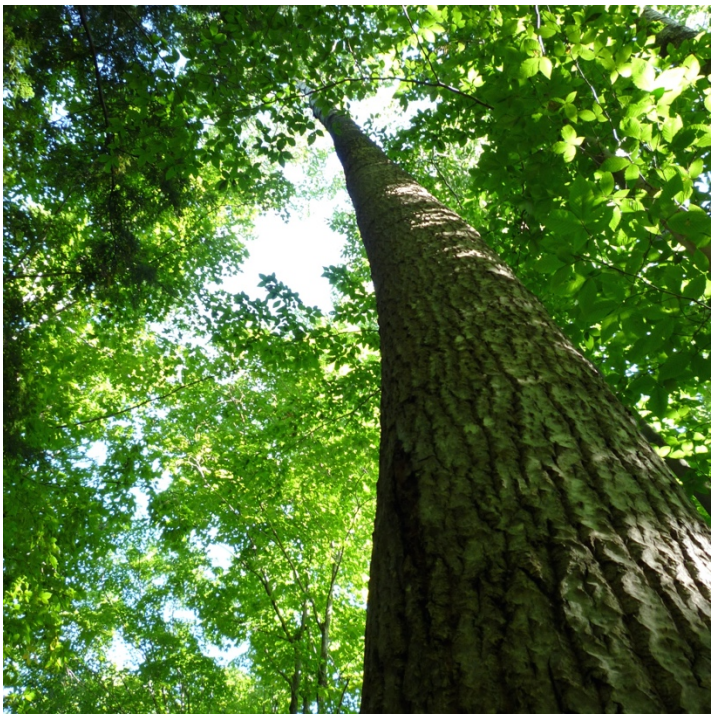
RÉSEAU CAPNAT :

UNE INFRASTRUCTURE DE RECHERCHE ET DE SUIVI DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES



UQO UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN OUTAOUAIS

CAPITAL NATURE

Institut des Sciences de la Forêt tempérée

Équipe de réalisation

Responsables du projet

Sylvain Delagrange	et	**Audrey Maheu**
Professeur à l'Université du Québec en Outaouais Chercheur à l'institut des sciences de la forêt tempérée (ISFORT)		Professeure à l'Université du Québec en Outaouais Chercheure à l'institut des sciences de la forêt tempérée (ISFORT)

Participants au projet

Équipe Terrain :	Sylvain Delagrange
	Audrey Maheu
	Marie-Eve Roy
	Mathilde Boual
	Chloé Lavelle
	Paul del Rey
	Béatrice Dubé
	Marion Casati
	Olivier Tanguy
	Guillaume Berger-Richard
Fiche de vulgarisation :	Olivier Tanguy
Analyse des bandes riveraines urbaines :	Guillaume Berger-Richard
Analyse des services écosystémiques :	Florence Tauc
Rédaction :	Sylvain Delagrange
	Audrey Maheu
	Mathilde Boual (méthodologie)

Pour citer ce document :

Delagrange S. et Maheu A. (2019) Réseau CAPNAT : Une infrastructure de recherche et de suivi des services écosystémiques. Rapport scientifique avec annexes. Institut des Sciences de la Forêt Tempérée. 20p + annexes.

I. Sommaire

	Équipe de réalisation	**p2**
I.	**Sommaire**	**p4**
II.	**Résumé**	**p5**
III.	**Introduction**	**p6**
	III.1. Problématique	p6
	III.2. Objectifs spécifiques	p6
	III.3. Sélection des sites	p7
IV.	**Résultats et Discussion**	**p9**
	IV.1. Infiltration de l'eau dans le sol des infrastructures vertes	p9
	IV.2. Régulation du climat local des infrastructures vertes	p10
	IV.3. Stockage du carbone aérien des infrastructures vertes	p12
	IV.4. Biodiversité végétale des infrastructures vertes	p13
V.	**Conclusions**	**p16**
	Références	**p18**
	Annexes	**p21**

II. Résumé

Les écosystèmes fournissent à nos sociétés une multitude de services appelés « écosystémiques ». Ces services sont cruciaux car ils offrent des bénéfices ou bienfaits aux sociétés humaines. Cependant, avec l'étalement urbain et les changement d'usage des territoires, une pression toujours grandissante est faite sur les infrastructures vertes qui rendent les services écosystémiques. Pour mieux comprendre l'importance relative de ces infrastructures et aider les décideurs à faire les meilleurs choix de développement territorial, nous avons proposé de mettre en place un réseau de parcelles de suivi à long terme des services écosystémiques et de faire un portrait des services dans l'état actuel des choses. Nous avons estimé quatre services; l'infiltration de l'eau, la régulation du climat local, la séquestration de carbone et la biodiversité végétale. Quatre types d'infrastructure vertes ont été suivies; 1) avec un couvert herbacé (prairies et friches), 2) avec un couvert arboré, 3) à proximité de cours d'eau (bande riveraine) et 4) à l'intérieur des terres. Finalement, l'étude de ces infrastructures s'est effectuée dans le contexte de trois types d'utilisation du sol, soit en milieu urbain, agricole et forestier.

Nous avons pu démontrer qu'il y avait d'importantes différences dans la fourniture des services écosystémiques selon les infrastructures vertes, et cela, principalement en relation avec l'utilisation du sol et la présence d'un couvert arboré. Par exemple, la capacité d'infiltration des sols en milieu agricole et urbain est moindre qu'en milieu forestier. De même, la biodiversité végétale est plus faible dans ces milieux et ceci est encore plus vrai en l'absence de couvert arboré. En ce qui concerne la présence d'un couvert arboré, celui-ci est crucial pour la régulation du climat, la séquestration de carbone et le maintien de la biodiversité.

Des recommandations sont fournies en conclusion en fonction des trois types d'utilisation du sol, soit le milieu forestier, agricole ou urbain.

III. Introduction

III.1. Problématique

Les écosystèmes fournissent à nos sociétés une multitude de services que l'on nomme services écosystémiques. Ces services comportent par exemple la fourniture d'un habitat à la diversité végétale et animale, la filtration de l'eau et de l'air, la séquestration de carbone ou encore la régulation du climat local (Breuste et al. 2013). Ces services écosystémiques sont cruciaux car ils offrent des bénéfices ou bienfaits aux sociétés humaines. En milieu urbain, ou agricole, c'est le couvert végétal, sous la forme de prairies, de friches, de parcs, d'îlots forestiers ou de bandes riveraines qui va avoir la capacité de fournir ces services écosystémiques aux sociétés avoisinantes (Wratten et al. 2013). Malheureusement, ces infrastructures dites vertes sont mal connues et sont souvent sous la pression de l'étalement urbain et agricole (Dupras et al. 2016a). Ainsi, pour guider le développement territorial il est important que les décideurs connaissent l'importance de ces infrastructures vertes et surtout qu'ils aient en main de la documentation les informant sur les services qu'elles rendent. Bien éclairé, le développement territorial pourra ainsi i) protéger les infrastructures vertes essentielles, ii) permettre de développer des territoires en minimisant l'impact sur les services et iii) pointer les zones urbaines et agricoles où un effort de restauration devrait être fait pour garantir un ensemble de services écosystémiques.

Dernièrement, quelques études ont évalué économiquement les services écosystémiques (Dupras et al. 2016b) ou démontré l'importance de les considérer dans le but de conserver des écosystèmes en santé (Egoh et al. 2013). Cependant, trop peu d'information est connu sur certains services et trop souvent l'évaluation de ceux-ci se fait par une méthode de « transfert », c'est à dire d'estimations à partir de mesures réalisées ailleurs, dans d'autres contextes.

Devant ces constats, nous avons proposé d'installer dans la région de l'Outaouais, un réseau de placettes de suivi des services écosystémiques des infrastructures vertes dans un gradient d'urbanisation (soit en milieu urbain, agricole et forestier). En effet, les réseaux de placettes existants (p.ex. Placette Échantillon Temporaire, Placette Échantillon Permanente suivie par le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs) sont exclusivement tournés vers le suivi de la production de fibre en milieu forestier. Or, un suivi par placette devrait également s'intéresser aux autres écosystèmes contenant des végétaux (p. ex. les milieux riverains, agricoles ou urbains) et surtout considérer plusieurs autres services, comme la régulation du microclimat ou la régulation de l'eau. Nous pensons, effectivement qu'une connaissance plus globale de tous ces services selon le type d'infrastructures vertes offrira la possibilité d'un aménagement amélioré du territoire, tourné vers l'adaptation aux changements climatiques et l'amélioration du cadre de vie des citoyens.

II.2. Objectifs spécifiques

Ce projet a deux sous objectifs : Premièrement, la mise en place d'un réseau de placettes qui pourra être suivi à long terme pour continuer à acquérir de l'information comment les infrastructures vertes fournissent des services écosystémiques. Deuxièmement, à travers ce

rapport nous avons répertorié de l'information nécessaire à la prise de décisions éclairées vis-à-vis du développement territorial. Ce rapport reprend donc les résultats obtenus après l'installation et une première mesure de 72 parcelles de suivi installées en Outaouais. Il offre particulièrement une mesure précise des capacités d'infiltration de l'eau, de régulation du microclimat, du stockage de carbone et de la biodiversité végétale de quatre types d'infrastructures vertes : 1) avec un couvert herbacé (prairies et friches), 2) avec un couvert arboré, 3) à proximité de cours d'eau (bande riveraine) et 4) à l'intérieur des terres. L'étude de ces infrastructures est effectuée dans le contexte de trois types d'utilisation du sol, soit en milieu urbain, agricole et forestier.

