Pour une plantation qui augmente la résilience des arbres municipaux de Gatineau

Alain Paquette (UQAM) et Christian Messier (UQAM/UQO)

Chaire de recherche CRSNG/Hydro-Québec sur le contrôle de la croissance des arbres

Rapport final

Juillet 2016

Pour une plantation qui augmente la résilience des arbres municipaux de Gatineau

La ville de Gatineau a été durement touchée par l'agrile du frêne. Cet insecte ravageur nous rappelle l'importance du patrimoine arboré urbain et des nombreux services que les arbres rendent en ville, notamment sur la santé humaine. Il nous rappelle aussi la fragilité de ce que nous avons pris pour acquit, et que bien d'autres menaces liées aux changements globaux pèsent sur nos arbres. Il faut maintenant éviter de reproduire les erreurs du passé en dotant la Ville d'un parc arboré diversifié capable d'une plus grande résilience face à ces menaces.

L'objectif du projet était de doter la ville de Gatineau des outils nécessaires et d'un plan-maître de ce que devrait être sa forêt urbaine sur un horizon de ~20 ans, de façon à optimiser la gestion quotidienne des arbres, notamment le remplacement des arbres morts, dans le but d'atteindre des objectifs de biodiversité et de résilience. Le but étant d'obtenir, à terme, une forêt en meilleure santé et capable d'absorber les stress prévus par les changements globaux, de même que d'augmenter les services rendus, notamment sur la santé.

La Ville de Gatineau, l'une des premières et plus durement touchées par l'agrile du frêne au Québec, doit faire preuve de leadership dans la gestion de cette crise et proposer des solutions qui non seulement lui éviteront de reproduire les erreurs du passé (dans bien des cas en Amérique du Nord la dominance des frênes sur rue étant la conséquence d'une autre crise, celle de l'orme d'Amérique), mais placeront la Ville à l'avant-scène quant à la mise en place d'une forêt urbaine diversifiée et résiliente, capable de résister aux stress connus et inconnus liés aux changements globaux.

Cette résilience accrue est nécessaire pour garantir aux citoyens les services de santé, environnementaux et de loisirs auxquels ils sont en droit de s'attendre de leur forêt urbaine. Nous proposons une approche fonctionnelle, à la fine pointe des développements en science de la biodiversité, résilience et complexité, foresterie urbaine, et services rendus par les écosystèmes. Une approche fonctionnelle permet d'aller au-delà du simple nombre d'espèces (ou cultivars) et de tenir compte des caractéristiques fonctionnelles, structurales, morphologiques et horticoles des espèces.

Cette façon de faire prend en compte qu'une diversité d'espèces ayant des tolérances complémentaires à différents stress est préférable pour assurer la pérennité du couvert forestier d'une ville, et permet de fixer des objectifs réalistes. Des modifications réglementaires seront possibles une fois le plan adopté.

SOMMAIRE

Recensement des menaces et risques qui pèsent sur la forêt urbaine et péri-urbaine de la ville de Gatineau

- Les difficultés associées à l'environnement de croissance
- Les conditions climatiques
- Les insectes et maladies à risque

Diversité des plantations de Gatineau

- Portrait de villes semblables à Gatineau
- Analyse des tendances récentes à Gatineau

Stratégies de diversification des plantations pour la ville de Gatineau afin d'augmenter la résilience du couvert arboré

- Approches de diversification
- Autres conseils, techniques de plantation et d'entretien, pour maintenir ces arbres en santé

Menaces et risques qui pèsent sur la forêt urbaine de Gatineau

Nous vivons des temps de grands changements. Avec les changements globaux (surtout les changements climatiques), les conditions de vie des organismes vivants sont souvent dégradées. Les arbres urbains, déjà confrontés à de multiples stress, seront davantage mis à l'épreuve par les changements climatiques, l'étalement urbain et de nouvelles maladies exotiques pour ne nommer que quelques exemples. Or il existe une étroite relation entre la santé humaine et la forêt urbaine. Ce sont les infrastructures végétales qui sont parmi les plus performantes pour fournir d'amples services à la société – autant au niveau de l'économie que du bien-être (y compris la santé) des citadins.

Les forêts urbaines sont souvent citées comme un outil important pour atténuer les effets négatifs des changements globaux sur les humains. La pollution de l'air, les épisodes de smog, l'allongement des saisons des allergènes, l'augmentation des températures et les îlots de chaleur (RNCREQ et Ouranos 2014) ne sont que quelques exemples des effets néfastes des changements globaux sur la santé humaine. Dans une étude déjà célèbre, des chercheurs ont pu mesurer les effets délétères de la perte d'arbres dans des grandes villes, suite à l'arrivée de l'agrile du frêne en Amérique du Nord. Le résultat était une augmentation importante des décès liés aux maladies cardio-vasculaire et respiratoire durant les six années suivant l'apparition de la mortalité des frênes dans 15 états américains, soit environ 21,000 décès supplémentaires (Donovan et al. 2013). Il est évident que les infrastructures vertes et surtout les arbres et zones boisées sont celles qui fournissent le plus de services écosystémiques et qui permettent aux communautés de vivre dans un environnement de qualité. De plus, les infrastructures vertes sont les seules qui prennent de la valeur avec le temps selon leur croissance.

Toutefois, ces infrastructures vertes sont elles-mêmes menacées par les changements globaux. Aux stress déjà existants s'ajoute une nouvelle liste d'enjeux. Il a été démontré que les villes possèdent un microclimat, et que ce dernier a tendance à créer des réchauffements plus marqués au niveau local. Ainsi, les stress qui augmentent la vulnérabilité de nos forêts urbaines sont surtout liés à la sécheresse diminuant la vigueur des arbres et en les rendant plus susceptibles aux insectes et maladies (Ordóñez et Duinker 2015). Bien qu'ils soient difficiles à prédire, de plus en plus d'évidences pointent vers une augmentation des probabilités d'événements climatiques extrêmes (vents, verglas, tempêtes, sécheresse …) (Lindner et al. 2010, RNCREQ et Ouranos 2014). De plus, le climat changeant, un nombre grandissant d'insectes et de maladies exotiques, comme l'agrile du frêne, envahissent nos villes et tuent de plus en plus d'espèces d'arbres. En effet, les changements globaux entrainent des déplacements d'espèces, notamment des pestes envahissantes.

Nous avons besoin de forêts urbaines aptes à persister face aux stress actuels et futurs afin de continuer de fournir des services écosystémiques essentiels pour notre bien-être. Les modèles de reboisement actuels ne permettent pas de mettre en place des arbres et forêts urbains résilients face aux changements globaux. Dans ce qui suit, nous allons présenter des stratégies de planifications visant une plus grande résilience des forêts urbaines. Nous pouvons dès maintenant identifier un certain nombre de défis auxquels devront faire face les arbres urbains de la région de Gatineau, suite aux changements climatiques et globaux. Notons par ailleurs que ces menaces s'ajoutent aux défis liés au milieu urbain, comme le manque d'espace aérien et souterrain, les sels de déglaçage, la compaction, et la présence d'infrastructures aériennes et souterraines.

Menaces climatiques

Grâce à un partenariat avec le consortium Ouranos, nous avons dressé un portrait des changements climatiques anticipés pour la région de Gatineau, de même que les autres grandes zones urbaines du Québec (Logan 2016)[1].

La moyenne régionale représente la moyenne des valeurs de tous les points de grille qui intersectent une région pour une année donnée. Un exemple de l'évolution de la moyenne régionale des valeurs observées et simulées pour la zone urbaine de Gatineau est présenté à la Figure 1. La courbe noire avec marquage représente les valeurs de la moyenne régionale observée (c'est-à-dire des valeurs provenant de stations météorologiques) pour chaque année. L'enveloppe grise représente les valeurs simulées par l'ensemble des 11 scénarios climatiques pour la période historique, tandis que la médiane de l'ensemble est indiquée par la courbe noire. On observe que l'enveloppe grise des scénarios capture bien l'ampleur des fluctuations annuelles des observations pour la période de référence. La médiane des simulations est surtout utile pour fournir de l'information sur la direction des changements à long terme.

[1] Le lecteur est invité à consulter le rapport pour les détails méthodologiques.

Pour les projections futures, on observe un élargissement de l'enveloppe représentant l'ensemble des scénarios climatiques RCP 4.5 (bleu; n = 11) et RCP 8.5 (rouge; n = 11). Il serait facile d'interpréter ce résultat comme une augmentation des fluctuations annuelles dans le futur. Bien que cela soit possible, un changement dans la variabilité naturelle n'est pas le seul facteur qui contribue à l'augmentation des incertitudes. Les autres facteurs très importants incluent la contribution des différents modèles climatiques présents dans l'ensemble ainsi que celle des différents scénarios d'émissions de gaz à effet de serre (RCP 4.5 et 8.5).

La région de Gatineau n'échappera pas à la tendance générale de réchauffement climatique, avec une augmentation des températures moyennes de 3° environ d'ici 2050 selon le scénario le plus conservateur (RCP 4.5), mais potentiellement beaucoup plus selon les autres scénarios en considérant la variabilité dans les prédictions (Figure 1). Les températures maximales seront aussi augmentées dans les mêmes proportions générales (Figure 2). Le stress que ces hausses de températures peut représenter pour les arbres dépend notamment des apports en eau, en quantité, nature, et régularité.

Sur toute l'année une légère hausse des précipitations est entrevue, mais surtout en hiver et au printemps (Figure 3), alors que les apports en eau resteront à peu près les mêmes en été et en automne. Or c'est à ces périodes évidemment que les arbres sont le plus susceptibles de souffrir de stress hydrique. Cela se traduit par une légère hausse potentielle de l'Indice de stress hydrique selon les scénarios (Figure 4).

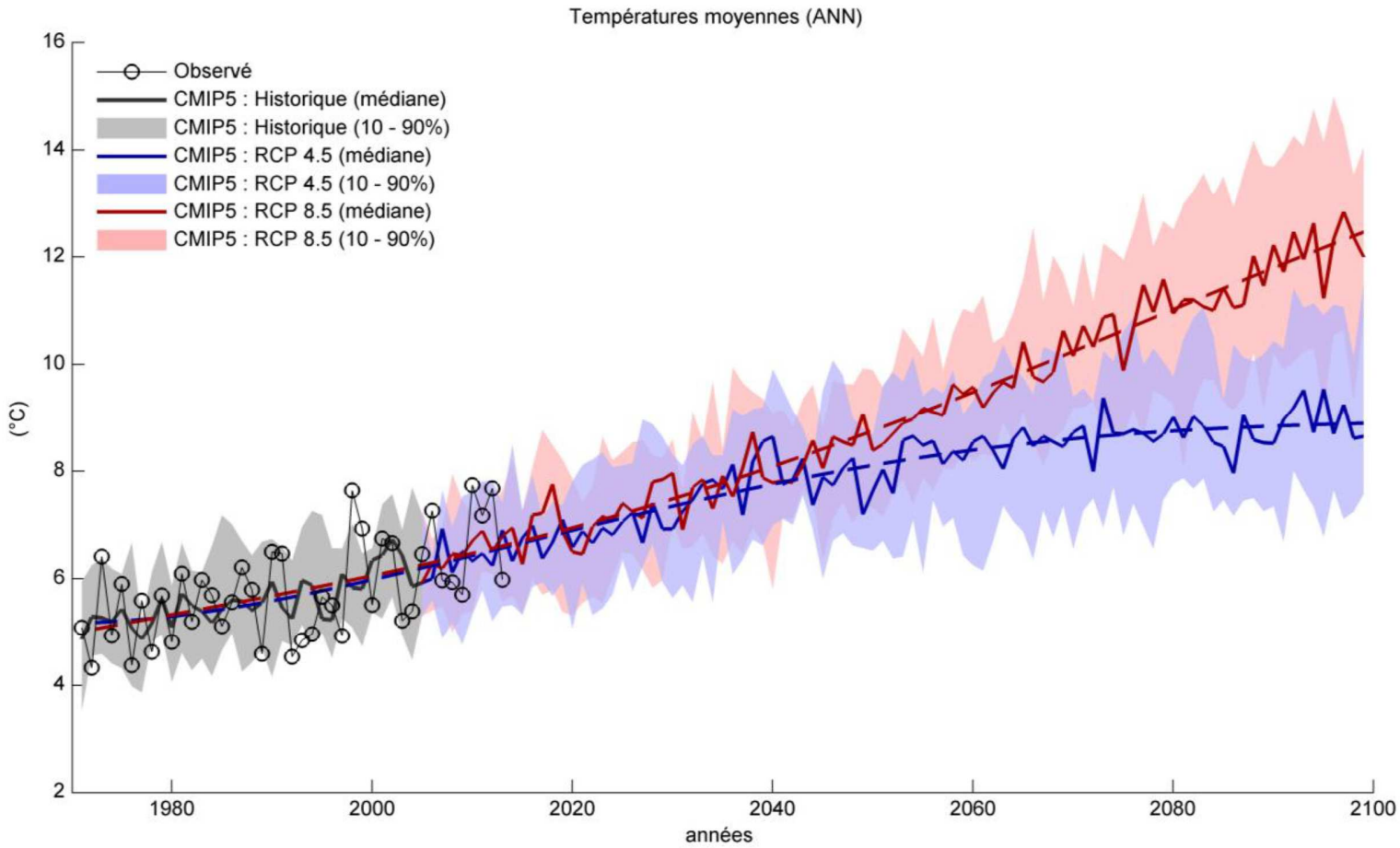


Figure 1. Évolution des températures moyennes annuelles observées (1971-2012) et simulées (1971-2100) pour la période historique (gris) et selon les RCP4.5 (bleu; n = 11) et RCP8.5 (rouge; n = 11) pour la zone urbaine de Gatineau. Les courbes bleues et rouges pointillées représentent les tendances à long terme de la médiane calculée par un ajustement de polynôme de degré quatre.

