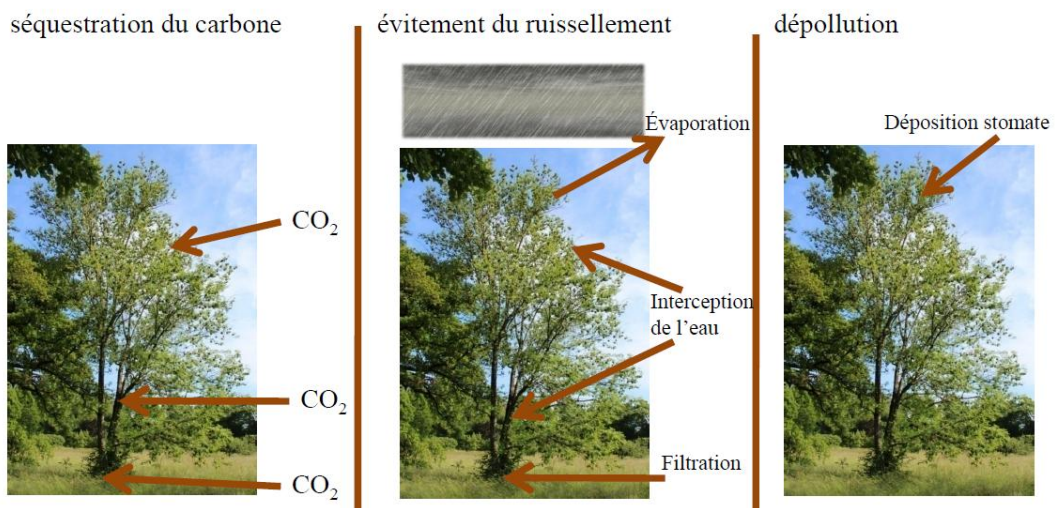




Services écosystémiques des arbres isolés du canton de Genève



Mémoire présenté par

Benjamin Guinaudeau

Bachelier universitaire en environnement

Sous la direction du Prof. Anthony Lehmann et du Dr Martin A. Schlaepfer

Affiliation Université de Genève

Mémoire N°

2016

DROITS D'AUTEUR

Les citations tirées du présent mémoire ne sont permises que dans la mesure où elles servent de commentaire, référence ou démonstration à son utilisateur. La citation doit impérativement indiquer la source et le nom de l'auteur. La loi fédérale sur le droit d'auteur est applicable.

Résumé :

La nature est de plus en plus appréciée dans le canton de Genève au fur et à mesure qu'elle est grignotée par l'urbanisation. Toutefois, la situation actuelle montre que les décisions d'aménagement et les pressions importantes d'urbanisation amenuisent les budgets alloués aux thématiques liées à la nature en ville et en périphérie. Il a été décidé d'utiliser le concept des services écosystémiques, afin de mettre en avant les nombreux services que nous rend la nature. Dans ce contexte, le mémoire s'est attaché à trouver une manière d'estimer les services rendus par les arbres isolés du canton de Genève : le stockage et la séquestration du carbone, l'évitement du ruissellement et la dépollution atmosphérique. Les résultats indiquent qu'en fonction des essences, la quantité de services rendus fluctue. Les conifères peuvent être préférés pour capter des polluants ou intercepter l'eau, alors que les feuillus séquestrent plus de carbone. Les services rendus ne sont pas homogènes sur le territoire. Ils sont peu nombreux en centre-ville et augmentent en zone suburbaine. Les paramètres les plus influents sont la surface foliaire et la densité d'arbres. Il faut donc s'efforcer de maintenir / augmenter les populations du canton. A l'échelle genevoise, la contribution des arbres isolés pour ces trois services est mineure, mais les bénéfices que l'on peut en tirer sont déjà supérieurs aux coûts d'entretien. Bien que les résultats obtenus ne rentrent pas directement en compte dans les choix actuels d'essence à planter, l'approche des services écosystémiques est compatible avec la démarche des décideurs, en leur permettant d'argumenter en faveur de plus de nature en ville et en justifiant leur choix.

SOMMAIRE :

1. INTRODUCTION	7
1.1. Enjeux et contexte	7
1.2. Questions de recherche	8
1.3. Structure du mémoire	9
2. MÉTHODOLOGIE	10
2.1. Les services écosystémiques estimés	10
Le stockage de CO ₂	10
Evitement du ruissellement et amélioration de la qualité de l'eau	11
Dépollution atmosphérique	12
2.2. i-Tree ECO : l'outil de référence des services écosystémiques des arbres urbains	14
Données nécessaires pour utiliser le logiciel	15
Démarche pour calculer l'indice CLE.	17
Pollution et climat à Genève	18
2.3. Explication du choix de la base de données	19
2.4. Comparaisons manuelle du stockage de CO ₂	20
Méthode 1 : Application du papier de Rowntree et Nowak, 1991	21
Méthode 2 : Carbon Calculator/ U.S. Forest Service's Climate Change Resource Center	22
Méthode 3 : Equations généralistes (UGE)	22
Méthode 4 : Utilisation de formule de cubage	23
Méthode 5 : Equation allométrique par espèce	24
2.5. Priority Planting index : PPI	24
2.6. Estimation des coûts d'entretien des arbres isolés	25
3. RÉSULTATS	27
3.1. Présentation de la population étudiée d'arbres isolés	27
3.2. Service écosystemique de la base de données : analyses manuelles	28
3.3. Service écosystemique de la base de données : analyses i-Tree ECO	29
Stockage et Séquestration du CO ₂	29
Evitement du ruissellement et amélioration de la qualité de l'eau	31
Dépollution et amélioration de la qualité de l'air	33
Différence de Services Ecosystémiques entre les essences	34
3.4. Services écosystémiques sur le territoire	36
Priority Planting Index	39
Apport des SE sur le canton	40
Les services écosystémiques estimés comparés au mode de vie des genevois	43
Monétarisation des SE rendus :	45
Estimation des coûts de gestion du patrimoine arboré	46
4. DISCUSSION	47
4.1. Existe-il des différences entre les essences en terme de SE fournis ?	47
SE de stockage de CO ₂	47
SE de dépollution	48
4.2. Quelle est l'importance des SE rendus par les arbres en comparaison avec notre mode de vie ?	48
4.3. Comment sont répartis les SE sur le territoire du canton de Genève ?	50
4.4. Est-ce que mesurer les SE de régulation sur le territoire peut permettre d'aider les gestionnaires dans le choix des essences à planter ?	50
5. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	52
5.1. Conclusions	52
5.2. Recommandations	53
6. BIBLIOGRAPHIE	54
7. ANNEXES	59

Liste des figures et tableaux :

Figure 1: Situation de la pollution atmosphérique dans le canton genevois en fonction des polluants (source Rapport ROPAG 2013)	14
Figure 2: Schéma général du fonctionnement du logiciel i-Tree ECO	15
Figure 3 : Données de base nécessaires pour le calcul des différents services écosystémiques.....	16
Figure 4: Critères de quantification de l'exposition lumineuse reçue par la couronne.....	17
Figure 5: Position des arbres échantillonnés dans le canton pour obtenir les % de canopée manquante et morte	17
Figure 6: Exposition lumineuse estimée par arbre (1point= 1 arbre) allant de 0 (faible exposition) à 5 (forte exposition).....	17
Figure 7: Plan des stations de mesure de pollution en 2013, ROPAG 2013	19
Figure 8: Estimation des services écosystémiques rendus par l'ensemble des arbres isolés du canton en trois étapes. Tout d'abord, sélection des arbres pour l'analyse i-Tree ECO d'après la base de données des CJB (1), puis application de valeur moyenne de service écosystémique en fonction du diamètre de l'arbre (2), finalement extrapolation de valeurs moyennes de SE pour les arbres potentiels sans caractéristiques en fonction de leur localisation.	20
Figure 9: Estimation des coûts des arbres en grande ville française, issu du rapport " Enquête sur la gestion des arbres en ville », ville de Lyon	26
Figure 10: Localisation des arbres isolés sur le canton genevois dans les zones grisées.	27
Figure 11: Proportion des essences dans la base de données.....	27
Figure 12: Structure de la population issue de la base de données	28
Figure 13: Stockage du CO ₂ en tonne par classe de DBH entre conifères et feuillus (issu des méthodes manuelles).....	28
Figure 14: Stock de CO ₂ par classe de DBH	29
Figure 15: Séquestration du CO ₂ par classe de DBH	29
Figure 16: Stockage du CO ₂ et séquestration (respectivement A et B) en fonction du DBH. Les points rouges correspondent à la séquestration de chaque chêne pédonculé, les bleus pour chaque pin noir.	30
Figure 17: Stockage du CO ₂ pour les essences principales de la base de données, ainsi que pour toutes les autres essences de la base de données (autres en rouge).	30
Figure 18: Séquestration du CO ₂ pour les essences principales de la base de données, ainsi que pour toutes les autres essences de la base de données (autres en rouge).....	30
Figure 19: Relation entre le ruissellement évité et le DBH des arbres	31
Figure 20: Ruissellement évité par classe de DBH pour les essences les plus représentés.....	32
Figure 21: Ruissellement évité pour les essences les plus représentées de la base de données.	32
Figure 22: Quantités de polluant captées par les essences principales de la base de données.	33
Figure 23: Estimation de la plus value annuelle moyenne par essence.....	35
Figure 24: Stockage du CO ₂ , moyenne par girec.....	36
Figure 25: Séquestration du CO ₂ , moyenne par girec.....	36
Figure 26: Ruissellement évité, moyenne.....	37
Figure 27: Dépollution, moyenne par girec.....	37
Figure 28: Services écosystémiques totaux par girec (stock et séquestration du carbone A et B, évitement du ruissellement et dépollution C et D).....	38
Figure 29: Surface foliaire par girec.....	38
Figure 30: Densité d'arbre isolé/ha par girec en 2015 sur le canton de Genève.....	39
Figure 31: Priority Planting Index, plus les girecs tirent sur le rouge et plus il devient nécessaire de planter de nouveaux arbres.....	39
Figure 32: PPI pour la ville de Chicago.....	40
Figure 33: Zoom sur une zone urbaine de Meyrin.....	40
Figure 34: Régression linéaire entre le nombre d'arbre par ha et la quantité de polluant captée (gauche) ou de carbone stocké (droite).....	41
Figure 35: Surface foliaire moyenne des arbres Genevois à gauche et de Toronto à droite suite à l'analyse i-Tree ECO	43
Figure 36 : Comparaison entre les émissions de CO ₂ liées au transport par an, sa séquestration annuelle et le stock total de CO ₂ par les arbres isolés sur le canton de Genève.	44
Figure 37: Emissions de CO ₂ moyennes d'un ménage en Suisse et dans d'autres pays, source OFEV 2007.....	44
Figure 38: Comparaison entre la consommation d'eau et le ruissellement évité.....	44
Figure 39: Représentation du CLE calculé sur un périmètre du canton de Genève, de possibles anomalies sont entourées en rouge	74
Figure 40: Séquestration du carbone en fonction du DBH pour le chêne pédonculé.....	74
Figure 41: Séquestration en fonction du DBH (A), leaf area en fonction du DBH (B) et Séquestration en fonction de la surface foliaire (C) pour le chêne pédonculé (trois classes de CLE (0-1, 2-3 et 4 -5, respectivement rouge, bleu et vert)).	74

Figure 42 : Séquestration en fonction du DBH (A), leaf area en fonction du DBH (B) et Séquestration en fonction de la surface foliaire (C) pour le pin noir (trois classes de CLE (0-1, 2-3 et 4 -5, respectivement rouge, bleu et vert))..... 74

Tableau 1 : Représentant les pourcentages d'arbres par classe de DBH au sein de la population d'arbre du canton de Genève et sa corrélation avec les 3 types de population d'arbres issus de Rowntree and Nowak 1991.	21
Tableau 2 : Nombre de feuillus et de conifères dans la base de données, en fonction de la classe de DBH calculée avec Carbon calculator	22
Tableau 3: Montant alloué aux soins sur arbres d'avenue entre 2005 et 2010 pour un secteur d'entretien à Lausanne.	26
Tableau 4: Coûts estimés par arbre aux USA (usda forest)	26
Tableau 5: Liste des espèces majoritairement présentes dans la base de données.....	27
Tableau 6: Récapitulatif des valeurs de stockage et séquestration du CO ₂ obtenues de différentes manières.	31
Tableau 7: Ruissellement évité par classe de DBH obtenu par l'analyse i-Tree ECO.....	31
Tableau 8: Essence à fort potentiel pour l'évitement du ruissellement	33
Tableau 9: Essence à fort potentiel de dépollution	34
Tableau 10: Comparaison conifère-feuillu	34
Tableau 11: Classement des espèces d'arbre par services et leur somme	35
Tableau 12: Récapitulatif des valeurs de SE pour les données i-Tree ECO (ligne 1) + extrapolation à partir du DBH (arbres ligne 2), extrapolation des valeurs moyennes par girec (arbres ligne 3) et du total (tous les arbres ligne 4)	41
Tableau 13: Quantification des différents SE par hectare et par an.	41
Tableau 14: Classement de la ville de Genève par rapport à d'autres villes où le logiciel i-Tree a été utilisé.	42
Tableau 15: Stockage et séquestration moyenne de CO ₂ par classe de DBH, suite à l'analyse i-Tree ECO dans le canton de Genève et comparaison à la ville de Gainesville (Floride).	43
Tableau 16: Emission polluants par an à Genève pour 2014.	45
Tableau 17 : Estimation en dollars de la valeur par tonne de polluant, cela prend en compte les valeurs externalisées pour les Etats Unis ajusté par le département du travail Américain et quantité de polluant capté annuellement sur le canton.....	46
Tableau 18 : Comparaison de valeurs obtenues avec le logiciel puis avec l'extrapolation.....	59
Tableau 19: Sélection de villes dont les caractéristiques de température et de précipitation se rapproche de celles de Genève	60
Tableau 20: Normalisation des écarts entre les valeurs à Genève et les autres villes	60
Tableau 21: Résultat de la différence entre la ville de Genève et les villes de référence.....	61
Tableau 22: RMSE avec coefficient a, b et c de 0,33	61
Tableau 23 : RMSE avec coefficient a, b et c de respectivement 0,2, 0,35 et 0,45.....	61
Tableau 24: Résultat i-Tree ECO pour les arbres isolés	69
Tableau 25: Résultats pour les arbres en forêt, chaque arbre reçoit des valeurs de SE en fonction de sa localisation.....	69
Tableau 26: Résultats pour les arbres en forêt suite à l'extrapolation des SE en lien avec le DBH (annexe 1).....	70
Tableau 27: Valeur de CLE obtenues par hillshade, en rouge les résultats supérieurs à une valeur de 100 (luminosité).....	73

Acronymes :

AEE : Agence européenne pour l'environnement
CJB : Conservatoire du Jardin Botanique
CLE : Crown light exposure (exposition lumineuse reçue par la couronne d'un arbre)
COV : Composé organique volatil
DBH : Diameter at breast height (diamètre du tronc)
GIEC : Groupement intergouvernemental sur l'évolution du climat
GIREC : découpage du canton de Genève en unités statistiques infracommunales
ICA : Inventaire cantonal des arbres
OFEV : Office fédéral de l'environnement
OMS : Organisation mondiale pour la santé
ROPAG : Réseau d'observation de la pollution atmosphérique à Genève
SABRA : Service de l'air, du bruit et des rayonnements non ionisants
SE : Service écosystémique
SEVE : Service des espaces verts
SITG : Système d'information du territoire genevois
SF : Surface foliaire
VLI : Valeur limite d'immission
USDA : Département de l'agriculture américain
USSP : Union Suisse des services des parcs et promenade

Remerciement :

Je souhaite adresser mes remerciements les plus sincères aux personnes qui m'ont apporté leur aide et qui ont contribué à l'élaboration de loin ou de près à ce mémoire de par les discussions, séances et autres rencontres faites tout au long de cette expérience.

A mes directeurs de mémoire, Anthony et Martin souvent débordés mais toujours disponible pour discuter, faire du brainstorming pour m'aider et m'encadrer dans la réalisation de ce mémoire. Je les remercie également pour l'enthousiasme qu'ils ont su apporter à ce projet, et leur envie d'aller plus loin encore !

A Julia qui m'a bien aidée à améliorer le contenu par ses conseils et sa relecture.