III.3. Sélection des sites

Sélection des sites et installation des parcelles permanentes

Les 18 sites d'étude sont situés dans le sud de la province du Québec, au Canada. Ils se concentrent principalement autour de la ville de Gatineau (coordonnées : 45° 28' 60'' Nord, 75° 39' 0'' Ouest), dans la région administrative de l'Outaouais. Chaque site d'étude est constitué de 4 parcelles sur lesquelles sont réalisées les inventaires floristiques et les mesures des services écosystémiques rendus. La carte des sites est fournie dans la **figure 1**.

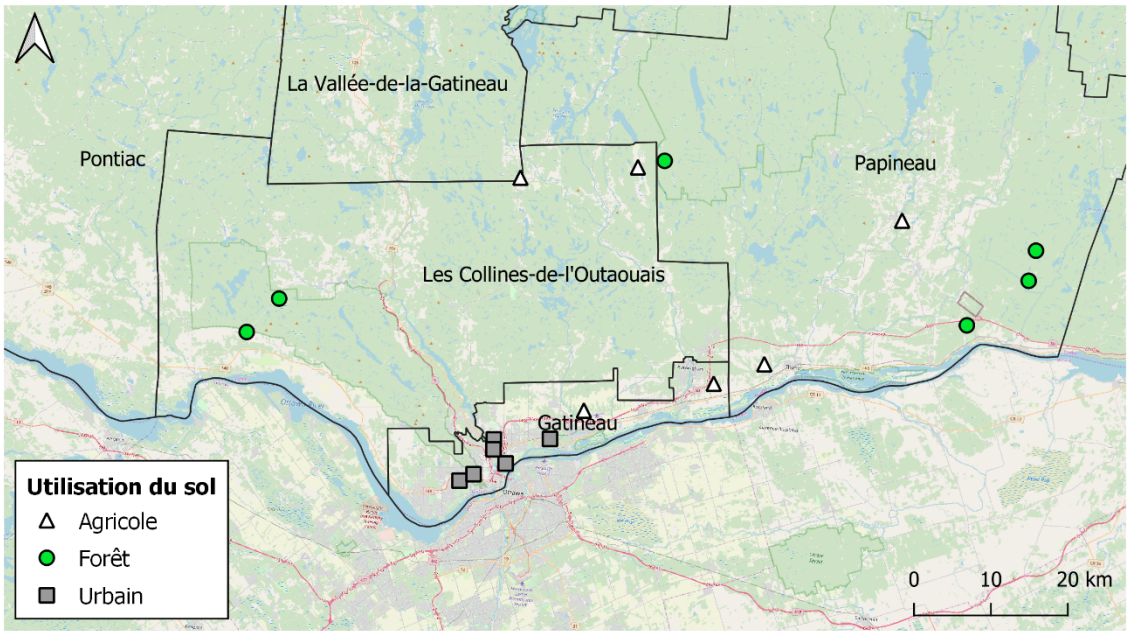


Figure 1. Localisation des 18 sites (72 parcelles) pour le suivi des services écosystémiques du sud de l'Outaouais.

Le choix des sites d'étude s'est appuyé sur i) la présence d'un cours d'eau à proximité, ii) la représentativité des milieux (bande riveraine et milieu forestier) et la représentativité de l'utilisations du sol (agricole, forestière et urbaine) et iii) l'accessibilité et la proximité des 4 parcelles d'un même site pour en garantir l'uniformité. Afin de trouver les sites correspondant aux critères souhaités, des recherches cartographiques poussées et des visites de site ont été réalisées sur la base d'information géospatiale avec QGIS.

Un protocole complet, reprenant l'installation des parcelles, les mesures et des détails méthodologiques concernant l'estimation des 4 services écosystémiques à l'étude, est disponible dans l'**Annexe 1.** Un résumé des méthodes ayant permis la mesure ou l'estimation de chacun des services est toutefois disponible dans la section « IV. Résultats et discussion » en préambule à la description des résultats.

IV. Résultats et Discussion

IV.1. Infiltration de l'eau dans le sol des infrastructures vertes

Contexte : Dans le sud du Québec, les changements climatiques se traduiront par une augmentation des événements de précipitations abondantes et extrêmes (Ouranos, 2015). La capacité d'infiltration de l'eau dans le sol est un important déterminant de la réponse hydrologique des cours d'eau face à des événements de précipitations abondantes et extrêmes. En effet, l'infiltration de l'eau dans le sol permet de minimiser le risque d'inondation causé par un apport important et soudain d'eau de ruissellement aux cours d'eau.

La capacité d'infiltration de l'eau dans le sol varie selon sa texture : l'eau s'infiltre rapidement dans un sol sableux alors qu'un sol argileux possède une infiltration moindre. Certaines pratiques telles que l'imperméabilisation des surfaces et la compaction des sols viennent réduire la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol. L'installation d'infrastructures vertes, telles que la création d'espaces verts ou la végétalisation des bandes riveraines, constitue une mesure d'aménagement mise de l'avant pour améliorer la gestion de l'eau. Une évaluation in situ de leur capacité d'infiltration est toutefois nécessaire pour bien quantifier le rôle que ces infrastructures vertes peuvent jouer face à des événements de précipitations abondantes et extrêmes.

Méthodologie : Nous avons mesuré la capacité d'infiltration de l'eau dans un sol quasi-saturé à l'aide d'un infiltromètre à mini-disque. À chaque parcelle, nous avons effectué quatre mesures d'infiltration. L'annexe 1 décrit la méthode de mesure sur le terrain et l'annexe 2 décrit les analyses statistiques des données recueillies.

Résultats : Les sites en milieu forestier étaient situés sur des sols sableux contrairement aux sites en milieu urbain et agricole situés principalement sur des sols plus argileux. En contrôlant pour la texture du sol, l'utilisation du sol ressort comme le principal déterminant de la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol (**figure 2**). La capacité d'infiltration était en moyenne 2,3 à 2,8 fois supérieure en milieu forestier qu'en milieu agricole ou urbain, ce qui reflète à la fois l'effet de la texture et de l'utilisation du sol.

Les conditions locales, telles que la présence d'un couvert arboré ou la proximité à un cours d'eau, n'avaient pas d'influence significative sur la capacité d'infiltration des sols. Bien que bénéfiques à de nombreux égards, la végétalisation des surfaces en milieu urbain et agricole ne permet pas d'atteindre la capacité d'infiltration des sols forestiers. Il est toutefois important de souligner que plusieurs études (Holman-Dodds et al., 2003; National Research Council, 2009) ont montré l'effet bénéfique de remplacer des surfaces imperméables par des espaces végétalisés sur la capacité d'infiltration des sols.

La compaction des sols pourrait en partie expliquer les différences d'infiltration selon l'utilisation du sol. En milieu agricole, on observe une compaction des sols pour les sites présentant un couvert herbacé, avec une densité apparente moyenne 1,3 fois supérieure à celle observée aux sites avec un couvert arboré. Toutefois, les données de densité apparente ne témoignent pas d'une compaction généralisée des sols en milieu urbain.

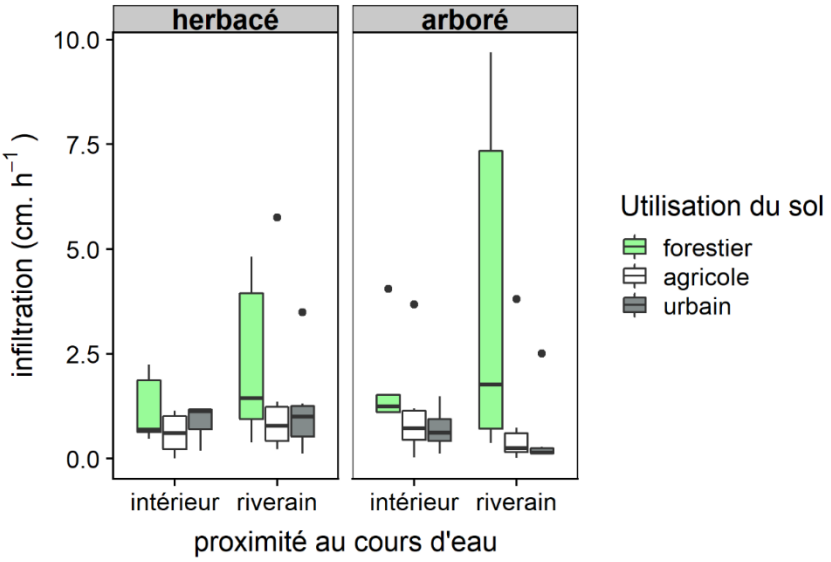


Figure 2. Capacité d'infiltration de l'eau dans le sol selon l'utilisation du sol (forestier, agricole, urbain), la proximité au cours d'eau (riverain, intérieur) et le couvert végétal (herbacé, arboré).

IV.2. Régulation du climat local des infrastructures vertes

Contexte : Une perte de couvert forestier est généralement associée à une augmentation localisée des températures en milieu urbain. Ce phénomène a été recensé dans plusieurs quartiers de Gatineau (INSPQ, 2012). Lors de canicules, les îlots de chaleur peuvent causer d'importants problèmes de santé (Giguère, 2009). Les changements climatiques viendront exacerber ce problème avec de fortes augmentations prévues dans la durée des vagues de chaleur (Ouranos, 2015). Plusieurs études ont montré l'efficacité des mesures de végétalisation face aux îlots de chaleur, mais il existe peu d'information spécifique à l'Outaouais. De plus, bien que le phénomène d'îlot de chaleur soit bien documenté en milieu urbain, les effets d'une perte de couvert arboré sur le microclimat des milieux agricoles et forestiers demeurent peu étudiés.