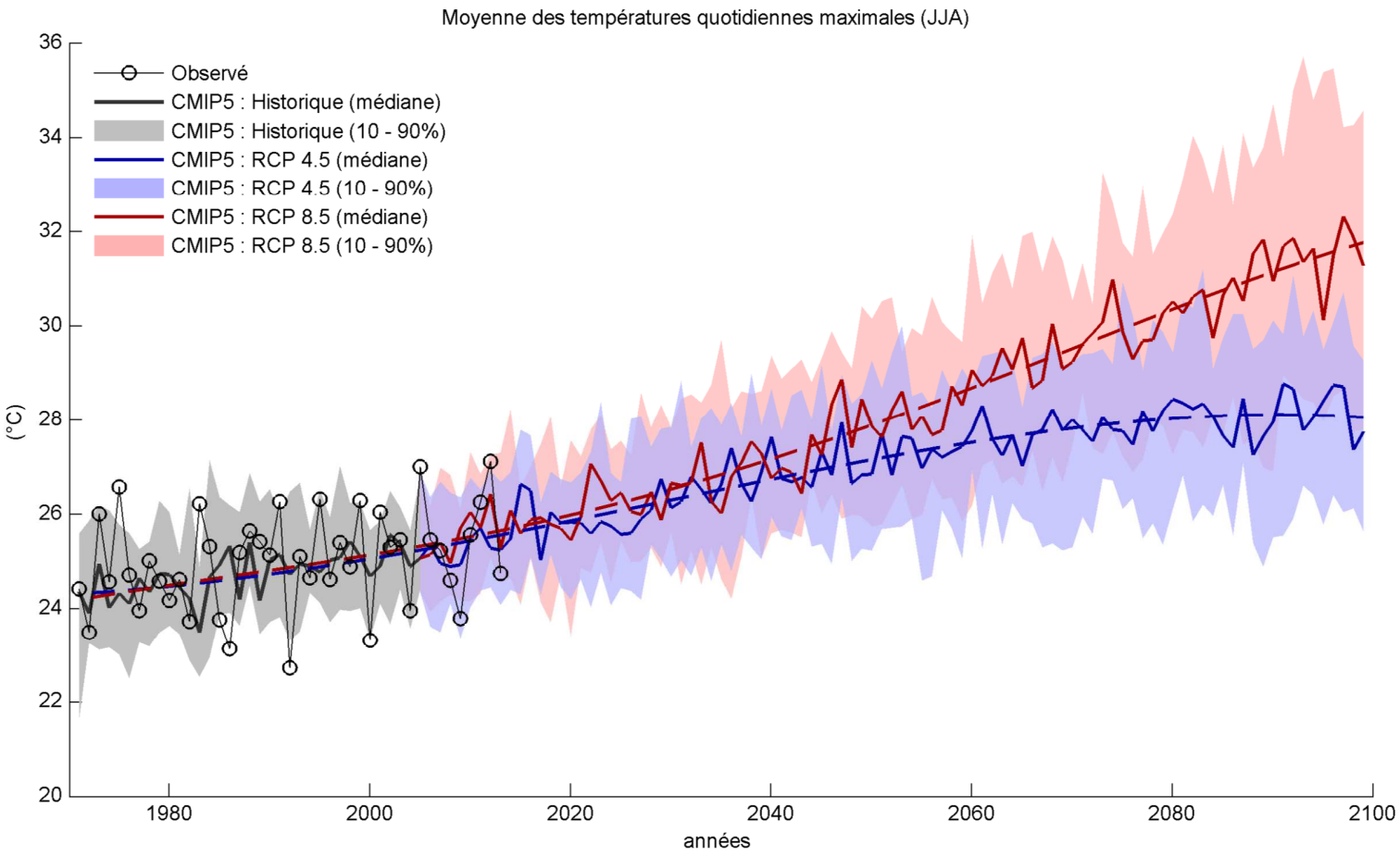
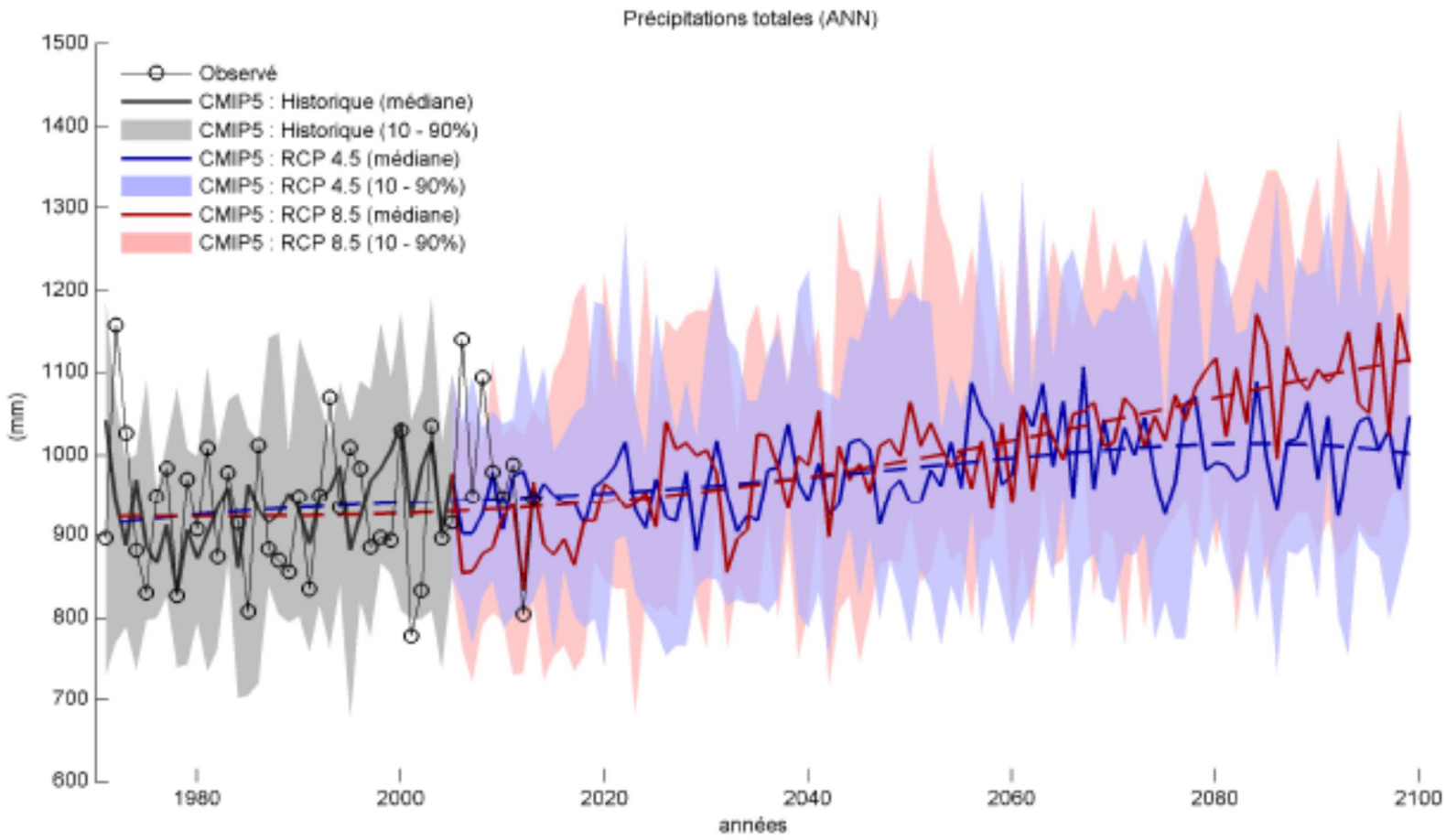
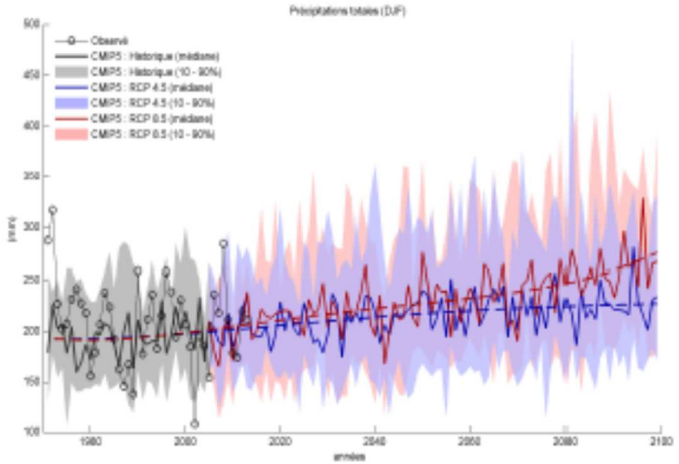


Figure 2. Évolution de la moyenne des températures quotidiennes maximales observée (1971-2012) et simulée (1971-2100) pour la période historique (gris) et selon les RCP4.5 (bleu; n = 11) et RCP8.5 (rouge; n = 11) pour la région de Gatineau. Les courbes bleues et rouges pointillées représentent les tendances à long terme de la médiane calculée par un ajustement de polynôme de degré 4.

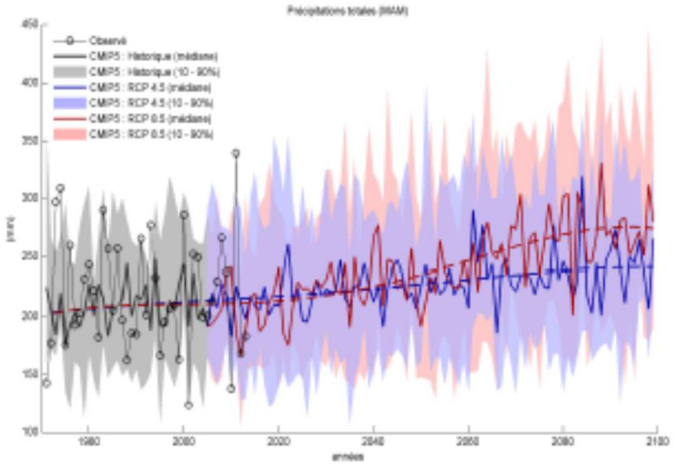


a.

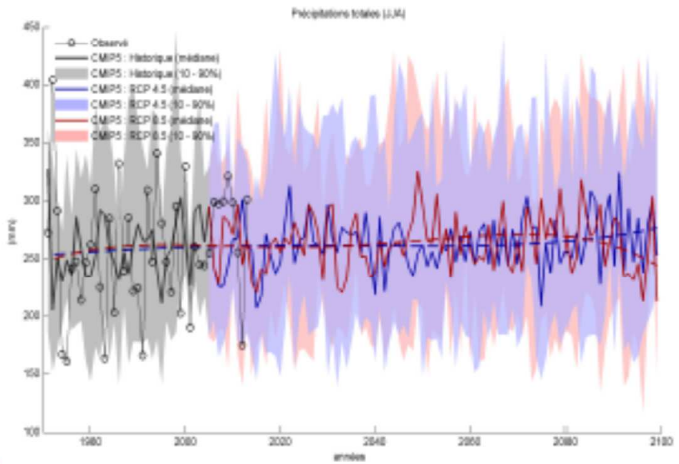
Figure 3 (se poursuit sur la page suivante). Évolution des précipitations totales observées (1971-2012) et simulées (1971-2100) pour la période historique (gris) et selon les RCP4.5 (bleu; n = 11) et RCP8.5 (rouge; n = 11). a) ANN b) DJF c) MAM d) JJA e) SON pour la zone urbaine de Gatineau.


Précipitations totales (DJF)
Observé
CMIP5 : Historique (médiane)
CMIP5 : Historique (10 - 90%)
CMIP5 : RCP 4.5 (médiane)
CMIP5 : RCP 4.5 (10 - 90%)
CMIP5 : RCP 8.5 (médiane)
CMIP5 : RCP 8.5 (10 - 90%)
(mm)
1980
2000
2020
2040
2060
2080
2100
années

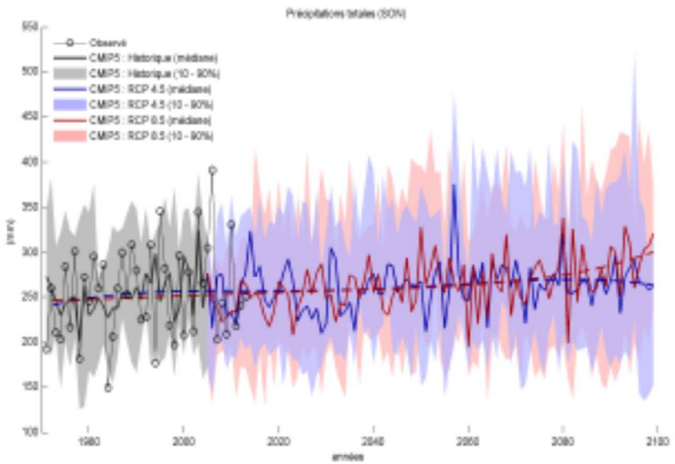
b.


Précipitations totales (MAM)
Observé
CMIP5 : Historique (médiane)
CMIP5 : Historique (10 - 90%)
CMIP5 : RCP 4.5 (médiane)
CMIP5 : RCP 4.5 (10 - 90%)
CMIP5 : RCP 8.5 (médiane)
CMIP5 : RCP 8.5 (10 - 90%)
(mm)
1980
2000
2020
2040
2060
2080
2100
années

c.


Précipitations totales (JJA)
Observé
CMIP5 : Historique (médiane)
CMIP5 : Historique (10 - 90%)
CMIP5 : RCP 4.5 (médiane)
CMIP5 : RCP 4.5 (10 - 90%)
CMIP5 : RCP 8.5 (médiane)
CMIP5 : RCP 8.5 (10 - 90%)
(mm)
1980
2000
2020
2040
2060
2080
2100
années

d.


