicochimique (IBPQ), une mesure de la santé de la rivière, était le plus élevé en amont de la rivière Viviry et a considérablement diminué à mesure que l'eau traversait les milieux résidentiels de la ville. Ce phénomène était associé à l'accumulation de phosphore et de particules en suspension dans l'eau provenant du ruissellement des eaux en milieu urbain. Cependant, la qualité de l'eau s'est améliorée à l'embouchure de la rivière Viviry après avoir été filtrée par les marais et les marécages autour de la plage Sandy Beach. Sans ces milieux humides, la qualité de l'eau continuerait vraisemblablement à diminuer au fur et à mesure qu'elle se déplacerait vers l'embouchure de la rivière, où elle se déverserait, sans être filtrée, dans la rivière des Outaouais. Les milieux humides riverains fournissent de multiples services écosystémiques à Hudson, agissant comme tampon contre les inondations et le ruissellement des eaux, soulignant davantage leur importance pour la conservation. Ainsi, tous les projets de développement proposés le long de la rivière

Viviry ou près des eaux en amont de celle-ci, incluant ceux des municipalités voisines, devraient prendre toute précaution afin d'éviter des effets en cascade sur l'intégrité environnementale de la portion située en aval.

Les milieux naturels prioritaires de niveau 1 le long de la rivière Viviry facilitent la dispersion des animaux, et comprennent un réseau de sentiers également utilisés à des fins récréatives par les résidents. Nous n'encourageons aucunement la suppression ou la désaffectation des sentiers dans les endroits classés dans le niveau 1. Au contraire, ces milieux encouragent le support de la communauté pour la conservation des milieux humides et des forêts, en raison de leur valeur pour différentes activités (par ex. randonnées). Comme indiqué précédemment, nous recommandons la restauration des milieux naturels dans les parcs par le biais de pratiques telles que l'élimination des espèces exotiques (comme le nerprun, la phragmite, la salicaire commune) et les sources de perturbations anthropiques (comme les déchets résidentiels).

Somme toute, les milieux prioritaires de niveau 1 devraient constituer la base du plan de conservation d'Hudson, mais ne sont pas suffisants en soi pour soutenir les services écosystémiques, la connectivité et la biodiversité à long terme. Bien qu'ils représentent 16% du paysage, les indices de conservation ont diminué de 30% en moyenne lors de la protection exclusive des milieux naturels de niveau 1 dans nos simulations. La conservation des milieux de niveaux 2 et 3 est nécessaire pour maintenir l'intégrité écologique plus largement.

4.2.2. Niveaux 2-3: Forêts tampons

À la suite de notre priorisation des espaces naturels, les scénarios dans lesquels 25% et 30% du paysage était protégés ont retenu la plus grande quantité de biodiversité, de services écosystémiques et de connectivité sur l'horizon de temps défini. Ces scénarios ont été utilisés pour assigner les milieux naturels aux niveaux 2 et 3, respectivement. Ces niveaux de conservation comprennent exclusivement les forêts sèches, puisque tous les milieux humides ouverts et boisés sont déjà compris dans le niveau 1.

Les peuplements représentés dans ces niveaux sont prioritaires selon les facteurs environnementaux examinés et reflètent les priorités de conservation déterminées selon l'approche de consensus établie lors des ateliers organisés pour le conseil municipal, l'administration et les citoyens d'Hudson. Les habitats forestiers à Hudson sont essentiels pour soutenir la biodiversité et les services écosystémiques, stockant des milliers de tonnes de carbone dans la biomasse des arbres, soutenant la richesse de l'avifaune, de l'herpétofaune et des espèces en péril, tout en offrant des espaces récréatifs pour les citoyens. Ils font également partie du patrimoine naturel de la ville, et représentent la fondation du récit historique qui se raconte depuis la création d'Hudson.

Les milieux naturels appartenant au niveau 2 représentent à peu près la même proportion du paysage que les forêts protégées par les plans du PMAD et de la MRC-VS, mais ont démontré une meilleure capacité pour la rétention de la biodiversité et des services écosystémiques, selon nos simulations. En effet, les scénarios PMAD et MRC-VS ont concentré leurs efforts de conservation dans les districts de Como ou du secteur ouest, situés respectivement à l'est et à l'ouest de la ville. Les résultats découlant de l'exercice de priorisation figurant à la présente étude ont généré de meilleurs résultats, puisqu'ils favorisent une répartition plus équitable des milieux protégés.

Les milieux naturels de niveaux 2 et 3 ont été identifiés stratégiquement car ils favorisent la protection des forêts prioritaires ayant des indices de conservation élevés et étant plus susceptibles aux pressions de

développement projetées. Cette approche garantit la durabilité à long terme des services fournis sur un horizon de 50 ans. Cependant, les forêts prioritaires de niveau 2, représentant 25% du paysage, n'étaient pas suffisantes à elles seules pour maintenir la connectivité du paysage. Les milieux de niveau 3, qui ne représentent que 5% supplémentaires, ont démontré une meilleure capacité à maintenir la connectivité. Les forêts de niveau 3 comprennent des points névralgiques pour la dispersion des animaux qui ne sont pas représentés dans les niveaux 1 et 2, et incluent les forêts longeant le sentier Gary Cirko et celles à l'est du chemin Alstonvale.

La connectivité est l'une des principales mesures définissant l'intégrité de l'écosystème (Haddad et al. 2015). En intégrant explicitement la connectivité dans notre priorisation, nos recommandations de gestion sont adaptées aux besoins en matière d'habitat et de dispersion d'une multitude de vertébrés emblématiques des Basses-terres du Saint-Laurent. La protection des milieux naturels dans les niveaux 1 à 3 constitue la base d'un plan de conservation écologiquement rationnel, conçu pour anticiper les pressions environnementales présentes et futures qui nous sont connues. Sur la base de notre évaluation des modèles historiques d'utilisation des sols à Hudson, l'attribution d'un statut de conservation à 30% du paysage entraînerait des taux de développement projetés semblables aux tendances d'urbanisation passées remontant aux années 1950. Bien que d'émettre des recommandations concrètes à cet égard dépasse le cadre du mandat actuel, il convient de mentionner que de différentes stratégies d'aménagement urbain peuvent assurer la protection des milieux naturels, sans toutefois avoir trop d'impacts négatifs sur les besoins en matière de développement urbain de la ville (Heymans et al. 2019). Au contraire, plusieurs études démontrent que l'accès aux espaces verts peut contribuer à l'amélioration de la qualité de vie dans les régions urbaines et périurbaines (Dadvand et Nieuwenhuijsen 2019).

4.2.3. Niveau 4: Priorités régionales

Conformément au mandat du PMAD (CMM 2012), les municipalités sont tenues d'assurer la concordance de leurs plans environnementaux avec ceux de la CMM et de leur MRC respective. Ainsi, nous avons intégré les priorités de conservation identifiées par la CMM et la MRC-VS dans notre détermination des niveaux de conservation. Les milieux naturels de niveau 4 comprennent des milieux forestiers prioritaires selon le PMAD ou le MRC-VS qui ne sont pas déjà compris dans les niveaux 1 à 3. Ils ont reçu ce classement car la conservation des milieux prioritaires selon la CMM et la MRC-VS ont entraîné une baisse plus importante de la biodiversité, des services écosystémiques et de la connectivité au fil du temps dans notre analyse que les milieux naturels compris dans les niveaux 1 à 3. La conservation des milieux naturels de niveau 4 est néanmoins recommandée, dans la mesure du possible, en raison des efforts de conservation régionaux menés à l'échelle de la MRC et de la CMM.

4.2.4. Niveau 5: Autres forêts

Les milieux naturels du niveau 5 incluent tous ceux n'étant pas compris dans les niveaux 1 à 4. Ils ne représentent que 1% du paysage et sont peu répartis dans les secteurs rural et urbain. Leur exclusion du niveau 4 est probablement le résultat de la précision de notre analyse et de nos inventaires sur le terrain. Nous avons délimité les forêts non compris dans les plans de conservation menés à l'échelle de la CMM et la MRC-VS. L'inclusion de ces milieux naturels dans le plus faible niveau de conservation ne doit donc pas être confondue avec un manque de valeur écologique, mais est plutôt le résultat de leur omission des études précédentes. De plus, une valeur écologique réduite ne justifie pas la perte des espaces naturels par l'urbanisation ou l'expansion agricole. Tous les projets de développement proposés affectant l'intégrité des milieux naturels à Hudson devraient être soumis à une évaluation officielle de l'impact

environnemental par un biologiste qualifié et à l'approbation du ministère de l'Environnement, le cas échéant.