Méthodologie : Pour chacune des parcelles, nous avons effectué un suivi des conditions de température et d'humidité relative à l'été 2018 ou 2019 à l'aide de senseurs LogTag. Afin de rendre comparables les données de ces deux étés, nous avons examiné le ratio entre la température moyenne mensuelle à la parcelle d'étude et à la station météorologique de référence à l'aéroport de Gatineau. Une valeur supérieure à 1 signifie que la température à la parcelle d'étude était supérieure à celle enregistrée à la station météorologique de référence.

Résultats : De manière générale, le milieu urbain présente des températures estivales plus élevées que les milieux agricole et forestier, et ce même en présence d'un couvert arboré (**figure 3**). En effet, un couvert arboré ne permet pas de complètement atténuer le réchauffement observé en milieu urbain.

Un couvert arboré a un effet refroidissant, et ce pour toutes les utilisations du sol. En moyenne, on observe une diminution des températures de près de 20 % sous un couvert arboré par rapport à un couvert herbacé. L'effet de refroidissement du couvert arboré va également de pair avec une augmentation de l'humidité de l'air (**figure 4**).

Un couvert arboré est particulièrement efficace en milieu agricole et permet de retrouver des conditions de températures et d'humidité semblables à celles observées en milieu forestier. Par exemple, un couvert arboré permet une diminution des températures de 22 % en milieu agricole, alors qu'on observe respectivement une diminution de 15 et 16 % en milieu forestier et urbain.

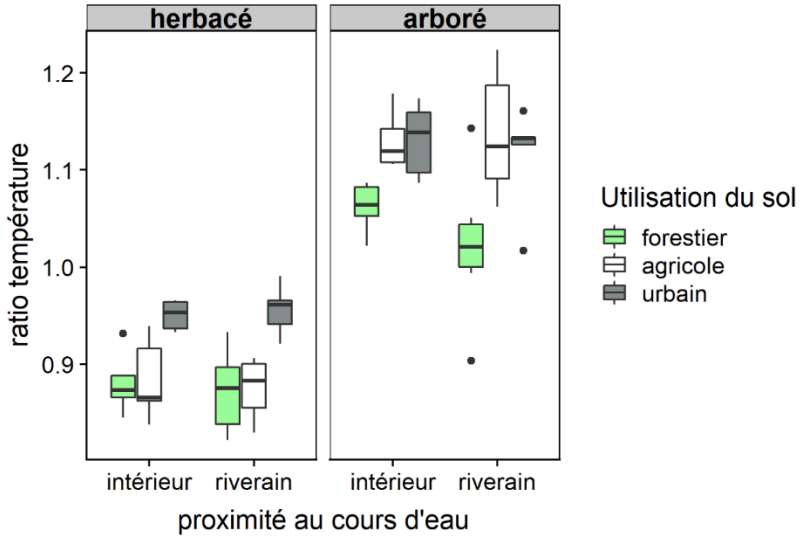


Figure 3. Ratio de température mesurée à chaque parcelle et mesurée à la station météorologique de référence selon l'utilisation du sol (forestier, agricole, urbain), la proximité au cours d'eau (riverain, intérieur) et le couvert végétal (herbacé, arboré).

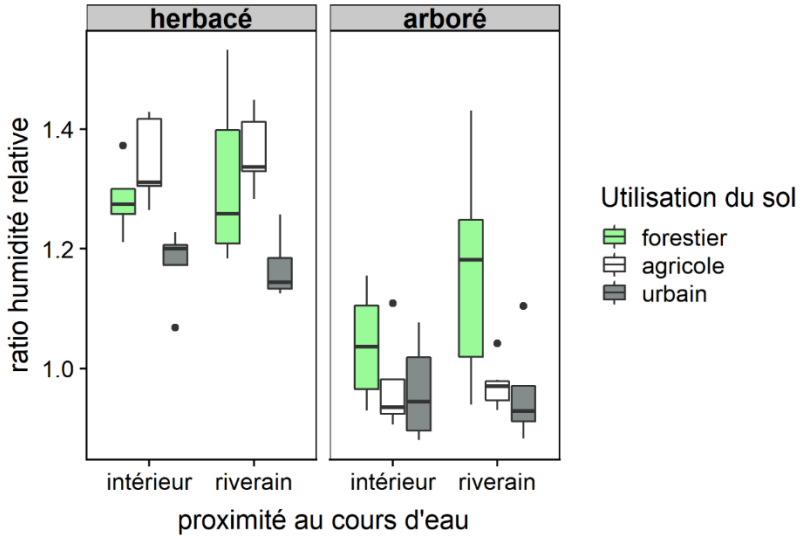


Figure 4. Ratio d'humidité mesurée à chaque parcelle et mesurée à la station météorologique de référence selon l'utilisation du sol (forestier, agricole, urbain), la proximité au cours d'eau (riverain, intérieur) et le couvert végétal (herbacé, arboré).

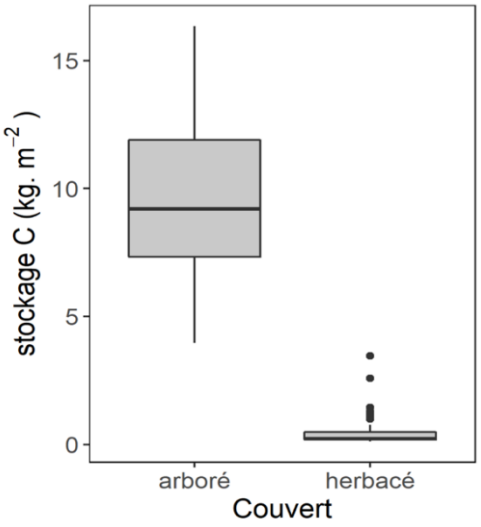
IV.3. Stockage aérien de carbone des infrastructures vertes

Contexte : Les végétaux grâce à la photosynthèse, sont capables de fixer le carbone atmosphérique dans leur biomasse. Les arbres, par l'accumulation de bois, sont les végétaux qui stockent le plus de ce carbone et sur de longues périodes de temps. Dans la perspective de lutter contre les changements climatiques liés à l'augmentation des gaz à effet de serre (dont le CO_2 fait partie), les forêts et la plantation d'arbres ont été vues comme des stratégies gagnantes pour fixer des quantités importantes de carbone (IPCC 2019). Toutefois, l'étalement urbain et agricole sont des contraintes à la pérennité de ce service (Ren et al. 2012). Pour mieux évaluer l'ampleur de ce service entre les différentes infrastructures présentes, des mesures étaient nécessaires dans le biome de la forêt tempérée qui est actuellement mal documenté à ce sujet.

Méthodologie : Pour chacune des infrastructures, nous avons effectué un inventaire des espèces qui étaient présentes selon leur classe (herbacée, arbustive et arborescente). Par la suite, nous leur avons attribué une masse par estimation arbitraire pour les herbacées et selon des équations allométriques pour les espèces arbustives ou arborescentes (cf. Lambert el al. 2005). Une conversion de masse totale (kg) à masse de carbone (kg de C) a ensuite était faite pour obtenir le carbone stocké par unité de surface.

Résultats : Comme il était attendu, la présence d'un couvert forestier a été le facteur le plus important dans la fourniture du service de séquestration de carbone. En moyenne, les couverts arborés, peu importe l'utilisation du sol, stockaient plus de 80 fois plus de carbone que les couverts herbacés (**figure 5**). De plus, la densité d'arbres étant un peu plus faible sur la rive comparativement à l'intérieur de la forêt, le stockage de carbone y est généralement 30% plus faible (**figure 6**). On remarque également que les forêts urbaines, puisqu'elles ne sont généralement pas aménagées pour des fins sylvicoles, possèdent des arbres de gros diamètre et stockent des niveaux de carbone encore plus élevés que les forêts des zones agricoles ou forestières.

La présence d'un couvert arboré est donc un outil extrêmement pertinent pour la séquestration de carbone, surtout en considérant que dans le biome tempéré, une forêt stocke probablement autant à deux fois plus de carbone dans son sol que dans son couvert végétal (Boulier & Simon 2010). Il est aussi important de noter que des études estiment qu'une transition d'utilisation du sol allant d'une prairie vers une forêt permet un stockage annuel de 0,37 (+/- 0,73) tCO_2 par hectare (IPCC 2000).



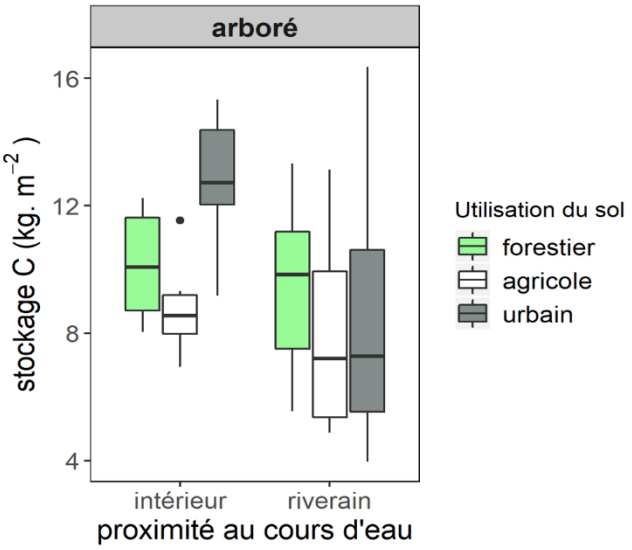


Figure 5. Stockage de carbone du couvert végétal en kg par m^2 selon le couvert végétal (herbacé, arboré).

Figure 6. Stockage de carbone du couvert arboré en kg par m^2 selon l'utilisation du sol (forestier, agricole, urbain), la proximité au cours d'eau (riverain, intérieur).