Précipitations totales (SON)
Observé
CMIP5 : Historique (médiane)
CMIP5 : Historique (10 - 90%)
CMIP5 : RCP 4.5 (médiane)
CMIP5 : RCP 4.5 (10 - 90%)
CMIP5 : RCP 8.5 (médiane)
CMIP5 : RCP 8.5 (10 - 90%)
(mm)
1980
2000
2020
2040
2060
2080
2100
années

e.

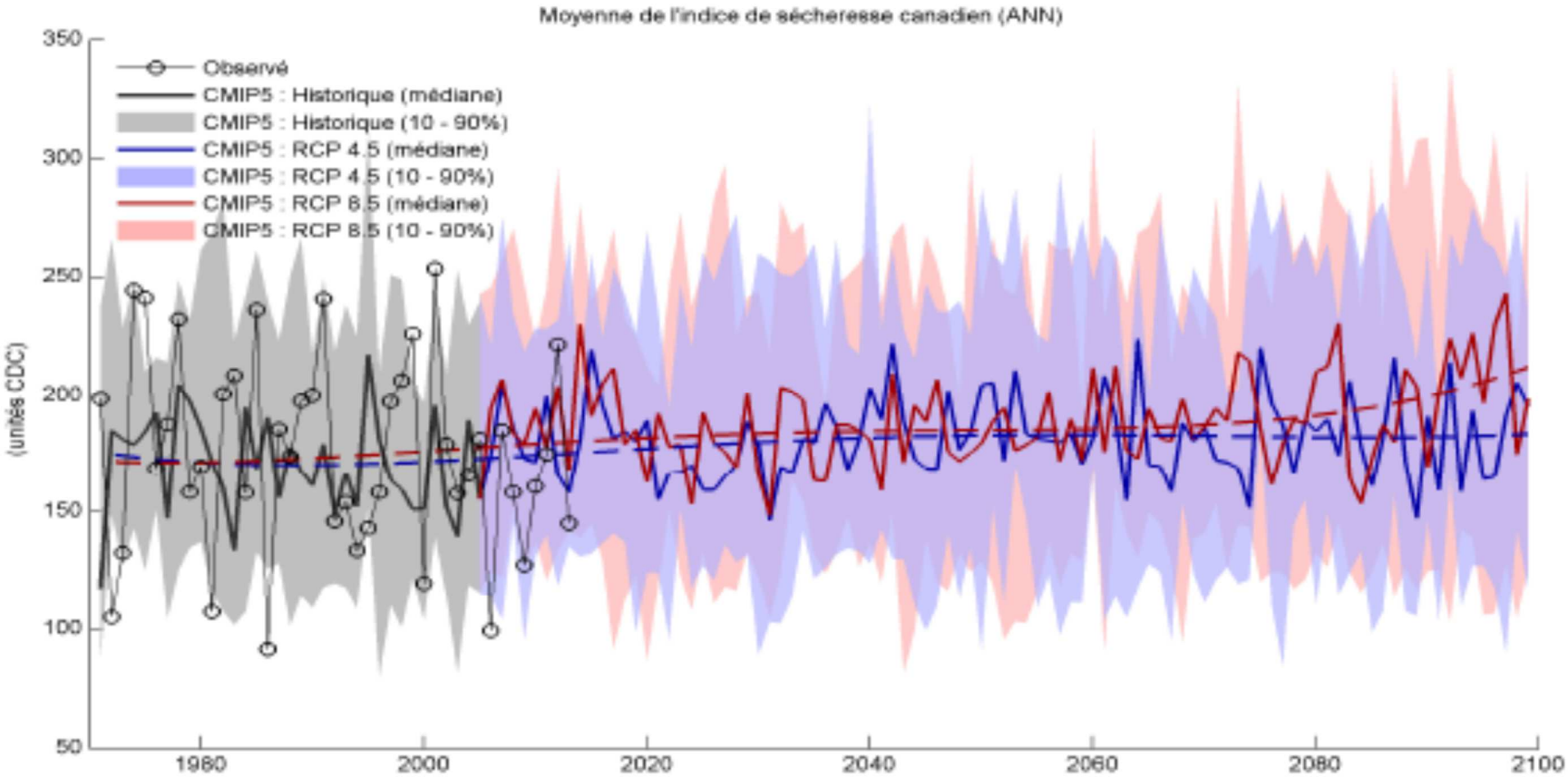


Figure 4. Évolution de l'indice de sécheresse canadien observé (1971-2012) et simulé (1971-2100) pour la période historique (gris) et selon les RCP4.5 (bleu; n = 11) et RCP8.5 (rouge; n = 11) pour la zone urbaine de Gatineau. Les courbes bleues et rouges pointillées représentent les tendances à long terme de la médiane calculée par un ajustement de polynôme de degré quatre.

Les changements présentés plus tôt en températures et précipitations peuvent sembler petits en valeurs absolues. Il suffit cependant de les placer sur une carte en représentant les zones ayant un climat actuel comparable à celui projeté pour la zone d'intérêt pour prendre la mesure de l'importance du changement (Figure 5). Ainsi dès le milieu du siècle, la région de Gatineau aura un climat semblable à celui de Toronto selon les scénarios conservateurs (4.5), et à Détroit ou Chicago selon le scénario RCP 8.5, et ce en restant à l'intérieur de l'enveloppe de plus grande similitude (couleurs foncées). Les mêmes scénarios nous amènent à Saint-Louis ou Cincinnati vers la fin du siècle.

Cependant l'impact le plus important des changements climatiques sur les arbres, à part les températures moyennes et maximales, sera vraisemblablement une réduction importante de la couverture isolante de neige au sol (Figure 6), doublée d'une augmentation importante des épisodes de gel-dégel en hiver (Figure 7).

Certaines espèces sont sensibles aux cycles de gel-dégel et pourraient subir un dépérissement important causé par une perte de conductivité du xylème (Cox et Zhu 2003, Auclair et al. 1996). S'ajoutent à cela les risques de gel des racines et déchaussement des arbres dû à une diminution de l'épaisseur de la neige au sol en hiver (Bergsten et al. 2001).

Pour terminer, le réchauffement climatique augmentera également la probabilité de conditions favorables aux orages et à la foudre (RNCREQ et Ouranos 2014). Les changements climatiques apporteront également leur lot de pluies intenses, qui ont déjà été responsables de nombreuses inondations à Gatineau et dans la région, comme ce fut le cas en juin 2011. Évidemment, ces événements intenses ne sont pas sans conséquence sur les arbres urbains.

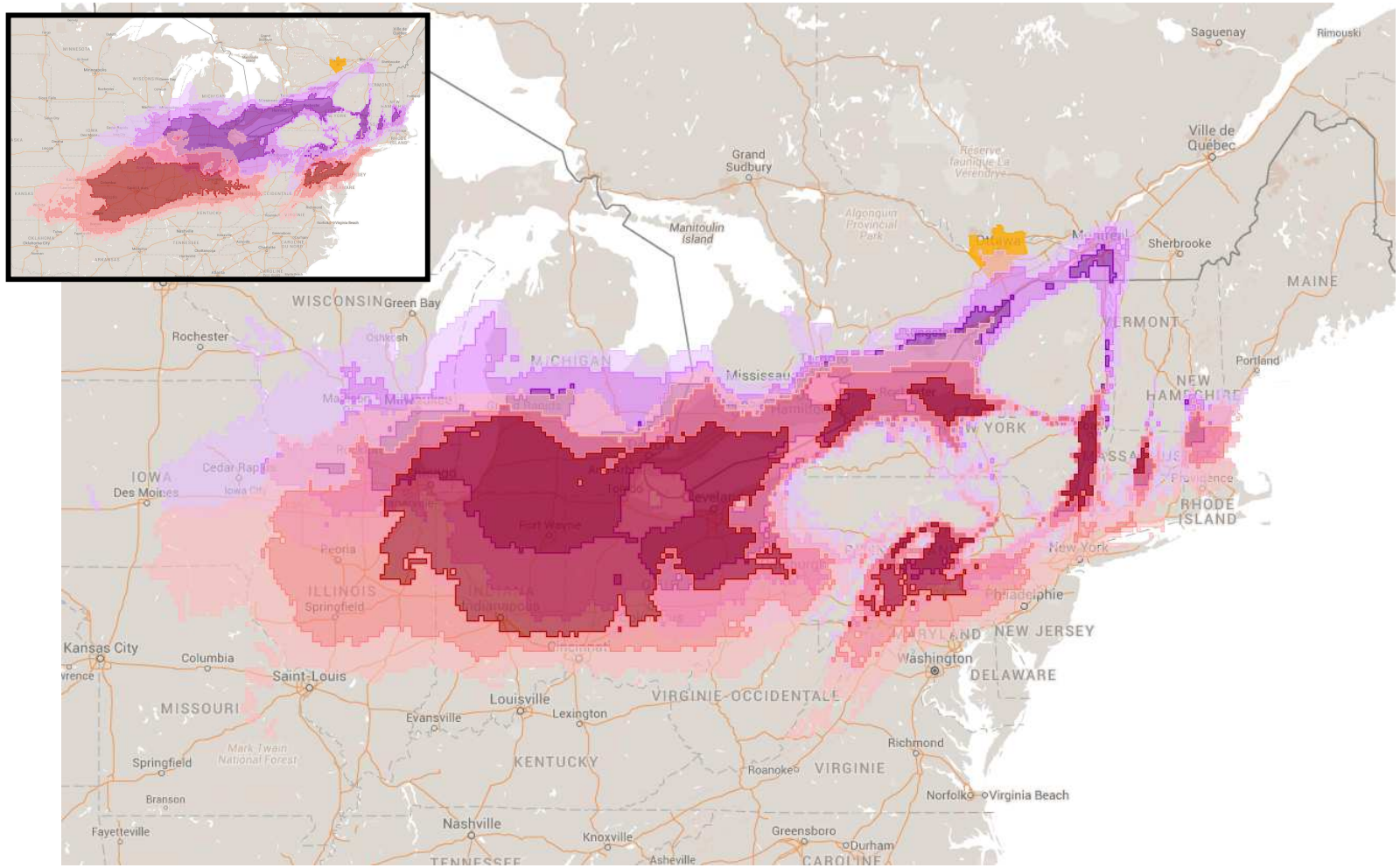


Figure 5. Carte des climats analogues à celui de la région de Gatineau (jaune) pour la période 2041-2070 selon les RCP4.5 (bleu) et RCP8.5 (rouge). La progression vers le sud est encore plus prononcée pour la période suivante 2071-2100 (encadré).

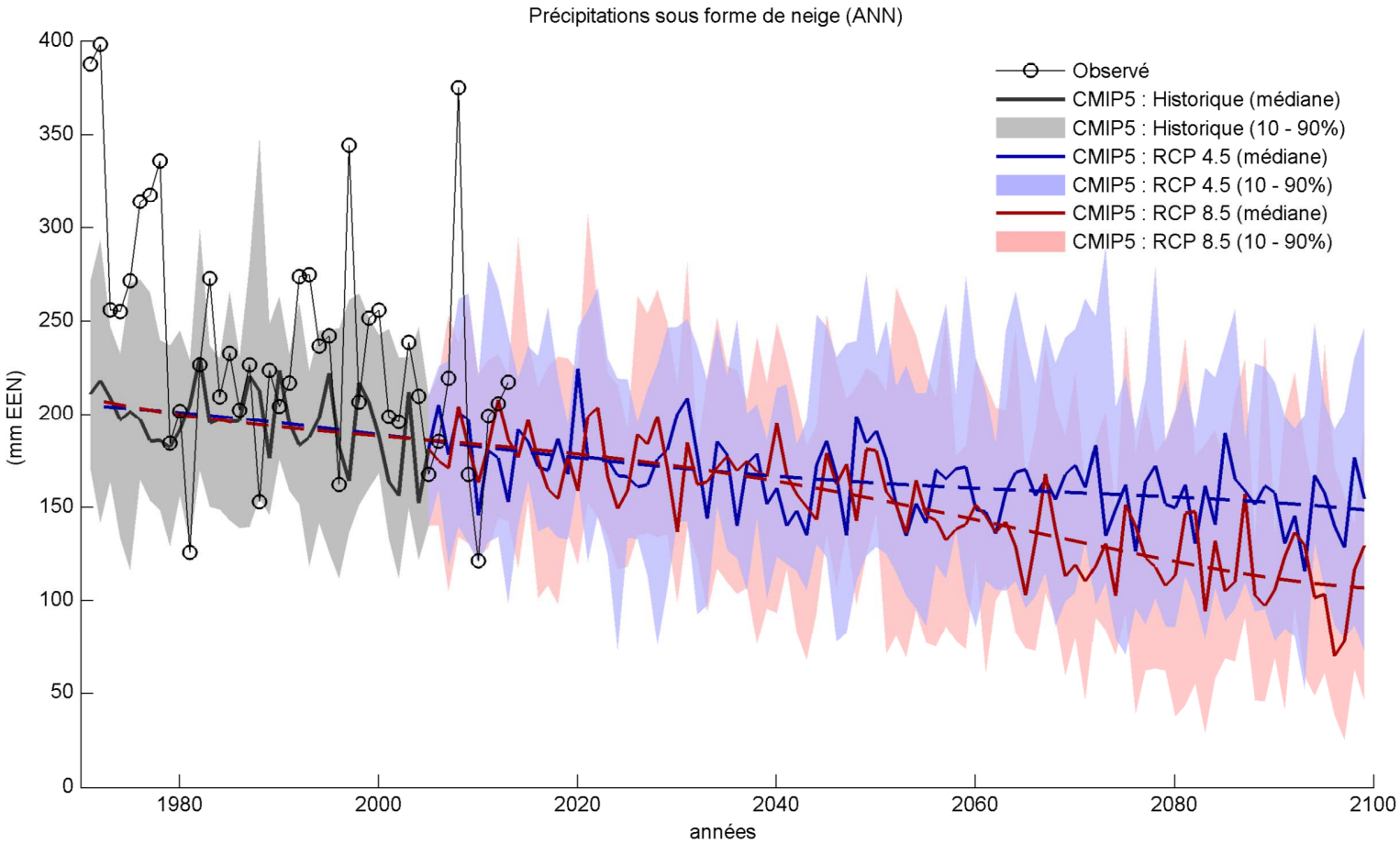


Figure 6. Évolution des précipitations sous forme de neige observées (1971-2012) et simulées (1971-2100) pour la période historique (gris) et selon les RCP4.5 (bleu; n = 11) et RCP8.5 (rouge; n = 11) pour la zone urbaine de Gatineau. Les courbes bleues et rouges pointillées représentent les tendances à long terme de la médiane calculée par un ajustement de polynôme de degré quatre.