4.3. Sources de financement pour la conservation

Bien que cruciale pour le maintien des écosystèmes et des services qu'ils fournissent, la mise en œuvre de la conservation peut parfois être coûteuse en termes d'argent et de ressources. Pour atténuer les pressions sur les municipalités et les propriétaires privés, et pour encourager les efforts de conservation, certains programmes de financement sont mis à la disposition des parties intéressées. La Fondation de la faune du Québec (FFQ) offre différentes sources de financement pour soutenir les efforts de conservation au Québec. Certains de leurs programmes comprennent:

- *Faune en danger*

Ce programme cible des projets axés sur la protection et la restauration des espèces de vertébrés visés par la Loi sur les espèces menacées ou vulnérables du Québec. Les municipalités peuvent présenter une demande pour des projets impliquant la conservation de ces espèces, la réalisation de recherches sur leurs besoins en matière d'habitat ou la sensibilisation du public quant à leur statut et leurs exigences.

- *Protéger les habitats fauniques*

Ce programme soutient des projets visant à protéger des habitats à haute valeur pour la faune par la conclusion d'accords avec des propriétaires privés. Les municipalités sont admissibles à cette source de financement.

- *Programme pour la lutte contre les plantes envahissantes*

Cette source de financement soutient des projets visant à réduire les menaces et les impacts des plantes exotiques envahissantes sur la biodiversité et l'intégrité des espaces naturels du Québec. Les projets visent à restaurer les habitats envahis qui sont importants pour la faune et la flore, en plus de limiter l'introduction et la propagation d'espèces exotiques. Les municipalités sont admissibles à cette source de financement.

- *Programme Hydro-Québec pour la mise en valeur des milieux naturels*

Ce programme vise à assurer le développement des infrastructures vertes, la protection des espaces naturels, la conservation de la biodiversité et l'éducation du public face aux questions environnementales. Les municipalités sont admissibles à ce programme.

De plus, le gouvernement du Canada offre un financement par le biais de son Programme d'intendance de l'habitat pour les espèces en péril, qui vise à soutenir des projets d'habitat bénéficiant aux espèces actuellement en péril ou pouvant être désignées, tout en favorisant la participation des communautés locales et améliorant les connaissances du rôle de l'intendance pour la conservation. Les municipalités, les propriétaires privés et plusieurs autres entités sont admissibles à cette source de financement.

Parmi les autres initiatives d'intérêt comptent les dons de terres bénéficiant des donateurs à l'aide de réductions d'impôt. Des organismes tels que Conservation de la nature Canada peuvent collaborer avec

des propriétaires pour clore de telles ententes. De plus, conformément aux recommandations de CIMA + (2017), la mise en place d'un fonds vert ou l'utilisation d'options légales, telles que l'utilisation de servitudes de conservation et les désignations d'habitats prévues pour la conservation, pourraient également fournir des avenues prometteuses pour mener à terme les objectifs de conservation.

5. Conclusion

Nous recommandons pour Hudson un plan de conservation qui est fondé sur un réseau d'espaces protégés, connectés les uns aux autres. Ce réseau de conservation est conçu pour tenir compte des risques connus des changements globaux, comme la prolifération des insectes ravageurs et des maladies exotiques et les impacts des événements météorologiques extrêmes qui sont déjà ressentis et prévus pour la région. Le plan de conservation doit favoriser la résilience des milieux naturels, mais sa gestion doit être adaptative afin de s'ajuster à l'arrivée de nouvelles menaces.

Notre analyse réitère le besoin de mettre en œuvre des mesures de conservation pour assurer la protection et la gestion durable des milieux naturels d'Hudson. La présente étude combine une multitude d'analyses objectives et de projections basées sur des scénarios pour identifier les milieux ayant une grande valeur écologique et celles étant les plus menacées. Nos résultats devraient guider de nouvelles réflexions et décisions visant à créer et à mettre en œuvre le plan de conservation de la ville. Le présent rapport va au-delà d'une simple évaluation des milieux naturels d'Hudson et fournit les informations et les données nécessaires pour soutenir la ville dans sa mission d'aménager son territoire et d'atténuer les impacts attendus des changements globaux sur son environnement bâti et naturel.

6. Références

- AAFC. (2015). Land use 1990, 2000 and 2010 (LU1990, LU2000, LU2010). Agriculture and Agri-Food Canada, ON. 13 pages.
- Adekunle, V.A.J., Nair, K.N., Srivastava, A.K., Singh, N.K. (2013). Models and form factors for stand volume estimation in natural forest ecosystems: a case study of Katarniaghat Wildlife Sanctuary (KGWS), Bahraich District, India. *Journal of Forestry Research* 24(2):217–226.
DOI:10.1007/s11676-013-0347-8
- Ahern, J. (2011). From fail-safe to safe-to-fail: Sustainability and resilience in the new urban world. *Landscape and Urban Planning* 100: 341-343.
DOI: 10.1016/j.landurbplan.2011.02.021.
- Albert, C.H., Rayfield, B., Dumitru, M., Gonzalez, A. (2017). Applying network theory to prioritize multispecies habitat networks that are robust to climate and land-use change. *Conservation Biology* 31(6): 1383-1396. DOI:10.1111/cobi.12943
- Anderson, H. (2012). Invasive common (European) buckthorn (*Rhamnus cathartica*): Best management practices in Ontario. Ontario Invasive Plant Council. Peterborough, ON.
- Apex Resource Management Solutions (2019). ST-Sim state-and-transition simulation model software. URL: <http://www.apexrms.com/stsm/>
- Aquilué, N., Martins, K.T., Lalonde, V., Messier, C., Mina, M. (2020). Managing tree composition based on functional diversity and connectivity to enhance the resilience of forests to global threats: A case study. *Journal of Applied Ecology*. (Submitted).
- Aubin, I., Messier, C., Gachet, S., Lawrence, K., McKenney, D., Arseneault, A., Bell, W., De Grandpré, L., Shipley, B., Ricard, J.-P., Munson, A.D. (2012). TOPIC - Traits of Plants in Canada.
- Bazoge, A., Lachance D., Villeneuve, C. (2014). Identification et délimitation des milieux humides du Québec méridional. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, Direction de l'écologie et de la conservation et Direction des politiques de l'eau. 64 pages.
- Blair, B., Letourneau, D., Bothwell, S., Hayes, G. (2010). Disturbance, resources, and exotic plant invasion: gap size effects in a redwood forest. 57(1): 11-19.
Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/41425842>.
- Calenge, C. (2019). Home Range Estimation in R: the adehabitatHR Package. Office national de classe et la faune sauvage Saint Benoist, Auffargis, FR.
- Carrara, E., Arroyo-Rodríguez, V., Vega-Rivera, J.H., Schondube, J.E., de Freitas, S.M., Fahrig, L. (2015). Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation* 184: 117-126. ISSN: 0006-3207. DOI: 10.1016/j.biocon.2015.01.014.
- Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (CDNPQ). (2019). Extractions du système de données pour le territoire d'Hudson. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP). QC. 48 pages.
- CIMA+. (2016). Conservation plan for wetlands/natural areas within the urbanization perimeter of the Town of Hudson. Hudson, QC. 48 pages.
- Clark, W. C. (ed.). (1982). *Carbon Dioxide Review: 1982*. Oxford University Press, NY. 467 pages.
- CMM. (2012) Plan métropolitain d'aménagement et de développement. Communauté métropolitaine de Montréal.
- COSEWIC. (2006). COSEWIC assessment and update status report on the southern flying squirrel *Glaucomys volans* (Atlantic (Nova Scotia) population and Great Lakes Plains population) in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ONT. 33 pages.