1. INTRODUCTION

1.1. Enjeux et contexte

Alors que de nombreuses études ont déjà montré les bénéfices que l'homme tire de la nature qui l'entoure (de Groot et al., 2002), on se préoccupe encore trop peu des écosystèmes urbains. Pourtant, depuis le milieu des années 1950, les villes européennes se sont étendues de près de 80 % et à l'heure actuelle plus de la moitié de la population mondiale est urbaine. Etant donné que les villes sont à la fois dépendantes des écosystèmes présents au sein et en dehors de leur frontière (Bolund and Hunhammar, 1999), il est nécessaire de mettre en place des pratiques qui n'affectent pas ces milieux. L'enjeu est grand car de nombreux processus climatiques et naturels sont en passe de s'intensifier diminuant de plus en plus la marge de manœuvre de l'homme pour préserver son environnement.

L'environnement soutient la qualité de vie des hommes en apportant des services environnementaux (par exemple création d'O₂, filtration de l'eau, nourriture, paysage, etc.). Les services écosystémiques (SE) peuvent se définir comme des flux de matière, d'énergie, issus du stock du capital naturel combinés aux services manufacturés pour produire du bien-être (Costanza et al. 1997) et satisfaire les besoins de l'homme (de Groot et al., 2002). Ces services sont difficilement monétisables, ne faisant pas partie la plupart du temps de marché financier. Connecter les écosystèmes et le bien-être humain à travers les notions de capital naturel et de services écosystémiques a été une étape essentielle pour reconnaître la dépendance de l'homme aux écosystèmes naturels (Daily, 1997; Folke et al., 2011; MA, 2005). Les premières références autour du concept datent du milieu des années 1960 (King 1966, Helliwell 1969, Odum and Odum 1972), mais c'est depuis les années 1990 que le sujet s'est imposé (Pearce 1993, Turner 1993), puis dans les années 2000, le concept est devenu une question centrale en conservation (Koschke et al. 2012 ; Burkhard et al. 2010), en partie grâce au Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2003). Le concept des SE peut aider dans la prise de conscience par les décideurs, planificateurs urbains ou politiciens, de l'importance de la ressource naturelle (Fu et al., 2013). A titre d'exemple, en Chine, sur le plateau de Löss, on évalue la valeur des forêts depuis 1970 (Fu et al., 2013) et la couverture forestière est passée de 6.5 à 51% en 2010 par la simple prise de conscience que cela permet d'augmenter la séquestration du carbone, d'améliorer la régulation hydrique et la conservation du sol, rendant la forêt bien plus attrayante sur le long terme que l'agriculture. En Suisse, encore peu d'études s'attardent sur les SE. Notons quand même l'étude de Grêt-Regamey et collaborateurs en 2013 sur le rôle des forêts dans les Alpes suisses. Ils ont utilisé un scénario évolutif des forêts à l'horizon 2050 sous l'hypothèse d'une augmentation de 2.3 degrés des températures atmosphériques. Les résultats mettent en évidence que la valeur des SE va fortement augmenter d'ici à 2050 et confirme donc la nécessité de préservation des surfaces boisées dès maintenant.

Il est connu que la présence d'une mosaïque de milieux diversifiés favorise le maintien d'une richesse d'espèces de faune et de flore dans l'espace urbain (Lembelet-Haeuter et al. 2011), participant ainsi de manière importante à l'équilibre paysager, social, écologique ou urbanistique des agglomérations. En revanche il est plus souvent ignoré que la végétation urbaine offre aux citoyens toute une variété d'autres services, tels que la purification de l'air, la régulation du climat, la régulation des îlots de chaleur urbaine, la réduction du bruit, ou encore l'atténuation du ruissellement (McPherson et al. 1998, Escobedo et al. 2008; Gómez-Baggethun et Barton 2013; Ding and Nunes 2014; Nowak et Crane 2002 ; Nowak et al. 2007 ; Paoletti 2009 ; Zhao et al. 2010). Les parcs urbains et les espaces verts ont une importance stratégique pour la qualité de vie (Chiesura, 2004) et contribuent à l'amélioration de la santé humaine (Pataki et al. 2011). La nature en ville remplit de nombreux besoins immatériels (rencontre, relaxation, sport, promenade, être dans la nature, etc.), dont il est difficile d'estimer les bénéfices (Kuo et al. 1998, Bell et al. 2008, Korpela and Ylén 2007). Ils apportent des bienfaits

paysagers, du confort, sont des refuges pour la biodiversité ou encore augmentent la valeur des propriétés. La convention européenne sur le paysage (Council of Europe 2000) souligne que la valeur d'un paysage est très dépendante de la perception de la population et que les paysages sont des éléments-clés pour le bien-être humain, englobant à la fois l'héritage naturel et culturel. Toutefois, lorsque l'on doit décider entre la préservation d'un site « naturel » ou la construction d'un nouveau bâtiment, les pressions d'urbanisation et l'aspect financier écartent la plupart du temps les initiatives en faveur de l'environnement. Un exemple récent datant de 2010 a permis de supprimer une cinquantaine d'arbres Boulevard Carl-Vogt, afin d'agrandir le musée ethnographique de Genève (31 tilleuls argentés centenaires en parfaite santé, l'élimination des haies, du gazon et de 9 splendides marronniers). C'est d'autant plus étonnant que, partout dans le monde, le nombre de mètres carrés d'espaces verts par habitant est un indicateur apprécié.

Le canton de Genève est densément peuplé (2000 hab/m²), et l'espace urbanisé représente 13% du territoire transfrontalier. Les pressions sur l'environnement y sont donc importantes. Les ressources allouées pour la foresterie urbaine ont tendance à être de plus en plus faibles puisque moins prioritaires par rapport à des besoins concurrents (transport, santé,...). L'enjeu actuel est donc de mettre en évidence les multiples services rendus par les arbres en ville, en amenant le citoyen, ou le décideur à constater qu'un simple arbre a bien plus de valeur que ce que l'on peut imaginer, et qu'il joue non seulement un rôle à l'échelle locale mais aussi globale. L'approche par les SE permet de mettre en évidence l'importance des écosystèmes afin de justifier des programmes de protection ou de renaturation auprès des décideurs.

Un certain nombre d'études récentes ont utilisé les Systèmes d'Informations Géographiques (SIG) pour explorer comment les SE varient à travers le territoire (Naidoo et Ricketts 2006 ; Troy et Wilson 2006 ; Nelson, Mendoza et al. 2009 ; Sherrouse et al. 2011 ; Liu et al. 2013). Il n'est pas rare que le choix de maximiser un service se fasse au détriment d'un autre (Bennett et al., 2009), à l'instar de l'étude de McPherson et al. (2005) dans laquelle le scénario qui possède le plus d'arbres épure moins l'air (en termes de PM10) qu'un mélange d'arbres et d'espaces enherbés. Les bénéfices de deux SE peuvent être distribués sur différentes localisations et des étendues variées (Seppelt et al., 2011). L'évaluation spatiale des SE apporte des renseignements sur les valeurs associées à notre utilisation du sol, permet leur visualisation cartographique, et permet ainsi de faciliter la prise de décision autour des compromis possibles entre SE (Chan et al. 2006 ; Egoh et al. 2008).

1.2 Questions de recherche

Ce mémoire propose d'estimer plusieurs SE apportés par les arbres isolés sur le territoire du canton de Genève et cherche à répondre à plusieurs questions :

- Existe-il des différences entre les essences en terme de SE fournis ?
- Comment sont répartis les SE sur le territoire du canton de Genève ?
- Quelle est l'importance des SE rendus par les arbres isolés pour notre bien-être ?
- Est-ce que l'évaluation des SE peut guider les gestionnaires dans le choix des essences à planter ?

Il a été délibérément choisi de se concentrer sur les arbres isolés et de ne pas prendre en compte l'ensemble des forêts genevoises pour plusieurs raisons. Premièrement, il est difficile à l'heure actuelle d'estimer le nombre d'arbres en forêt, ainsi que leurs caractéristiques (diamètre du tronc, surface foliaire). Deuxièmement, les plans directeurs forestiers assurent une protection et une projection sur le long terme du patrimoine forestier. Les arbres isolés ne sont pas gérés globalement mais au cas par

cas. Il est donc difficile de mettre en place une gestion globale (arbres isolés et forêts) cohérente du fait de leur mode de gestion distinct. Toutefois, la forêt est devenue le « *poumon vert d'une agglomération grandissante, un refuge naturel apprécié des citoyens et nécessaire à la faune et à la flore sauvage* » (PDF 2000). Il faudra donc dans les futurs travaux également prendre en compte les forêts dans l'analyse des SE pour la prise de conscience de l'intégralité des services rendus par les arbres à l'amélioration de notre qualité de vie.

La sélection des SE à analyser est une étape importante qu'il ne faut pas négliger. Il faut se poser la question de la pertinence des services à analyser. La mitigation des îlots de chaleur par la végétation est un sujet largement abordé et il ne fait nul doute que la végétation participe à réduire les températures en ville. Ainsi, augmenter la surface arborée d'une ville est devenue une stratégie populaire notamment aux Etats-Unis (Jenerette et al., 2011). On peut toutefois se demander s'il est judicieux de vouloir estimer l'apport d'une couverture végétale dans le contexte genevois. En effet, le climat continental de la Suisse est très rarement rude et les normes des nouveaux bâtiments sont de plus en plus strictes, les qualités de protection thermique et gain énergétique que pourraient apporter les arbres en villes semblent relativement faibles. Le Professeur Bernard Lachal (Energie, Université de Genève), estime que pour qu'un arbre fournisse un ombrage suffisant en été, il faudrait qu'il soit vraiment accolé au bâtiment (ce qui est rarement le cas en ville). Le service apporté par les arbres dans ce cas-là serait donc limité voire négatif.

Il faut également connaître les données disponibles, les limites et les moyens que l'on peut employer pour estimer ces services. Dans le cas présent, le temps et les moyens impartis ne permettent pas une démarche de terrain et une récolte poussée de données. Par ailleurs le Canton de Genève possède déjà de nombreuses informations géo-référencées qu'il est toujours intéressant de valoriser. En milieu urbain, Bolund and Hunhammar (1999) ont estimé que 5 SE parmi les plus importants à prendre en compte sont: la filtration de l'air, la régulation du climat, la réduction du bruit, l'évitement du ruissellement et les aspects récréatifs. Ce travail de master s'est focalisée sur trois de ces services en testant un outil gratuit, développé par les services forestiers américains : i-Tree ECO¹. En complément, certains calculs ont été réalisés manuellement pour comprendre les processus liés aux SE, confirmer les résultats obtenus par le logiciel et donc tester son utilité. A noter qu'il existe dans la littérature, une comparaison (Aguaron et McPherson, 2012) de différentes manières d'estimer le carbone séquestré. Les auteurs ont cherché à comprendre l'exactitude des équations utilisées à l'origine dans le domaine forestier. Ce mémoire s'est appuyé sur cette démarche et utilise d'autres méthodes (méthode de Rowntree et Nowak (1991), Carbon Calculator², équation de cubage, équation allométrique). Enfin ces mesures sont comparées à celles obtenus avec i-Tree ECO. Il est supposé au départ que les résultats du logiciel sont certainement les plus fiables du fait du développement des outils depuis une vingtaine d'années par un large panel de scientifiques. Le logiciel est par ailleurs reconnu et fait office de référence à travers le monde dans l'évaluation des SE des arbres en milieu urbain.

1.3. Structure du mémoire

L'évaluation des SE s'est divisée en quatre étapes: (i) la spécification des limites de l'écosystème étudié (ici les arbres isolés du canton) ; (ii) l'établissement et définition des services fournis par les écosystèmes (3 services de régulation) ; (iii) la quantification des SE (manuellement, i-Tree ECO) et (iv) la comparaison des valeurs obtenues à celles d'autres études. Le mémoire commence par la description des SE, puis la méthodologie et les outils utilisés, la description des résultats obtenus avec

¹<http://www.itreetools.org/>

²<http://www.fs.usda.gov/ccrc/tools/tree-carbon-calculator-ctcc>

i-Tree et enfin une extrapolation sur l'ensemble du territoire et une contextualisation permettant de conclure sur l'apport des SE des arbres isolés du canton.

2. MÉTHODOLOGIE

2.1. Les services écosystémiques estimés

Trois SE ont été analysés : stockage et séquestration du CO₂, évitement du ruissellement et dépollution atmosphérique. Ensemble, ces trois SE participent à la régulation de processus environnementaux.

Le stockage de CO₂

Ce service écosystémique semble faire partie des plus importants, est également très parlant et facile à expliquer à un public néophyte. Rappelons que pour améliorer la gestion du patrimoine arborescent il faut être en mesure de convaincre les élus tout comme les citoyens. C'est toujours plus simple lorsque l'on parle de processus bien connu.

Le service de stockage du carbone bénéficie indirectement à la population mondiale. En effet, les concentrations atmosphériques en CO₂ ont une grande responsabilité dans les changements climatiques. Augmenter le nombre d'arbre localement contribue à diminuer la concentration en CO₂ atmosphérique à l'échelle de la planète. Bien que le CO₂ ne soit pas le gaz qui impacte le plus le climat, c'est certainement le gaz le plus rejeté par les activités anthropiques (398ppm/an Octobre 2015³). Les rejets ont ainsi augmenté de plus de 100.0 ppm depuis l'aire préindustrielle (280 ppm/an). Selon le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), à l'échelle mondiale, la biomasse aérienne séquestre 466 giga tonnes de carbone chaque année (GIEC, 2000). A titre d'exemple, en 2014, 36 gigatonnes ont été émises par la population mondiale. Ces émissions auront un effet sur le réchauffement, et l'on estime que 5 à 6 degrés en plus impliqueraient 5 à 10 % de perte de PIB d'ici 2050⁴. On fait donc face à une problématique majeure à l'échelle globale de la planète. L'augmentation de l'effet de serre a des répercussions en chaîne, que ce soit sur la circulation océanique (régulateur principal du climat), le dégel du permafrost (qui retient énormément de méthane), la crise de la biodiversité (réchauffement trop rapide pour l'adaptation de la plupart des espèces) ou encore la montée du niveau des mers créant ainsi des milliers de réfugiés climatiques, engendrant des conflits autour de l'eau potable, et l'appauvrissant principalement les populations les moins développées. La séquestration du carbone par les arbres n'est donc certainement pas à négliger.

Processus de séquestration du carbone par les arbres :

La séquestration se fait par l'intermédiaire d'un processus biophysique, la photosynthèse, durant laquelle les stomates des feuilles capturent le CO₂, utilisent de l'eau et de l'énergie du soleil pour le convertir en O₂ et en matière organique.



La quantité de carbone séquestrée et stockée varie grandement en fonction du type d'arbre, de sa productivité primaire nette, de son âge, des conditions de vie dans lequel il se trouve (Millard et al. 2007). Il existe également différents types de séquestration (sous forme de gaz, dans le bois, les

³, CO2Now.org

⁴(lu dans Huffington Post, Climate Change Deaths Could Total 100 Million By 2030 If World Fails To Act).

branches, les feuilles, les racines et le sol). Tout au long de leur vie, les arbres séquestrent du CO₂, mais lorsqu'ils meurent ou disparaissent en feu de forêt le CO₂ est de nouveau libéré dans l'atmosphère. La séquestration du carbone est donc plutôt une indication de la quantité de CO₂ qui pourrait être relâchée si l'arbre était perdu. Cela peut également permettre d'estimer la compensation à mettre en place lors d'abattages. Afin de déterminer la capacité de l'arbre à capter le CO₂, les scientifiques ont souvent basé leurs calculs sur l'utilisation d'équation allométrique (relation entre la taille de l'arbre, le diamètre du tronc et la séquestration du carbone).

On oublie souvent que l'un des réservoirs de carbone les plus importants est le sol (Schimel et al., 2001). Pourtant, encore peu d'études visant à mesurer le CO₂ stocké par les arbres prennent en compte le carbone du sol avoisinant l'arbre. Seule une étude américaine (Pouyat et al. 2006), a estimé approximativement la séquestration du carbone dans le sol à 1.9 milliards de tonnes aux USA, soit 3 fois plus que les arbres en milieu urbain. Le stockage du CO₂ dans le sol peut être affecté par plusieurs paramètres tels que la qualité de la population arbustive, les changements de climat ou encore par l'activité microbienne. Pour connaître la quantité de carbone stockée dans le sol il faut la plupart du temps passer par l'étape des prélèvements. Les mesures s'expriment en g de carbone pour 100g de sol. Rentrent en compte la profondeur du sol, sa densité apparente et les concentrations de carbone organique dans l'échantillon. A l'heure actuelle il semble difficile d'estimer ce CO₂ sans aller sur le terrain, c'est pourquoi, cela ne sera pas pris en compte dans le mémoire.

Définitions :

- La séquestration du carbone correspond au taux annuel de CO₂ capté durant la période de croissance.
- Le stock de carbone correspond au CO₂ présent dans l'arbre à un instant 't'.