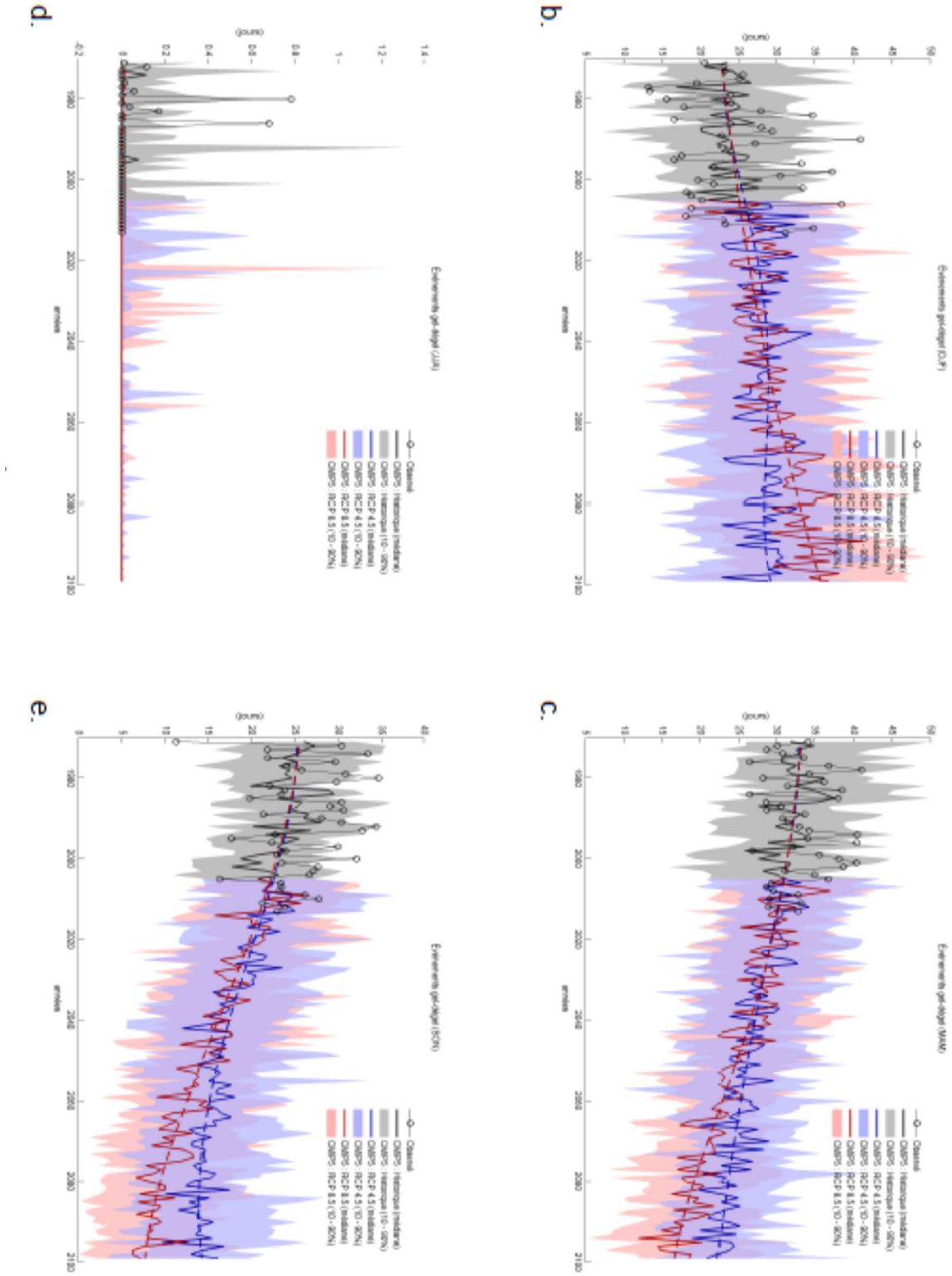


Figure 7. Évolution des événements de gel-dégel observés (1971-2012) et simulés (1971-2100) pour la période historique (gris) et selon les RCP4.5 (bleu; n = 11) et RCP8.5 (rouge; n = 11) pour la zone urbaine de Gatineau. Les courbes bleues et rouges pointillées représentent les tendances à long terme de la médiane calculée par un ajustement de polynôme de degré quatre. a) ANN b) DJF c) MAM d) JJA e) SON.

Menaces liées aux insectes et maladies

Les changements climatiques ont aussi un impact sur les arbres via d'autres organismes, comme les insectes et les microorganismes, bénéfiques comme pathogènes (Lovett et al. 2016b, Lovett et al. 2016a) (Tableau 1). L'arrivée de nouveaux organismes, incluant des espèces potentiellement pathogènes dont les dommages se chiffrent en milliards de dollars par année aux États-Unis, est aussi favorisée par les échanges commerciaux (Lovett et al. 2016a). Lovett et al. (2016b) en font même l'ennemi numéro un des écosystèmes forestiers, à cause des nombreux services qu'ils rendent et dont nous dépendons.

	Biologie et espèce(s) hôte(s)	Dernières observations de progression	Notes
Agrile du frêne ***(Agrilus planipennis)***	Attaque et tue tous les frênes. Les larves creusent des galeries en « S » dans le phloème pour s'en nourrir, empêchant ainsi la sève de circuler.	A tué des millions de frênes dans le Sud-Ouest de l'Ontario, le Michigan et ses États avoisinants. Plusieurs villes du Québec déjà affectées.	Perte totale des arbres prévisible en <6 ans généralement (sans intervention). Ralentissement possible et souhaitable, mais coûteux.
Longicorne asiatique ***(Anoplophora glabripennis)***	Larves mangent le phloème et migrent dans le bois, creusant des galeries et provoquant la mort des arbres. Semble préférer les érables, mais s'attaque à pratiquement tous les feuillus.	Nord-est des États-Unis et Ontario.	Heureusement, les infestations sont soumises à une quarantaine et sont en voie d'éradication. Le risque ne disparaît pas complètement cependant.
Flétrissement du chêne ***(Ceratocystis fagacearum)***	Champignon affectant les tissus vasculaires. Tous les chênes sont susceptibles et finissent par mourir, mais les chênes rouges sont plus vulnérables.	Pas présent encore au Québec, mais très préoccupant par l'ampleur des dégâts anticipés.	Présente au centre est et Nord-est des États-Unis.

Source, informations et autres insectes et maladies: http://www.ravageursexotiques.gc.ca/accueil

Tableau 1 – Exemples d'insectes et maladies. Il est important de noter qu'il ne s'agit que d'exemples et que d'autres insectes et maladies feront certainement leur apparition, alors que ceux présentés ici pourraient ne jamais devenir problématiques.

Évidemment l'exemple le plus frappant, et déjà bien présent à Gatineau, est l'agrile du frêne. Déjà présent aussi dans plus de 27 États aux É-U, il pourrait causer des dommages pour 12.7 milliards selon l'étude, et causer la perte de 8 milliards d'arbres. Les villes sont particulièrement touchées puisque l'espèce y est très utilisée, comme au Canada. Comme au Canada et au Québec, l'espèce a ironiquement été plantée en réaction à une autre maladie, la maladie hollandaise de l'orme, détruisant au siècle dernier une autre espèce urbaine fétiche, l'orme d'Amérique (Lovett et al. 2016a).

Une autre étude sur l'agrile a montrée pour la première fois, et de façon éloquente, que cette perte de canopée est la cause directe d'une augmentation significative de la mortalité parmi des citadins américains surtout à cause des maladies respiratoires et cardio-vasculaires (Donovan et al. 2013). Pour une ville de la taille de Gatineau, quatrième en importance du Québec avec une population de 280,000 habitants, cette mortalité additionnelle s'élèverait à environ 150 individus par année, six ans après l'arrivée de l'insecte.

Plusieurs études portent aussi sur les effets de la canopée, ou de sa perte, sur la santé mentale (van den Berg et al. 2015, Vida 2011). Notons que les problèmes de santé mentale sont responsables d'une plus grande proportion du fardeau d'incapacité que tout autre groupe de maladies (Reeves et al. 2011, World Health Organization 2008).

Enfin, pour clore cette section sur les menaces présentes et à venir, notons que les changements climatiques augmenteront aussi notre dépendance aux services rendus par les arbres, notamment en santé, alors que ces derniers seront eux-mêmes affectés et potentiellement diminués par ces changements, comme nous venons de le voir. Par exemple, l'effet escompté de la perte de canopée suite au passage de l'agrile pourrait être encore plus important dans l'avenir dans les nouvelles régions infestées alors que les températures moyennes seront plus élevées.

Et c'est dans les villes que l'impact est le plus important, en termes de coûts de remplacement, de pertes de services, de pertes de revenus fonciers, en plus des effets sur la santé humaine. Un exemple, la ville de Worcester, Massachussetts, qui a perdu 34,000 arbres de 2008 à 2015 suite à une invasion du longicorne asiatique, affectant sérieusement au moins cinq bénéfices rendus par ses arbres (coûts énergétique et climatisation, séquestration de carbone, pollution atmosphérique, gestion des eaux de pluie et surverses, et valeurs foncières (Lovett et al. 2016a)).

Environnements de croissance

La ville comme la forêt offre des conditions de croissance diversifiées pour les arbres. Certains milieux, comme les parcs, sont évidemment plus faciles que d'autres, comme les trottoirs. De plus, il existe au sein même des villes un gradient d'urbanisation, avec des conditions plus difficiles au centre qu'en périphérie, pour un même type d'emplacement, dues à un espace de croissance aérien et souterrain de plus en plus restreint (du bois à la rue, Tableau 2). Les arbres en milieu urbain peuvent être associés globalement à quatre grands types d'environnements, ces catégories étant elles-mêmes divisibles. Les conditions spécifiques à ces différents environnements sont présentées au Tableau 2.

	Types d'emplacements et exemples	Fréquence estimée (%)	Conditions (stress) particulières	Contraintes d'acceptabilité à la présence des arbres
Rue	Banquette, trottoir, terre-plein, et îlot	25	Stress les plus importants : espace disponible et infrastructures (aérien et souterrain), sel (embruns et sol), compaction, pollution, vent, isolement, chaleur extrême, stress mécanique et blessure.	Contraintes les plus importantes: acceptabilité publique, feuilles, fruits et fleurs, désagréments (pucerons), infrastructures municipales, entretien des voies publiques et circulation des équipements, allergies et esthétique.
Parterre	Devant les résidences dans l'emprise municipale, mais hors trottoir	40	Identique à la section « Rue », mais sensiblement diminuées.	Identique à la section « Rue », mais sensiblement diminuées.
Parc	Les grands terrains appartenant par exemple aux gouvernements	30	Pollution, vent, isolement, chaleur, stress mécanique et blessure. À noter : ces stress jouent un rôle plus mineur dans ce milieu.	Allergies, esthétique, sécurité publique (bosquets et feuillage bas), espèces exotiques et envahissantes. À noter : ces facteurs sont moins contraignants qu'aux sections « Rue » et « Parterre ».
Bois	Forêt « naturelle » en milieu urbain	NA	Faible; semblable à la forêt naturelle	Espèces exotiques et envahissantes.

Tableau 2 – Résumé des grands groupes d'environnements de plantation retrouvés en ville. Les municipalités ne font pas toujours ces distinctions, ou utilisent des appellations ou types différents, mais le tableau regroupe l'essentiel des conditions urbaines répertoriées (incl. ~5 % autres). La fréquence estimée représente la proportion d'arbres selon le type d'emplacement. Elle est basée sur les inventaires des villes disponibles. Les arbres situés dans les bois urbains ne sont généralement pas dénombrés par tige.

DIVERSITÉ DES PLANTATIONS DE GATINEAU

Concepts clés utilisés

Historiquement, la plantation (le choix des essences et leur distribution) d'arbres dans les villes était basée sur des critères d'esthétisme, d'acceptabilité par les citoyens, et de tolérance envers les stress particuliers que l'on rencontre en ville (sel, compaction, pollution). Face aux défis actuels et futurs (p. ex. : insectes, maladies exotiques et l'accélération des changements climatiques), il faut revoir les façons de faire pour s'assurer que les arbres que l'on plante aujourd'hui puissent se développer et fournir les nombreux services écologiques que l'on attend d'eux.

Basés sur les nouvelles avancées en science de la complexité, les écosystèmes, y compris les forêts urbaines, sont définis comme des systèmes complexes. La résilience est une propriété importante de ces ensembles, c'est-à-dire la capacité d'absorber des changements tels que les perturbations et de maintenir ou récupérer ses structures et fonctions principales par la suite. Les concepts de système complexe et de résilience pour la forêt et les arbres sont relativement nouveaux, particulièrement en milieu urbain, mais ils sont de plus en plus utilisés dans d'autres domaines, notamment en économie, sciences sociales et médecine. Nous devons incorporer la plus grande résilience de nos forêts urbaines dans nos critères de plantation afin d'augmenter la qualité de ces dernières, leur rendement en services, mais surtout la probabilité qu'elles pourront continuer à rendre des services face aux changements globaux.

Un des piliers de la science de la complexité et de la résilience des systèmes complexes est la diversification.