- COSEWIC. (2010). COSEWIC assessment and status report on the Bobolink *Dolichonyx oryzivorus* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ONT. 42 pages.
Retrieved from: http://www.sararegistry.gc.ca/status/status_e.cfm
- COSEWIC. (2015). COSEWIC assessment and status report on the Yellow-banded Bumble Bee *Bombus terricola* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada. Ottawa, ONT. 60 pages. Retrieved Jan. 2020 from: www.registrelep-sararegistry.gc.ca/
- Cramer, V., Hobbs, R., Standish, R. (2008). What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 104-12.
DOI: 10.1016/j.tree.2007.10.005.
- Crête, M., Marzell, L. (2006). Évolution des forêts québécoises au regard des habitats fauniques : analyse des grandes tendances sur trois décennies. *The Forestry Chronicle* 82(3):368-382.
- Dadvand, P., Nieuwenhuijsen, M. (2019). Green space and health. Integrating Human Health into Urban and Transport Planning. Springer. 409-423.
- D'Astous, E., Villard, M.A. (2012). Effects of selection harvesting on bark invertebrates and nest provisioning rate in an old forest specialist, the brown creeper (*Certhia americana*). *Écoscience* 19 (2): 106-112. DOI: 10.2980/19-2-3472
- Djalante, R., Thomalla, F. (2011). Community resilience to natural hazards and climate change impacts: A review of definitions and operational frameworks. *Asian Journal of Environment and Disaster Management (AJEDM)*. 3(3): 339-355.
- Díaz, S., and Cabido, M. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology and Evolution* 16(11): 646-655. ISSN: 0169-5347.
DOI: 10.1016/S0169-5347(01)02283-2.
- Environment Canada. (2013). How much habitat is enough? Third edition. Environment Canada. Toronto, ONT.
- Fahrig, L., Brotons, L., Burel, F., Crist, T., Fuller, R., Sirami, C., Siriwardena, G., Martin, J.-L. (2010). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters* 14: 101-12. DOI: 10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34(1): 487-515.
- Farrar, J. L. (2006). Les arbres du Canada. Saint-Laurent, Québec: Fides et le Service Canadien des Forêts. 502 pages.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16: 265-280. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x
- GENIVAR. (2011). Caractérisation du territoire – Phase 2. Rapport réalisé pour la ville de Saint-Lazare. Saint-Lazare, QC. 35 pages.
- Gómez-Baggethun, E., Barton, D.N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics* 86 :235-245. ISSN 0921-8009.
DOI: 10.1016/j.ecolecon.2012.08.019.
- Gonzalez, A., Rayfield, B., Lindo, Z. (2011). The disentangled bank: How loss of habitat fragments and disassembles ecological networks. *American Journal of Botany* 98: 503-516.
DOI:10.3732/ajb.1000424
- Gonzalez, A., Thompson, P., Loreau, M. (2018). Spatial ecological networks: planning for sustainability in the long-term. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 29:187-197.
- Google Earth V 7.3.2.5776. (2018). Hudson, QC. DigitalGlobe 2012. Retrieved Dec. 2019 from: <https://earth.google.com/>
- Gray, Andrew N. (2015). The role of old forests and big trees in forest carbon sequestration in the Pacific Northwest. Pushing boundaries: new directions in inventory techniques and applications: Forest Inventory and Analysis (FIA) Symposium 2015. Portland, OR. 153-158.

- Gucker, C. L. (2008). *Phragmites australis*. Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture. Retrieved Jan. 2020 from: <https://www.fs.fed.us/>
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D. et al. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances* 1(2): e1500052.
- Harenda, K. M., Lamentowicz, M., Samson, M., Chojnicki, B. H. (2017). The role of peatlands and their carbon storage function in the context of climate change. *Interdisciplinary Approaches for Sustainable Development Goals GeoPlanet: Earth and Planetary Sciences* 169–187. DOI: 10.1007/978-3-319-71788-3_12
- Herrera, L. P., Sabatino, M. C., Jaimes, F. R., Saura, S (2017). Landscape connectivity and the role of small habitat patches as stepping stones: an assessment of the grassland biome in South America. *Biodiversity Conservation* 26(14): 3465-3479. DOI: 10.1007/s10531-017-1416-7
- Heymans, A., Breadsell, J., Morrison, G. M., Byrne, J. J., Eon, C. (2019). Ecological urban planning and design: A systematic literature review. *Sustainability* 11(13): 3723.
- Huebner, Cynthia D.; Tobin, Patrick C. (2006). Invasibility of mature and 15-year-old deciduous forests by exotic plants. *Plant Ecology* 186:57-68.
- Institut de la statistique du Québec. (2019). Population projetée dans les municipalités du Québec, scénario Référence (A), 2016-2036. Retrieved from: <http://www.stat.gouv.qc.ca/>
- Invading Species Awareness Program. (n.d.). Retrieved December 2019 from <https://www.ofah.org/programs/invading-species-awareness-program/>
- IPCC. (2006). Guidelines for national greenhouse gas inventories. National Greenhouse Gas Inventories Programme. Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). JP.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos* 113: 363 - 375. DOI: 10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x.
- Katayama, N., Amano, T., Naoe, S., Yamakita, T., Komatsu, I., Takagawa, S-J., et al. (2014). Landscape heterogeneity–biodiversity relationship: effect of range size. *PLoS ONE* 9(3): e93359. DOI: 10.1371/journal.pone.0093359
- Keane, R. M., Crawley, M. J. (2002). Exotic plant invasions and the enemy release hypothesis. *Trends in Ecology and Evolution* 17: 164–170.
- Klionsky, S.M., Amatangelo, K.L. and Waller, D.M. (2011). Above- and belowground impacts of European buckthorn (*Rhamnus cathartica*) on four native forbs. *Restoration Ecology* 19: 728-737. DOI:10.1111/j.1526-100X.2010.00727.x
- Kurtz, Cassandra M.; Hansen, Mark H. (2018). An assessment of common buckthorn in northern U.S. forests. Res. Note NRS-250. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. 5 pages. DOI: 10.2737/NRS-RN-250
- Laliberté, E. and P. Legendre (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91(1):299-305.
- Lovett, G. M., Weiss, M., Liebhold, A. M., Holmes, T. P., Leung, B., Lambert, K. F., Weldy, T. (2016). Nonnative forest insects and pathogens in the United States: Impacts and policy options. *Ecological Applications* 26(5): 1437–1455. DOI: 10.1890/15-1176
- Marsh, D.M. and Trenham, P.C. (2008). Current trends in plant and animal population monitoring. *Conservation Biology* 22: 647-655. DOI:10.1111/j.1523-1739.2008.00927.x
- Martins, K. T., Luz, A., Lechowicz, M.J., Beauséjour, R., Hines, N., Jean, S., Poirier, R., Rodriguez, J. and Barr, H. (2016a). Conservation Planning in Greater Montreal: A Municipal Case Study. Report presented to the Town of Saint-Lazare. Saint-Lazare, QC. 224 pages.
- Martins, K. T., Gonzalez, A., Lechowicz, M. J. (2015). Pollination services are mediated by bee functional diversity and landscape context. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 200 : 12-20.
- Martins, K. T., Sinave, E., Luz, A., Cyr, J., Hamel, J., Hains, A., Lechowicz, M.J. (2016b). Ruisseau Viviry:

- S'engager pour l'avenir de l'eau. Outreach booklet presented to the citizens of the Vaudreuil-Soulanges Regional County. 10 pages.
- Martins, K. T., Gonzalez, A., Lechowicz, M. J. (2017). Patterns of pollinator turnover and increasing diversity associated with urban habitats. *Urban Ecosystems* 20(6): 1359-1371.
- Martins, K. T., Albert, C. H., Lechowicz, M. J., Gonzalez, A. (2018). Complementary crops and landscape features sustain wild bee communities. *Ecological Applications* 28(4): 1093-1105.
- Maure, F., Rayfield, B., Martins, K.T., Garbe, C., Dupras, J., Auclair, A., Wood, S., Messier, C., Larocque, M., Gonzalez, A. (2018). Le rôle des infrastructures naturelles dans la prévention des inondations dans la CMM. Report presented to the David Suzuki Foundation. 60 pages.
- McRae, B.H., V.B. Shah, and T.K. Mohapatra. (2013). Circuitscape 4 User Guide. The Nature Conservancy. URL: <http://www.circuitscape.org/>
- Messier, C., Bauhus, J., Doyon, F., Maure, F., Sousa-Silva, R., Nolet, P., Mina, M., Aquilué, N., Fortin, M.-J., Puettmann, K. (2019). The functional complex network approach to foster forest resilience to global changes. *Forest Ecosystems* 6(1). 21 pages.
- Meurant, M., Gonzalez, A., Doxa, A., Albert, C. (2018). Selecting surrogate species for connectivity conservation. *Biological Conservation* 227: 326-334.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well being: Synthesis*. Island Press, Washington DC, USA.
- Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). (2008). Carte pédologique du feuillet 31G08202 [document cartographique]. 1 : 20 000, l'Institut de Recherche et de Développement en Agroenvironnement, QC.
- Ministère de l'Environnement et Lutte contre les Changements Climatiques (MELCC). (2019). Zone d'intervention spéciale. Retrieved Jan. 2020 from <http://www.cephq.gouv.qc.ca/>
- Ministère des forêts, de la faune et des parcs (MFFP). (2019a). Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, secteur des forêts, Direction des inventaires forestiers. Retrieved Jan. 2020 from: <https://mffp.gouv.qc.ca/>
- Ministère des forêts, de la faune et des parcs (MFFP). (2019b). Données d'inventaire du 4^e inventaire écoforestier. Forêt Ouverte. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, secteur des forêts, Direction des inventaires forestiers. Retrieved June 2019 from: <https://www.foretouverte.gouv.qc.ca/>
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction des Inventaires Forestiers (MFFP) (2015). Norme de stratification écoforestière, Quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional. Gouvernement du Québec. Québec, QC. 111 pages.
- Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction des Inventaires Forestiers (MFFP). (2016). Placettes-échantillons permanentes, Normes techniques. Gouvernement du Québec. Québec, QC. 254 pages.
- Moilanen, A., Leathwick, J. R., Quinn, J. M. (2011). Spatial prioritization of conservation management. *Conservation Letters* 4(5): 383-393.
- MRC Vaudreuil-Soulanges. (2008). La politique de l'arbre et des boisés de Vaudreuil-Soulanges. Retrieved Dec. 2019 from: <https://mrcvs.ca/>
- Munger, G.T. (2002). *Lythrum salicaria*. Fire Effects Information System. U.S. Department of Agriculture. Retrieved Jan. 2020 from: <https://www.fs.fed.us/>
- Myster, R. (1993). Tree invasion and establishment in old fields at Hutcheson Memorial Forest. *Botanical Review* 59(4): 251-272. Retrieved Jan. 2020 from <https://www.jstor.org/>
- Natural Resources Canada (NRC). (2019). Asian longhorned beetle. Retrieved Jan. 2020 from <https://www.nrcan.gc.ca/>
- Niemelä, J., Saarela, S., Söderman, T., Kopperoinen, L., Yli-Pelkonen, V., Väre, S., Kotze, D. J. (2010). Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces: a