Evitement du ruissellement et amélioration de la qualité de l'eau

L'arbre, de par sa structure (surface foliaire, branche, racine), est capable de réguler, réduire et filtrer l'écoulement de l'eau permettant ainsi de réduire les coûts qui y sont liés. Les espaces arborés participent à l'éviction des polluants des cours d'eau et nappes phréatiques par l'intermédiaire de l'évaporation ou l'infiltration de l'eau dans le sol, les branches et feuilles (Bolund and Hunhammar 1999). La couverture arborée intercepte l'eau, diminue la quantité qui finira au sol ainsi que l'énergie cinétique des gouttes (limitant ainsi l'érosion). Les arbres protègent les sols en leur offrant une couverture végétale, la litière stock l'eau, réduit le ruissellement et la vitesse à laquelle il peut se produire. Les quantités d'eau disponibles ne sont généralement pas homogènes dans le temps. Les arbres ont un effet tampon en absorbant des volumes d'eau importants en période de pluie et en les restituant ensuite progressivement en période plus sèche. Ils permettent ainsi de limiter localement les phénomènes climatiques extrêmes comme les sécheresses et les inondations.

Le bassin versant de Wasatch fournit de l'eau potable de qualité à la ville de Salt Lake, et à plus de 340000 personnes. Plutôt que l'investissement dans des infrastructures de filtration de l'eau, c'est la conservation de la qualité des terres, des forêts et écosystèmes qui composent ce bassin versant qui a été primordiale depuis plus d'un siècle (Blanchard et al., 2015). Cet exemple est à l'image de celui, plus controversé, de la chaîne des Catskills, région montagneuse boisée située à l'ouest de la rivière Hudson qui procure une eau potable de très grande qualité pour la ville de New York. Construire une usine de filtration aurait coûté 10 milliards de \$US. Investir dans le capital naturel couplé à une bonne

gestion forestière coûte 5 fois moins cher à la ville⁵. En termes de cycle de l'eau les arbres fournissent donc des SE très importants. En toute logique au cours de la vie d'un arbre l'efficacité à limiter ce ruissellement augmente car c'est principalement la surface foliaire qui intercepte l'eau. Plus un arbre est âgé et plus il est susceptible d'avoir une grande couronne de feuilles.

Processus liés à l'évitement du ruissellement :

Les feuilles des arbres ainsi que leurs branches retiennent temporairement l'eau en quantité : entre 10 et 20 minutes à partir d'un événement de précipitation (McPherson et al. 2000). Une fois la canopée saturée, l'eau ruissèle le long du tronc et va dans la terre ou s'évapore dans l'atmosphère.

C'est en calculant les m³ d'eau de ruissellement évités par arbre en cas d'inondation ou de pluie importante, en supplément de l'amélioration de la qualité de l'eau, que l'on peut estimer ensuite la somme d'argent économisée. Ce SE bénéficie donc à la population genevoise du fait de la réduction des coûts de gestion des infrastructures locales et de l'amélioration de la qualité de l'eau.

Dépollution atmosphérique

Les arbres participent à la réduction des concentrations en polluants atmosphériques. Leur contribution n'est pas à négliger dans un contexte qui touche la santé de la plupart des européens. La pollution de l'air concerne l'Europe entière : 90% des populations des villes sont exposées à des niveaux de pollution supérieurs aux valeurs recommandées par l'OMS. De nombreuses directives sont mises en place mais la plupart du temps les décideurs oublient la contribution des espaces verts (Nowak et al. 2006, Escobedo et al. 2011). Pourtant, le fait de vivre à proximité de cheminements piétons verts influence l'espérance de vie des seniors sans distinction d'âge, sexe, statut marital ou socioéconomique (Takano et al., 2002). Ces mêmes végétaux améliorent la qualité de l'air en réduisant la température locale, et éliminant certains polluants (Yang et al. 2005, Nowak et al. 2006 and Escobedo & Nowak 2009).

L'homme n'est pas le seul à subir la pollution atmosphérique. Cela peut mener à la détérioration des écosystèmes en limitant la croissance et la survie des végétaux. Ces concentrations en polluant affectent également le développement des arbres et les processus liés. Il faut donc à la fois penser à la santé des populations humaines et à la préservation des espaces arborées.

Aucun progrès notable n'a été observé depuis 10 ans (AEE 2013⁶). En effet, 22-33% de la population urbaine en Europe a été exposé à des concentrations de PM10 au-delà de la valeur limite journalière de 50 µg pendant la période 2009-2011. Cette estimation d'exposition augmente (88%) si l'on se réfère aux recommandations de l'OMS de ne pas dépasser une limite de 20µg. Pour l'Europe, 100000 décès et 725000 années de vies perdues par an seraient attribuables à l'exposition aux particules fines. Les enjeux de santé publique sont également importants en Suisse. Chaque année, 3000 décès sont dus à la pollution atmosphérique. Les coûts de la santé imputés à la pollution atmosphérique sont évalués à près de 5.1 milliard de CHF par an. La région genevoise est l'une des régions les plus polluées de Suisse. D'après un récent document de l'OFEV(2013), depuis 1990 les concentrations atmosphériques en oxyde d'azote ont diminué de moitié, la présence de poussières fines a également reculée, mais encore 30 à 40 % de la population restent exposés à des charges supérieures à la limite d'immission

⁵<http://www.maplanetebleue.net>

⁶<http://www.eea.europa.eu/fr/themes/air>

recommandée. En 2014 les seuils d'alarmes ont été dépassés plus de 50 fois (pour l'ozone en été et microparticules en hiver), notamment en raison de la topographie du canton.

Processus liés à la dépollution par les arbres

Les arbres genevois contribuent à la réduction des concentrations atmosphériques de certains polluants, permettant ainsi d'améliorer la qualité de l'air à l'échelle du bassin genevois. Un polluant atmosphérique peut pénétrer dans l'arbre par la voie racinaire, ou à travers les feuilles. Toutefois, tous les polluants ne pourront entrer par les stomates, seuls l'emprunteront les composés très volatils de faible poids moléculaire et souvent solubles dans l'eau (SO₂, NO_x, O₃, CO, formaldéhyde, benzène, toluène...). Une fois dans la cavité sous-stomatique, les polluants entrent en contact avec l'eau qui tapisse les parois. En phase liquide, ils pourront entrer dans les cellules pour y être métabolisés ou stockés. Les polluants de plus grande taille (PM10) déposés à la surface des feuilles entrent en contact avec la cuticule. Cette dernière ne se situe pas seulement en surface mais possède un relief et des prolongements vers l'intérieur de l'épiderme. Les polluants peuvent migrer au sein de cette cuticule sous l'influence de nombreux paramètres : température, nature du polluant, mais la plupart du temps ils sont évacués en cas de pluie (Cuny et al. 2005).

Impact des polluants mesurés

- Le monoxyde de carbone (CO) est produit par la combustion incomplète de matières organiques (gaz, charbon, fioul, carburant, bois). Le CO est principalement un poison sanguin. Il se fixe à la place de l'oxygène sur l'hémoglobine du sang, conduisant à un manque d'oxygénation du système nerveux, du cœur et des vaisseaux sanguins. Conséquences : maux de tête, nausées, vomissements, vertiges, jusqu'à la mort en cas d'intoxication grave.
- Le dioxyde d'azote (NO₂), se forme lors de combustions à haute température. Il peut altérer la respiration et provoquer des bronchites et participe également aux phénomènes des pluies acides.
- Les PM10 (autrement appelées microparticules), en raison de leur très petite taille, peuvent facilement pénétrer profondément dans les voies respiratoires. Liste des maux qu'elles provoquent: bronchite chronique, asthme, cancer du poumon, accident vasculaire cérébral, infarctus du myocarde ou encore problèmes placentaires. Une étude du programme européen Aphekom, reprise par l'Institut de veille sanitaire (INVS) en 2012⁷, a passé au crible 25 villes de l'Union européenne. Les experts ont conclu qu'à l'âge de 30 ans, l'espérance de vie est réduite de 3,6 à 7,5 mois selon les villes.
- L'ozone (O₃) est un polluant dit « secondaire » dans la mesure où il n'est pas rejeté directement dans l'air mais se forme par réaction chimique entre des gaz d'origine automobile et industrielle (NO_x, CO et composés organiques volatils, COV), sous l'effet des rayonnements solaires. Capable de pénétrer profondément dans les poumons, il provoque à forte concentration des inflammations des bronches, gênes respiratoires et irritations oculaires.

En 2013, le canton possédait 5 stations de mesures installées dans différents milieux. Les résultats montrent qu'en milieu urbain (Sainte-Clotilde et Wilson), les moyennes annuelles dépassent la Valeur Limite d'Immission (VLI OPair 30 µg/m³), alors qu'en milieu suburbain (Meyrin et Foron) et en milieu rural (Passeiry), elles se situent en dessous de la VLI OPair. Le dernier rapport du service de l'air, du bruit et des rayonnements non ionisants (SABRA) du canton indique que :

⁷ <http://www.respire-asso.org/aphekom-3-ans-detude-dans-12-villes-europeennes/>

- Le dioxyde de soufre (SO₂), et le monoxyde de carbone (CO) se situent au-dessous des Valeurs Limites (VLI OPair) sur l'ensemble du territoire et cette situation est stable depuis plusieurs années.
- Une stagnation générale de l'évolution des concentrations de NO₂, d'O₃ et de PM₁₀ a été constatée depuis le début des années 2000 et ceci indépendamment de la zone considérée.
- Les charges en NO₂ sont aujourd'hui proches des valeurs limites. Le long des axes routiers on assiste à la formation de couloirs de pollution où les VLI sont dépassées, même à la campagne. Le principal problème réside dans le fait que les concentrations sont en permanence trop élevées bien qu'on assiste rarement à des pics de pollution.
- Les concentrations en PM₁₀ dépassent toujours les VLI dans les zones urbaines et suburbaines ainsi que les zones rurales de basse altitude. Etant donnée la diversité des sources et des types de substances provoquant la formation de PM₁₀, seul un ensemble de mesures permettra d'abaisser efficacement la charge en microparticule.
- Les VLI pour l'ozone sont dépassées sur de larges portions du territoire.

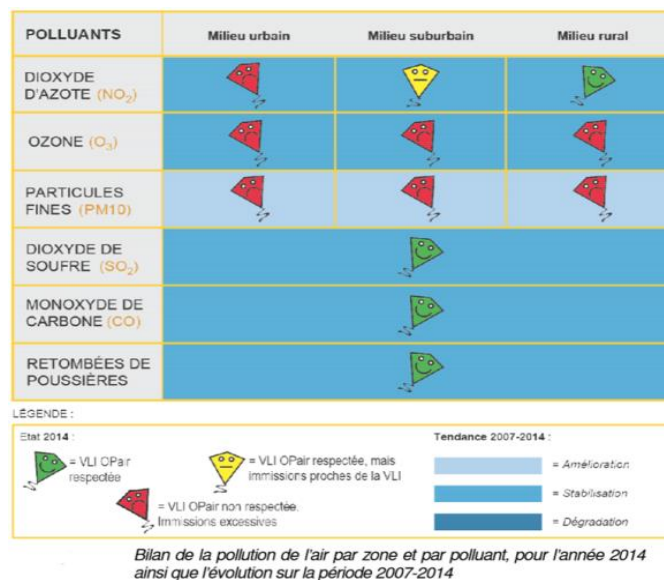


Figure 1: Situation de la pollution atmosphérique dans le canton genevois en fonction des polluants (source Rapport ROPAG 2013)

2.2. i-Tree ECO : l'outil de référence des services écosystémiques des arbres urbains

I-Tree est une suite de logiciels comprenant divers programmes (Streets, ECO, Canopy, Hydro) élaborés par la Division Forestière Américaine. L'objectif du développement de ces logiciels est d'aider les collectivités à mettre en évidence les services écosystémiques rendus par les arbres en milieu urbain en s'appuyant sur un outil d'évaluation qui fournit une analyse précise des services rendus par arbre (ECO version 5). Cet aspect informatif et descriptif doit permettre d'intensifier et de justifier les efforts de gestion des forêts urbaines.

Le logiciel contient une base de données de plus de 6000 essences d'arbres pour lesquels sont renseignées les informations liées à :

- La structure forestière urbaine (e.g. analyse de diversité spécifique, condition des individus, surface foliaire, etc.).
- La quantité de polluant captée par heure et le pourcentage d'amélioration de la qualité de l'air associée sur une année. Cette amélioration est mesurée pour : O₃, CO, PM10 et NO₂.
- Le carbone total stocké sur pied ainsi que la séquestration nette annuelle.
- Le ruissellement évité au sol en m³ par an.

Une valeur économique peut être apportée à chacun de ces services. Par ailleurs, avec les données disponibles aux Etats-Unis, il est possible de faire l'évaluation de la structure forestière ce qui permet de déterminer d'autres fonctions telles que : les effets des arbres sur la réduction d'utilisation d'énergie pour chauffer ou refroidir les bâtiments, ou la valeur culturelle des forêts urbaines.

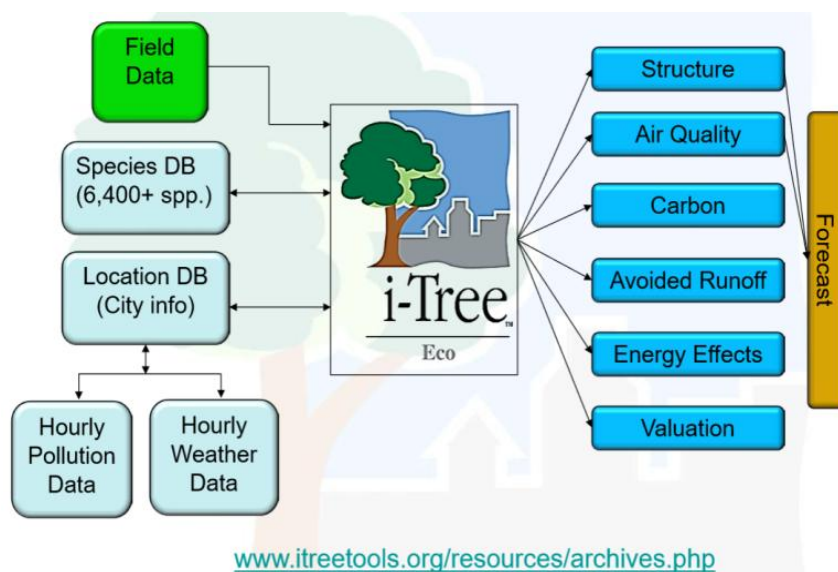


Figure 2: Schéma général du fonctionnement du logiciel i-Tree ECO

La procédure d'échantillonnage traditionnelle comprend : une étape de terrain où l'on récolte suffisamment de données à partir de placettes choisies aléatoirement sur la zone d'étude afin de visiter environ 10 % de la population d'arbres du territoire. Le logiciel a été retenu notamment parce qu'à Genève, un travail de terrain conséquent existe depuis plusieurs décennies. Ce nombre important de données permet de se passer de la phase de terrain souvent longue et coûteuse. Plutôt que de ré-échantillonner, les informations manquantes seront complétées pour faire tourner le modèle. Ce logiciel se base sur des paramètres établis à partir de populations américaines d'arbres. Il est donc légitime de se demander s'ils sont pertinents sur le continent Européen. Afin de parfaire les modèles, le logiciel prend en compte des données météorologiques et de pollution horaires. Une étude italienne a comparé la séquestration d'ozone via i-Tree avec celle mesurée sur le terrain (Morani et al., 2014). Les estimations obtenues via i-Tree sont proches de ce qui a été mesuré. Il est à prévoir que les résultats obtenus pour des populations d'arbres américaines seront toujours plus fiable qu'à l'étranger, mais les nombreux paramètres ajustables permettent de limiter les biais.

Données nécessaires pour utiliser le logiciel

Afin de pouvoir lancer les modèles, le logiciel nécessite un certain nombre de données par arbre (figure 3). La quantité de données disponibles sur le canton de Genève est un réel avantage qu'il faut savoir utiliser.