Redéfinir la biodiversité pour l'augmenter

Lorsque nous pensons diversité, nous l'estimons le plus souvent en termes de nombre d'espèces. Toutefois, les espèces ont développé toutes sortes de caractéristiques biologiques (traits) bien particulières leur permettant de survivre et croître dans des conditions diverses et souvent extrêmes.

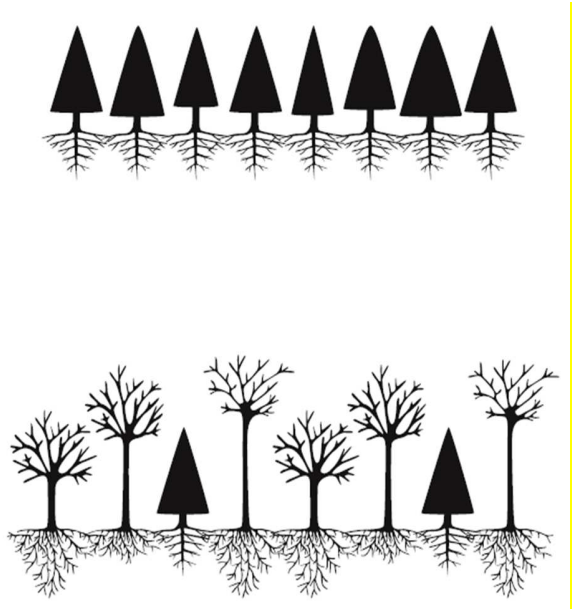
Il nous faut planter des espèces d'arbres tolérants aux vents violents, à la sécheresse, aux inondations, aux froids intenses, aux redoux soudains en hiver, aux insectes et maladies exotiques, etc. Puisqu'aucune espèce d'arbre ne peut résister à tous ces stress, il faut être prudent et minimiser notre exposition au risque en multipliant la diversité de notre parc urbain d'arbres, ce que la science écologique appelle « l'effet de portefeuille », en référence au phénomène bien connu de la diversification des portefeuilles financiers. Nous trouverons à la dernière section de ce rapport une stratégie facile d'utilisation en milieu urbain pour atteindre ces objectifs.

Diversité fonctionnelle

Il existe plusieurs façons de mesurer la diversité des espèces (biodiversité), la plus connue étant simplement le dénombrement des espèces présentes dans un espace donné, soit la richesse spécifique. Une approche fonctionnelle permet d'aller au-delà du simple nombre d'espèces présentes et de tenir compte des caractéristiques fonctionnelles, structurales, morphologiques et horticoles des espèces en lien avec les services que les arbres fournissent et les stress présents et à venir, comme par exemple leur port, la densité du bois, du feuillage, et divers indices de tolérance. Cette façon de faire permet de mieux quantifier ce qui parait comme une évidence, par exemple que deux érables (p.ex. argenté et rouge), formeront une communauté moins diversifiée qu'un érable et une épinette (Figure 8). Cette quantification est nécessaire à la définition d'objectifs et la mesure du chemin à parcourir pour les atteindre.

La diversité fonctionnelle est donc la diversité des caractéristiques des espèces qui sont importantes pour le fonctionnement d'une communauté, comme les arbres d'un parc ou d'une section de rue. Elle peut être définie comme la diversité des traits fonctionnels, soit les caractéristiques morphologiques, physiologiques ou phénologiques d'un organisme qui affecte sa performance individuelle, déterminant sa réponse à un ou plusieurs facteurs environnementaux. Elle peut être reliée à la notion de résilience des écosystèmes. L'émergence relativement récente de cette facette de la diversité biologique s'appuie sur le constat que la diversité fonctionnelle explique mieux le fonctionnement des écosystèmes que les autres mesures classiques de diversité, étant plus près des mécanismes, comme la partition de niche[2]. Prenons par exemple les deux communautés de la Figure 8. Les arbres de la communauté du haut, peu diversifiée, se font compétition pour les mêmes ressources aux mêmes endroits, et sont de plus sensibles aux mêmes stress. Cette communauté serait donc moins performantes (en croissance par exemple) et moins résiliente. Celle du bas par contre fait un meilleur partage de l'espace aérien et sous-terrain, et donc des ressources (i.e. une meilleure partition de niche, ou complémentarité), et fonctionnera mieux. Elle est aussi supposée plus tolérantes au stress, plus résiliente, par effet de portefeuille.

[2] Voir par exemple Paquette et Messier (2011) dans lequel nous démontrons cet effet pour les forêts naturelles du Québec.



Une communauté composée d'espèces semblables, dans laquelle les arbres se font compétition pour le même espace et les mêmes ressources, et où la sensibilité à un stress est grande.

Un système plus diversifié, arborant une plus grande diversité d'organismes et plus efficace par un meilleur partage de l'espace et des ressources. Aussi susceptible de mieux réagir à un stress.

Figure 8 : La diversité fonctionnelle.

La diversité fonctionnelle c'est donc aussi la variété des réponses que les espèces d'une communauté (un parc, une section de rue, …) apportent à un changement touchant leur environnement. En principe, plus la diversité fonctionnelle est grande, plus il y a de chances que certaines espèces réagissent bien à une altération de l'environnement, donc plus l'écosystème est stable (effet de portefeuille). Nous utilisons des indices de diversité fonctionnelle basés sur la distance entre les espèces dans un « volume fonctionnelle » (l'espace multidimensionnel formé par toutes les espèces) (Laliberté et Legendre 2010). La distance fonctionnelle est simplement, de façon imagée, la différence entre les valeurs de traits (e.g. la densité du bois) entre les différentes espèces d'une communauté. De ces distances on peut calculer des indices de diversité fonctionnelle, soit en quelque sorte la distance moyenne entre les espèces du mélange. La Figure 9 présente ces calculs sous forme schématique. À noter que comme nous le verrons plus loin, bien que basée sur ces concepts, l'approche que nous proposons pour Gatineau ne requiert pas du praticien le calcul de ces indices, quelque peu complexe. Ils sont ici présentés à titre informatif.

Ratio 10-20-30

Une règle intéressante a été proposée dans l'espoir de favoriser la diversité et la résilience de la forêt urbaine, soit la règle simple dite du 10-20-30 (Santamour 1990). Cette règle stipule qu'il ne faudrait jamais planter plus de 10% de la même espèce, 20% du même genre, et 30% d'une même famille dans un secteur donné. Cette « règle du pouce » a l'avantage d'être simple et d'identifier rapidement les problèmes importants, mais ne permet pas des comparaisons directes sur une échelle continue, et est donc limitée comme outil de planification de la forêt urbaine.

La règle de Santamour permet de mettre des chiffres sur l'idée, généralement acceptée, qu'au minimum il serait souhaitable d'éviter les monocultures, et que des espèces du même genre ou de la même famille sont susceptibles d'être affectés des mêmes problèmes (stress, pathogènes, etc.). Mais le contraire est aussi bien connu, par exemple que des espèces très éloignées phylogénétiquement (évolution) peuvent présenter des caractéristiques et vulnérabilités semblables, ce qu'on appelle la convergence évolutive (Paquette et al. 2015). Par exemple l'érable à sucre et l'érable de Norvège, des espèces proches, sont toutes les deux tolérantes à l'ombre. Cependant c'est le cas aussi du sapin baumier qui, on l'aura compris, est très éloigné des érables du point de vue évolutif.

Les groupes fonctionnels

Il existe une autre technique qui fait conceptuellement le pont entre la diversité fonctionnelle et les ratios de Santamour : les groupes fonctionnels (Mason et al. 2005). Nous verrons plus loin dans les recommandations qu'il s'agit d'une façon beaucoup plus simple de travailler avec la diversité fonctionnelle. En gros, les espèces sont regroupées selon leur ressemblances et susceptibilités, et des listes sont ainsi formées à partir desquelles nous pouvons analyser les conditions actuelles, mais aussi plus facilement faire des choix garantissant une diversité optimale, plutôt qu'un simple nombre d'espèces. La technique est ainsi aussi simple d'utilisation que les ratios, et procède de la même logique, mais est construite sur des bases fonctionnelles plus solides.

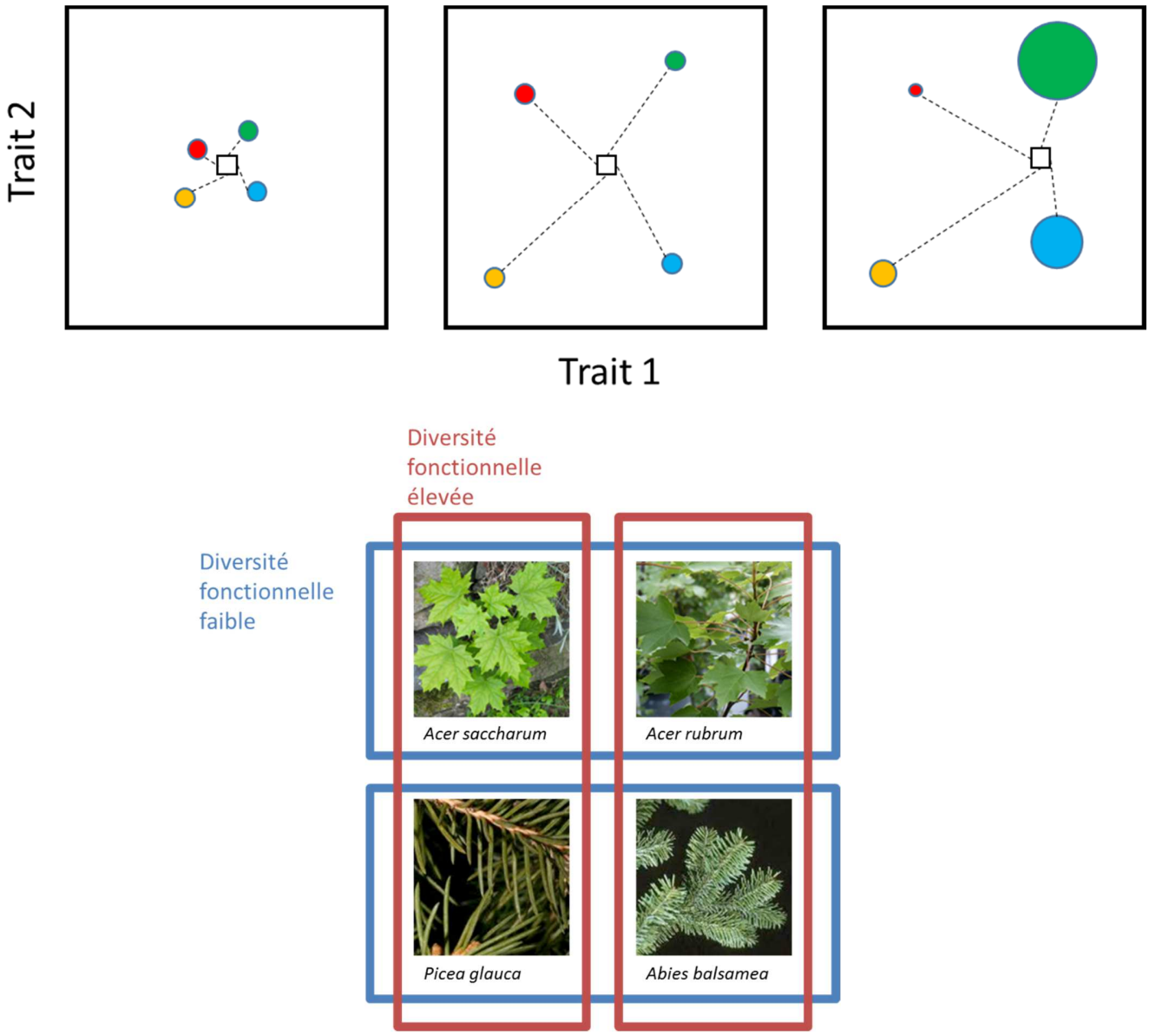


Figure 9. Schéma du calcul de la diversité fonctionnelle (indice FDis). En haut le cas simple de deux traits fonctionnels et de l'indice FDis. La surface représente le « volume fonctionnel » défini par les deux dimensions (traits). Les points représentent les espèces, placées dans ce volume selon la valeur de leurs traits. La diversité fonctionnelle est la moyenne des distances (traits pointillés) de chaque espèce avec le centre de masse (carré blanc - moyenne). À gauche une communauté de 4 espèces semblables (Figure 8 - haut). Au centre une communauté toujours de 4 espèces mais fonctionnellement différentes (Figure 8 - bas). À droite, l'abondance relative des espèces est ajoutée pour pondérer leurs importances relatives; une espèce abondante est plus « lourde » et tire sur la moyenne. Au bas, un exemple à l'aide de deux érables (rouge et à sucre) et deux conifères (épinette et sapin).

Résultats

Idéalement nous aurions analysé le couvert arboré existant de la ville de Gatineau, mais cela n'est pas possible puisque ces données ne sont pas disponibles. Cependant, nous avons déjà démontré, à l'aide des données d'inventaire de huit grandes villes états-uniennes, que les forêts urbaines se ressemblent beaucoup d'une ville à l'autre en terme de composition, et qu'étonnement il y a beaucoup plus de ressemblances entre les villes, qu'entre la ville et son milieu naturel environnant immédiat (Nock et al. 2013). Nos travaux actuels avec plusieurs municipalités au Québec qui ont des inventaires tendent vers le même constat, avec en plus les mêmes espèces dominantes pour plusieurs que dans les grandes villes états-uniennes.

Nous pensons que cela est le résultat d'un marché des arbres municipaux qui serait beaucoup plus intégré à la base (semences et boutures de cultivars) qu'il n'y paraît. Nous savons déjà que ce marché est continental, et que les arbres voyagent beaucoup avant d'arriver à destination. Un achat local ne veut pas dire que l'arbre a été cultivé sur place, ni surtout que la semence est d'origine locale. Il s'agit pour la Chaire d'une préoccupation récente qu'il faudra investiguer d'avantage puisque si avérée, cela diminuerait encore d'avantage la diversité des arbres en milieu urbain, augmentant leur sensibilité à des agents pathogènes.