- Finland case study. *Biodiversity Conservation* 19(11): 3225-3243.
DOI: 10.1007/s10531-010-9888-8
- Niinemets, Ü., Valladares, F. (2006). Tolerance to shade, drought, and waterlogging of temperate Northern Hemisphere Trees and Shrubs. *Ecological Monographs*. 76(4): 521-547.
DOI: 10.1890/0012-9615(2006)076[0521:TTSDAW]2.0.CO;2
- Ouranos. (2019). Portraits climatiques. Outaouais, QC. Retrieved Dec. 2019 from <https://www.ouranos.ca/>
- Paquette, A. (2016). Augmentation de la canopée et de la résilience de la forêt urbaine de la région métropolitaine de Montréal. Jour de la Terre et Comité de reboisement de la CMM. Montréal, QC.
- Pellerin, S., Poulin, M. (2013). Analyse de la situation des milieux humides au Québec et recommandations à des fins de conservation et de gestion durable. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs. Québec, QC.
- Pellerin, S., Duquesne, T., Walter, C. O., Pasquet, S. (2016). La richesse floristique des friches du Parc national de Frontenac. *Botanique Le Naturaliste Canadien* 141(1):15–23.
DOI: 10.7202/1037933ar
- R Core Team (2018). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Ramsfield, T.D., Bentz, B., Faccoli, M., Jactel, H., Brockerhoff, H. (2016). Forest health in a changing world: effects of globalization and climate change on forest insect and pathogen impacts. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 89 (3): 245–252.
DOI: 10.1093/forestry/cpw018
- Rayfield, B., Dumitru, M., Pelletier, D., Laroque, G., Albert, C., Daniel, C., Gonzalez, A. (2018). Une évaluation de la connectivité pour les Basses-terres du Saint-Laurent. Centre de la science de la biodiversité du Québec. Montréal, QC. 40 pages.
- Rayfield, B., Laroque, G., Daniel, C., Gonzalez, A. (2019). Une priorisation pour la conservation des milieux naturels des Basses-Terres du Saint-Laurent en fonction de leur importance pour la connectivité. Centre de la science de la biodiversité du Québec. Montréal, QC. 36 pages.
- Sandercock, P., Hooke, J., De Baets, S., Poesen, J., Meerkerk, A., van Wesemael, B., and Cammeraat, L.H. (2017). Effectiveness of plants and vegetation in erosion control and restoration. *Combating Desertification and Land Degradation*. Environmental Science. Springer, Cham. DOI: 10.1007/978-3-319-44451-2_4
- Saunders, D.G.O., Pretorius, Z.A., Hovmøller, M.S. (2019). Tackling the re-emergence of wheat stem rust in Western Europe. *Communications Biology* 2 (51). DOI: 10.1038/s42003-019-0294-9
- SCBD.(2010). Secretariat of the convention on biological diversity. COP10DecisionX/2. Retrieved January 2020 from: <http://www.cbd.int/>
- Sokpoh, K. (2010). Portrait des pertes forestières en Montérégie entre 2004 et 2009. Agence géomatique montréalaise (GéoMont). 37 pages.
- Statistics Canada. 2017. Hudson, V [Census subdivision], Quebec and Quebec [Province] (table). Census Profile. 2016 Census. Statistics Canada Catalogue no. 98-316-X2016001. Ottawa. Released November 29, 2017. Retrieved Dec. 2019 from: <https://www12.statcan.gc.ca/>
- Storch, F., Dormann, C.F., Bauhus, J. (2018). Quantifying forest structural diversity based on large-scale inventory data: a new approach to support biodiversity monitoring. *Forest Ecosystems* 5(1): 34 pages. DOI: 10.1186/s40663-018-0151-1
- Teknika HBA Inc. (2008). Caractérisation des milieux humides et naturels sur tout le territoire de la ville d'Hudson. Rapport préparé pour la Ville d'Hudson. Hudson, QC. 43 pages.

- Thompson, I., Mackey, B., McNulty, S., Mosseler, A. (2009). Forest resilience, biodiversity, and climate change. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. Montreal, QC. 67 pages.
- Town of Hudson. (2009). Operational bylaw no. 525 – Planning Program. 26 pages.
- Town of Hudson. (2009b). Operational bylaw no.526 – Zoning. 80 pages.
- Town of Hudson. (2019). Cadastral lots [Data file]. Retrieved from personal communication with E. Lavoie in June 2019.
- Tubby, K.V., Webber, J.F. (2010). Pests and diseases threatening urban trees under a changing climate. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 83 (4): 451–459.
DOI: 10.1093/forestry/cpq027
- Ung, C.-H., Ouellet, D. (1991). Stand volume tables: Application to black spruce stands of Lebel-sur-Quévillon. *The Forestry Chronicle*, 67(6): 712–715. DOI: 10.5558/tfc67712-6
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). (n.d.). Biosphere Reserves. Retrieved January 2020 from: <https://www.unescomedcenter.org/>
- Valiela, I. and Martinetto, P. (2007). Changes in bird abundance in eastern North America: Urban sprawl and global footprint? *BioScience* 57 (4): 360–370. DOI: 10.1641/B570410
- Valladares, F., Laanisto, L., Niinemets, U. and Zavala, M.A. (2016). Shedding light on shade: ecological perspectives of understorey plant life. *Plant Ecology and Diversity* 9(3): 237-251.
DOI: 10.1080/17550874.2016.1210262
- Warne, A. (2016). Purple Loosestrife (*Lythrum salicaria*) Best management practices in Ontario. Ontario Invasive Plant Council. Peterborough, ON.
- Watson, K., Ricketts, T., Galford, G., Polasky, S., O'Neil-Dunne, J. (2016). Quantifying flood mitigation services: The economic value of Otter Creek wetlands and floodplains to Middlebury, VT. *Ecological Economics* 130:16-24. ISSN: 0921-8009. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2016.05.015
- Yates, E.D., Levia, D.F., Williams, C.L. (2004). Recruitment of three non-native invasive plants into a fragmented forest in southern Illinois. *Forest Ecology and Management* 190(2-3): 119-130. ISSN 0378-1127. DOI: 10.1016/j.foreco.2003.11.008
- Zuazo, V., Pleguezuelo, C. (2008). Soil-erosion and runoff prevention by plant covers. A review. *Agronomy for Sustainable Development*. Springer Verlag/EDP Sciences/INRA28 (1): 65-86.
DOI: 10.1007/978-90-481-2666-8_48.