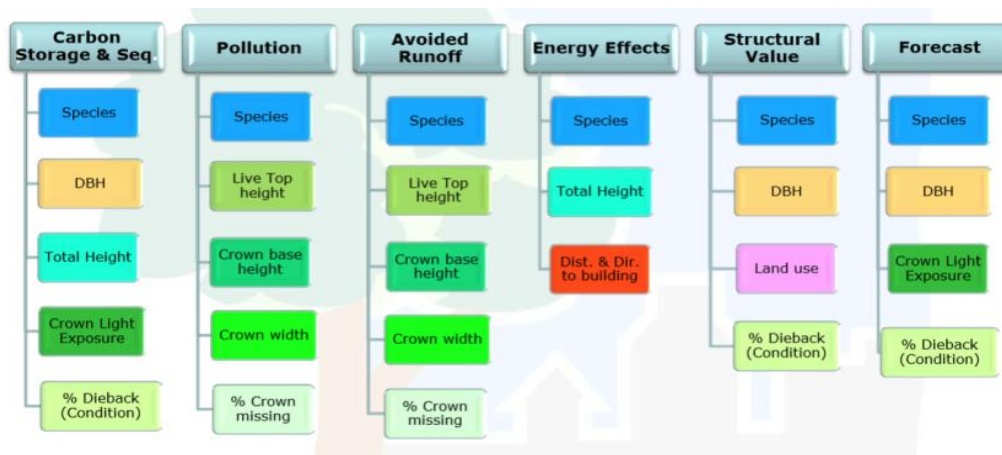


Figure 3 : Données de base nécessaires pour le calcul des différents services écosystémiques

- Espèces - Utilisation des Eco codes existant.
- DBH1-6 - La mesure d'au moins 1 diamètre de tronc pour chaque arbre
- HT DBH - La hauteur à laquelle a été prise le DBH (à 1m du sol)
- TOTHT - La hauteur de l'arbre
- Live Top - La hauteur de la canopée (habituellement la même que TOTHT)
- Crown base - La hauteur à partir de laquelle la canopée commence
- Crown Width NS - Le diamètre Nord-Sud de la canopée
- Crown Width EW - Le diamètre Est-Ouest de la canopée
- % CanopyMissing - Le % de canopée manquante
- % CanopyDieback - Le pourcentage de canopée morte
- CLE - L'exposition lumineuse de la couronne foliaire
- Land Use - Ajuste les taux de croissance en prenant en compte le milieu de vie
- Tree Site - Permet d'estimer pourcentage d'arbres privés / publics

Certaines de ces données étaient manquantes pour pouvoir lancer le processus i-Tree ECO, notamment les paramètres qui reflètent la condition/vitalité des arbres (%CanopyMissing, %CanopyDieback et CLE). Ces paramètres permettent au logiciel d'ajuster les services écosystémiques rendus.

Pour y remédier, une étude de terrain a été utilisée en sélectionnant aléatoirement parmi les 14 espèces les plus représentatives, 3 arbres par espèce à visiter sur le canton (Figure 5, annexe 6). Une moyenne de %CanopyMissing et %CanopyDieback a alors été calculée pour ces espèces. Puis une moyenne pour les feuillus et les conifères a été appliquée pour les autres espèces non échantillonnées. Il a été constaté que d'une manière générale, les arbres possèdent des canopées relativement bien développées avec peu de dommages sur les couronnes (mai 2015). Il est évident que les estimations faites sur seulement 42 arbres représentent un biais qui peut sur- ou sous-estimer l'état de santé de la population d'arbre genevoise. Toutefois, il est considéré qu'en dessous de 25 pourcents de couronne disparue (l'inverse étant rarement observé sur le terrain), il y a relativement peu d'impact sur la croissance de l'arbre (Nowak et al. 2008).

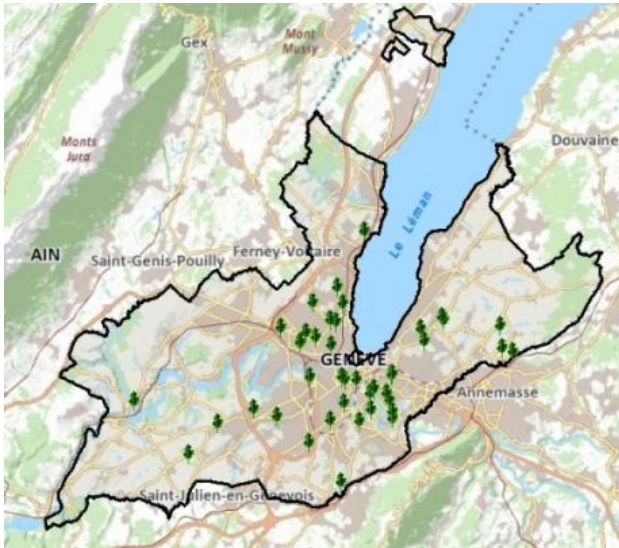


Figure 5: Position des arbres échantillonnés dans le canton pour obtenir les % de canopée manquante et morte

CROWN LIGHT EXPOSURE

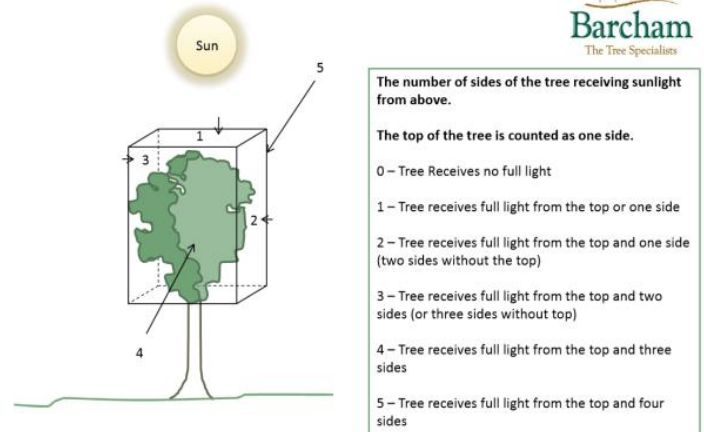


Figure 4: Critères de quantification de l'exposition lumineuse reçue par la couronne

Le troisième paramètre nécessaire pour estimer la vitalité de chaque arbre est la luminosité reçue pour chaque couronne (Crown Light Exposure, figure 4). La base de données contient près de 60000 arbres, il est donc difficile d'aller sur le terrain mesurer cette exposition lumineuse pour chaque arbre.

L'indice CLE se mesure comme suit : il faut compter le nombre de faces de la couronne de l'arbre qui reçoit la lumière du soleil (figure 4). Plus la couronne reçoit de lumière provenant de directions différentes et plus le CLE sera important (indice allant de 0 à 5, figure 6).

Démarche pour calculer l'indice CLE.

La méthodologie emploie ArcGIS pour estimer l'intensité lumineuse perçue par arbre à l'aide de l'outil Hillshade. Ce dernier permet de choisir non seulement l'orientation (E, O, N, S), mais aussi l'inclinaison en degré du rayonnement solaire que percevra chaque arbre afin d'estimer quelle intensité lumineuse reçoit chaque face de l'arbre. Les données nécessaires sont la couche des arbres isolés et celle du Modèle Numérique de Hauteur (MNH) du canton.

L'idée a donc été dans un premier temps de calculer 8 *Hillshades* avec pour paramètres :

1. Orientation EST, angle de 15 degrés
2. Orientation EST, angle de 45 degrés
3. Orientation OUEST, angle de 15 degrés
4. Orientation OUEST, angle de 45 degrés
5. Orientation SUD, angle de 15 degrés
6. Orientation SUD, angle de 45 degrés
7. Orientation NORD, angle de 15 degrés
8. Orientation NORD, angle de 45 degrés

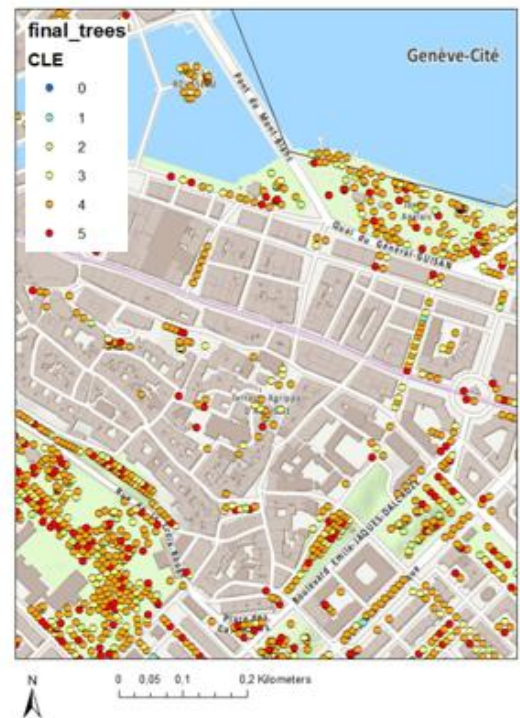


Figure 6: Exposition lumineuse estimée par arbre (1 point = 1 arbre) allant de 0 (faible exposition) à 5 (forte exposition).

L'inclinaison de 15 degrés permet notamment de mettre en évidence la présence ou non d'obstacle (e.g bâtiment) empêchant l'arbre de recevoir la lumière par les côtés.

Une zone tampon a été créée (disque de 5m de rayon autour du tronc) pour pouvoir ensuite extraire la valeur d'intensité lumineuse perçue à l'aide de l'outil Zonal Statistics As Tables. Du fait des nombreux chevauchements entre les zones tampons, c'est la boîte à outil nommé « Spatial Analyst Supplemental Tools » permettant d'utiliser Zonal Statistics As Tables 2 dans les cas « d'overlapping » qui a été utilisé. Les valeurs d'intensité lumineuse sont comprises entre 0 (faible intensité) à 255 (grande intensité). Il a fallu décider d'une valeur de luminosité à partir de laquelle on considère que chaque face de la couronne reçoit suffisamment de lumière. Après réflexion et analyse des différents hillshade réalisés, une valeur minimale de 100 a été choisie. Le calcul du CLE se fera comme suit : Par exemple le CLE d'un arbre sera maximum (5) si sur les 8 résultats s'il obtient au moins 5 hillshades avec une valeur supérieure ou égale à 100.

- CLE 0 si 0 hillshade > 100
- CLE 1 si 1 hillshade > 100
- CLE 2 si 2 hillshade > 100
- CLE 3 si 3 hillshade > 100
- CLE 4 si 4 hillshade > 100

La donnée CLE dans le logiciel permet de faire un ajustement des taux de croissance en fonction de la luminosité perçue. Ainsi, en milieu ouvert le taux de croissance moyen est de 0.83 cm/an. Pour ajuster le modèle il existe un calcul basé sur le nombre de jours pour lesquels la température est supérieure à 0°C.

La formule de base est la suivante :

Croissance Standardisée (CS) = 0.83 cm x nombre jours sans gel / 153

Ensuite, en fonction des CLE obtenus la formule sera :

- CLE 4-5: taux croissance = CS
- CLE 2-3: taux croissance = CS / 1.78
- CLE 0-1: taux croissance = CS / 2.26

Ces mesures (crown dieback, canopymissing, CLE) sont ensuite utilisées par le logiciel pour ajuster la condition des arbres impactant directement sur le stockage du carbone, sur leurs capacités à épurer l'air ou à réguler l'écoulement de l'eau.

Le logiciel corrige également les équations en ajoutant un facteur de 1 lorsque l'arbre est en bonne condition, 0.76 pour une mauvaise condition, 0.42 lorsque l'arbre est en état critique, 0.15 mourant, et 0 lorsqu'il est mort.

Il est probable que la méthodologie du calcul du CLE soit discutable. Des tests sur les données ont ensuite été effectués afin de savoir si le CLE estimé peut apporter un réel biais (annexe 7).

Pollution et climat à Genève

Les données ont été fournies par le SABRA (Service de L'Air, du Bruit et des RAYonnements non-ionisants). Les données horaires d'émission de polluant sont disponibles pour le NO₂ et O₃ sur 5 stations ROPAG (figure 7). Les données pour le CO et PM10 sont disponibles quotidiennement. En

2013, le canton possédait 5 stations de mesure installées dans différents milieux. Les résultats montrent qu'en milieu urbain (Sainte-Clotilde et Wilson), les moyennes annuelles dépassaient la VLI OPair ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) en 2013, alors qu'en milieu suburbain (Meyrin et Foron) et en milieu rural (Passeiry), elles se situaient en dessous de la VLI OPair en 2013. Le logiciel ne prend en compte qu'une seule valeur horaire par polluant, il a donc été décidé de faire une moyenne horaire à partir des différentes stations.

Les données de précipitations horaires ont été fournies par Météo Suisse. Les formules détaillées et méthodes appliquées pour chacun des services sont expliquées en annexe 2.

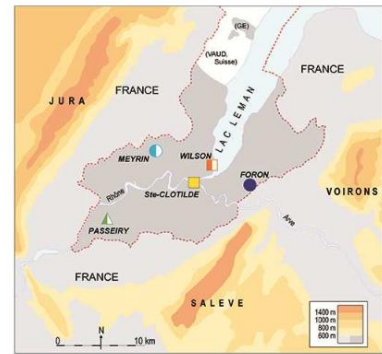


Figure 7: Plan des stations de mesure de pollution en 2013, ROPAG 2013

2.3. Explication du choix de la base de données

Dans le cadre de ce mémoire les résultats des services écosystémiques de stockage et séquestration du CO_2 seront comparés entre plusieurs méthodes. Pour se faire il faut utiliser la même liste d'arbre pour chaque méthode, permettant ainsi la comparaison entre les résultats. C'est principalement pour le logiciel i-Tree ECO qu'il a fallu trier les arbres. Le Conservatoire du Jardin Botanique (CJB) possède une base de données comptabilisant près de 235000 arbres isolés (couche ICA) dans laquelle sont renseignés l'espèce, le diamètre du tronc pris à 1 m du sol, la condition de l'arbre, etc. C'est à partir de cette base de données que les arbres ont été sélectionnés. Seuls ont été sélectionnés les arbres possédant un diamètre du tronc supérieur à 2.54 cm, une hauteur minimale de 30.5 cm et un type de surface sur lequel l'arbre pousse connu (55997 individus).

Il y a donc 55997 arbres avec des données précises qui permettent une analyse i-Tree ECO (figure 8, n°1). Tous les arbres sont classés en fonction du diamètre de leur tronc (classe 1-15cm, 16-30 cm, 31-45 cm, 46-60 cm, 61-76 cm et plus de 77 cm). L'analyse i-Tree ECO de cette population d'arbres a permis de calculer des valeurs moyennes par classe de DBH pour chacun des services (le stockage, la séquestration du carbone, l'évitement du ruissellement et la dépollution). Ce sont ces valeurs par classe qui sont ensuite utilisées pour extrapoler à l'ensemble des arbres dont on connaît le DBH mais dont les données n'étaient pas suffisantes pour être utilisées avec i-Tree ECO (47044 autres arbres issus de la base de données ICA, figure 8 n°2). Les formules et méthodes appliquées sont expliquées en annexe 1.

Une analyse à partir de donnée IGN a permis d'estimer 361000 arbres isolés potentiels sur le territoire genevois. La couche initiale comprenait plus de 500000 points susceptibles d'être un arbre. Afin de nettoyer la couche, une zone tampon d'1m autour des points de 5 m de hauteur minimum a été réalisée. Les zones tampons qui « intersectaient » la couche « bâtiment hors sol », la « chaussée du domaine routier niveau 0 », et les « revêtements dur » de la couche nature sol ont été supprimés. Le diamètre de chaque couronne étant connu, il n'a pas été difficile d'obtenir une surface foliaire totale de 21.7 km^2 représentant 8.7 % de la superficie du canton. Cette valeur peut sembler légèrement haute mais se situe dans la moyenne Suisse. Après, superposition des différentes couches d'arbres (analyse i-Tree ECO : 55997 ; Extrapolation : 47043 et IGN : 361000), et en soustrayant ceux ayant déjà reçu des valeurs de SE, une couche de 297000 arbres potentiels dont on ne connaissait pas les caractéristiques ont reçu les valeurs moyennes pour chaque SE obtenues par girec (figure 8, n° 3). Cela permet donc d'estimer globalement les 3 SE sur le territoire.