Nous utiliserons donc les données libres des villes de Québec et de Montréal (et d'autres travaux en cours avec des villes de taille moyenne) en exemple, en faisant l'hypothèse, justifiée, que les arbres municipaux de Gatineau sont semblables en terme de composition. Après une présentation sommaire de cette forêt urbaine des grandes villes québécoises, nous verrons comment les plantations récentes à Gatineau s'en distinguent.

On répertorie près de 700 « variétés » différentes d'arbres plantés à Montréal et plus de 400 à Québec. Mais ce nombre est réduit de façon importante lorsqu'on ne considère que le nombre d'espèces réelles, et non pas les cultivars d'une même espèce : environ 300 pour Montréal et 180 pour Québec. À titre de comparaison, il pousse de façon naturelle au Québec moins de soixante espèces arborescentes (arbres et grands arbustes) (Paquette et Messier 2011). Ces chiffres pourraient ainsi donner à penser que les grandes villes du Québec ont mis en place des forêts urbaines très diversifiées, nettement plus que dans les forêts avoisinantes, mais ce n'est pas tout à fait le cas.

A) Sous une apparente grande diversité, les forêts urbaines du Québec et d'ailleurs sont dominées par seulement quelques espèces très abondantes.

En effet, seulement quelques espèces sont utilisées de façon répétitive et composent à elles seules la vaste majorité des arbres en ville. À Montréal par exemple, l'érable de Norvège à lui seul constitue environ 22 % des arbres présents, et son « cousin » l'érable argenté représente 15 % des arbres. Ces deux espèces sont accompagnées par d'autres érables totalisant 41 % des arbres de la ville. Les érables sont sans surprise suivis des frênes (surtout le frêne rouge; 18 %), avec 21 % du total. Ces deux genres à eux seuls couvrent donc plus de 60 % des arbres à Montréal.

À l'opposé, >90% des espèces forment chacune 1% ou moins du couvert.

Les proportions de genres et d'espèces d'arbres trouvées (grâce par exemple aux inventaires réalisés pour se préparer au passage de l'agrile) dans d'autres municipalités du Grand Montréal reflètent la même problématique.

L'approche des ratios botaniques proposée par Santamour (1990) est une des façons de tenir compte de cet apparent déséquilibre (manque d'équitabilité) entre les espèces. Cette règle révèle facilement des problèmes importants dans les forêts municipales au Québec, tel que présenté ci-haut pour les érables et les frênes.

Le travail par groupe fonctionnel (que nous verrons en détail plus loin) vient confirmer et détailler ce constat. Par exemple le groupe caractérisé par des espèces à bois dur, tolérantes à l'ombre et à croissance relativement faible (érables, frênes, tilleuls, ormes, et certaines rosacées) est de loin le plus important (>70%).

La diversité de Simpson (SD) (Simpson 1949) est un indice simple qui présente le net avantage de tenir compte de l'abondance relative des espèces dans l'estimation de la diversité. Ainsi la pondération permet qu'une espèce rare (abondance faible) contribue moins à l'indice qu'une espèce abondante. L'indice de diversité de Simpson varie entre 0 et 1. On peut l'illustrer son interprétation comme la probabilité de tirer successivement au hasard deux arbres de la même espèce dans un chapeau contenant tous les arbres d'une surface donnée (par exemple un quartier). Plus l'indice se rapproche de 0, plus la probabilité d'obtenir des individus d'espèces différentes est élevée. L'indice de Simpson doit donc être lu « à l'envers » : un indice élevé étant plutôt obtenu lorsque la communauté est formée de peu d'espèces redondantes.

L'indice de Simpson nous donne tout de suite un résultat inquiétant pour la ville de Québec, par exemple, avec une note globale de 0.94, soit très près de 1. En d'autres termes, la probabilité de tirer au hasard deux arbres de la même espèce à Québec est très élevée, notamment à cause de la forte présence de l'érable de Norvège et du frêne de Pennsylvanie.

B) Les espèces utilisées sont semblables entre elles, et donc susceptibles aux mêmes stress.

Par un simple effet de filtre (disponibilité des arbres, croissance urbaine, acceptabilité, etc.), les espèces plantées en ville, notamment les dominantes, se ressemblent beaucoup au niveau de leurs caractéristiques, que nous appellerons aussi « traits fonctionnels ». La conséquence est une forêt moins résiliente, avec des espèces toutes sensibles aux mêmes stress.

De ce fait, la situation urbaine est problématique et déconnectée des forêts naturelles environnantes. Par exemple, les conifères (*Pinaceae* surtout) ne sont pas nombreux à Montréal (< 5 % du couvert), comme à Québec (11%) et dans d'autres villes au Canada (Ordóñez et Duinker 2015). Or, comme nous le verrons plus loin, les conifères apportent beaucoup de diversité et de résilience dans un environnement dominé par les feuillus.

C) Ces espèces dominantes sont généralement les mêmes dans toutes les grandes villes du Nord-est américain.

Comme énoncé en introduction de cette section, les arbres utilisés dans les municipalités du Nord-est américain sont sensiblement toujours les mêmes, la diversité urbaine s'en trouve ainsi déconnectée de son milieu, de la forêt naturelle régionale (Nock et al. 2013).

D) Des villes pleines de clones – la perte de la diversité génétique.

En ville, des variétés horticoles sont souvent utilisées pour amplifier des traits souhaitables (p. ex. : la floraison, *Syringa reticulata*) ou en éviter d'autres (p. ex. : des épines, *Gleditsia triacanthos*). Ces nouveaux traits n'étant pas héréditaires, il est nécessaire de greffer une branche de la variété mère sur une souche sauvage produisant ainsi des individus génétiquement identiques. Ces clones ont sensiblement la même réponse aux stress et constituent ainsi des peuplements d'une faible résilience.

Enfin, ces analyses nous ont aussi permis de valider l'approche fonctionnelle, et de proposer déjà des pistes générales d'action, que nous verrons plus loin au dernier chapitre. Notons que l'approche de Santamour des ratios espèce-genre-famille, bien que simple, réussi généralement à identifier les problèmes. Mais c'est dans la planification des interventions futures, en fonctions des problèmes identifiés, qu'une véritable approche fonctionnelle se révèlera particulièrement efficace. Elle permet aussi de mieux communiquer les intentions de la municipalité avec les citoyens et avec ses fournisseurs.

Analyse des plantations récentes de Gatineau

La ville de Gatineau tient un registre de ses plantations récentes et nous a fournis la liste des achats effectués en 2013 et 2014 par deux de ses services (Infrastructures et Environnement) afin d'analyser les tendances récentes. Au total c'est 3019 arbres plantés sur cette période de deux ans : 688 et 2331 pour les deux services concernés, respectivement, pour un total de 76 espèces différentes (33 et 66, respectivement, pour chacun des services; Tableau 3).

Des différences entre ce qui a été planté en 2013 et 2014 et ce que l'on retrouve normalement dans nos villes sont évidentes, en réaction entre autres à la crise de l'agrile du frêne et une prise de conscience de l'importance de diversifier. Ainsi les frênes sont évidemment disparus de la liste. Une excellente nouvelle aussi est une bien plus faible utilisation de l'érable de Norvège, avec seulement 2% en moyenne. Aussi remarquable, plus aucune espèce ne dépasse le seuil de 10% à l'échelle de la ville, bien que le service des infrastructures ait utilisé beaucoup de cèdres, probablement pour un projet spécial. Mais comme le nombre de conifères est généralement bas dans les villes, cela peut contribuer à diversifier le parc arboré de la ville de Gatineau.

Au niveau des genres toutefois il faudra faire attention aux érables, surtout dans les projets d'infrastructure (Tableau 4). Cependant, aucun autre genre ne dépasse le seuil de 20% ni même ne s'en approche.

Enfin, au niveau des familles (Tableau 5) le portrait est tout aussi intéressant avec aucune famille ne dépassant le seuil proposé de 30%, même pour les Sapindacées, la famille la plus importante parmi les arbres très utilisés en ville. Une autre excellente nouvelle est la 2e famille en importance, les *Pinacea*. Elles sont 3e seulement pour le service de l'Environnement à cause du grand nombre de cèdres utilisés en infrastructure, ce qui est encore important. Si on y ajoute les *Cupressaceae* et les *Gingkoaceae*, on obtient un total de 27.5% pour les conifères, surprenant par rapport à la moyenne nationale et beaucoup plus en accord avec les forêts naturelles du Québec.

Espèce	Gatineau	INF	ENV
Gleditsia triacanthos	7.4%	5.4%	8.0%
Gingko biloba	6.2%	0.0%	8.1%
Ulmus x	6.0%	0.0%	7.8%
Thuja occidentalis	4.6%	20.3%	0.0%
Picea pungens	4.3%	6.1%	3.8%
Acer saccharum	4.1%	7.1%	3.3%
Syringa reticulata	4.1%	0.0%	5.3%
Celtis occidentalis	4.1%	0.0%	5.3%
Acer freemanii	3.9%	0.0%	5.1%
Acer rubrum	3.7%	7.0%	2.7%
Gymnocladus dioicus	3.3%	0.0%	4.3%
Quercus rubra	2.9%	1.3%	3.4%
Catalpa speciosa	2.6%	0.0%	3.4%
Malus spp	2.5%	1.0%	2.9%
Pinus strobus	2.5%	6.5%	1.3%
Acer platanoides	2.2%	6.4%	1.0%
Quercus palustris	2.2%	0.9%	2.5%
Tilia americana	2.0%	0.4%	2.4%
Sorbus alnifolia	1.9%	0.0%	2.4%
Ulmus davidiana	1.8%	0.0%	2.4%
Picea omorika	1.8%	6.8%	0.3%
Larix laricina	1.8%	0.0%	2.3%
Larix decidua	1.6%	4.4%	0.8%
Acer saccharinum	1.6%	0.9%	1.8%
Acer ginnala	1.4%	4.2%	0.6%
Juglans nigra	1.1%	0.0%	1.4%
Quercus bicolor	1.1%	0.0%	1.4%
Salix alba	1.1%	0.0%	1.4%
Ostrya virginiana	1.0%	0.3%	1.2%
Quercus macrocarpa	1.0%	2.8%	0.5%
Picea glauca	1.0%	1.3%	0.9%
Autres	13.3%	16.9%	12.2%

Tableau 3. Répartition des plantations récentes en 2013 et 2014 selon l'espèce pour la zone urbaine de Gatineau.

Genre	Gatineau	INF	ENV
Acer	17.8%	25.6%	15.4%
Quercus	8.6%	6.1%	9.4%
Ulmus	7.8%	0.0%	10.1%
Picea	7.8%	17.2%	5.0%
Gleditsia	7.4%	5.4%	8.0%
Gingko	6.2%	0.0%	8.1%
Thuja	4.6%	20.3%	0.0%
Pinus	4.2%	7.6%	3.3%
Syringa	4.1%	0.0%	5.3%
Celtis	4.1%	0.0%	5.3%
Tilia	3.4%	2.3%	3.7%
Larix	3.3%	4.4%	3.0%
Gymnocladus	3.3%	0.0%	4.3%
Catalpa	2.6%	0.0%	3.4%
Malus	2.5%	1.0%	2.9%
Sorbus	2.4%	0.7%	2.8%
Amelanchier	1.7%	4.2%	0.9%
Salix	1.3%	0.0%	1.6%
Juglans	1.1%	0.0%	1.4%
Ostrya	1.0%	0.3%	1.2%
Autres	4.8%	4.9%	4.8%

Tableau 4. Répartition des plantations récentes pour 2013 et 2014 des effectifs en genres pour la zone urbaine de Gatineau

Les nouvelles plantations de Gatineau font aussi bonne figure lorsque analysées selon la technique que nous détaillerons dans la prochaine section : les groupes fonctionnels. Aucun des groupes (définis à la section suivante) ne dépasse 30% des effectifs totaux (Tableau 6). Cependant, on remarque quand même deux éléments importants. Premièrement, que les deux services ne font pas les mêmes choix. Ce qui n'est pas nécessairement mauvais, au contraire, par soucis de diversification. Cela correspond aussi probablement à des conditions de plantation bien différentes. Deuxièmement, certains groupes sont négligés, et pourraient représentés de belles occasions de diversification, comme nous le verrons à la section suivante.

Famille	Gatineau	INF	ENV
Sapindaceae	18.4%	25.6%	16.2%
Pinaceae	16.0%	31.3%	11.5%
Fabaceae	11.7%	5.4%	13.6%
Fagaceae	8.6%	6.1%	9.4%
Ulmaceae	7.8%	0.0%	10.1%
Rosaceae	7.0%	6.7%	7.1%
Ginkgoaceae	6.2%	0.0%	8.1%
Cupressaceae	5.3%	20.3%	0.9%
Oleaceae	4.1%	0.0%	5.3%
Cannabaceae	4.1%	0.0%	5.3%
Malvaceae	3.4%	2.3%	3.7%
Bignoniaceae	2.6%	0.0%	3.4%
Salicaceae	1.7%	1.3%	1.8%
Betulaceae	1.6%	1.0%	1.8%
Juglandaceae	1.1%	0.0%	1.4%
Rutaceae	0.4%	0.0%	0.5%

Tableau 5. Répartition des plantations récentes pour 2013 et 2014 en familles botaniques pour la zone urbaine de Gatineau.

Groupe	Gatineau	INF	ENV
1	2%	1%	3%
2	16%	46%	6%
3	7%	6%	7%
4	29%	11%	35%
5	18%	7%	21%
6	28%	29%	28%

Tableau 6. Répartition des effectifs des plantations récentes pour 2013 et 2014 selon les groupes fonctionnels pour la zone urbaine de Gatineau.