Rapport final - Annexes

Résultats et recommandations pour le plan de conservation de la municipalité d'Hudson

Janvier 2020

De:



À:



Annexes

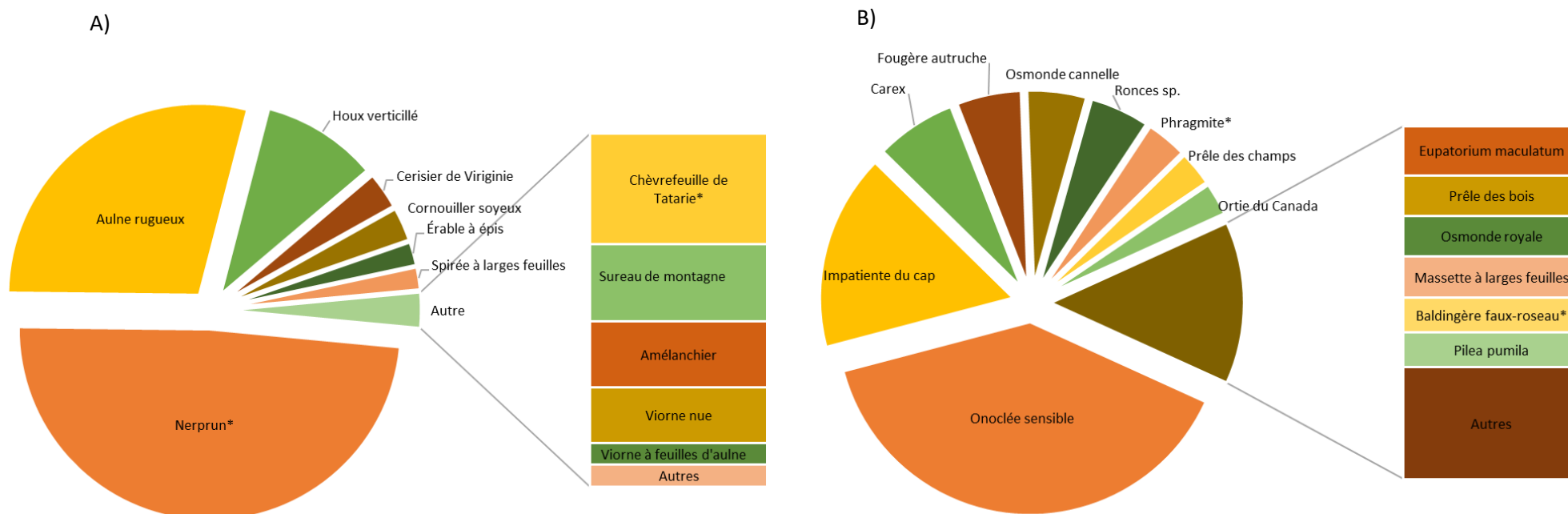
Annexe 1. Arbres

Tableau A. Liste et surface terrière des 43 espèces d'arbres observées dans les sites d'échantillonnage à Hudson. Les pourcentages sont basés sur la surface terrière totale pour tous les sites de chaque catégorie.

Nom latin	Nom commun	Surface terrière – Forêts (%)	Surface terrière – Forêts (m ²)	Surface terrière – Milieux humides boisés (%)	Surface terrière -Milieux humides boisés (m ²)
<i>Abies balsamea</i>	Sapin baumier	3,2	80,6	0,2	1,5
<i>Acer negundo</i>	Érable à giguère	0,1	1,3	0,0	0,0
<i>Acer pensylvanicum</i>	Érable de Pennsylvanie	0,0	0,4	0,0	0,0
<i>Acer rubrum</i>	Érable rouge	13,3	330,7	20,3	198,7
<i>Acer saccharinum</i>	Érable argenté	1,8	43,2	15,1	147,6
<i>Acer saccharum</i>	Érable à sucre	10,3	255,4	1,6	15,6
<i>Alnus incana</i>	Aulne rugueux	0,2	4,4	2,7	26,7
<i>Amelanchier sp.</i>	Amélanchier	0,1	3,3	0,0	0,0
<i>Betula alleghaniensis</i>	Bouleau jaune	0,8	18,8	3,3	32,1
<i>Betula papyrifera</i>	Bouleau à papier	2,0	49,3	0,7	7,1
<i>Carpinus caroliniana</i>	Charme de Caroline	0,1	2,5	0,0	0,0
<i>Carya cordiformis</i>	Caryer cordiforme	1,0	23,6	0,2	1,9
<i>Carya ovata</i>	Caryer ovale	0,2	4,8	0,2	2,0
<i>Crataegus sp.</i>	Aubépine	0,3	8,0	0,0	0,0
<i>Fagus grandifolia</i>	Hêtre à grandes feuilles	3,5	88,0	0,0	0,0
<i>Fraxinus americana</i>	Frêne d'Amérique	2,2	55,7	0,0	0,0
<i>Fraxinus nigra</i>	Frêne noir	0,4	10,7	5,2	51,1
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Frêne de Pennsylvanie	9,4	235,7	29,6	289,5
<i>Juglans cinerea</i>	Noyer cendré	0,1	3,1	0,0	0,0
<i>Larix laricina</i>	Mélèze laricin	0,0	0,0	0,3	3,0
<i>Malus sp.</i>	Pommier	0,0	0,0	0,2	1,9
<i>Ostrya virginiana</i>	Ostryer de Virginie	1,8	44,2	0,0	0,0
<i>Picea abies</i>	Épinette de Norvège	0,0	0,0	1,2	12,0
<i>Picea glauca</i>	Épinette blanche	3,9	95,8	0,1	1,0
<i>Picea rubens</i>	Épinette rouge	0,0	0,0	1,5	15,0
<i>Pinus strobus</i>	Pin blanc	11,4	283,4	1,3	12,7
<i>Pinus sylvestris</i>	Pin sylvestre	1,6	39,6	0,0	0,0
<i>Populus deltoides</i>	Peuplier deltoïde	0,1	2,3	0,6	6,0
<i>Populus grandidentata</i>	Peuplier à grandes dents	0,7	17,0	0,0	0,0
<i>Populus tremuloides</i>	Peuplier faux-tremble	4,5	111,8	2,1	20,1
<i>Prunus serotina</i>	Cerisier tardif	1,4	36,0	0,0	0,0
<i>Quercus alba</i>	Chêne blanc	0,1	1,8	0,0	0,0
<i>Quercus bicolor</i>	Chêne bicolore	0,5	11,7	1,4	14,2
<i>Quercus macrocarpa</i>	Chêne à gros fruits	0,7	17,2	0,4	4,1
<i>Quercus rubra</i>	Chêne rouge	9,8	244,5	1,4	13,5
<i>Rhamnus cathartica</i>	Nerprun cathartique	0,2	4,1	0,0	0,0
<i>Rhamnus frangula</i>	Nerprun bourdaïne	0,7	17,7	0,0	0,0

<i>Salix alba</i>	Saule blanc	0,1	2,0	1,6	15,3
<i>Thuja occidentalis</i>	Thuya	4,7	117,6	0,9	9,2
<i>Tilia americana</i>	Tilleul d'Amérique	2,7	66,9	1,5	15,0
<i>Tsuga canadensis</i>	Pruche du Canada	4,1	102,3	1,6	16,0
<i>Ulmus americana</i>	Orme d'Amérique	0,3	6,8	0,0	0,0
<i>Ulmus rubra</i>	Orme rouge	2,0	49,1	4,8	47,3

Annexe 2. Végétation de sous-bois dans les milieux humides boisés



Annexe 3. Oiseaux

Tableau B. Nombre d'espèces d'oiseaux identifiées à Hudson selon les données téléchargées depuis eBird entre 2002 et 2016. Les données sont placées en ordre décroissant selon le nombre d'observations.