IV.4. Diversité végétale des infrastructures vertes

Contexte : Il est maintenant reconnu depuis de nombreuses années que les changements climatiques, la perte d'habitats, la pollution, les espèces invasives et la surexploitation sont les cinq plus grandes menaces à la biodiversité à l'échelle mondiale comme à l'échelle régionale (IPCC 2002; Shackelford et al. 2017). Le Canada ne fait pas exception et chaque année, la perte d'espèces, mais surtout le nombre d'espèces en péril ou en voie d'extinction au pays ne cesse d'augmenter (COSEPAC, 2003-2019). Ici, un regard particulier a été porté à la biodiversité végétale puisqu'elle abrite une grande majorité de la biodiversité animale. La diversité végétale représente donc un bon témoin de la biodiversité en général. Ici, nous avons fait le suivi de la biodiversité de 4 types d'infrastructures vertes afin de caractériser leur importance dans la fourniture d'une diversité végétale élevée.

Méthode : Afin de définir la diversité végétale de chacun de nos sites, des inventaires exhaustifs ont été faits dans la parcelle de 800 m^2 pour les arbres, dans 9 sous-parcelles de 30 m^2 pour la strate arborescente et 12 sous parcelles de 4 m^2 pour la strate herbacée. Pour calculer la richesse spécifique, le nombre total d'espèces différentes a été comptabilisé puis, pour plus de détails, le nombre total d'espèces dans 9 groupes fonctionnels a été calculé. Les groupes fonctionnels ont été faits selon 2 critères qui sont la taille de l'espèce (arbre, arbuste, plante herbacée) et ensuite l'âge phylogénétique (temps depuis l'apparition de l'espèce dans l'évolution). Le groupe fonctionnel *feuillus* réfère aux arbres feuillus,

conifères aux arbres conifères, *arbustes* aux arbustes, *sporophytes* aux très anciennes plantes telles que les fougères et lycopodes, *monocotylédones* aux anciennes plantes de sous bois, *fleurs des champs* aux fleurs de milieu ouvert, *graminées* aux plantes céréales, *autres* aux plantes appartenant à de petits groupes fonctionnels et *inconnues* aux plantes dont l'identification n'a pas été possible. Dans un second temps, nous avons calculé un indice classique de biodiversité prenant en compte non seulement le nombre d'espèces, mais aussi l'abondance relative de chacune. Plus cet indice est élevé, plus le milieu est diversifié.

Résultats : Le nombre total d'espèces n'a pas été significativement différent entre les différents types d'infrastructures vertes sous étude. En moyenne, on retrouvait une quarantaine d'espèces végétales, peu importe le couvert, l'utilisation du sol ou la proximité d'un ruisseau. Cependant, il existait une grande variabilité dans ce résultat et surtout, des différences étaient clairement visibles lorsqu'on porte un regard par groupe fonctionnel ou en tenant compte de l'abondance. Ainsi, dans la **figure 7** et le **tableau 1**, on peut respectivement voir la distribution de référence des espèces lorsque l'utilisation du sol est de type forestier (moins perturbé par l'activité humaine) et comment le changement d'utilisation du sol affecte la répartition des espèces dans chaque groupe fonctionnel. On note principalement une perte de conifères dans les milieux agricoles et urbains ainsi qu'une perte importante des vieilles espèces de milieux peu perturbés (*sporophytes* et *monocotylédones*). À l'inverse on voit une grande augmentation des groupes d'essences de milieux perturbés (*fleurs des champs* et *graminées*). Notons aussi en milieu urbain la présence importante d'espèces invasives (principalement dans les bandes riveraines) comme le nerprun et la renouée du Japon.

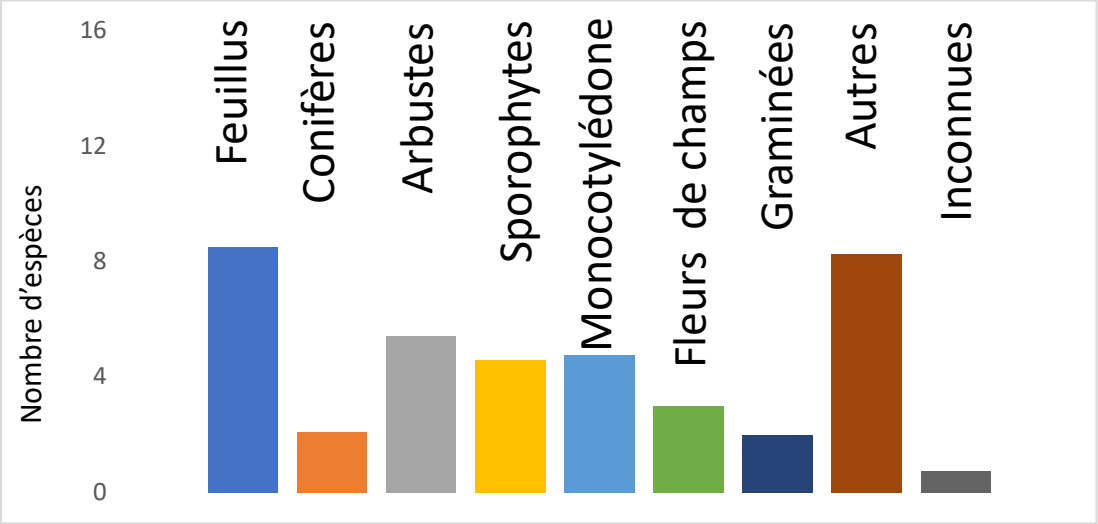


Figure 7. Répartition du nombre d'espèces par groupe fonctionnel lorsque l'utilisation du sol est de type forestier.

Tableau 1 : Description des gains ou des pertes en espèce selon l'utilisation du sol (agricole, urbain). Les résultats sont présentés en référence aux nombres d'espèces présentes par groupe fonctionnel dans l'ensemble des parcelles lorsque l'utilisation du sol est de type forestier (cf. **figure 7**)

GROUPES FONCTIONNELS	UTILISATION DU SOL : AGRICOLE	UTILISATION DU SOL : URBAIN
Feuillus	=	=
Conifères	-	- -
Arbustes	- [#]	= *
Sporophytes	-	- -
Monocotylédones	-	- -
Fleurs Des Champs	+	+
Graminées	++	++
Autres	=	+
Inconnues	=	=

* : il y a en fait une baisse qui est compensée par la présence de plantes envahissantes comme le nerprun ou la renouée du Japon.

[#] : baisse exclusivement dans les bandes riveraines très nettoyées par les agriculteurs.

Avec l'indice de biodiversité de Shannon, il est possible d'aller un peu plus loin et de conclure à une perte de biodiversité significative dans les couverts herbacés en milieu urbain et agricole (**figure 8**). En effet, dans un contexte de couvert arboré en milieu urbain et agricole, on note que la biodiversité ne semble pas affectée, c'est-à-dire que bien qu'il puisse y avoir des espèces différentes, leur abondance relative et leur importance reste similaire. Par contre, on voit que dans un contexte de couvert herbacé, les milieux agricole et urbain perdent en diversité, probablement par la surabondance de certaines espèces (*fleurs des champs* et *graminées*). On voit également une interaction avec la proximité du cours d'eau où l'effet de la bande riveraine semble diminuer l'impact négatif observé sur la biodiversité. Ainsi, ces résultats soulignent l'importance d'un couvert arboré dans le maintien de la biodiversité . Plus particulièrement, cela montre l'intérêt d'un effort de restauration qui pourrait être fait au niveau des friches et milieux ouverts lorsque l'utilisation du sol est de type agricole ou urbain.

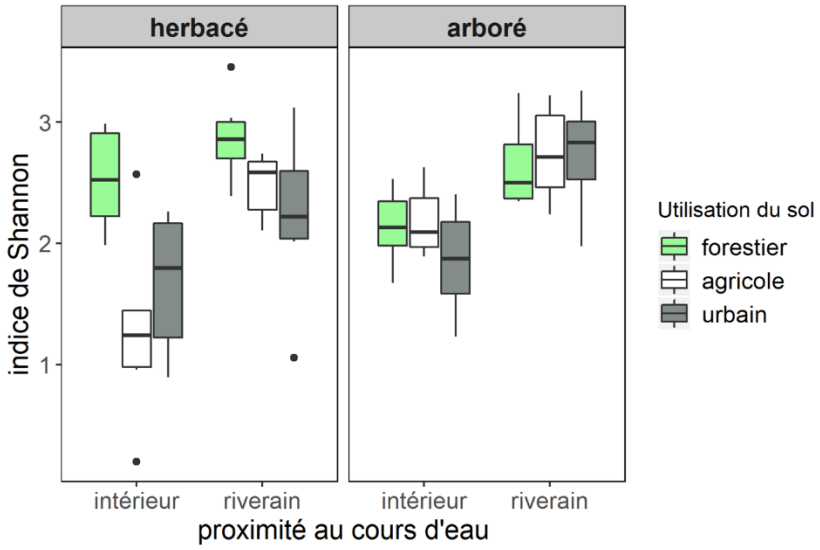


Figure 8. Indice de biodiversité de Shannon selon l'utilisation du sol (forestier, agricole, urbain), la proximité au cours d'eau (riverain, intérieur) et le couvert végétal (herbacé, arboré).

V. Conclusions

En conclusion, avec le suivi comparatif de 4 types d'infrastructures vertes dans 3 milieux différents d'utilisation du sol, on a pu démontrer qu'il y avait d'importantes différences dans la fourniture des services écosystémiques, et cela principalement en relation avec l'utilisation du sol et la présence d'un couvert arboré.

Au regard de l'utilisation du sol, la capacité d'infiltration des sols en milieu agricole et urbain est moindre qu'en milieu forestier, et ce peu importe la présence ou l'absence d'un couvert arboré. De même, la biodiversité végétale est moindre dans ces milieux et ceci est encore plus vrai en l'absence de couvert arboré.