STRATÉGIES DE DIVERSIFICATION ET DE RÉSILIENCE POUR GATINEAU

Application de l'approche fonctionnelle dans le milieu municipal

L'analyse de la diversité fonctionnelle demande la connaissance des valeurs quantitatives des traits d'arbres et des analyses mathématiques spécifiques. Cependant, il y a des façons plus simples d'obtenir un portrait fiable de la diversité fonctionnelle. Pour les besoins opérationnels, nous proposons une approche qui a fait ses preuves, celle des «groupes fonctionnels» (Mason et al. 2005). L'approche ne demande pas de connaissances mathématiques particulières. Les calculs préalables sont faits par la Chaire CRSNG/Hydro-Québec qui génère plutôt une liste de groupes fonctionnels, directement utilisable, comme on le ferait avec les genres et familles pour l'application des seuils de Santamour (ces informations sont d'ailleurs aussi comprises dans les tables). Une liste comprenant les espèces disponibles pour les milieux urbains au Québec sera donc mise à votre disposition sur la page web de la Chaire de recherche CRSNG/Hydro-Québec sur le contrôle de la croissance des arbres[3]. Il est important de consulter cette liste régulièrement, car l'ajout ou la modification d'espèces et traits amènera des changements au niveau des groupes fonctionnels.

Comme nous l'avons vu précédemment, une approche fonctionnelle permet d'aller au-delà du simple nombre d'espèces et de mesurer la diversité d'un grand nombre de caractéristiques biologiques (c'est-à-dire fonctionnelles, structurales, morphologiques et horticoles – aussi appelées les traits fonctionnels). Cette diversité est importante, car les traits fonctionnels sont directement liés aux services que les arbres fournissent et à leurs réponses aux stress présents et à venir. Ces traits sont par exemple leur port (lié entre autres à la réaction au verglas et aux vents forts), la vitesse de croissance, le feuillage (résistance aux pathogènes) et divers indices de tolérance. Afin d'obtenir des groupes fonctionnels, il faut d'abord constituer des ensembles homogènes d'espèces basés sur leurs traits fonctionnels à l'aide de techniques de groupement hiérarchique; c'est cette partie que la Chaire réalisera.

La première étape est donc de constituer une base de données des traits des espèces disponibles en milieu urbain, soit un nombre très important pour ce type d'étude. Huit traits fonctionnels ont été retenus pour notre exemple à cause de leur importance écologique, la documentation d'effets liés à leur diversité dans la littérature scientifique sur les forêts (Ruiz-Benito et al. 2014, Paquette et Messier 2011), et leur relative

[3] http://www.arbresurbains.uqam.ca/

disponibilité (Tableau 7). Il s'agit de la masse des semences et de la densité du bois (des proxy de stratégies écologiques, séparant les espèces pionnières des espèces climaciques) (Chave et al. 2009, Ackerly et Cornwell 2007), les tolérances à l'ombre, à la sécheresse et à l'inondation, probablement très liés à la performance en milieu urbain (Niinemets et Valladares 2006), et enfin trois traits foliaires connus pour leur importance écologique, soit la masse foliaire spécifique, la teneur en azote, et la capacité photosynthétique (Díaz et al. 2004, Wright et al. 2004). Une seule étude sur la diversité des traits a été réalisée en milieu urbain à notre connaissance (Nock et al. 2013), et aucune étude ou base de données sur des traits spécifiques aux arbres urbains n'existe à ce jour

Cette science est en plein développement et à ses tout débuts en milieu urbain. La Chaire CRSNG / Hydro-Québec sur la contrôle de la croissance des arbres, en collaboration avec ses partenaires comme la Ville de Gatineau, a donc prit la décision de poursuivre ces efforts de documentation des traits des espèces utilisées en milieu urbain, notamment par l'ajout d'informations plus horticoles, liées à la performance des espèces en ville. La Chaire mettra sous peu en place une plateforme web accessible à tous ses partenaires dans laquelle sera logée une base de donnée des traits qui sera mise-à-jour régulièrement, par l'ajout de traits mais aussi de nouvelles espèces et cultivars. Nous ferons aussi la mise à jour régulière des groupes fonctionnels via des listes d'espèces par groupe, qu'il serait aisé de téléchargé pour utilisation interne. La contribution de ce projet et de la Chaire Hydro-Québec / CRSNG sur l'arbre dans ce domaine est donc très importante et aura, nous l'espérons, une grande utilité pour l'aménagement urbain visant la résilience au Québec.

Ces travaux sont en cours, mais pour les fins de cet exemple nous avons commencé par relever les valeurs de traits disponibles grâce aux travaux en forêt naturelle (Paquette et Messier 2011) et le réseau d'expériences en biodiversité IDENT (Tobner et al. 2014), qu'il a fallu compléter par une recherche de littérature à cause du grand nombre d'espèces exotiques présents en ville (Nock et al. 2013).

Les groupes fonctionnels – simples et faciles d'application

Cette analyse nous a permis de reconnaître six groupes d'espèces parmi les plus utilisées en milieu urbain (Figure 10; Tableaux 7 et 8). Au Tableau 7 le lecteur trouvera les valeurs moyennes de chaque trait ainsi que leur signification au Tableau 8. Il est utile de rappeler qu'il s'agit d'une approche essentiellement fonctionnelle, qui ne fait aucune référence à l'appartenance d'une espèce à un genre ou une famille. Ainsi, deux espèces du même genre peuvent et doivent se retrouver dans des groupes différents si elles sont très distinctes du point de vue des traits.

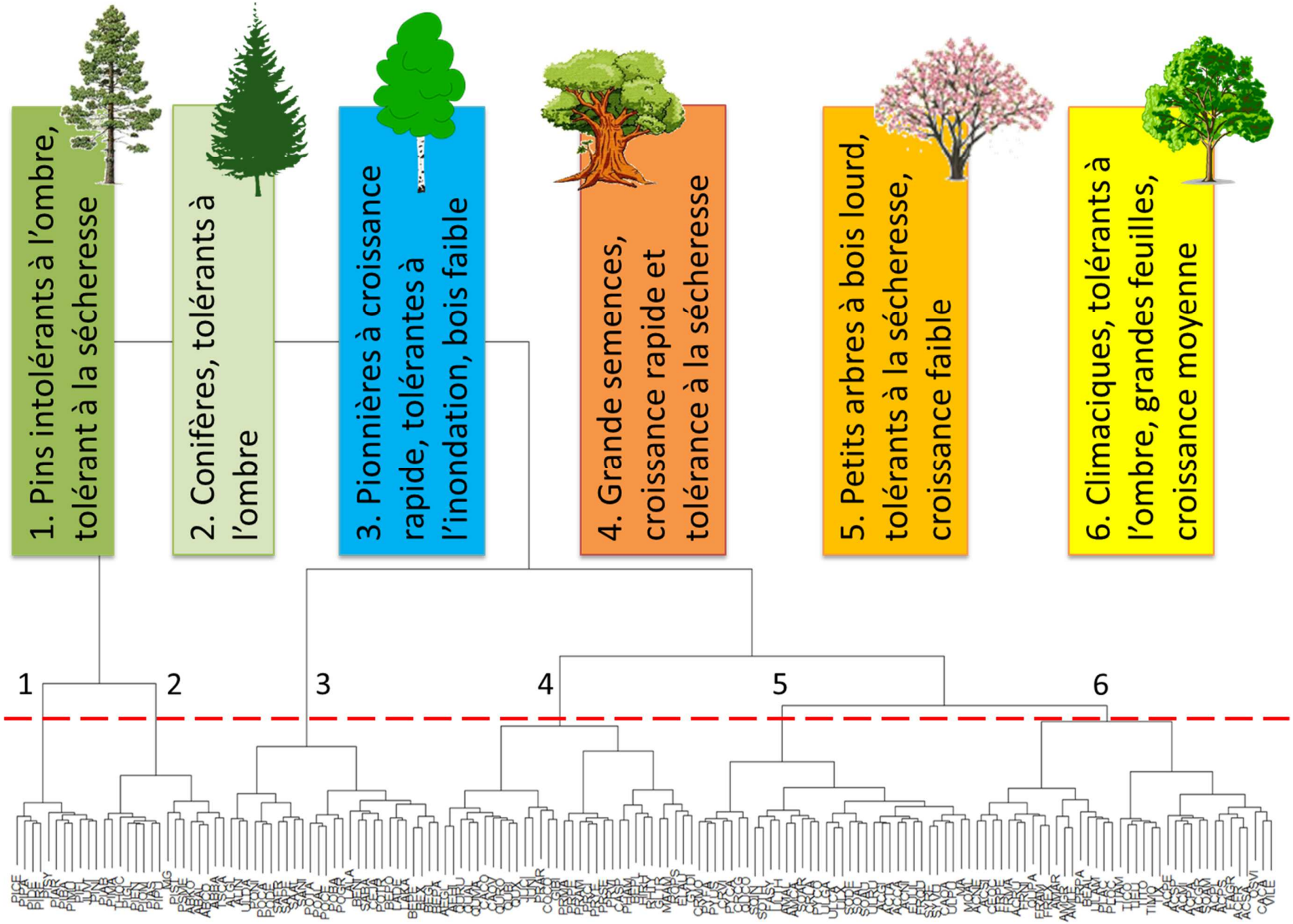
Cet exemple montre que les espèces dominantes dans nos villes aujourd'hui proviennent principalement du même groupe fonctionnel (groupe 6 dans l'exemple). Comme énoncé précédemment, les arbres utilisés abondamment en ville sont généralement semblables du point de vue fonctionnel, même s'ils appartiennent à des familles éloignées. Ainsi cette approche permettra d'éviter de créer des zones de grande sensibilité (et de résilience plus faible) dominées par des espèces comme l'érable de Norvège, l'érable argenté, et les frênes, se retrouvant généralement dans le même groupe fonctionnel.

La première étape de tout effort de reboisement devrait être un inventaire du secteur à reboiser. À l'aide d'une liste des espèces et leurs groupes fonctionnels, le gestionnaire peut ensuite déterminer la répartition des arbres présents dans le secteur à reboiser avant de choisir des espèces pour le nouvel aménagement. Il aura toujours le choix entre plusieurs espèces dans chacun des groupes, selon les conditions locales et la disponibilité. Toutefois, il est conseillé de choisir des espèces appartenant à des groupes différents et de donner la priorité à celles moins représentées dans le secteur. De cette façon, la diversité et la résilience de l'aménagement seront augmentées. Mais attention, les proportions comptent! Il ne suffit pas de choisir la majorité des espèces dans le même groupe fonctionnel et d'en ajouter une petite quantité provenant d'un autre groupe. Plus les proportions d'espèces sont reparties également entre les groupes, plus la diversité effective augmente, et la résilience.

Les contraintes importantes quant au choix des espèces sont aussi liées à leur acceptabilité par les citoyens et des critères esthétiques, pour lesquels des guides existent (Bassuk et al. 2002). Par exemple sur un tronçon de rue donné, pour éviter les monocultures tout en obtenant un résultat intéressant pour le public, des règles simples peuvent être appliquées comme de marier une espèce dominante avec une co-dominante et une ou quelques espèces compagnes (à l'image d'un peuplement forestier) (Bassuk et al. 2002), à la condition que ces espèces soient choisies dans des groupes fonctionnels différents et permettent l'atteinte des objectifs de diversité fixés aux échelles spatiales supérieures (le quartier par exemple).L'éducation du public demeure cependant importante, afin d'informer les citoyens des nouvelles espèces disponibles et de l'importance d'élargir la gamme d'espèces plantées.

Pour terminer, les recommandations doivent aussi tenir compte de ce qu'il est convenu d'appeler les desservices écosystémiques, à savoir les effets négatifs des arbres en ville (pensons au potentiel allergène par exemple) (Ogren 2015), qui sont bien réels, mais peuvent être diminués en faisant de meilleurs choix. En plus des problèmes de santé (p.ex. allergies), nous pouvons considérer la synchronie des phénologies (p.ex. la chute des feuilles, mais aussi des fleurs et fruits) dans les mélanges sur un secteur donné (p.ex. un tronçon de rue), qui peuvent avoir un impact sur les travaux publics comme le ramassage et la gestion des eaux de pluie.

Figure 10. Exemple de dendrogramme fonctionnel représentant ~180 espèces urbaines et les six groupes formés par la distribution de leurs traits fonctionnels (voir Tableaux 5-6).



Groupe	Masse des semences	Densité bois	LMA	[N]	Amax	Ombre	Sécheresse	Inondation
1	52	0.40	286	1.3	34	1.7	4.0	1.2
2	16	0.36	213	1.3	34	4.2	2.2	1.3
3	1	0.41	82	2.4	128	1.8	2.0	2.6
4	2582	0.50	73	2.5	162	2.1	3.2	1.6
5	99	0.58	78	2.1	114	2.6	3.0	1.4
6	91	0.51	60	2.3	117	3.6	2.5	2.2
Moyenne	**572**	**0.48**	**103**	**2.1**	**110**	**2.7**	**2.7**	**1.8**

Tableau 7. Valeur moyenne des huit traits fonctionnels pour chacun des six groupes fonctionnels de l'exemple donné à la figure 10.

Notes : Masse des semences (mg); Densité du bois (g cm^{-3}); LMA : Masse foliaire spécifique (g m^{-2}); [N] : contenu en azote des feuilles (%); Amax : capacité photosynthétique maximale (nmol g^{-1} s^{-1}); Tolérance à l'ombre, à la sécheresse, et à l'inondation: échelles de 1 - intolérant - à 5 - tolérant).