Nom commun	Nb obs.	Nom commun	Nb obs.	Nom commun	Nb obs.	Nom commun	Nb obs.	Nom commun	Nb obs.
Mésange à tête noire	1318	Cormoran à aigrettes	166	Râle de Virginie	53	Macreuse noire	14	Tohi à flancs roux	2
Corneille d'Amérique	1160	Paruline à flancs marron	165	Butor d'Amérique	52	Fuligule milouinan	14	Oie rieuse	2
Geai bleu	1033	Viréo mélodieux	164	Tarin des pins	52	Harle huppé	14	Aigrette bleue	2
Robin américain	988	Paruline flamboyante	146	Chevalier grivelé	52	Bécasse d'Amérique	13	Petite nyctale	2
Chardonnet jaune	977	Paruline noir et blanc	141	Petit garrot	51	Mouette de Bonaparte	13	Canard souchet	2
Moineau chanteur	871	Hirondelle rustique	140	Plongeon huard	49	Petit-duc maculé	13	Paruline verdâtre	2
Colvert	817	Buse à queue rousse	139	Grèbe à bec bigarré	49	Paruline des ruisseaux	13	Peep sp.	2
Cardinal du nord	801	Grimpereau brun	138	Moineau domestique	47	Bihoreau gris	12	Épervier brun/ Épervier de Cooper	2
Sittelle à poitrine blanche	790	Gélinotte huppée	138	Fuligule à collier	46	Bruant de Lincoln	12	Fauvette sp. (Parulidae sp.)	2
Pic mineur	747	Harle Couronné	137	Oie des neiges	45	Viréo de Philadelphie	12	Pluvier bronzé	1
Bernache du Canada	670	Merlebleu de l'Est	134	Moqueur roux	43	Buse pattue	12	Pipit d'Amérique	1
Merle à ailes rouges	656	Goéland argenté	129	Paruline à colier	43	Macreuse à ailes blanches	12	Merle sp.	1
Quiscale bronzé	655	Dindon sauvage	129	Troglodyte des marais	40	Plectrophane des neiges	11	Buteo sp.	1
Pic flamboyant	619	Héron vert	125	Paruline des pins	40	Fuligule à tête noire	10	Bernache de Hutchins	1
Goéland à bec cerclé	590	Goéland marin	124	Viréo à tête bleue	39	Pic à ventre roux	10	Fuligule à dos blanc	1
Pic chevelu	563	Jaseur boréal	120	Bruant fauve	39	Moucherolle des saules	10	Canard barboteur sp.	1
Étourneau sansonnet	524	Troglodyte familial	120	Paruline tigrée	37	Paruline triste	9	Bruant des champs	1
Grand pic	511	Bruant hudsonien	111	Paruline à joues grises	34	Moucherolle à côtés olive	9	Grive à joues grises	1
Moqueur chat	418	Pioui de l'Est	104	Crécelle d'Amérique	33	Moucherolle des aulnes	8	Sizerin blanchâtre	1
Pic maculé	411	Canard noir	101	Goéland sp.	33	Hirondelle noire	8	Alouette hausse-col	1
Grand héron	395	Sterne pierregarin	100	Fuligule à tête noire / Fuligule milouinan	32	Pluvier semipalmé	8	Moqueur polygotte	1
Tourterelle triste	388	Tyrann tritri	99	Busard des marais	31	Moucherolle à ventre jaune	8	Oriole des vergers	1
Canard branchu	375	Balbuzard pêcheur	97	Chevalier solitaire	29	Vigne des rivages	7	Hibou sp.	1
Uruba à tête rouge	372	Roitelet à couronne dorée	96	Paruline à couronne rousse	27	Gros-bec errant	7	Bec-croisé des sapins	1

Moucherolle phébi	334	Paruline à gorge noire	95	Paruline Bleue	26	Bécasseau minuscule	7	Fuligule à tête rouge	1
Jaseur d'amérique	331	Moucherolle des aulnes	94	Quiscale rouilleux	26	Petit chevalier	7	Erismature rousse	1
Junco ardoisé	320	Paruline à tête cendrée	88	Paruline à gorge orangée	25	Harelde boréale	7	Grue du Canada	1
Sitelle a poitrine rousse	313	Faucon émerillon	87	Sterne caspienne	25	Grèbe jougris	6	Troglodyte à bec court	1
Paruline masquée	312	Harle bièvre	83	Canard pilet	25	Macreuse à front blanc	6	Bécasseau semipalmé	1
Bruant familial	306	Troglodyte des forêts	83	Grive à dos olive	25	Canard d'Amérique	5	Hibou des marais	1
Hirondelle bicolore	283	Petite buse	81	Coulicou à bec noir	23	Canard chipeau	5	Harfang des neiges	1
Viréo aux yeux rouges	275	Grive solitaire	80	Durbec des sapins	23	Aigle royal	5	Courlis corlieu	1
Bruant à gorge blanche	273	Passerin indigo	80	Paruline rayée	22	Hirondelle à ailes hérissées	5	Pic bois sp.	1
Paruline jaune	273	Sizerin flammé	79	Hirondelle à front blanc	22	Grèbe esclavon	4	Viréo à gorge jaune	1
Buse à épaulettes	268	Épervier brun	70	Pie-grièche boréale	22	Autour des palombes	4		
Martin-pêcheur d'Amérique	267	Goglu des prés	66	Paruline à poitrine baie	21	Passerine sp.	4		
Cardinal à poitrine	265	Garrot à oeil d'or	65	Gallinule d'Amérique	21	Marouette de Caroline	4		
Tyran huppé	250	Épervier de Cooper	63	Grand chevalier	21	Foulque d'Amérique	3		
Bruant des marais	248	Pluvier kildir	62	Empidonax sp.	20	Garrot d'islande	3		
Roitelet à couronne rubis	243	Paruline couronnée	62	Bruant des prés	20	Gobemoucheron gris-bleu	3		
Colibri à gorge rubis	234	Chouette rayée	60	Paruline à calotte noire	20	Bernache cravant	3		
Oriole de Baltimore	214	Pigeon biset	60	Grande aigrette	19	Engoulevent d'Amérique	3		
Martinet ramoneur	197	Bécassine de Wilson	60	Accipiter sp.	18	Petit blongios	3		
Roselin pourpé	197	Sarcelle à ailes vertes	59	Faucon pèlerin	18	Harle sp.	3		
Paruline à croupion jaune	181	Bruant à couronne blanche	58	Grand-duc d'Amérique	17	Bécasseau à poitrine cendrée	3		
Pygargue à tête blanche	179	Sarcelle à ailes bleues	56	Roselin familial	17	Mésange bicolore	3		
Grive fauve	179	Moucherolle tchébed	55	Grive des bois	16	Bruant vespéral	3		
Grand corbeau	175	Piranga écarlate	54	Paruline du Canada	15	Pluvier argenté	2		
Vacher à tête brune	172	Paruline obscure	54	Strurnelle des prés	15	Troglodyte de Caroline	2		

Annexe 4. Herpétofaune

Tableau C. Résumé des observations de l'herpétofaune à Hudson et aux alentours. Le total des observations depuis 1953 pour Hudson et la région dans un rayon de 5 kilomètres des limites de la ville est résumé dans la colonne trois, tandis que le total des observations depuis 2010 dans un rayon de 500 mètres des limites de la ville est résumé dans la colonne quatre. Afin d'assurer l'exactitude de nos analyses, seules les données de la quatrième colonne ont été prises en compte.

Nom latin	Nom commun	Nombre d'observations autour de Hudson (1953-2017)	Nombre d'observations à Hudson (2010-2019)
<i>Ambystoma laterale</i>	Salamandre à points bleus	7	6
<i>Ambystoma maculatum</i>	Salamandre maculée	1	0
<i>Anaxyrus americanus</i>	Crapaud d'Amérique	22	3
<i>Chrysemys picta</i>	Tortue peinte	6	5
<i>Chelydra serpentina</i>	Tortue serpentine	5	3
<i>Eurycea bislineata</i>	Salamandre à deux lignes	2	2
<i>Graptemys geographica</i>	Tortue géographique	375	209
<i>Hemidactylium scutatum</i>	Salamandre à quatre doigts	5	0
<i>Hyla versicolor</i>	Rainette versicolore	18	1
<i>Liochlorophis vernalis</i>	Couleuvre verte	1	0
<i>Necturus maculosus</i>	Necture tacheté	1	0
<i>Notophthalmus viridescens</i>	Triton vert	3	2
<i>Plethodon cinereus</i>	Salamandre cendrée	8	4
<i>Pseudacris crucifer</i>	Rainette crucifère du Nord	38	4
<i>Lithobates catesbeianus</i>	Grenouille taureau	7	1
<i>Lithobates clamitans</i>	Grenouille verte	23	10
<i>Lithobates palustris</i>	Grenouille des marais	1	0
<i>Lithobates pipiens</i>	Grenouille léopard	8	2
<i>Lithobates septentrionalis</i>	Grenouille du nord	1	0
<i>Lithobates sylvaticus</i>	Grenouille des bois	13	6
<i>Storeria occipitomaculata</i>	Couleuvre à ventre rouge	1	0
<i>Thamnophis sirtalis</i>	Couleuvre rayée	7	0
Total		553	258

Annexe 5. Espèces végétales à risque

Pour la liste complète des espèces végétales à risque dans un rayon de 20 kilomètres d'Hudson, veuillez consulter le fichier PDF soumis avec ces annexes.