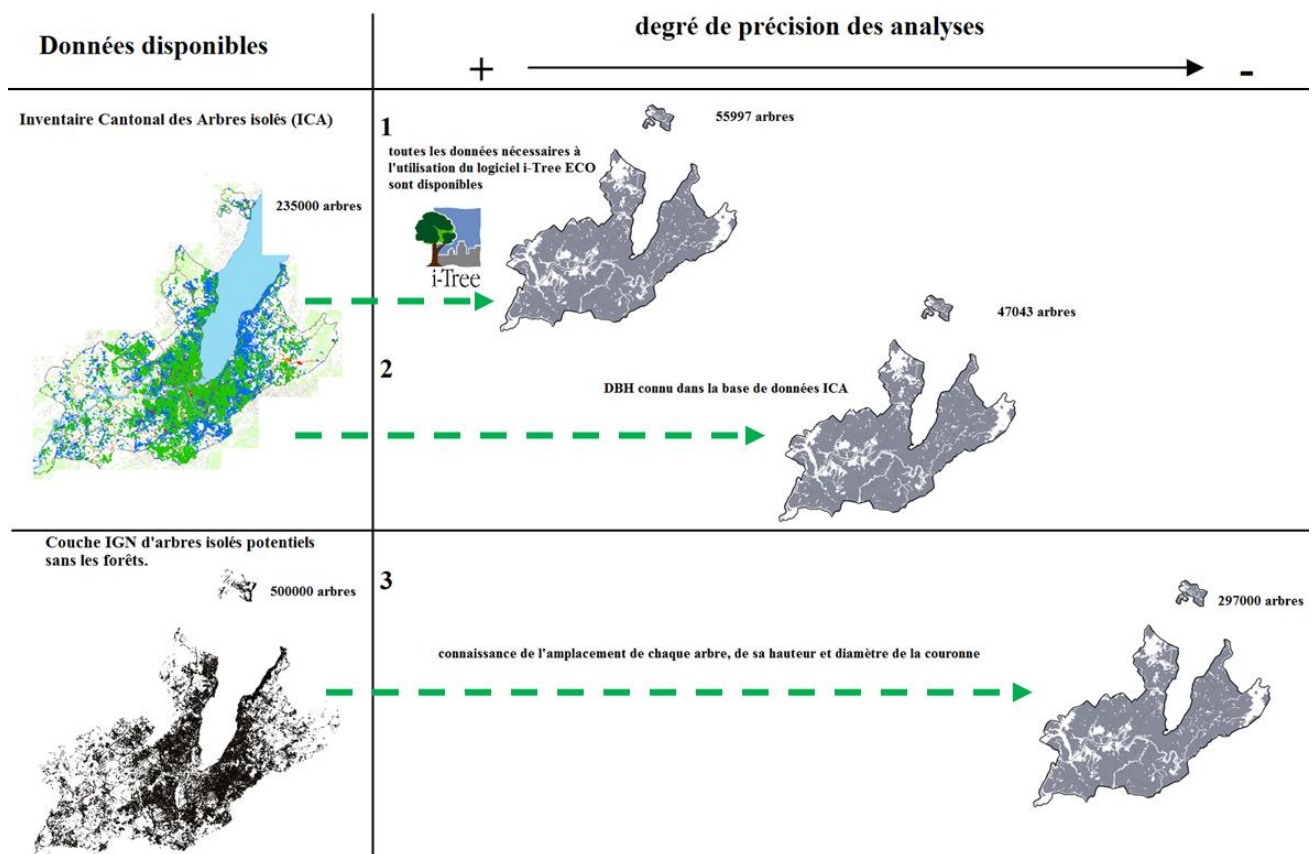


Figure 8: Estimation des services écosystémiques rendus par l'ensemble des arbres isolés du canton en trois étapes. Tout d'abord, sélection des arbres pour l'analyse i-Tree ECO d'après la base de données des CJB (1), puis application de valeur moyenne de service écosystémique en fonction du diamètre de l'arbre (2), finalement extrapolation de valeurs moyennes de SE pour les arbres potentiels sans caractéristiques en fonction de leur localisation.

2.4. Comparaisons manuelle du stockage du CO₂

Parmi les SE étudiés, la séquestration annuelle et le stockage sur pied du carbone ont été estimés par deux moyens différents : calcul manuel et i-Tree ECO. Les valeurs obtenues par les deux méthodes seront ensuite comparées.

En s'appuyant sur l'étude d'Aguaron et Mc Pherson (2012), plusieurs méthodes « manuelles » ont été sélectionnées pour mesurer le carbone présent dans les arbres genevois. Les méthodes retenues estiment soit de manière globale les quantités de carbone stockées pour la population d'arbres isolés (méthode 1 et 2), soit des quantités par arbre (méthode 3, 4 et 5).

Méthode 1 : Application du papier de Rowntree et Nowak, 1991

Afin de calculer la séquestration totale et annuelle de CO₂, Rowntree et Nowak (1991), ont créé une méthode se basant sur la répartition de la population globale des arbres en fonction de leur DBH. Ci-dessous un tableau récapitulant les différents types de populations d'arbres en milieu urbain et la population de Genève (tableau 1).

Tableau 1 : Représentant les pourcentages d'arbres par classe de DBH au sein de la population d'arbre du canton de Genève et sa corrélation avec les 3 types de population d'arbres issus de Rowntree and Nowak 1991.

DBH (cm)	0-15	16-30	31-45	46-60	61-76	>77	cor_pearson	Significativité
Type_1	42	27	14	10	6	1	0,56	NS
Type_2	21	29	26	8	8	8	0,93	S
Type_3	23	15	20	16	18	8	0,17	NS
Moyenne	29	24	20	11	11	6	0,7	NS
Genève	17	30	21	12	8	11	/	/

McPherson et Rowntree (1986) ont identifié trois distributions de DBH prédominante à travers les villes des États-Unis. Un Type 1 qui caractérise une population jeune correspondant à 36% des villes analysées. Un type 2 dont la distribution représente une population dont un bon nombre d'arbres auraient été plantés il y a 10-20 ans représenté par 32 % des villes analysées. Un Type 3 dont la distribution des arbres est assez uniforme dans chaque classe de DBH également rencontré dans 32% des villes analysées. L'idée est donc de classer les arbres du canton selon leur diamètre comme dans le tableau ci-dessus et de calculer la corrélation entre les pourcentages retrouvés et les 3 types de recouvrement forestier urbain. Cela permet ensuite d'utiliser la bonne formule pour la séquestration du carbone. Les calculs réalisés pour Genève permettent de sélectionner le type 2 (corrélé à 93 %). La superficie de Genève sans les forêts correspond à 62270 acres (252 km²).

Stockage total du carbone pour la population d'arbres en milieu urbain (Rowntree & Nowak, 1991):

Type 1: % Cover (0-100) x 0.3226 x superficie de la zone

Type 2: % Cover (0-100) x 0.4423 x superficie de la zone

Type 3: % Cover (0-100) x 0.5393 x superficie de la zone

Moyenne: % Cover (0-100) x 0.4303 x superficie de la zone

Carbone séquestrée par an par la population d'arbre en milieu urbain (Rowntree & Nowak, 1991):

Type 1: % Cover (0-100) x 0.00727 x superficie de la zone

Type 2: % Cover (0-100) x 0.00077 x superficie de la zone

Type 3: % Cover (0-100) x 0.00153 x superficie de la zone

Moyenne: % Cover (0-100) x 0.0035 x superficie de la zone

Méthode 2 : Carbon Calculator/ U.S. Forest Service's Climate Change Resource Center

De la même manière que précédemment cet outil permet de calculer des quantités de CO₂ séquestrés en se basant sur des formules établies. Ici pour simplifier le calcul on considère que la population d'arbres dans le canton de Genève est constituée de conifères et de feuillus (tableau 2). Au préalable il faut choisir une zone climatique représentative de notre zone d'étude (Annexe 2). Il a été décidé de choisir la même zone que celle utilisée ensuite pour i-Tree ECO. Dès lors seules les deux espèces les plus représentatives (une pour les feuillus et une pour les conifères) seront utilisées en fonction de celles proposées par le programme carbon calculator fonctionnant sous Excel.

Tableau 2 : Nombre de feuillus et de conifères dans la base de données, en fonction de la classe de DBH calculée avec Carbon calculator

DBH (cm)	Feuillus	Conifères
<25	19294	2816
26 to 50	16162	3127
51 to 75	6506	1519
76 to 100	2951	693
101 to 127	1455	327
128 to 153	539	154
154 to 179	191	65
>180	128	70
Total	47226	8771

Les deux premières méthodes présentées ici (Rowntree & Nowak et Carbon Calculator) permettent d'estimer globalement sur le canton la quantité de carbone stocké et séquestré par les arbres isolés. Les méthodes suivantes cherchent à estimer les quantités de CO₂ par arbre. La littérature foisonne de modèles de séquestration de biomasse (Aguaron et McPherson 2012), les plus utilisés sont les modèles de fonction de puissance, polynomiale et de variables combinées. La méthodologie consiste à convertir la biomasse fraîche d'un arbre en CO₂ stocké. Le processus est bien renseigné (Markwardt and Wilson 1935 ; Nowak 1994). Le concept est simple : il faut d'abord évaluer la biomasse que représente un arbre, la convertir par la suite en carbone pour finalement être capable d'estimer le CO₂ séquestré. La biomasse est convertie en carbone en la multipliant par une constante (0.50), puis en CO₂ en multipliant par 3,67 (poids moléculaire du dioxyde de carbone) (Lieth 1963 ; Whittaker et Likens, 1973).

Méthode 3 : Equations généralistes (UGE)

Cette méthode consiste à utiliser des équations de base pour obtenir la biomasse de chacun des arbres à partir de paramètres tel que le DBH ou la hauteur de l'arbre (ht).

$$0.16155 * (\text{DBH})^{2.310647} > \text{biomasse feuillu}$$

$$0.035702 * (\text{DBH})^{2.580671} > \text{biomasse conifère}$$

$$1.282 * 7.7 * \text{ht} 4.5 > \text{biomasse palmier}$$

Cela permet d'estimer la biomasse des 55997 arbres échantillonnés à 86483 tonnes. Il faut par la suite estimer la biomasse du système racinaire.

Prise en compte du système racinaire

Le système racinaire représente environ 20 % de la biomasse aérienne d'un arbre. Par conséquent, pour déterminer le poids total il est possible de multiplier la biomasse aérienne par 1,20. Dans la littérature on lit la plupart du temps que la biomasse totale équivaut à 1.28 fois la biomasse aérienne (Husch et al. 1982 ; Tritton and Hornbeck 1982 ; Wenger 1984 ; Cairns et al. 1997).

Pour estimer la biomasse racinaire en fonction de la biomasse aérienne, il existe également des modèles de régression (Cairns et al. 1997). Il faut donc connaître la biomasse pour l'ensemble des arbres isolés du canton. Il a été relativement facile de le faire pour les arbres dont on a suffisamment de données 55997 (14 % du canton) et ensuite extrapoler aux 400000 arbres isolés genevois.

La surface du canton de Genève est de 25200 ha. On a donc 14 % de l'échantillon qui représentent 86483 tonnes (Biomasse), proportionnellement cela représente 617735 t sur le territoire. On divise ensuite par 25200 pour obtenir une biomasse aérienne de 24.5 tonnes par ha (AGB). Enfin, on mesure la biomasse souterraine (BGB) Cairns et al. 1997

$$\mathbf{BGB = \exp(-1.0587 + 0.8836 * \ln AGB + 0.2840)}$$

$$\mathbf{BGB = 7.8}$$

BGB = below-ground biomass density in tons/hectare (t/ha)
AGB = above-ground biomass density (t/ha)

Ce qui représente 32 % de la biomasse aérienne. Il faudrait donc multiplier par 1,32 et non pas 1,28.

Il y a toutefois des différences entre arbre vivant en forêt et arbre vivant en ville (stress, type de sol, compétition pour la couronne. En comparaison les arbres urbains auraient une croissance plus rapide et capteraient légèrement plus de CO₂. Une étude de Nowak en 1994 sur 30 chênes conclut que le facteur de multiplication est 0.8 et non pas 0.5 dans la formule sur la conversion biomasse-carbone des arbres en milieu urbain.

$$\text{Stock de CO}_2 \text{ par arbre} = 1.325 * \text{biomasse fraîche (aérienne)} * 0.8 * 3.67$$

Cela donne une formule UGE pour le CO₂ :

$$1.325 * (0.16155 * (\text{DBH})^{2.310647}) * 0.8 * 3.67 > \text{stock CO}_2 \text{ feuillu (racine comprise)}$$

$$1.325 * (0.035702 * (\text{DBH})^{2.580671}) * 0.8 * 3.67 > \text{stock CO}_2 \text{ conifère (racine comprise)}$$

$$1.325 * (1.282 * 7.7 * \text{ht } 4.5) * 0.8 * 3.67 > \text{stock CO}_2 \text{ palmier (racine comprise)}$$

Méthode 4 : Utilisation de formule de cubage

Couramment utilisée en sylviculture, la méthode permet d'estimer le volume du bois. Cette formule ayant été développée par les anglais, il est nécessaire de convertir toutes les mesures :

W = Poids de l'arbre hors sol (1livre = 0.45kg)

D = Diamètre du tronc (1 pouce = 2.54 cm)

H = Hauteur de l'arbre (1 pied = 0.3048 m)

Pour les arbres dont $D < 28\text{cm}$:
 $W = (0.25D^2/2.54)*(H/0.3048)*0.45$

Pour les arbres dont $D \geq 28\text{cm}$:
 $W = (0.15D^2/2.54)*(H/0.3048)*0.45$

En reprenant les informations précédemment expliquées la formule finale donne :

Pour les arbres dont $D < 28\text{cm}$:

$$\text{CO}_2 = 1.325*(0.25D^2/2.54*H/0.3048)*0.45*0.8*3.67$$

Pour les arbres dont $D \geq 28\text{cm}$:

$$\text{CO}_2 = 1.325*(0.15D^2/2.54*H/0.3048)*0.45*0.8*3.67$$

Cette formule est loin d'être précise car elle ne prend pas en compte les types d'arbre, et essences étudiées. Des formules de puissance plus précises ont été élaborées. En effet, la méthode suivante propose des équations différentes en fonction du type d'arbre.

Méthode 5 : Equation allométrique par espèce

La dernière méthode cherche à modéliser les valeurs en utilisant une formule par espèce. Il y a eu très peu d'approche destructive pour vérifier la précision des équations, mais il est désormais possible de retrouver les équations de biomasse fraîche pour la plupart des espèces dans la littérature (Pillsbury et al. 1998, McHale et al. 2009). Par exemple pour *Acer platanoides* on a : biomasse = $0.0019*(DBH)^{1.785}$

La base de données contient plus de 500 espèces d'arbres, il est donc laborieux de récolter une équation par espèce. Il a été décidé de faire cette recherche pour les 14 essences les plus représentées, soit environ 52% de l'ensemble des arbres (55997), puis les formules UGE seront appliquées aux autres essences.

2.5. Priority Planting index : PPI

Cet indice se base sur les calculs réalisés dans le cadre de l'étude des SE à Chicago⁸. Elle permet de choisir les localités où il y a le plus besoin de planter des arbres. L'indice prend en compte la densité de population, le potentiel d'espace libre pour planter des arbres et le pourcentage actuel de recouvrement foliaire, c'est en quelque sorte un indicateur d'équité environnementale.

Élément du calcul :

- La **Densité de Population** : plus elle est importante et plus il sera prioritaire d'avoir des arbres.
- Le **Potentiel de Plantation**: correspond au pourcentage d'espace vert disponible. C'est le pourcentage d'espace vert (arbre, pelouse, sol nu) occupé par des arbres sur le total d'espace vert existant. Plus le ratio est faible et plus il sera recommandé de planter des arbres.
- **Surface m² couronne Arbre / habitant**, plus l'indice est faible et plus la zone devient prioritaire.

⁸<https://www.itreetools.org/resources/reports/Chicago's%20Urban%20Forest.pdf>

Chaque élément doit être standardisé sur une échelle de 0 à 1 (1 représentant la priorité). Le Priority Planting Index (PPI) prendra des valeurs allant de 0 à 100.

$$\text{PPI} = (\text{DP} * 40) + (\text{PP} * 30) + (\text{SA} * 30)$$

L'échelle du girec (soit 475 entités sur le canton) est intéressante car les données de population et de surface y sont déjà incluses, il est donc facile de calculer une densité de population.

Densité de Population

$$\text{DP} = (n - m)/r$$

n correspond à la densité de population du girec n (population / km²), m est la valeur minimale obtenue pour tous les girecs, et r correspond à la variation entre la plus grande et la plus faible densité.

Afin de calculer les deux autres indicateurs PP et SA il faut être en mesure d'estimer la superficie d'espace vert par girec. Pour le calcul du potentiel de plantation, il a volontairement été décidé d'exclure les forêts des espaces verts car il n'est pas possible de planter de nouveaux arbres dans ces espaces et cela biaiserait le résultat en augmentant artificiellement la surface disponible pour planter de nouveaux individus.

On utilise les couches SITG du « domaine forestier », « des espaces verts » ainsi que la couche des **361 148** arbres isolés obtenue précédemment.

$$\text{PP} = 1 - [t/(t+g)]$$

t est le pourcentage de couverture par les arbres, et g est le pourcentage d'espace vert.