En ce qui concerne la présence d'un couvert arboré, celui-ci est crucial pour la régulation du climat, la séquestration de carbone et le maintien de la biodiversité. Un couvert arboré permet en effet de diminuer localement la température de l'air. Toutefois, son effet refroidissant ne permet pas de complètement atténuer le réchauffement des températures observé en milieu urbain. En s'éloignant de la bande riveraine, un couvert arboré permet de conserver une diversité végétale très élevée et il permet également de stocker au minimum 80 fois plus de carbone en comparaison à un couvert herbacé.

Recommandations :

1) Pour le milieu forestier

La principale recommandation en milieu forestier touche la conservation du couvert arboré. De manière générale, le milieu forestier possède les valeurs les plus élevées des services que nous avons mesurés et ce milieu nous a d'ailleurs souvent servi comme d'une référence. Par ailleurs, la maximisation des services écosystémiques en milieu forestier requiert également d'éviter au maximum la pollution, la perte d'habitats et la surexploitation des écosystèmes forestiers qui peuvent être trois facteurs importants de perte de biodiversité. La surveillance de l'apparition d'espèces envahissantes serait également une action préventive efficace pour éviter une perte de biodiversité et des services qui y sont liés.

2) Pour le milieu agricole

Deux principales recommandations peuvent être faites pour le milieu agricole. Dans un premier temps, l'augmentation du couvert forestier par la conversion de friches abandonnées ou par l'utilisation d'approche en agroforesterie pourrait grandement améliorer le climat local, la biodiversité et le stockage de carbone. Lorsque réalisée en bande riveraine, l'augmentation du couvert arboré aurait le plus d'effets positifs. Dans un second temps, il serait important de développer des méthodes protégeant l'intégrité des sols qui semblent largement affectée dans ce milieu où l'empreinte anthropique est forte. De telles mesures pourraient entre autres permettre d'améliorer la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol.

3) Pour le milieu urbain

Dans le but de maintenir ou même d'améliorer la fourniture de services écosystémiques liés à la régulation du climat, le stockage de carbone et la biodiversité végétale en milieu urbain, l'augmentation du couvert arboré correspond à une avenue très intéressante. Dans ce milieu, la conversion des friches et terrains herbacés abandonnés amènerait aussi des cobénéfices pour la circulation de la faune (par augmentation de la connectivité du territoire) et pour la qualité visuelle et la beauté des lieux. Des précautions sont évidemment à prendre, comme la vérification que le couvert herbacé n'abrite pas une biodiversité d'intérêt. En effet, certains végétaux et certains animaux requièrent des milieux ouverts comme habitat ou territoire de chasse. Par conséquent, il est primordial d'en conserver même dans le milieu urbain. Pour cela, il est nécessaire de vérifier l'état du milieu avant de planifier tout reboisement et ainsi cibler les territoires détériorés seulement. Il est aussi important de bien choisir les essences d'arbres utilisées pour le reboisement afin qu'elles soient adaptées au milieu et adéquates pour maintenir ou améliorer la biodiversité.

Lors des inventaires floristiques en milieu urbain, la présence de plantes invasives (principalement le nerprun) a été relevée dans l'entièreté des parcelles situées à proximité d'un cours d'eau. D'ailleurs, on a pu constater que la régénération floristique dans ces milieux était déjà affectée par la présence de ces espèces invasives et que tout est en place pour l'affecter davantage dans les prochaines années. Dans ce milieu, des actions de restauration et plus particulièrement de gestion des espèces invasives seraient donc nécessaires. Comme pour le milieu agricole, il serait également important de développer des méthodes protégeant l'intégrité des sols.

Références

Boulier, J. & Simon, L. (2010). Les forêts au secours de la planète : quel potentiel de stockage du carbone ?. *L'Espace géographique*, 39(4): 309-324. doi:10.3917/eg.394.0309.

Breuste J., D. Haase, and T. Elmqvist, (2013) "Urban Landscapes and Ecosystem Services" in *Ecosystem Services in Agricultural and Urban Landscapes*, Wiley, pp. 83–104.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2003) *Détermination de la granulométrie dans les sols agricoles et les sédiments : méthode Bouyoucos*, MA. 205 – GRA 1.0, 16 p.

COSEPAC (2003-2019) Rapports annuels du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Disponible à : https://wildlife-species.canada.ca/species-risk-registry/sar/assessment/cosewic_annual_f.cfm

Dupras J., C. L'Écuyer, and G. Auclair, "CAPITAL NATUREL — La valeur économique de la trame verte," *Commission de la Capitale Nationale et la Fondation David Suzuki*, 2016. [Online]. Available: https://fr.davidsuzuki.org/publication-scientifique/capital-naturel-la-valeur-economique-de-la-trame-verte-de-la-commission-de-la-capitale-nationale/. [Accessed: 22-Dec-2019].

Dupras J. et al. (2016) The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region, *Environ. Sci. Policy*, 58: 61-73.

Egoh B. *et al.* (2007) Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review, *Ecological Economics*, 63(4): 714-721.

Giguère, M. (2009) Mesures de lutte aux îlots de chaleur urbains revue de littérature. Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels, Institut national de santé publique Québec, 77 p.

Holman-Dodds JK, Bradley AA, Potter KW. (2003) Evaluation of hydrologic benefits of infiltration based urban storm water management. *Journal of the American Water Resources Association* 39 (1): 205–215.

INSPQ (2012) Îlots de chaleur/fraîcheur urbains et température de surface 2012. Disponible à : http://www.monclimatmasante.qc.ca/%C3%AElots-de-chaleur.aspx

IPCC (2000) *Land use, land use change and forest* in Robert T. Watson, Ian R. Noble, Bert Bolin, N. H. Ravindranath, David J. Verardo and David J. Dokken (Eds.) Cambridge University Press, UK. pp 375.

IPCC (2002) *Global change and biodiversity* in H Gitay, A Suárez, RT.Watson, DJ Dokken (Eds). IPCC, Geneva, Switzerland. pp 85.

IPCC (2019) *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems* "Summary for Policymakers" in P.R. Shukla, J. Skea, E. Calvo Buendia, V. Masson-Delmotte, H.- O. Pörtner, D. C. Roberts, P. Zhai, R. Slade, S. Connors, R. van Diemen, M. Ferrat, E. Haughey, S. Luz, S. Neogi, M. Pathak, J. Petzold, J. Portugal Pereira, P. Vyas, E. Huntley, K. Kissick, M. Belkacemi, J. Malley (Eds.),

National Research Council (2009) Urban stormwater management in the United States. National Academies Press : Washington D.C.

Ouranos (2015) Vers l'adaptation. Synthèse des connaissances sur les changements climatiques au Québec. Partie 1 : Évolution climatique au Québec. Ouranos, Montréal, Québec, 105 p.

Ren Y. et al. (2012) Effects of rapid urban sprawl on urban forest carbon stocks: Integrating remotely sensed, GIS and forest inventory data, *J. Environ. Manage*., 113: 447-455.

Shackelford N., R. J. Standish, W. Ripple, and B. M. Starzomski (2018) Threats to biodiversity from cumulative human impacts in one of North America's last wildlife frontiers, *Conserv. Biol*., 32(3): 672-684.

Wratten S., H. Sandhu, R. Cullen, and R. Costanza (2013) *Ecosystem Services in Agricultural and Urban Landscapes*. Wiley Blackwell.

Annexes

Annexe 1 : Installation des placettes et détails méthodologiques

Annexe 2 : Analyses statistiques

Annexe 3 : Fiches de vulgarisation sur les bandes riveraines et le projet CapNat

ANNEXE 1 : Installation des placettes et détails méthodologiques

1.1 Sélection des sites d'étude

La zone d'étude est située en Outaouais, dans le sud du Québec, Canada. L'étude se concentre sur l'évaluation des services écosystémiques dans le contexte de trois types d'utilisation du sol : agricole, urbain et forestier. À partir des données du 4e inventaire écoforestier du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, nous avons effectué la caractérisation de l'utilisation du sol selon un maillage de 2 km par 2 km (**tableau A1.1**).

Tableau A1.1 Définition des classes d'utilisation du sol à partir des données de l'inventaire forestier

Utilisation du sol	Définition
urbain	plus de 50 % d'utilisation du sol urbaine
agricole	plus de 5 % d'utilisation du sol urbaine
forestier	plus de 85 % de couvert forestier et moins de 10 % d'utilisation du sol urbaine et moins de d'utilisation du sol urbaine

Nous avons sélectionné six sites pour chaque utilisation du sol. À chaque site, nous avons effectué un suivi des services écosystémiques à quatre parcelles de 800 m^2 (20 m x 40 m) avec des conditions variées de couvert végétal (arboré, herbacé) et de proximité à un cours d'eau (riverain, intérieur).