Groupe	Type fonctionnel	Espèces représentatives et abondantes
1	Pins intolérants à l'ombre mais tolérants à la sécheresse	Pin noir, rouge, sylvestre (sauf le pin blanc)
2	Conifères généralement tolérants à l'ombre	Épinettes, sapins et thuya; pin blanc
3	Espèces pionnières. Arbres à croissance rapide, tolérants à l'inondation, faible densité de bois	Peupliers et saules, bouleaux, et les mélèzes
4	Arbres à grande semences, densité de bois moyenne à élevée, croissance rapide, tolérants à la sécheresse	Chênes, marronniers, cerisiers, Légumineuses, Ginkgo
5	Petits arbres tolérants à la sécheresse, bois très dense, croissance faible	Lilas, ormes (sauf d'Amérique), aubépines, pommiers et pommetiers, petits amélanchiers, petits érables
6	Climaciques. Arbres tolérants à l'ombre à feuilles larges et minces, densité de bois moyenne à élevée, croissance moyenne	Érables, frênes, tilleuls, orme d'Amérique, grands amélanchiers

Tableau 8. Interprétation des groupes fonctionnels de l'exemple donné à la figure 10.

Autres recommandations visant l'amélioration de la santé de la forêt urbaine de Gatineau

Même s'il existe de nombreux guides opérationnels traitant les aspects techniques des plantations d'arbres nous terminerons avec quelques recommandations opérationnelles, car elles méritent encore aujourd'hui d'être soulignées puisque mal comprises.

Interactions entre les arbres et avec d'autres organismes

Un élément important de la diversification se trouve au niveau de la multiplicité des interactions entre les organismes vivants. Il s'agit des interactions qui se sont développées entre différents organismes afin de former des écosystèmes capables de résister et de s'adapter aux pires catastrophes. L'arbre « naturel » se retrouve rarement seul. En termes scientifiques, on parle de symbiose, de facilitation et de complémentarité, des mécanismes que l'on commence à mieux comprendre et qui permettent à l'arbre de mieux vivre en communautés diversifiées et complexes plutôt qu'en solitaire ou en groupes homogènes. Il faut donc tenter de créer le plus possible des aménagements urbains qui reproduisent la complexité d'interactions fortes dans lesquelles nos arbres ont évolué naturellement. De façon plus appliquée, on pourra ainsi s'attarder à créer des systèmes à plus grande diversité en structure, notamment verticale puisque facile à réaliser. Quand cela est possible, faire des plantations en groupes d'espèces diversifiées qui incluent aussi des herbacées et des arbustes afin de créer un réseau naturel d'interactions favorisant l'autorégulation, l'adaptation et la résilience face aux pressions biologiques, climatiques et environnementales. On sait que plus un milieu est diversifié en espèces ayant des attributs biologiques différents et des interactions fortes, plus ces espèces pourront faire une utilisation optimale des ressources et plus elles pourront résister aux nombreux stress qui les menacent. Pour maximiser la résistance de ces sanctuaires de nature en ville, il faut les relier entre eux le plus possible pour favoriser les échanges entre organismes. Cette connectivité est essentielle à la durabilité du réseau d'arbres, boisés et forêts que nous mettrons en place collectivement et se reflète à plus grande échelle notamment dans les projets de « ceintures vertes ».

En lien avec une augmentation de la diversité verticale, une multiplicité d'interactions entre les arbres (et aussi d'autres végétaux comme des arbustes et plantes herbacées) aide à constituer des forêts urbaines plus résilientes. Toutefois, nos aménagements urbains sont souvent linéaires avec de grands espacements entre les arbres. Lorsque possible, il faut regrouper des végétaux pour permettre leurs interactions. Nous pouvons penser par exemple à élargir les fosses dans les trottoirs afin de planter d'autres végétaux autour des arbres.

Calibre des plants de reboisement et entretiens

Les municipalités plantent à grands frais de grands arbres surtout dans les emprises municipales, dans les trottoirs et parcs, pour des raisons opérationnelles, de vandalisme, et de sécurité, par exemple le dégagement des premières branches pour la circulation des personnes et des équipements. Du strict point de vue de la performance (croissance et survie), ces arbres sont plus sensibles au stress et demandent plus d'attention les premières années, essentiellement à cause d'un ratio défavorable entre les structures à supporter (feuilles et bois versus racines) et les ressources disponibles (via les racines) que les petits arbres utilisés par exemple en foresterie et qui ont fait leurs preuves. Plus de 100 millions de ces arbres sont plantés en forêt au Québec chaque année, et aucun d'entre eux n'a jamais été arrosé ni tuteuré. Le coût plus important des grands arbres limite aussi les efforts de reboisement en ville. Ainsi, partout où cela est possible, les petits arbres de type forestier (environ 40 cm de hauteur) devraient être envisagés (Ordóñez et Duinker 2015), et même plantés en petits groupes pour en faciliter la gestion et augmenter le taux de survie par effet de facilitation et protection. Par la suite, il sera possible de gérer la densité de ces groupes en éliminant certains arbres, ou si l'endroit s'y prête, à laisser le système s'autogérer, créant même du bois mort et une structure verticale plus intéressante. Le bois mort est en effet de plus en plus reconnu pour sa grande importance dans les écosystèmes forestiers (Angers 2009), mais largement éliminé des milieux urbains.

Trop d'arbres sont encore plantés sans gestion de la compétition à cause de l'idée erronée mais malheureusement répandue que les petites plantes comme les herbacées ne peuvent nuire à la croissance des arbres. Ainsi, ces derniers meurent ou survivent péniblement pendant des années avant d'être libérés de la compétition herbacée. Un phénomène commun qui par ailleurs contribue probablement à l'idée précédente que de grands arbres sont plus performants.

Toutefois, une simple gestion adaptée de la compétition permettra généralement une excellente survie et une croissance adéquate dès la première année, et vigoureuse dès la deuxième (ce que les grands arbres nouvellement plantés ne peuvent faire). Un suivi est nécessaire pour éliminer la compétition, celui-ci peut être mécanique (p. ex. : utilisation d'une débrousailleuse après avoir au préalable protégé le tronc, un autre aspect trop souvent négligé). Dès la plantation, la pause d'un paillis devrait être envisagée. Toutefois, la couche de paillis doit être de taille suffisante (un mètre de rayon). Elle peut être organique (copeaux ou paillis biodégradables) ou de plastique de type agricole, réutilisable. La gestion adéquate de la végétation concurrente dès la plantation et son suivi sont payants à moyen terme puisque l'arbre poussera rapidement, de façon autonome et en santé.

La taille de branches d'un diamètre important est malheureusement régulièrement observée en milieu urbain. Or, ces interventions peuvent avoir des effets négatifs sur la santé de l'arbre en créant une grande blessure tout en générant des coûts importants pour le propriétaire. L'enlèvement de grosses branches inflige des blessures graves tout en gaspillant des réserves et réduisant la masse foliaire de l'arbre. Un jeune arbre peut subir ces agressions plus facilement et cicatriser plus rapidement sans impact sur sa vigueur et sa stabilité future. Afin d'augmenter la durée de vie des arbres et procurer des économies au niveau des coûts d'intervention pour la municipalité, les interventions en bas âge sont recommandées. Il est plus facile et plus efficace d'intervenir sur de jeunes arbres plutôt que sur des arbres matures avec ce que cela nécessite comme équipement et techniques spécialisées.

La taille de formation vise à intervenir sur la configuration de l'arbre pour établir une bonne structure et la forme désirée. Elle a pour objectif également de corriger les défauts de structure, naturels ou non, qui fragilisent les arbres. À l'aide de suivis réguliers et plus fréquents, la taille de formation doit être effectuée dès le jeune âge afin de guider les arbres vers une forme compatible avec leur milieu d'insertion. Elle permet d'anticiper les interventions qui devraient obligatoirement être réalisées pour les contraindre, une fois adultes, aux exigences du site et éviter ainsi des coupes sur des branches plus importantes.

Références citées

[] Ackerly DD, Cornwell WK. 2007. A trait-based approach to community assembly: partitioning of species trait values into within-and among-community components. Ecology Letters 10: 135-45.

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

[] Auclair AN, Lill JT, Revenga C. 1996. The role of climate variability and global warming in the dieback of Northern Hardwoods. Water, Air, and Soil Pollution 91: 163-86.

[] Bassuk NL, Trowbridge P, Grohs C. 2002. Visual similarity and biological diversity: street tree selection and design. Paper presented at the European Conference of the International Society of Arboriculture, Oslo.

[] Bergsten U, Goulet F, Lundmark T, Löfvenius M. 2001. Frost heaving in a boreal soil in relation to soil scarification and snow cover. Canadian Journal of Forest Research 31: 1084-92.

[] Chave J, Coomes D, Jansen S, Lewis SL, Swenson NG, Zanne AE. 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. Ecology Letters 12: 351-66.

[] Cox R, Zhu X. 2003. Effects of simulated thaw on xylem cavitation, residual embolism, spring dieback and shoot growth in yellow birch. Tree Physiology 23: 615-24.

[] Díaz S, Hodgson JG, Thompson K, Cabido M, Cornelissen JHC, Jalili A, Montserrat-Martí G, Grime JP, Zarrinkamar F, Asri Y, Band SRB, S., Castro-Díez P, Funes G, Hamzehee B, Khoshnevi M, Pérez-Harguindeguy N, Pérez-Rontomé MC, Shirvany FA, Vendramini F, Yazdani SA-A, R., Bogaard A, Boustani S, Charles M, Dehghan M, de Torres-Espuny L, Falczuk V, Guerrero-Campo J, Hynd A, Jones G, Kowsary E, Kazemi-Saeed F, Maestro-Martínez M, Romo-Díez A, Shaw S, Siavash B, Villar-Salvador P, Zak MR. 2004. The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. Journal of Vegetation Science 15: 295-304.

[] Donovan GH, Butry DT, Michael YL, Prestemon JP, Liebhold AM, Gatziolis D, Mao MY. 2013. The Relationship Between Trees and Human Health. American Journal of Preventive Medicine 44: 139-45.

[] Laliberté E, Legendre P. 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. Ecology 91: 299-305.

[] Lindner M, Maroschek M, Netherer S, Kremer A, Barbati A, Garcia-Gonzalo J, Seidl R, Delzon S, Corona P, Kolström M, Lexer MJ, Marchetti M. 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. Forest Ecology and Management 259: 698-709.

[] Logan T. 2016. Portrait des changements climatiques pour les zones urbaines du Québec. Ouranos, Montréal.

[] Lovett G, Weiss M, Lambert K. 2016a. Forest pests and pathogens in the United States: Community impacts and opportunities for Tree-SMART Trade. Cary Institute of Ecosystem Studies and the Science Policy Exchange. www.caryinstitute.org/tree-smart-trade.

[] Lovett GM, Weiss M, Liebhold AM, Holmes TP, Leung B, Lambert KF, Orwig DA, Campbell FT, Rosenthal J, McCullough DG, Wildova R, Ayres MP, Canham CD, Foster DR, LaDeau SL, Weldy T. 2016b. Nonnative forest insects and pathogens in the United States: Impacts and policy options. Ecological Applications DOI: 10.1890/15-1176.

[] Mason NWH, Mouillot D, Lee WG, Wilson JB. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. Oikos 111: 112-8.

[] Niinemets Ü, Valladares F. 2006. Tolerance to shade, drought and waterlogging of temperate, northern hemisphere trees and shrubs. Ecological Monographs 76: 521-47.

[] Nock CA, Paquette A, Follett M, Nowak DJ, Messier C. 2013. Effects of urbanization on tree species functional diversity in eastern North America. Ecosystems 16: 1487-97.

[] Ogren TL. 2015. The Allergy-Fighting Garden. Ten Speed Press, Berkeley, CA. p.

[] Ordóñez C, Duinker PN. 2015. Climate change vulnerability assessment of the urban forest in three Canadian cities. Climatic Change: 1-13.
[] Paquette A, Joly S, Messier C. 2015. Explaining forest productivity using tree functional traits and phylogenetic information: two sides of the same coin over evolutionary scale? Ecology and Evolution 5: 1774–83.
[] Paquette A, Messier C. 2011. The effect of biodiversity on tree productivity: from temperate to boreal forests. Global Ecology & Biogeography 20: 170-80.
[] Reeves WC, Strine TW, Pratt LA, Thompson W, Ahluwalia I, Dhingra SS, McKnight-Eily LR, Harrison L, D'Angelo DV, Williams L. 2011. Mental illness surveillance among adults in the United States. MMWR Surveill Summ 60: 1-29.
[] RNCREQ, Ouranos. 2014. Faire face aux changements climatiques - Brochures régionales - www.rncreq.org/projets/adaptation.html.
[] Ruiz-Benito P, Gómez-Aparicio L, Paquette A, Messier C, Kattge J, Zavala MA. 2014. Diversity increases carbon storage and tree productivity in Spanish forests. Global Ecology & Biogeography 23: 311–22.
[] Santamour FSJ. 1990. Trees for urban planting: Diversity, uniformity, and common sense.
[] Simpson EH. 1949. Measurement of diversity. Nature 163: 688.
[] Tobner CM, Paquette A, Reich PB, Gravel D, Messier C. 2014. Advancing biodiversity – ecosystem functioning science with the use of high-density tree-based experiments. Oecologia 174: 609-21.
[] van den Berg M, Wendel-Vos W, van Poppel M, Kemper H, van Mechelen W, Maas J. 2015. Health benefits of green spaces in the living environment: A systematic review of epidemiological studies. Urban Forestry & Urban Greening 14: 806-16.
[] Vida S. 2011. Les Espaces Verts Urbains Et La Santé. Institut national de santé publique du Québec, Québec.
[] World Health Organization. 2008. The global burden of disease: 2004 update. WHO Press, Geneva.
[] Wright IJ, Reich PB, Westoby M, Ackerly DD, Baruch Z, Bongers F, Cavender-Bares J, Chapin T, Cornelissen JHC, Diemer M, Flexas J, Garnier E, Groom PK, Gulias J, Hikosaka K, Lamont BB, Lee T, Lee W, Lusk C, Midgley JJ, Navas M-L, Niinemets Ü, Oleksyn J, Osada N, Poorter H, Poot P, Prior L, Pyankov VI, Roumet C, Thomas SC, Tjoelker MG, Veneklaas EJ, Villar R. 2004. The worldwide leaf economics spectrum. Nature 428: 821-7.