Annexe 6. Espèces animales à risque

Pour la liste complète des espèces animales à risque dans un rayon de 20 kilomètres d'Hudson, veuillez consulter le fichier PDF soumis avec ces annexes.

Annexe 7. Statistiques sur la composition de l'utilisation des sols

Tableau D. Simulation du changement de la composition de l'utilisation des sols par scénario. Les pourcentages sont exprimés selon le changement de la superficie par classe d'utilisation du sol sur 50 ans par rapport à la superficie totale de la municipalité.

	Agriculture	Forêts sèches	Friches	Golf	Urbain	Milieux humides
Statu quo	-5%	-7%	-1%	0%	13%	0%
20% Prot.	-5%	-7%	-1%	0%	12%	0%
25% Prot.	-4%	-4%	-1%	0%	9%	0%
30% Prot.	-5%	-1%	-1%	0%	7%	0%
MRC-VS	-5%	-6%	-1%	0%	11%	0%
PMAD	-5%	-5%	-1%	0%	10%	0%
Orientation "Services"	3%	-9%	-3%	-5%	15%	-1%
Orientation "Transit"	-3%	-5%	-1%	-7%	17%	-1%

Tableau E. Simulation du changement de la composition de l'utilisation des sols par scénario. Les pourcentages sont exprimés selon le changement de la superficie par classe d'utilisation du sol sur 50 ans par rapport à la superficie totale initiale de cette classe d'utilisation du sol.

	Agriculture	Forêts sèches	Friches	Golf	Urbain	Milieux humides
Statu quo	-30%	-26%	-20%	0%	49%	0%
20% Prot	-30%	-24%	-21%	0%	47%	0%
25% Prot.	-30%	-13%	-21%	0%	35%	0%
30% Prot.	-30%	-5%	-22%	0%	26%	0%
MRC-VS	-31%	-20%	-19%	0%	43%	0%
PMAD	-30%	-18%	-20%	0%	40%	0%
Orientation "Services"	21%	-34%	-66%	-59%	56%	-16%
Orientation "Transit"	-21%	-18%	-15%	-90%	64%	-19%

Rapport final - Addenda

Résultats et recommandations pour le plan de conservation de la municipalité d'Hudson

Mars 2020

De:



À:



Addenda

À la suite de la soumission officielle du rapport par Eco2urb en janvier 2020 auprès du conseil municipal d'Hudson, des analyses auxiliaires ont été demandées afin de faciliter l'aménagement du territoire dans une optique de conservation. Plus précisément, la connectivité et la résilience des forêts ont été déterminées les deux enjeux environnementaux les plus pressants pour la ville. Les objectifs du présent addenda sont donc d'identifier les forêts qui sont vulnérables aux menaces biotiques futures et qui sont situées dans les principaux corridors de conservation de la ville. Comme l'agrile du frêne a récemment été observé à Hudson et a eu un impact négatif important sur la composition des forêts de la grande région de Montréal, le conseil municipal a demandé une analyse axée sur la vulnérabilité des peuplements dominés par les frênes. Le contenu du présent addenda peut être utilisé comme modèle pour analyser les données géospatiales soumises à la municipalité dans l'objectif de mitiger et d'atténuer les pressions environnementales pouvant impacter Hudson.

Méthodologie

Pour identifier les milieux naturels qui contribuent positivement à la connectivité du paysage et qui sont vulnérables à l'agrile du frêne, une menace biotique critique, nous avons consolidé les couches géospatiales suivantes:

- Connectivité régionale
- Connectivité locale
- Diversité fonctionnelle
- Dominance du frêne

Chaque couche hiérarchise les forêts (forêts sèches, milieux humides boisés) en fonction de leur contribution à la connectivité du paysage (régionale, locale) ou à la résilience des forêts (diversité fonctionnelle, dominance des frênes). Des détails supplémentaires sur les méthodes employées pour générer chaque couche sont inclus dans le corps principal du rapport (Section 2.6). Cependant, la variable de dominance des frênes était à l'origine une composante utilisée pour calculer la variable de vulnérabilité aux menaces biotiques actuelles et futures. Cette variable indique la proportion du peuplement forestier dominé par les frênes (*Fraxinus americana*, *Fraxinus nigra*, *Fraxinus pennsylvanica*.), comme déterminé à l'aide des données de surface terrière mesurées aux sites d'échantillonnage (Section 2.5.3.2.). Comme l'objectif de la présente analyse était d'identifier les endroits qui présentent une vulnérabilité élevée aux menaces biotiques, la variable de diversité fonctionnelle a été inversée, car les forêts à grande diversité fonctionnelle ont tendance à être plus résilientes. Les autres variables précédemment utilisées pour classer la résilience des forêts (résistance à la sécheresse, tolérance aux inondations) se concentrent sur les menaces abiotiques par opposition aux menaces biotiques et ont donc été omises de l'analyse actuelle.

Les quatre variables ont ensuite été analysées avec l'outil d'aide à la décision, Zonation, comme ce qui avait été fait précédemment pour prioriser les milieux naturels d'Hudson pour la conservation (Section 2.7). Les variables ont été pondérées de façon égale dans l'analyse. Nous avons omis le masque de conservation utilisé dans le rapport principal, qui avait pour but d'attribuer une valeur de conservation

élevée par défaut à certains milieux, afin d'évaluer les priorités de façon indépendante des milieux déjà conservés dans la ville.

Résultats

Les données relatives à la connectivité régionale (Section 3.3.2.1.), à la connectivité locale (Section 3.3.2.2.) et à la diversité fonctionnelle (Section 3.3.4.1.) sont résumées dans le corps principal du rapport. Les résultats propres à la vulnérabilité des peuplements forestiers face à l'agrile du frêne sont fournis ci-dessous (Figure A1), comme le sont les résultats de la priorisation des milieux naturels en fonction de leur vulnérabilité et leur contribution à la connectivité (Figure A2). Les forêts dominées par les frênes sont généralement concentrées dans l'est de la ville, au bord de l'eau et dans les milieux humides boisés (Figure A1). Les peuplements avec une vulnérabilité biotique élevée et une connectivité élevée sont aussi concentrés dans l'est d'Hudson, en particulier dans la forêt Como (figure A2).

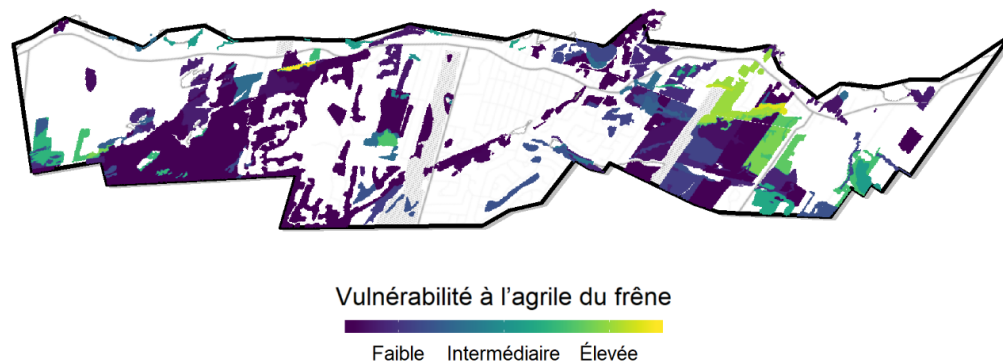


Figure A1. Répartition des peuplements vulnérables à l'agrile du frêne.

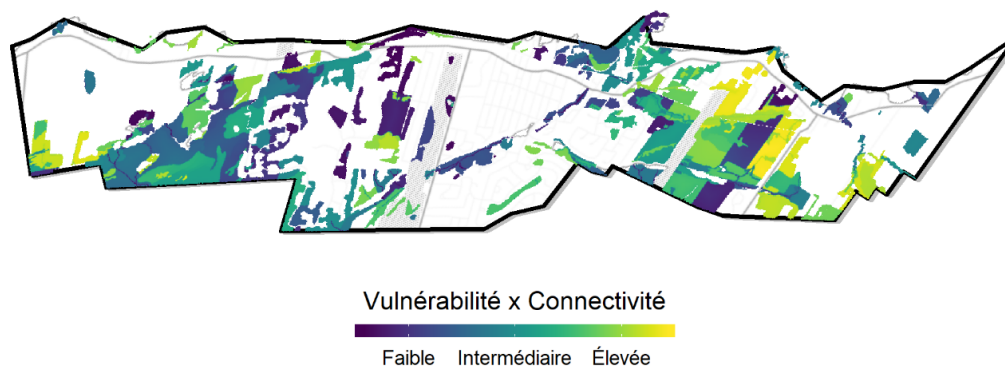


Figure A2. Peuplements prioritaires ayant une vulnérabilité élevée et une contribution élevée à la connectivité écologique.