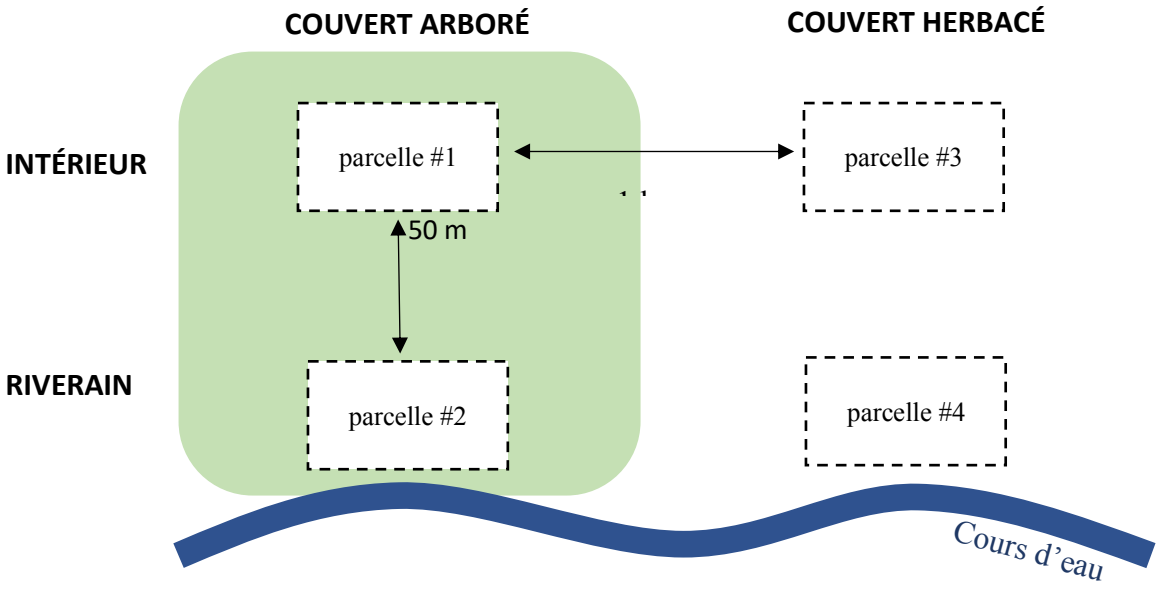


Figure A1.1 Localisation des parcelles à chaque site selon la proximité au cours d'eau (riverain, intérieur) et le couvert végétal (herbacé, arboré).

1.2 Mesure de l'infiltration et caractérisation des sols

Dans chaque parcelle, quatre mesures *in situ* de la conductivité hydraulique près de la saturation (potentiel = -2 cm) sont faites avec un infiltromètre à tension (minidisk infiltrometer, Decagon). L'infiltromètre est installé de manière à avoir un contact direct avec le sol : il faut donc balayer la litière et éviter toute entrave à la surface par des roches et des racines. Une mince (environ 5 mm) couche de sable ou de silice est appliquée afin d'assurer un contact adéquat entre la surface du sol et l'infiltromètre. Pour chaque parcelle, nous avons effectué quatre mesures d'infiltration et nous avons calculé la valeur médiane.

Nous avons effectué une caractérisation du sol de chaque parcelle. Premièrement, nous avons effectué une analyse de la texture du sol. Pour ce faire, nous avons prélevé quatre échantillons de sol à l'aide d'une tarière à une profondeur de 0-10 cm. Nous avons ensuite formé un échantillon composite pour lequel nous avons effectué une analyse granulométrique en laboratoire par la méthode Bouyoucos (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2003). À partir de cette analyse, nous avons identifié la classe de texture selon le système américain de classification des sols. Deuxièmement, nous avons mesuré la densité apparente du sol (g/cm³). Pour ce faire, nous avons prélevé un échantillon de volume connu (100 cm³) à une profondeur de 0-5 cm au centre de la parcelle. Après un séchage à l'étuve (105 °C), nous avons déterminé la masse sèche de l'échantillon. Nous avons calculé la densité apparente en faisant le rapport entre la masse sèche et volume de l'échantillon.

1.3 Mesure du microclimat

Nous avons déployé des senseurs LogTag pour mesurer la température (°C) et l'humidité relative (%) de l'air. Chaque senseur était installé à environ 0,5 m du sol dans un tube de PVC permettant de protéger le senseur du rayonnement solaire direct. Des mesures étaient relevées toutes les 31 minutes. Nous avons effectué un suivi à la moitié des sites en août 2018 et nous avons complété le suivi à l'autre moitié des sites en juillet 2019. Afin de rendre comparables les mesures des deux étés de terrain, les valeurs ont été normalisées par rapport à la station météorologique de l'aéroport de Gatineau (Environnement Canada, station no 7032685).

1.4 Inventaire floristique

Un inventaire a été réalisé en 2018 sur les parcelles étudiées. Tous les arbres de chaque parcelle ont été inventoriés. Nous avons relevé leur DHP (Diamètre à hauteur de poitrine, cm), leur espèce, leur vigueur (M – mort, V – vivant), et leur groupe fonctionnel (conifères, feuillus, arbustes, arbrisseaux, astérales, autres plantes à fleurs, monocotylédones, poales et sporophytes). Les tiges de DHP inférieur à 9 cm étaient considérées comme des gaules. Ces dernières ont été inventoriées au sein de huit sous-parcelles de 30 m^2 (2.53 m de rayon, 10 m minimum entre chaque sous-placette), ce qui donne une surface d'échantillonnage de 160 m^2. Nous avons identifié leur espèce, leur groupe fonctionnel, et les avons dénombrées selon quatre classes de DHP (1-3 cm, 3-5 cm, 5-7 cm, 7-9 cm). Les herbacées (DHP < 1 cm) ont été inventoriées au sein de 12 sous-parcelles de 4m^2 (1.26 m de rayon, 5 m minimum entre chaque sous-parcelle), ce qui donne une surface d'échantillonnage de 60

m^2. Pour chaque espèce herbacée inventoriée, nous avons relevé son pourcentage de recouvrement (projection au sol de sa surface foliaire, %) et son groupe fonctionnel.

À partir de ces informations, la richesse spécifique (nombre d'espèces différentes), la richesse spécifique par groupe fonctionnel et l'indice de diversité de Shannon ont été calculés. Les richesses spécifiques réfèrent donc au nombre total d'espèces différentes qui sont présentes dans un site ou dans un groupe fonctionnel. Plus ce nombre est élevé, plus la diversité végétale est importante. Les groupes fonctionnels ont été faits selon 2 critères qui sont la taille de l'espèce (arbre, arbuste, plante herbacée) et ensuite l'âge phylogénétique (temps depuis l'apparition de l'espèce dans l'évolution). Une représentation de chacun des groupes est importante pour garantir une diversité saine de l'écosystème. En effet, chaque groupe fonctionnel à des fonctions différentes de par les caractéristiques qu'il regroupe, et chacun crée donc des habitats variés auxquels s'associent différentes espèces d'insectes, d'amphibiens, de reptiles, d'oiseaux ou de mammifères. L'indice de Shannon quant à lui réfère à l'hétérogénéité du site et prend donc en compte la représentativité relative des espèces dans chaque site. Si l'indice est élevé, la diversité spécifique est plus grande et plus hétérogène.

1.4 Mesure du stockage de carbone

L'évaluation de la biomasse végétale au-dessus du sol a été faite à partir des données d'inventaire floristique. À l'aide du type de végétation et/ou du diamètre à hauteur de poitrine mesuré lors de l'inventaire, quatre étapes ont été nécessaires pour calculer le stockage de carbone dans les infrastructures vertes étudiées : 1) Utiliser une équation allométrique afin de calculer biomasse de chaque arbre à partir de son DHP (cf. Lambert et al. 2005). Ce calcul a été fait pour tout individu de la strate arborée et arbustive de plus de 1 cm de DHP; 2) Transfert de la biomasse sèche calculée pour chaque individu en masse de carbone (généralement près de 50% de la biomasse d'un arbre est du carbone); 3) estimation de la biomasse herbacée et transformation de cette biomasse en masse de carbone et 4) Addition des masses de carbone pour les arbres, les arbustes et les herbacées (et au besoin passage de l'unité kg de C par m2 à t de C par Ha).

ANNEXE 2

2.1 Infiltration de l'eau dans le sol

Nous utilisons un modèle mixte avec distribution gamma (lien log) pour tester l'influence du type de milieu, du couvert et de la bande riveraine sur l'infiltration. La classe de texture est intégrée à l'analyse sous forme de variable aléatoire. Le site est également inclus dans le modèle comme variable aléatoire afin de prendre en compte l'absence d'indépendance entre les données d'un même site. Par manque d'information sur la classe de texture, les données de trois parcelles n'ont pas pu être intégrées à l'analyse (n = 69).

Tableau A2.1 Modèle mixte pour la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol

Variables explicatives	Estimé	Intervalle de confiance	Valeur de Z	Valeur de p
(Intercept)	0.42	-0.38 – 1.21	1.03	0.303
Utilisation du sol (agricole)	-0.73	-1.43 – -0.02	-2.02	**0.044**
Utilisation du sol (urbain)	-0.81	-1.57 – -0.06	-2.12	**0.034**
Proximité au cours d'eau (riverain)	0.35	-0.16 – 0.85	1.35	0.176
Couvert végétal (arboré)	-0.18	-0.85 – 0.49	-0.53	0.597

Nous utilisons également un modèle mixte avec distribution gamma (lien log) pour tester l'influence du type de milieu, du couvert et de la bande riveraine sur la densité apparente. La classe de texture ainsi que le site sont inclus comme variable aléatoire. Les données de densité apparente étaient manquantes à deux sites (n = 70). Cette analyse permet d'évaluer la compaction des sols et fournit ainsi des informations complémentaires pour comprendre l'effet de l'utilisation du sol sur l'infiltration.