Surface de couronne d'Arbre

$$\text{SA} = 1 - [(n - m)/r]$$

n correspond aux m² de couronne/arbre, m est la valeur minimale de couronne pour tous les girecs, et r correspond à la variation entre la plus grande et la plus faible superficie de couronne.

2.6. Estimation des coûts d'entretien des arbres isolés

Lorsque l'on cherche à estimer la plus-value apportée par les arbres en ville il faut également être en mesure d'estimer les coûts associés à la gestion du patrimoine arboré. La plupart du temps peu d'informations sont disponibles sur ces sujets. Le SEVE n'est pas pour l'instant en mesure de fournir des valeurs pour la ville de Genève.

A Lausanne, une analyse partielle des coûts d'entretien a été réalisée. Ces derniers ne se rapportent qu'aux coûts relatifs aux arbres d'avenues (tableau 3). Le coût est forcément plus élevé car ces arbres font l'objet d'un suivi beaucoup plus serré que celui des arbres en général (M. Rosselet, responsable du patrimoine arboré de la Ville de Lausanne Com. Pers.).

Tableau 3: Montant alloué aux soins sur arbres d'avenue entre 2005 et 2010 pour un secteur d'entretien à Lausanne.

Année	Total en francs	Nbre arbres	Prix par arbre
2010	fr. 203'332.00	1313	fr. 154.86
2009	fr. 244'007.00	1323	fr. 184.43
2008	fr. 203'693.00	1332	fr. 152.92
2007	fr. 171'635.00	1342	fr. 127.89
2006	fr. 177'048.00	1344	fr. 131.73
2005	fr. 163'607.00	1345	fr. 121.64
MOYENNE fr. / arbre / an		145.58	

En France en 2014, la direction des espaces verts de la ville de Lyon a envoyé un questionnaire sous forme de tableau, auprès des différents services des espaces verts des plus grandes collectivités. Il avait pour ambition de comprendre comment les gestionnaires gèrent leur patrimoine arboré en fonction de leur importance, avec quel budget, quels outils et quels moyens humains. Les indicateurs suivants ont été demandés : l'inventaire des arbres, leur situation dans la collectivité, le budget alloué, le logiciel de gestion, la gestion : entreprise / régie, la gestion sanitaire et les moyens humains déployés sur le patrimoine arboré (figure 9).

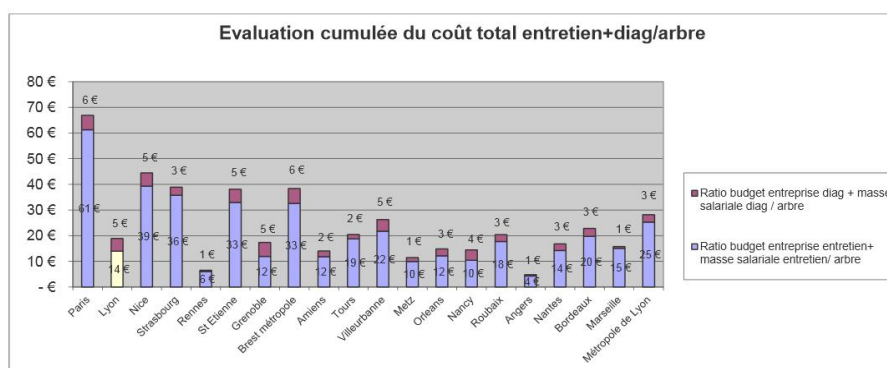


Figure 9: Estimation des coûts des arbres en grande ville française, issu du rapport " Enquête sur la gestion des arbres en ville », ville de Lyon

Le cumul du coût total pour l'entretien et le diagnostic par arbre des différentes collectivités donne une moyenne de 24 euros/arbre/an. Cette enquête révèle sans surprise la très grande disparité des patrimoines arborés des villes sondées et la très grande diversité des moyens humains et financiers consacrés par les collectivités à la gestion de ce patrimoine, et des modalités d'organisation des services. Nous pouvons ici seulement estimer une fourchette de coût (24 euros/arbre à 145 CHF) pour l'entretien de la Ville de Genève. D'autres villes aux Etats Unis ont mesuré les coûts associés aux arbres. Ils semblent plus faibles qu'en Europe (USDA forest service Tableau 4).

Tableau 4: Coûts estimés par arbre aux USA (usda forest)

Afin d'améliorer la connaissance sur les coûts il faudrait être en mesure de connaître le nombre d'arbre total géré sur le canton et demander aux communes les frais engagés.

Size of Tree	Benefit (US \$)	Cost (US \$)	Cost Benefit Ratio
Large	65.18	13.72	4.75
Medium	36.04	6.87	5.25
Small	17.96	6.23	2.88

3. RÉSULTATS

3.1. Présentation de la population étudiée d'arbres isolés

La localisation des arbres isolés sur le territoire étudié est cartographiée (zones grises) sur la figure 10. Les zones blanches correspondent aux rivières et forêts. La base de données comptabilise 8780 conifères contre 48000 feuillus. 14 essences sur les 509 présentes dans la base de données ont été analysées plus finement.

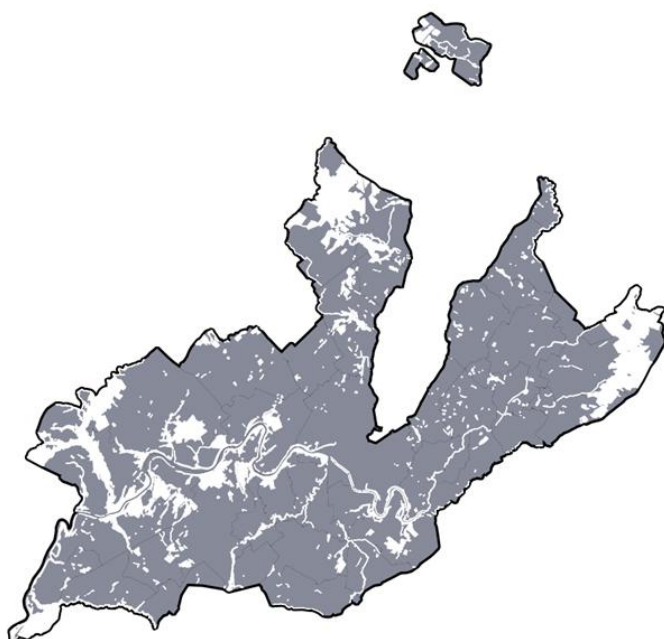


Figure 10: Localisation des arbres isolés sur le canton genevois dans les zones grisées.

Tableau 5: Liste des espèces majoritairement présentes dans la base de données

Nom latin	Nom vernaculaire
<i>Quercus robur</i>	Chêne pédonculé
<i>Pinus nigra</i>	Pin noir
<i>Aesculus hypocastanum</i>	Marronnier
<i>Acer platanoides</i>	Erable plane
<i>Fraxinus excelsior</i>	Frêne
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Erable sycomore
<i>Platanus acerifolia</i>	platane commun
<i>Fagus sylvatica</i>	Hêtre commun
<i>Populus sp</i>	Peuplier
<i>Tilia platyphyllos</i>	Tilleul
<i>Pinus sylvestris</i>	Pin sylvestre
<i>Acer campestre</i>	Erable champêtre
<i>Carpinus betulus</i>	Charme
<i>Juglans regia</i>	Noyer

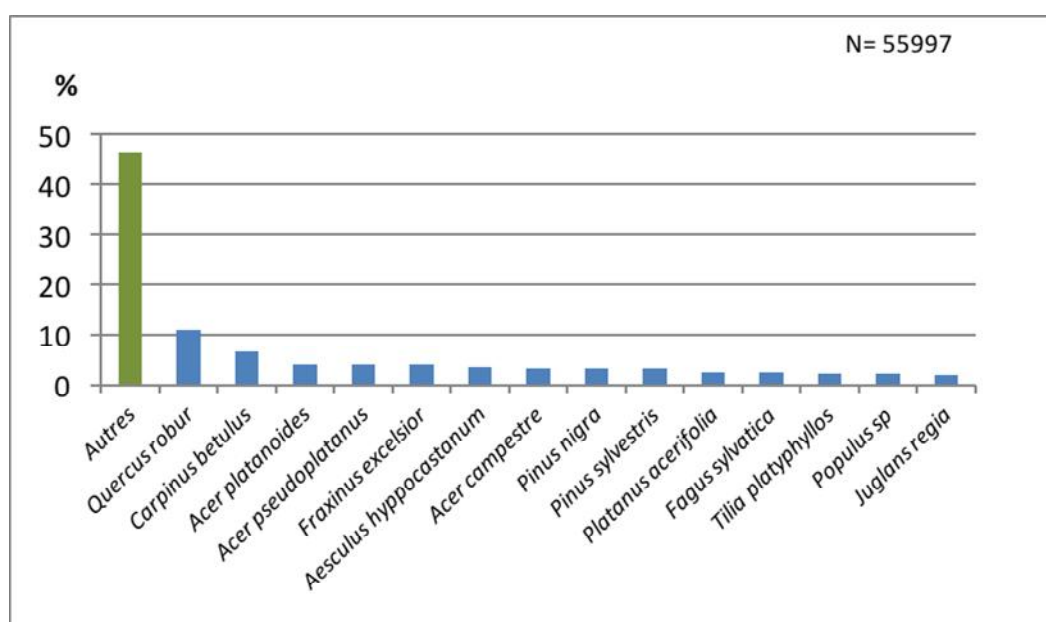


Figure 11: Proportion des essences dans la base de données.

Les 14 principales essences présentes dans la base de données (environ 29000 individus) sont essentiellement constituées d'espèces natives d'Europe (figure 11, tableau 5). La distribution des espèces au sein de la population est relativement homogène et légèrement dominée par le chêne pédonculé. On se retrouve essentiellement avec des arbres jeunes dans la base de données (beaucoup d'individus entre 16-45 cm de DBH, figure 12). Cela peut paraître étonnant, la préservation des arbres à Genève étant ancrée depuis déjà quelques décennies il serait donc logique d'y trouver de nombreux vieux arbres. Cela s'explique certainement du fait que les arbres les plus vieux ont été répertoriés lors des plus anciens recensements qui ne comprenaient pas toutes les données nécessaires à l'évaluation i-Tree ECO et qui n'ont toujours pas été mis à jour. Ils ont donc dû être écartés de la sélection.

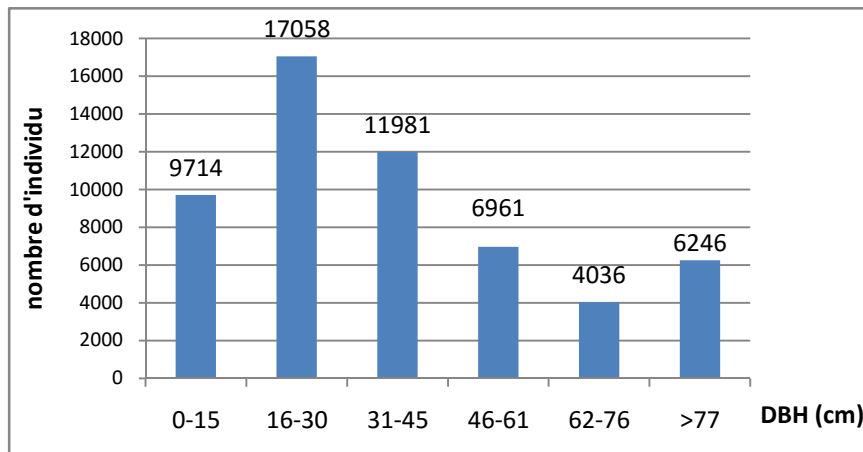


Figure 12: Structure de la population issue de la base de données

3.2. Service écosystémique de la base de données : analyses manuelles

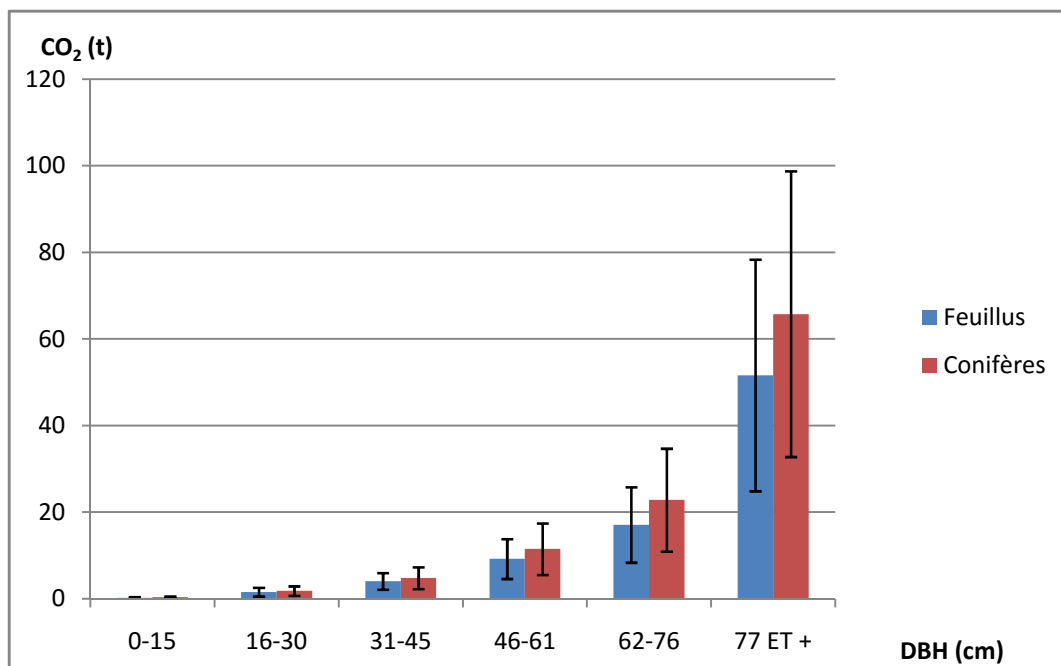


Figure 13: Stockage du CO₂ en tonne par classe de DBH entre conifères et feuillus (issu des méthodes manuelles).

Les valeurs moyennes obtenues pour les conifères et les feuillus par les différentes méthodes manuelles montrent que les conifères stockent plus de CO₂ que les feuillus pour chaque classe de DBH (figure 13). Toutefois, les barres d'erreurs sont larges et se recoupent.

3.3. Service écosystémique de la base de données : analyses i-Tree ECO

Stockage et Séquestration du CO₂

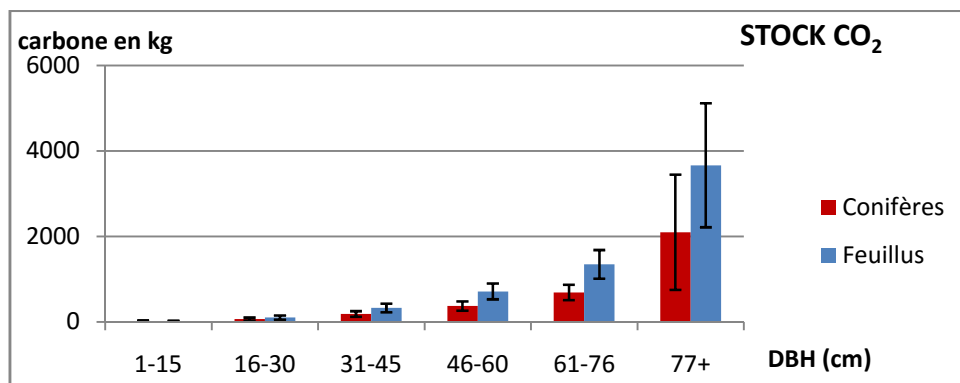


Figure 14: Stock de CO₂ par classe de DBH

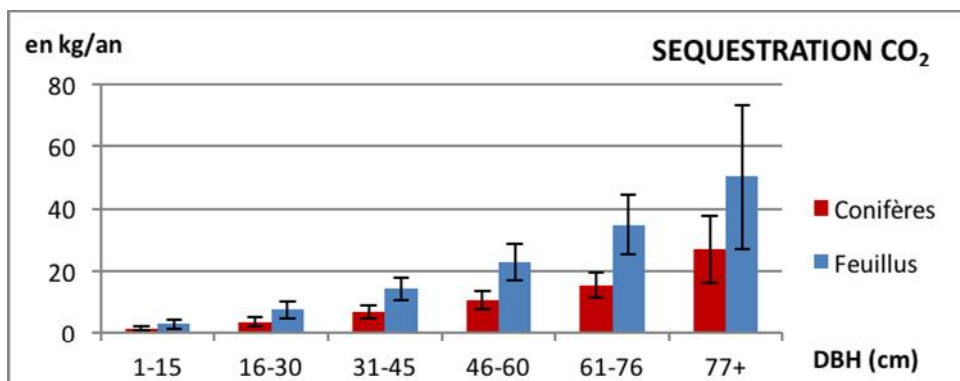


Figure 15: Séquestration du CO₂ par classe de DBH

On constate qu'à l'inverse de la méthode manuelle on observe que ce sont les feuillus qui offrent en moyenne plus de potentiel de séquestration et de stockage (figure 14 et 15). Encore une fois les barres d'erreurs se recoupent mais seulement dans la dernière catégorie où il y a un grand écart de DBH (jusqu'à 303 cm).