Discussion

Une approche par la résilience nécessite une gestion des ressources naturelles qui anticipe les menaces biotiques et abiotiques futures. Dans le présent addenda, nous avons identifié des forêts vulnérables à l'agrile du frêne qui, si elles étaient perdues, pourraient avoir un impact négatif important sur la connectivité du paysage. Les marécages boisés dominés par des frênes (par ex. *Fraxinus pennsylvanica*, *Fraxinus nigra*) sont particulièrement importants à cet égard, car ils assurent des liens entre les milieux terrestres et aquatiques et sont déjà sous-représentés dans le sud du Québec.

Bien que l'analyse plus large qui figure dans le corps principal du rapport présente l'évaluation la plus complète des bénéfices fournis par les milieux naturels d'Hudson, une approche ciblant différentes sous-composantes des milieux naturels de la ville peut faciliter la mise en œuvre des initiatives d'aménagement et de conservation. Nous proposons d'entreprendre les actions suivantes pour cibler les milieux naturels ayant une vulnérabilité et une contribution à la connectivité élevées:

Suivre la propagation des menaces biotiques

Un suivi continu est essentiel pour évaluer la propagation des menaces biotiques, comme l'agrile du frêne, dans la forêt urbaine. Des outils, y compris des pièges à phéromones et l'échantillonnage des branches, sont disponibles auprès du Service canadien des forêts (SCF) pour effectuer ces suivis. Des inventaires forestiers supplémentaires peuvent aider à cartographier l'étendue des espèces d'arbres vulnérables (par ex., le frêne), car les données de référence utilisées dans la présente analyse se sont concentrées sur la composition des arbres dans les sites d'échantillonnage.

Sensibiliser le public

Le principal vecteur de propagation de l'agrile du frêne est le transport du bois de chauffage. Nous recommandons ainsi d'éduquer le public quant aux risques inhérents au déplacement du bois de chauffage ainsi que sur les amendes imposées par l'Agence canadienne d'inspection des aliments pour le transport de matières infestées.

Mettre en œuvre une stratégie de SLAM et procéder au remplacement graduel des frênes

Comme pour les frênes de la grande région de Montréal, les frênes d'Hudson sont susceptibles d'être entièrement perdus à cause des effets de l'agrile du frêne. Les stratégies et les efforts entrepris par la ville de Montréal s'inspirent des lignes directrices de la SLAM (Slow Ash Mortality) proposées par McCullough et al. (2009) et Mercader et al. (2011). Les options de gestion décrites par la SLAM, que ce soit par l'élimination, l'annélation ou le traitement des frênes, visent à réduire les taux de mortalité résultant de l'infestation de l'agrile du frêne. Nous recommandons la mise en œuvre d'une stratégie de SLAM à Hudson tout en prévoyant le remplacement des frênes à l'aide d'espèces diversifiées.

Améliorer la diversité fonctionnelle de la canopée

La plupart des forêts d'Hudson se caractérisent par une diversité fonctionnelle faible ou moyenne (Section 3.3.4.1.), ce qui les rend vulnérables, entre autres, aux menaces biotiques, puisque la perte de toute espèce a un impact plus important sur la composition des peuplements que dans les forêts plus diversifiées. Les efforts visant à améliorer la résilience de la canopée urbaine à Hudson viseraient à diversifier la canopée avec les groupes fonctionnels 3 à 8, comme décrits dans le tableau 5. Il s'agit

notamment des genres suivants: le pommier (*Malus* sp.), le tilleul (*Tilia* sp.), le bouleau (*Betula* sp.), le cerisier (*Prunus* sp.), l'aubépine (*Crataegus* sp.), le caryer (*Carya* sp.), le chêne (*Quercus* sp.), le peuplier (*Populus* sp.), le saule (*Salix* sp.), l'épinette (*Picea* sp.) et le noyer (*Juglans* sp.). Il s'agit également d'espèces telles que le chêne rouge (*Quercus rubra*), le pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) et le cèdre blanc (*Thuja occidentalis*). Les efforts de diversification peuvent cibler les endroits identifiés grâce aux analyses (Figure A2).

La sélection des espèces pour les sites de plantation doit être effectuée en coordination avec les propriétaires privés, les services forestiers, les urbanistes et une équipe de biologistes. Eco2urb développe des outils analytiques pour concevoir des initiatives de plantation d'arbres qui optimisent la diversité fonctionnelle et la connectivité locale et régionale. D'autres organisations spécialisées dans la plantation d'arbres en Montérégie sont le Jour de la Terre Canada et Nature-Action Québec.

Traiter les arbres affectés, lorsqu'approprié

Des programmes efficaces de lutte biologique sont disponibles pour traiter les arbres affectés par différentes menaces biotiques, telles que l'agrile du frêne. Par exemple, les guêpes parasitoïdes sont utilisées pour contrôler les populations d'agrile du frêne, tout comme certains champignons pathogènes naturels. L'utilisation de guêpes parasitoïdes pour lutter contre l'agrile du frêne est généralement recommandée dans les forêts plutôt que dans les forêts urbaines. En milieu urbain, l'utilisation stratégique d'un insecticide comme le Tree-Azin peut aider à ralentir les taux de mortalité des frênes. Plus d'informations sur les traitements possibles peuvent être trouvées dans McCullough et al. (2009) et Mercader et al. (2011). Nos analyses (Figure A2) indiquent les secteurs prioritaires pour le traitement et le recensement des arbres affectés.

Conclusion

La gestion des ressources naturelles est un processus itératif et dynamique. Les outils analytiques et les données géospatiales développés par Eco2urb peuvent être utilisés pour guider les efforts de conservation et les premières étapes vers leur mise en œuvre. Dans un contexte de changements globaux, une approche empirique à la gestion des ressources naturelles contribuera à garantir la résilience des écosystèmes à court et long termes.

Les données découlant de nos analyses en peuvent alimenter différentes pistes de mise en œuvre, et un partenariat avec une ONG pourrait représenter le meilleur moyen de mettre en place les recommandations décrites dans notre rapport. Deux organismes partenaires démontrant du potentiel à cet égard seraient le Conseil régional de l'environnement (CRE) de la Montérégie et Nature-Action Québec (NAQ). Le CRE Montérégie offre des services d'appui pour la planification de la conservation à l'échelle régionale, de concertation publique, de médiation et de sensibilisation. Ces organismes sont financés par le MELCC et peuvent fournir des renseignements quant aux possibilités de financement disponibles pour l'acquisition de terrains et le développement durable à Hudson. NAQ, quant à elle, travaille à la construction d'un corridor vert traversant la MRC de Vaudreuil-Soulanges, reliant les forêts de l'Île Perrot à celles de Rigaud. Cet organisme travaille en étroite collaboration avec les propriétaires privés pour caractériser les milieux naturels (par ex., inventorier les espèces rares), attribuer des servitudes de conservation et restaurer les forêts et les milieux humides perturbés (par ex., contrôler la propagation du

nerprun). NAQ a établi des partenariats avec plusieurs organismes (par ex. COBAVER-VS, MRC Vaudreuil-Soulanges, MELCC) pour s'assurer que la planification de la conservation reflète les réglementations régionales et fédérales. Travailler de concert avec ses organismes pourrait contribuer au développement de corridors verts et bleus à Hudson. Ces organismes peuvent aussi participer à l'élaboration de lignes directrices municipales qui favorisent la diversification de la canopée grâce à des stratégies de plantation basées sur l'amélioration de la diversité fonctionnelle des arbres. Eco2urb peut aussi fournir les données analysées dans le cadre de ce rapport aux organismes partenaires, en plus de fournir des services d'expert-conseil en planification de la résilience.

Références

- McCullough, Deborah G.; Siegert, Nathan W.; Bedford, John. (2009). Slowing ash mortality: a potential strategy to slam emerald ash borer in outlier sites. Proceedings of the North American symposium on Invasive Forest Species. January, 2009. Annapolis, Maryland.
- Mercader, Rodrigo J.; Siegert, Nathan W.; Liebhold, Andrew M.; McCullough, Deborah G. (2011). Simulating the effectiveness of three potential management options to slow the spread of emerald ash borer (*Agrilus planipennis*) populations in localized outlier sites. Canadian Journal of Forest Research. 41: 254-264.