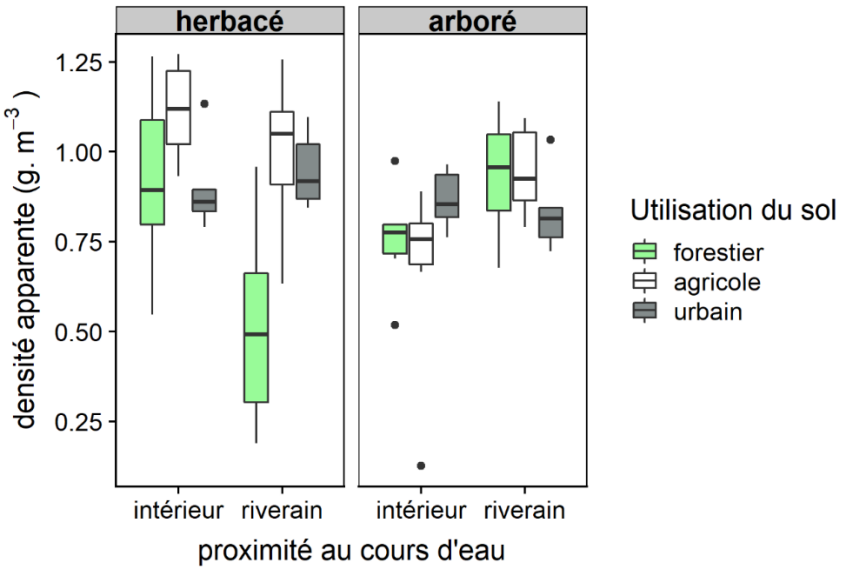


Figure A2.1 Densité apparente du sol selon l'utilisation du sol (forestier, agricole, urbain), la proximité au cours d'eau (riverain, intérieur) et le couvert végétal (herbacé, arboré).

Tableau A2.2 Modèle mixte pour la densité apparente du sol

Variables explicatives	Estimé	Intervalle de confiance	Valeur de Z	Valeur de p
(Intercept)	-0.18	-0.38 – 0.02	-1.73	0.084
Utilisation du sol (agricole)	0.27	-0.00 – 0.55	1.94	0.053
Utilisation du sol (urbain)	0.22	-0.08 – 0.52	1.46	0.145
Proximité au cours d'eau (riverain)	-0.39	-0.65 – -0.12	-2.88	**0.004**
Couvert végétal (arboré)	0.00	-0.26 – 0.27	0.01	0.988
Utilisation du sol (agricole) * Proximité au cours d'eau (riverain)	0.31	-0.02 – 0.63	1.87	0.062
Utilisation du sol (urbain) * Proximité au cours d'eau (riverain)	0.17	-0.16 – 0.50	1.00	0.319
Utilisation du sol (agricole) * Couvert végétal (arboré)	-0.49	-0.81 – -0.16	-2.96	**0.003**
Utilisation du sol (urbain) * Couvert végétal (arboré)	-0.29	-0.62 – 0.04	-1.74	0.082
Proximité au cours d'eau (riverain) * Couvert végétal (arboré)	0.40	0.14 – 0.67	2.96	**0.003**

2.2 Microclimat

À partir des données de température et d'humidité relative de l'air, nous avons tout d'abord calculé la moyenne journalière en considérant seulement les heures d'ensoleillement (7h à 19h) puis ensuite nous avons calculé la moyenne mensuelle. Nous avons utilisé la même approche pour calculer la moyenne mensuelle de température et d'humidité relative à la station météorologique de référence. Nous avons ensuite calculé le ratio entre la température mensuelle moyenne par parcelle et la température mensuelle moyenne de référence, et le ratio entre l'humidité relative mensuelle moyenne par parcelle et l'humidité relative mensuelle moyenne de référence.

Afin de déterminer si le type de milieu, la bande riveraine, ou le couvert ont une influence sur le ratio de température et le ratio d'humidité, nous faisons appel aux modèles mixtes avec distribution gaussienne. Nous testons toutes les interactions doubles dans ces analyses. Le site est intégré sous forme de variable aléatoire. L'année est également intégrée en tant que variable aléatoire afin de prendre en compte le manque d'indépendance entre les données récoltées la même année. Les données sont manquantes sur huit sites et ont été récoltées deux années de suite sur un autre site (n = 65).

Tableau A2.3 Modèle mixte pour le ratio de température de l'air

Variables explicatives	Estimé	Intervalle de confiance	Valeur de Z	Valeur de p
(Intercept)	1.06	1.03 – 1.09	69.81	**<0.001**
Utilisation du sol (agricole)	0.07	0.03 – 0.12	3.15	**0.002**
Utilisation du sol (urbain)	0.07	0.03 – 0.11	3.23	**0.001**
Proximité au cours d'eau (riverain)	-0.03	-0.07 – -0.00	-1.98	**0.047**
Couvert végétal (arboré)	-0.17	-0.20 – -0.13	-9.25	**<0.001**
Utilisation du sol (agricole) * Proximité au cours d'eau (riverain)	0.03	-0.01 – 0.07	1.40	0.160
Utilisation du sol (urbain) * Proximité au cours d'eau (riverain)	0.02	-0.02 – 0.06	1.05	0.294
Utilisation du sol (agricole) * Couvert végétal (arboré)	-0.08	-0.13 – -0.04	-3.66	**<0.001**
Utilisation du sol (urbain) * Couvert végétal (arboré)	-0.01	-0.05 – 0.04	-0.29	0.772
Proximité au cours d'eau (riverain) * Couvert végétal (arboré)	0.01	-0.03 – 0.04	0.54	0.589

Tableau A2.4 Modèle mixte pour le ratio d'humidité de l'air

Variables explicatives	Estimé	Intervalle de confiance	Valeur de Z	Valeur de p
(Intercept)	1.05	0.96 – 1.14	22.40	**<0.001**
Utilisation du sol (agricole)	-0.11	-0.20 – -0.02	-2.51	**0.012**
Utilisation du sol (urbain)	-0.06	-0.14 – 0.03	-1.35	0.176
Proximité au cours d'eau (riverain)	0.09	0.02 – 0.15	2.46	**0.014**
Couvert végétal (arboré)	0.20	0.12 – 0.27	5.22	**<0.001**
Utilisation du sol (agricole) * Proximité au cours d'eau (riverain)	-0.06	-0.15 – 0.03	-1.33	0.182
Utilisation du sol (urbain) * Proximité au cours d'eau (riverain)	-0.07	-0.16 – 0.02	-1.55	0.122
Utilisation du sol (agricole) * Couvert végétal (arboré)	0.17	0.08 – 0.26	3.60	**<0.001**
Utilisation du sol (urbain) * Couvert végétal (arboré)	0.04	-0.05 – 0.12	0.81	0.417
Proximité au cours d'eau (riverain) * Couvert végétal (arboré)	-0.03	-0.10 – 0.04	-0.75	0.452

1.3 Stockage aérien de carbone

À partir des estimations de carbone séquestré dans la végétation des différentes infrastructures vertes, nous avons construit un modèle statistique incluant toutes les variables explicatives. Il est ressorti extrêmement clair que le couvert (arboré ou herbacé) était d'une importance cruciale. Toutefois, ces différences étaient si importantes qu'elles nuisaient à la compréhension de l'effet des autres facteurs (utilisation du sol et proximité au cours d'eau).

Nous avons donc élaboré un second modèle statistique excluant les couverts herbacés. Ce deuxième modèle a permis de voir qu'il y avait peu de différence entre les utilisation du sol lorsqu'un couvert arboré était présent, mais qu'un autre effet était visible si on considérait la proximité au cours d'eau. En effet, la densité d'arbres au niveau des bandes riveraines est généralement moins grande qu'à l'intérieur des terres ce qui explique les valeurs de carbone séquestré légèrement plus faibles.

Tableau A2.5 Modèle mixte pour le carbone séquestré en retirant les milieux herbacés trop proche de zéro.

Variables explicatives	Estimé	Intervalle de confiance	Valeur de Z	Valeur de p
(Intercept)	10.75	8.93 – 12.58	11.54	**<0.001**
Utilisation du sol (agricole)	-1.41	-3.65 – 0.82	-1.24	0.216
Utilisation du sol (urbain)	0.88	-1.36 – 3.11	0.77	0.442
Proximité au cours d'eau (riverain)	-1.88	-3.70 – -0.05	-2.02	**0.044**

1.4 Diversité végétale des infrastructures vertes

Nous avons assemblé deux matrices pour étudier ce service :la matrice de présence/absence des espèces et la matrice d'abondance des occurrences. Pour la richesse spécifique comme pour l'indice de biodiversité de Shannon, différents modèles mixtes ont été testés en tenant compte de l'utilisation du sol, le type de couvert et la proximité au cours d'eau. Dans les 2 cas, nous avons choisi la distribution gaussiennes suite à la sélection par AIC (meilleur modèle explicatif de la variabilité). De même, dans les 2 cas, le modèle avec interaction triple et celui avec interactions doubles étaient équivalents. Comme l'interaction triple n'était pas significative (et qu'elle est extrêmement difficile à interpréter), seuls les modèles avec interactions doubles ont été conservés.