Le logiciel i-Tree ECO permet d'estimer l'évolution du stockage de carbone au cours de la vie d'un arbre. On remarque ainsi que les jeunes arbres (DBH jusqu'à 50 cm) stockent peu de CO₂, puis le stockage augmente de façon asymptotique entre 50 et 100 de DBH (figure 16A). Le logiciel impose ensuite un seuil maximal de stockage du CO₂ autour de 6000 kg à partir duquel le stockage n'augmente plus. On remarque aussi que les arbres stockent à deux vitesses. Pour une même quantité de CO₂ stocké (e.g 2000 kg) un arbre peut atteindre ce stock avec un DBH de 60 alors qu'un autre devra attendre 140. Afin d'expliquer ces différences, il faut s'intéresser à la séquestration annuelle de CO₂ (Figure 16B). On constate alors que pour un même DBH (e.g DBH 100 cm) il y a une oscillation

entre 20 et 100 kg de CO₂ séquestré en une année. Cela veut donc dire qu'il y a des différences interspécifiques liées au service de stockage du CO₂.

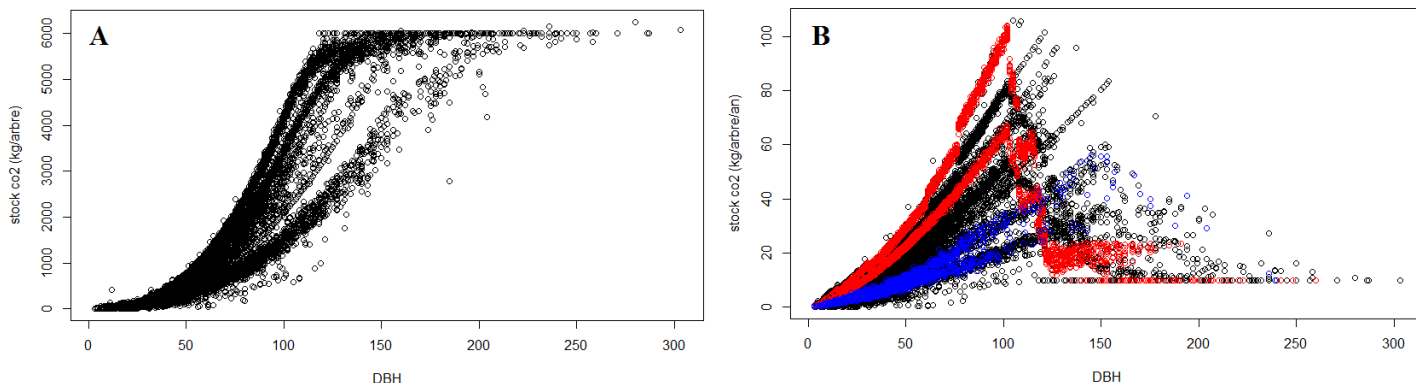


Figure 16: Stockage du CO₂ et séquestration (respectivement A et B) en fonction du DBH. Les points rouges correspondent à la séquestration de chaque chêne pédonculé, les bleus pour chaque pin noir.

Prenons l'exemple de deux essences ; le chêne pédonculé (en rouge sur la figure 16B) et le pin noir (en bleu). Pour un DBH de 100, la séquestration annuelle varie entre 70 et 100 kg pour la première espèce et entre 20 et 35kg pour la seconde. Une fois le pic de séquestration de carbone atteint (entre 100 et 150 de DBH), la séquestration diminue fortement avec le DBH pour atteindre environ 10 kg par an (croissance terminée).

Le logiciel a permis d'estimer le stockage et la séquestration moyenne en CO₂ par essence d'arbre (figure 17, 18). On constate un grand écart avec des essences comme le Chêne pédonculé (*Quercus robur*) le Marronnier (*Aesculus hippocastanum*) ou encore le Platan (*Platanus acerifolia*) capables de séquestrer entre 20 et 30 kg de CO₂ par an, alors que d'autres essences ; Pin Noir ou Tilleul ne dépassent pas les 10 kg (*Pinus nigra* et *Tiliaplathyphyllos*).

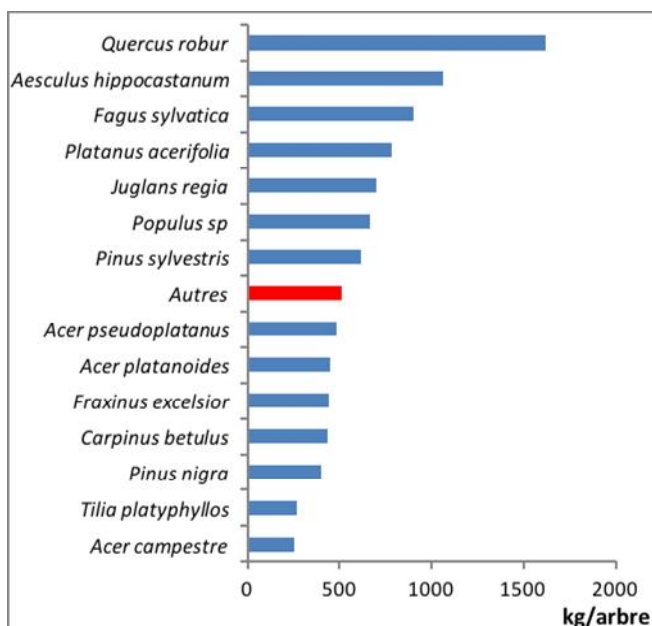


Figure 17: Stockage du CO₂ pour les essences principales de la base de données, ainsi que pour toutes les autres essences de la base de données (autres en rouge).

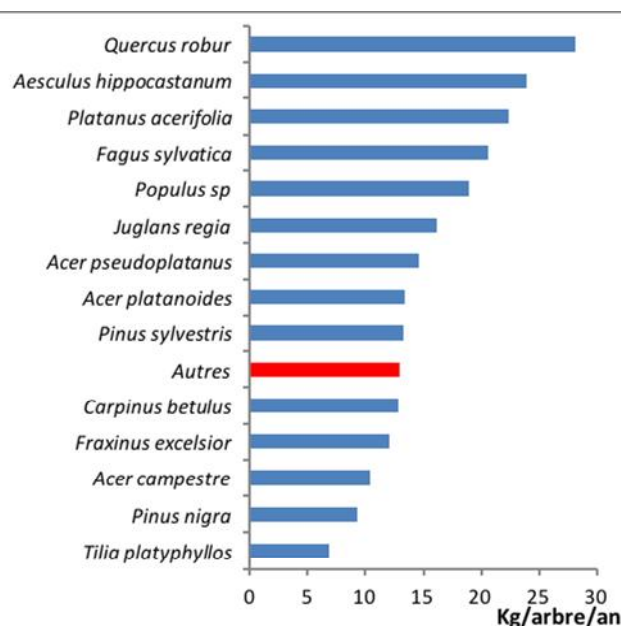


Figure 18: Séquestration du CO₂ pour les essences principales de la base de données, ainsi que pour toutes les autres essences de la base de données (autres en rouge).

L'analyse i-Tree ECO estime la quantité de CO₂ stockée à 36112 tonnes. L'extrapolation (Annexe 2) réalisée pour obtenir l'estimation sur tout le canton estime la quantité totale de CO₂ à 230093 tonnes (tableau 6).

Tableau 6: Récapitulatif des valeurs de stockage et séquestration du CO₂ obtenues de différentes manières.

méthode	Stock CO ₂ (t)	Séquestration CO ₂ (t)	Moyenne par arbre (t)
i-Tree ECO	230093	5523	0.6
Rowntree et Novak	240409	418.5	0.6
Carbon calculator	883126	36309	2.2
Conifère/feuillu	2238983	/	5.6
UGE	2951653	/	7.5
Cubage	6199276	/	15.5

Il y a un facteur 25 entre les différentes méthodes en termes de stockage du CO₂. i-Tree ECO est la méthode qui donne la plus faible valeur et la méthode de cubage celle qui donne la plus grande valeur (tableau 6).

Evitement du ruissellement et amélioration de la qualité de l'eau

Il existe une relation linéaire positive ($y = 0.497 \cdot \text{DBH} - 0.043$) entre le DBH et la capacité à intercepter l'eau (figure 19). Cette relation permet d'estimer par classes de DBH des quantités probables de ruissellement évité (tableau 7) entre 0.5 et 3.19 m³ d'eau.

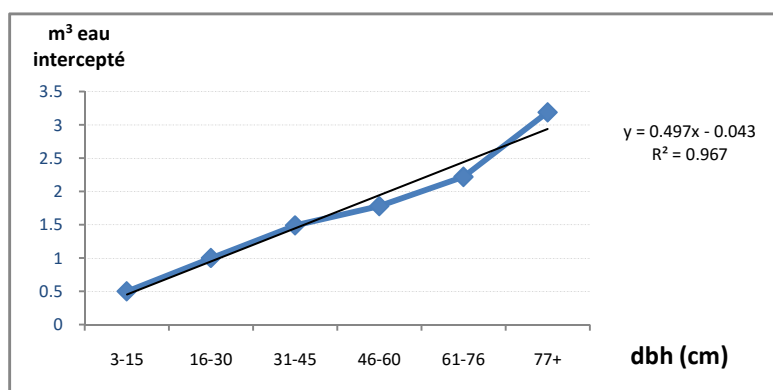


Figure 19: Relation entre le ruissellement évité et le DBH des arbres

Tableau 7: Ruissellement évité par classe de DBH obtenu par l'analyse i-Tree ECO.

DBH (cm)	Ruissellement évité (m ³ /an)	
3-15	0.5	+/- 1.06
16-30	1	+/- 1.03
31-45	1.49	+/- 1.86
46-60	1.78	+/- 1.79
61-76	2.22	+/- 2.46
77+	3.19	+/- 3.86

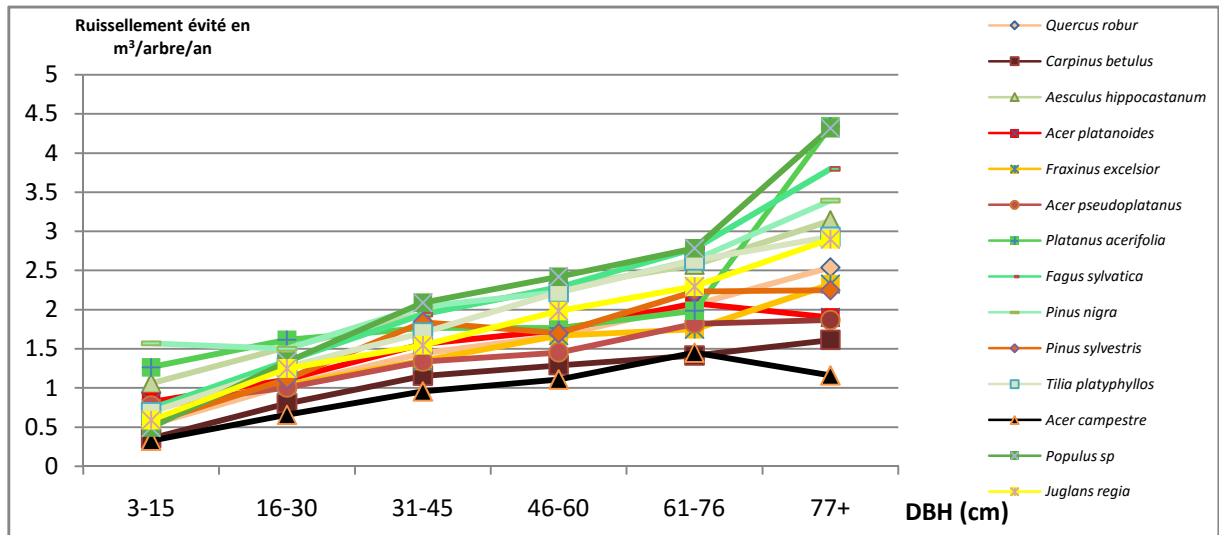


Figure 20: Ruissellement évité par classe de DBH pour les essences les plus représentés

Le ruissellement évité par les 14 espèces les plus répertoriées montre le même pattern en fonction du DBH. En fin de vie un *Platanus acerifolia* peut éviter en moyenne par an le ruissellement de 4.5 m^3 d'eau lorsqu'*Acer campestre* n'évite le ruissellement que 1 m^3 . Toutefois, les écarts type ne sont pas présentés ici mais sont également très large et se recoupent ce qui signifie qu'au sein d'une même espèce il peut y avoir de grandes différences (figure 20). Cela laisse penser que les essences entre elles n'ont pas la même capacité à intercepter l'eau.

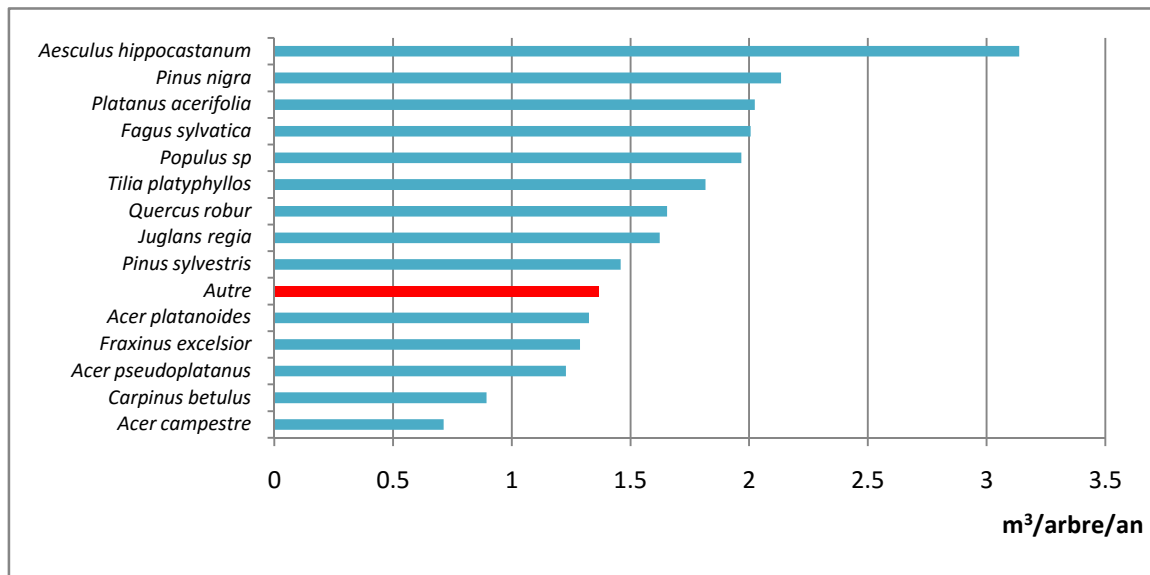


Figure 21: Ruissellement évité pour les essences les plus représentées de la base de données.

C'est très largement le marronnier qui intercepte le plus d'eau avec plus de 3 m^3 par an suivi par le pin noir et le platane. En dernières positions on retrouve le charme et l'érable champêtre avec moins d' 1 m^3 (figure 21).

Tableau 8: Essence à fort potentiel pour l'évitement du ruissellement

Espèce	m ³ eau (moyenne)
Douglas (<i>Pseudotsuga menziesii</i>)	4.32
Cèdre de l'Himalaya (<i>Cedrus deodara</i>)	6.18
Cèdre de l'Atlas (<i>Cedrus atlantica</i>)	7.89
Cèdre du Liban (<i>Cedrus libani</i>)	11.5

A noter qu'en règle générale les variables-clés utilisées pour évaluer les SE sont la surface et la biomasse foliaire, généralement estimées à partir de régression et non pas mesurées sur le terrain (Nowak et al. 2008). D'après l'analyse des données, voici une liste d'essences (tableau 8) dont la surface foliaire est généralement plus importante, impactant sur l'interception de l'eau de pluie.