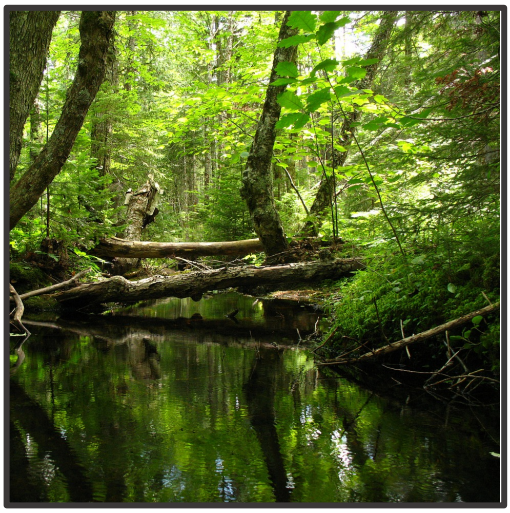
Tableau A2.6 Modèle mixte pour la richesse spécifique

Variables explicatives	Estimé	Intervalle de confiance	Valeur de Z	Valeur de p
(Intercept)	6.51	5.63 – 7.38	14.61	**<0.001**
Utilisation du sol (agricole)	-1.99	-3.17 – -0.80	-3.28	**0.001**
Utilisation du sol (urbain)	-2.04	-3.22 – -0.85	-3.36	**0.001**
Couvert végétal (arboré)	-1.02	-1.98 – -0.05	-2.06	**0.039**
Proximité au cours d'eau (riverain)	1.03	0.06 – 1.99	2.09	**0.037**
Utilisation du sol (agricole) * Couvert végétal (arboré)	1.66	0.48 – 2.84	2.75	**0.006**
Utilisation du sol (urbain) * Couvert végétal (arboré)	1.72	0.54 – 2.90	2.85	**0.004**
Utilisation du sol (agricole) * Proximité au cours d'eau (riverain)	1.04	-0.14 – 2.22	1.72	0.085
Utilisation du sol (urbain) * Proximité au cours d'eau (riverain)	0.80	-0.38 – 1.99	1.33	0.183
Utilisation du sol (forestier) * Proximité au cours d'eau (riverain)	0.25	-0.71 – 1.22	0.51	0.610

Tableau A2.7 Modèle mixte pour l'indice de Shannon

Variables explicatives	Estimé	Intervalle de confiance	Valeur de Z	Valeur de p
(Intercept)	2.48	2.14 – 2.81	14.58	**<0.001**
Utilisation du sol (agricole)	-1.05	-1.50 – -0.60	-4.56	**<0.001**
Utilisation du sol (urbain)	-0.89	-1.35 – -0.44	-3.88	**<0.001**
Proximité au cours d'eau (riverain)	0.45	0.08 – 0.82	2.40	**0.016**
Couvert végétal (arboré)	-0.29	-0.66 – 0.08	-1.53	0.125
Utilisation du sol (agricole) * Proximité au cours d'eau (riverain)	0.46	0.00 – 0.91	1.97	**0.048**
Utilisation du sol (urbain) * Proximité au cours d'eau (riverain)	0.28	-0.17 – 0.73	1.22	0.222
Utilisation du sol (agricole) * Couvert végétal (arboré)	0.90	0.45 – 1.35	3.89	**<0.001**
Utilisation du sol (urbain) * Couvert végétal (arboré)	0.66	0.21 – 1.11	2.87	**0.004**
Proximité au cours d'eau (riverain) * Couvert végétal (arboré)	-0.05	-0.42 – 0.31	-0.29	0.773

Annexe 3 : Fiche de vulgarisation sur les bandes riveraines



La qualité des bandes riveraines en milieu anthropisé

Une caractérisation des bandes riveraines de Gatineau

Par Guillaume Berger-Richard, sous la direction de Sylvain Delagrange

Les bandes riveraines sont des écotones entre les milieux terrestres et aquatiques. Ces milieux remplissent une panoplie de fonctions écosystémiques garantissant de nombreux services dont nous tirons profit. Les pressions anthropiques, les changements globaux et les perturbations naturelles ont un impact certain sur ces milieux. Il est à se demander si une perte de services écosystémiques est à prévoir dans les prochaines années? Cette question nécessitera une attention particulière pour les décideurs municipaux pour préserver les services écosystémiques que nous procurent ces écosystèmes. Il existe plusieurs méthodes de caractérisation des bandes riveraines. Ces méthodes, sont-elles vraiment efficaces? Est-ce qu'elles nous aideront à maintenir, voire améliorer, la qualité des bandes riveraines?

Dans un premier temps, nous avons ciblé une série d'indicateurs et de méthodes de caractérisation des bandes riveraines. Nous les avons analysés pour y sélectionner une série d'indicateurs qui pourrait améliorer les méthodes actuellement utilisées aux Québec. Nous avons choisi parmi ces indicateurs deux séries de filtres fins, soit les types d'arbres (en canopée et en gaule) et les espèces envahissantes. À l'aide des différentes méthodes identifiées, nous avons pondéré les différents indicateurs dans le but d'élaborer trois indices, soit un de sensibilité, un de résilience et un d'adaptabilité. La sensibilité représente l'importance de l'amplitude que peut subir l'écosystème face aux éléments perturbants. La résilience représente la capacité d'un écosystème à revenir à son état original à la suite d'une perturbation (Gunderson et Holling, 2002). Et l'adaptation est la capacité d'un écosystème d'augmenter sa résilience ou son état en général.

Aperçu de la méthodologie

- Localisation du site d'étude : Gatineau
- Couverture : Une longueur d'environ 60 km de bandes riveraines
- Un total de 63 segments de bandes riveraines se décomposant en 96 zones.
- Évalué sur une largeur de 15 mètres.
- Méthode de caractérisation : Évaluative
- Voir la fiche de caractérisation en annexe pour les indicateurs évalués

Validité des indices

L'IQBR

L'IQBR est un indice intéressant qui donne de façon rapide une image de la qualité des bandes riveraines sur sa capacité à remplir certaines fonctions écologiques

Nous avons catégorisé l'utilisation du territoire pour tenter de voir s'il était possible de déterminer des zones homogènes. Nous en avons identifié 5. Nous avons tenté de diviser de différentes façons les zones habitées considérant la quantité de données que nous possédions dans cette catégorie, mais ils n'étaient pas possibles avec les données que nous avions à notre disposition de subdiviser le groupe. Toutefois, durant la collecte de données, nous n'avons pas pris en compte, pour les zones habitées, la valeur des cadastres adjacents, mais nous avons remarqué que les bandes riveraines sont de meilleures qualités dans les zones où les cadastres ont une valeur élevée. Nous croyons qu'il serait intéressant de faire des recherches complémentaires pour tester ou valider cette hypothèse et voir s'il y a une relation causale.

Toutefois, à la suite de nos analyses, nous nous sommes rendu compte que seule la forêt tend à nous confirmer la garantie des services écosystémiques et qu'il est nécessaire d'aller plus loin qu'une simple catégorisation du territoire.

À la suite de la comparaison avec nos trois indices de vulnérabilité, nous avons trouvé que l'IQBR tant à surestimer la qualité comparativement aux autres indices. Toutefois, l'IQBR donnait le même ordre de priorisation quant à la qualité de procurer des service.

Toutefois, c'est lorsque nous avons regardé de plus près les données qui sortaient de l'ordinaire par leur prédominance que nous avons mis les indices à l'épreuve. Il est question du nerprun et des frênes morts.

Le nerprun

Le nerprun nuit au parterre forestier et nuit à la germination des arbres et des autres arbustes (Lavoie, 2019). Ainsi le nerprun est voué à venir dominer le couvert qu'il colonise (Lavoie, 2019). Dans le cas de notre étude, le nerprun fut identifié dans 51 des 72 cas où les données étaient disponibles. Il y a même une corrélation positive et significative à 0.1 (ce qui est faible, mais pas négligeable) entre la densité (et la présence) du Nerprun et l'IQBR. Ceci signifie que dans les environnements de bonne qualité la présence du nerprun est plus forte. Cet élément vient

soulever aussi des questions sur la validité de notre indice de sensibilité et d'adaptabilité qui ne sont pas significativement corrélées avec le nerprun.

Les frênes

La mort de beaucoup de frêne a énormément touché les bandes riveraines de Gatineau. Si les frênes étaient encore en vie aujourd'hui. On peut confirmer cette tendance en disant que sur 72 relevés 41 était caractérisé par la présence de frênes morts dans la canopée. Avec une moyenne de 2.5/3 comme indicateur de dominance et de densité dans la canopée. C'est énorme. Il faut rappeler que Paquette et Messier (2016) avaient déjà souligné le fait qu'il serait important pour Gatineau de diversifier les arbres urbains pour s'assurer de maintenir un couvert forestier et augmenter leur résilience. Sachant que le longicorne asiatique, par exemple, risque de migrer vers le nord dans le futur, il est pertinent de se questionner sur la forte présence de l'érable qui est fortement vulnérable à la présence de l'insecte (Paquette et Messier, 2016).

Comment envisager le futur des bandes riveraines

L'utilisation d'indicateurs supplémentaires permet de faire d'un coup, d'abord, la qualification des bandes riveraines et, ensuite, d'établir des objectifs de restaurations spécifiques aux différents sites. Les éléments structurels et compositionnels jouent un rôle prépondérant.

De plus, dans notre cas, c'est l'utilisation de filtres fins qui s'est avérée l'avenue la plus prometteuse. La vulnérabilité des arbres et la présence d'espèces envahissantes jouent un rôle clef dans le degré de sensibilité des écosystèmes. Les cas du nerprun et des frênes nous envoient des signaux d'alarme quant aux indices que nous avons étudiés et à l'importance de l'utilisation des filtres fins dans la caractérisation des bandes riveraines. Ils nous indiquent que leur prise, ou leur non-prise, en compte dans les indicateurs ne sont pas assez significatives pour l'élaboration d'un ordre de priorité à la restauration ou afin d'établir un ordre des écosystèmes à risque de péricliter rapidement. Seule une approche basée sur la mise en lumière de ses espèces vulnérables et nuisibles pourra nous permettre de faire un arbre de décision efficient pour la restauration. Nous croyons qu'il est essentiel de prendre en compte dans une plus grande mesure les effets de vulnérabilité et de dégradation due à l'envahissement et de la diversité compositionnelle dans les indices de caractérisation.

Pour les bandes riveraines, nous soulignons :

- D'abord, l'importance de financer des programmes de lutte aux espèces envahissantes ;
- Et ensuite, l'importante de diversifier la composition arboricole des bandes riveraines, une approche basée sur la diversité fonctionnelle et la redondance des fonctions nous semble l'approche à privilégier (voir Paquette, 2016 pour plus de détails).

Un rapport plus détaillé est disponible sur le site de capital nature ou sur demande sylvain.fdealgrange@uqo.ca