Dépollution et amélioration de la qualité de l'air

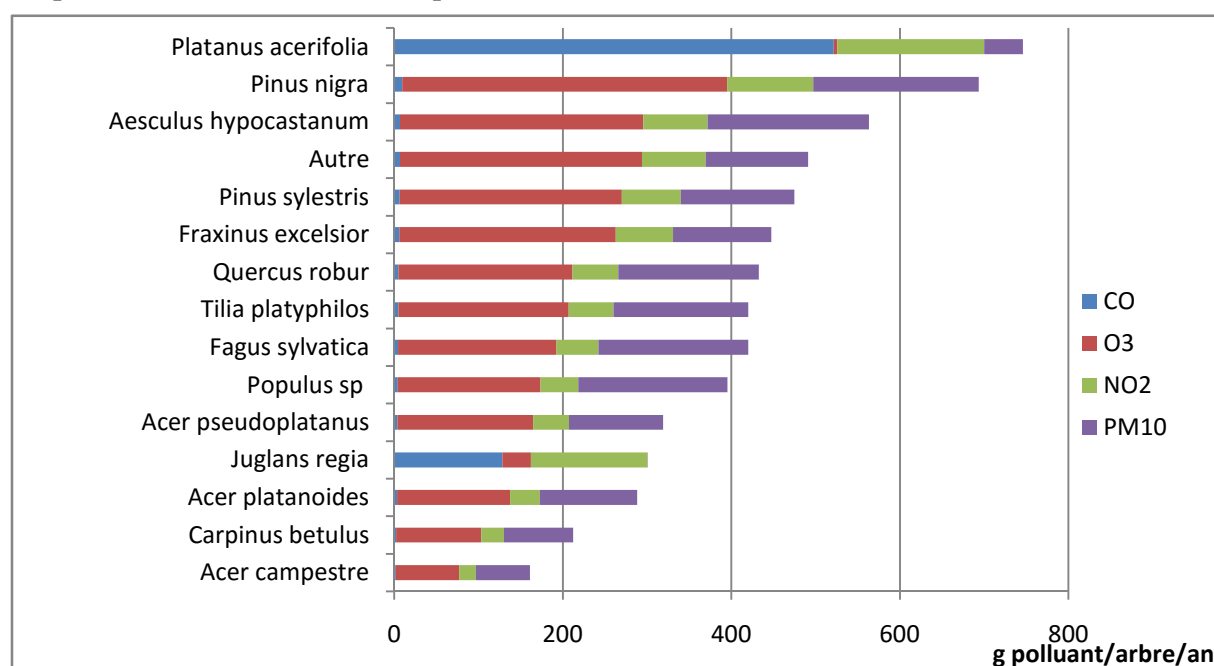


Figure 22: Quantités de polluant captées par les essences principales de la base de données.

Les quantités de polluants stockés oscillent entre 150 et 750 g par an en fonction des essences (*Acer campestre* et *Platanus acerifolia*). Il y a une disparité dans les services rendus. La plupart des espèces capturent de la même manière les différents polluants. Relativement peu de CO, un peu plus de NO₂ puis les PM10 et finalement c'est l'O₃ qui est le plus capté. Deux essences agissent différemment (Noyer et Platane commun), en capturant plus de CO et de NO₂ que les autres essences et relativement peu des deux derniers polluants (figure 22). C'est le logiciel qui estime ces valeurs à partir caractéristiques renseignées dans les bases de données.

Tableau 9: Essence à fort potentiel de dépollution

espèce	g de polluant par an
Séquoia (<i>Sequoiadendron giganteum</i>)	2755.4
Cèdre de l'Himalaya (<i>Cedrus deodara</i>)	2870.6
Douglas (<i>Pseudotsuga menziesii</i>)	3410.4
Cèdre de l'Atlas (<i>Cedrus atlantica</i>)	3653.4
Genévrier (<i>Juniperus</i>)	4196.4
Cèdre du Liban (<i>Cedrus libani</i>)	5359.7

Comme précédemment une liste d'espèces les plus efficaces pour capter les polluants a été réalisée (tableau 9). Les essences sont sélectionnées en regardant dans chaque classe de DBH quelles sont les essences qui fournissent le plus de SE. Ensuite on compte le nombre de fois où l'on retrouve l'essence. Plus elle est présente (dans chaque classe de DBH) plus elle a un fort potentiel.

Différence de Services Ecosystémiques entre les essences

Ici sont comparées les essences entre elles sur l'ensemble des services rendus afin d'estimer si une espèce est « meilleure » en terme de SE rendu.

Tableau 10: Comparaison conifère-feuillu

Type	Stock de carbone (kg)	Séquestration (kg/an)	Ruissellement (m ³ /an)	CO (g/an)	O ₃ (g/an)	NO ₂ (g/an)	PM10 (g/an)
Feuillu	676	16.3	1.22	3.6	147.9	39.1	112
Conifère	479	9.3	2.71	17.3	716.7	189.4	235

La première comparaison s'est faite entre feuillu et conifère. On constate qu'ils ne réagissent pas de la même manière en fonction des SE. Comme dit précédemment les feuillus sont plus aptes à séquestrer le carbone, alors que les conifères évitent plus de ruissellement et capturent plus de polluants en moyenne (tableau 10).

Il a été décidé ensuite de classer les essences entre elles en leur attribuant un score de 1 (essence qui rend le meilleur service) à 15 (essence qui rend le moins bon service) et ce pour chaque service modélisé. Le score final (somme des différents scores) permet ensuite de classer les espèces entre elles. Ainsi, plus le score est bas et plus l'espèce rend des services écosystémiques importants (tableau 11).

On constate ainsi que les essences qui offrent le plus de services (le marronnier, le platane, chêne pédonculé) sont les essences capables de fournir des SE de qualité pour tous les services estimés. Les espèces suivantes (hêtre et peuplier) offre des services plutôt moyens partout. Ensuite les essences en milieu de tableau (pin noir, pin sylvestre, noyer, frêne, érable sycomore, érable plane) fournissent des services moyens pour 1 ou 2 services et plutôt peu de services pour les autres. Enfin les dernières essences fournissent peu de services dans tous les cas (tilleul, charme et érable champêtre). On constate donc que les essences ne montrent pas les mêmes compromis entre services. Ainsi, les pins sont relativement bons en termes de dépollution et ruissellement évité du fait d'une surface foliaire permanente.

Tableau 11: Classement des espèces d'arbre par services et leur somme.

Espèces	Stock CO ₂	Seq CO ₂	Ruissellement	Dépollution	Total
<i>Aesculus hippocastanum</i>	2	2	1	3	8
<i>Platanus acerifolia</i>	4	3	3	1	11
<i>Quercus robur</i>	1	1	7	7	16
<i>Fagus sylvatica</i>	3	4	4	9	20
<i>Populus sp</i>	6	5	5	10	26
<i>Pinus sylvestris</i>	7	9	9	5	30
<i>Pinus nigra</i>	13	14	2	2	31
<i>Juglans regia</i>	5	6	8	12	31
Autres	8	10	10	4	32
<i>Acer pseudoplatanus</i>	9	7	13	11	40
<i>Fraxinus excelsior</i>	11	12	12	6	41
<i>Acer platanoides</i>	10	8	11	13	42
<i>Tilia platyphyllos</i>	14	15	6	8	43
<i>Carpinus betulus</i>	12	11	14	14	51
<i>Acer campestre</i>	15	13	15	15	58

Monétarisation des trois services écosystémiques rendus

Une autre façon de classer les essences est de prendre en compte la valeur monétaire des services rendus (économie de suivi de santé, coûts évités, valeur de la tonne de tel ou tel polluant). Cela permet de dresser une estimation de la plus-value annuelle apportée par les espèces les plus abondantes. On constate que le classement fait précédemment évolue quelque peu. Ainsi, *Pinus nigra* se retrouve en deuxième place, *Tilia platyphyllos* en 6^e, *Quercus robur* recule à la 5^e place et *Platanus acerifolia* à la 8^e (figure 23).

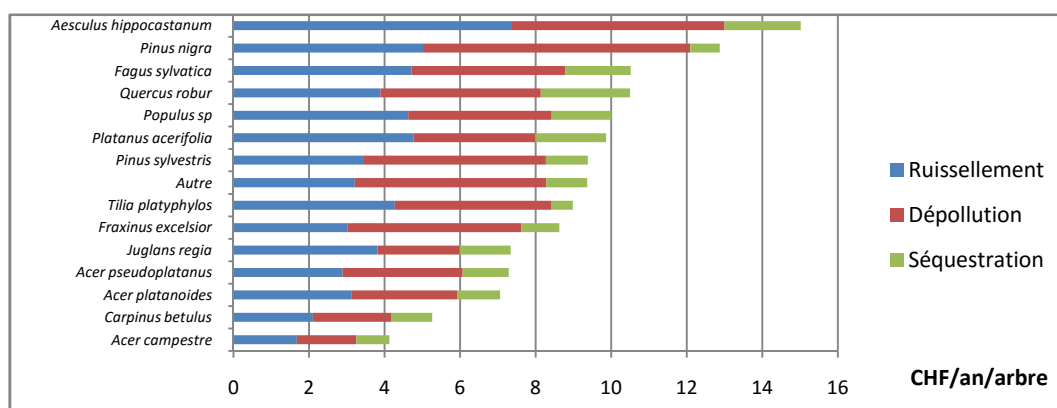


Figure 23: Estimation de la plus value annuelle moyenne par essence.

Sans prendre en compte la valeur liée au stock de CO₂ par arbre, on estime que les essences les plus présentes apportent une plus-value entre 4 et 15 CHF par an. Finalement, il est possible de discriminer les espèces entre elles en fonction de ces services écosystémiques. L'étape suivante vise donc à constater la répartition de ces services à des échelles plus grandes, du girec au canton.

3.4. Services écosystémiques sur le territoire

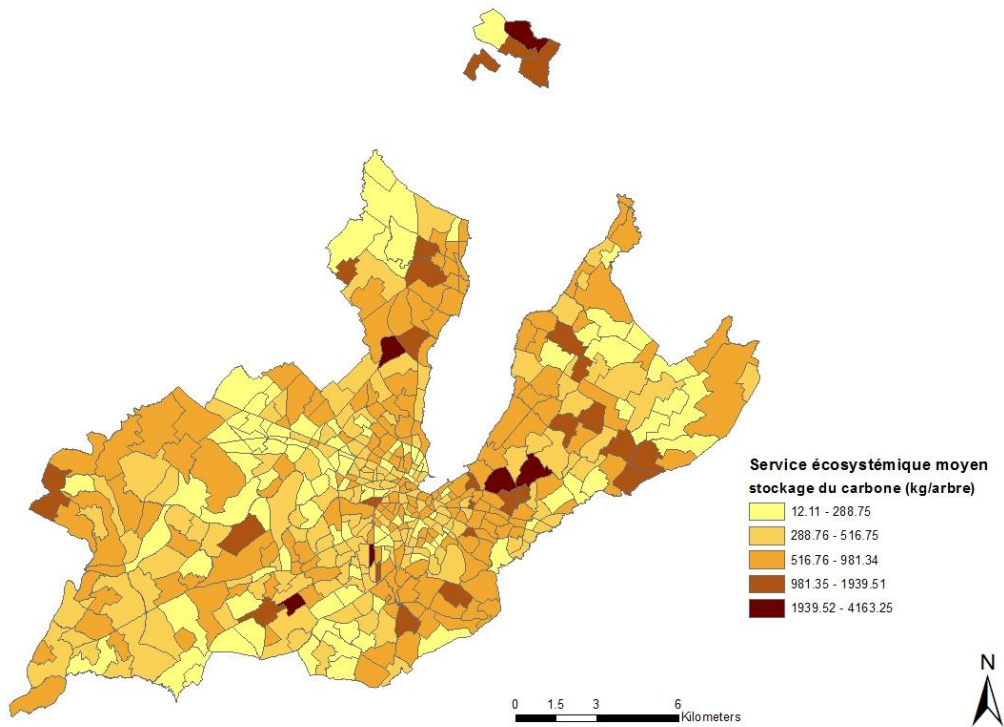


Figure 24: Stockage du CO₂, moyenne par girec.

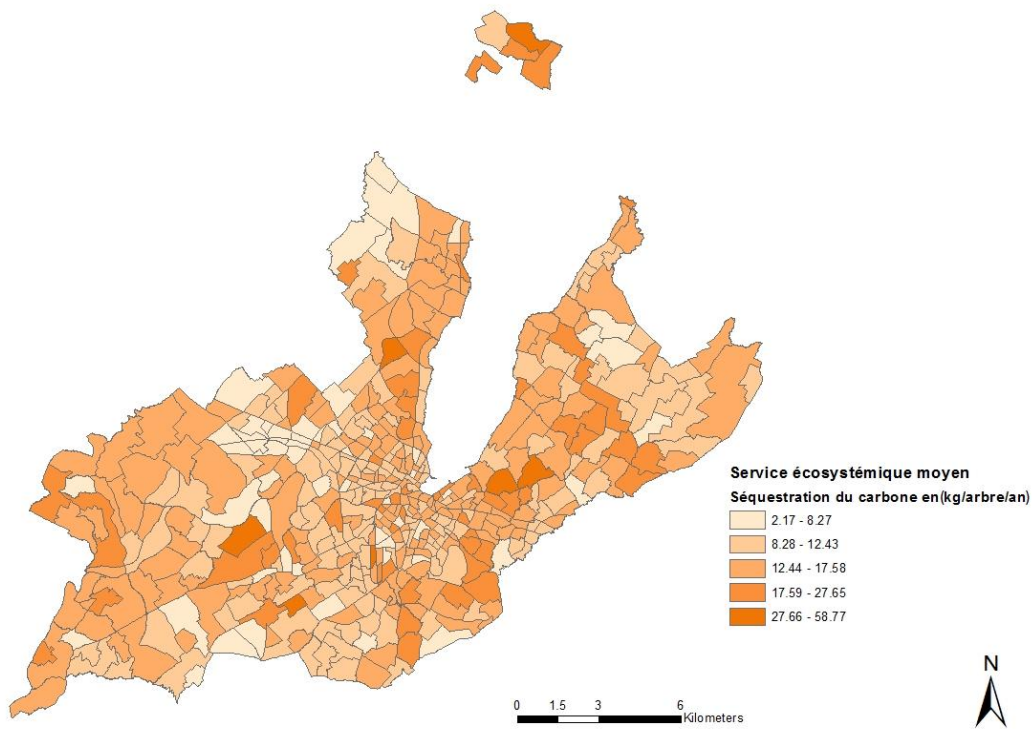


Figure 25: Séquestration du CO₂, moyenne par girec.

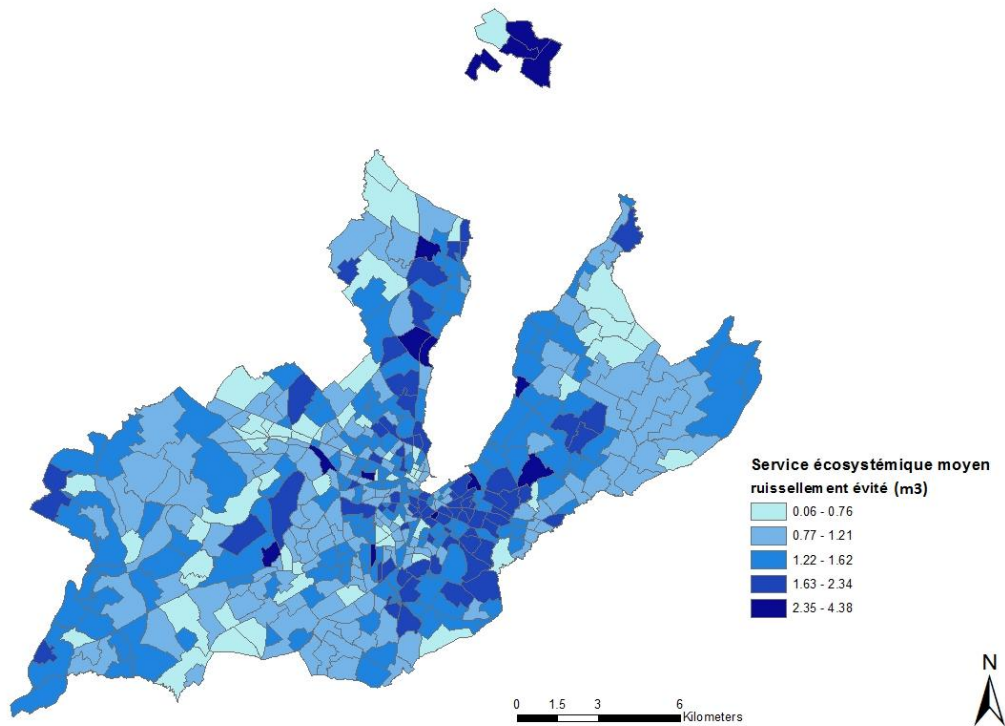


Figure 26: Ruissellement évité, moyenne

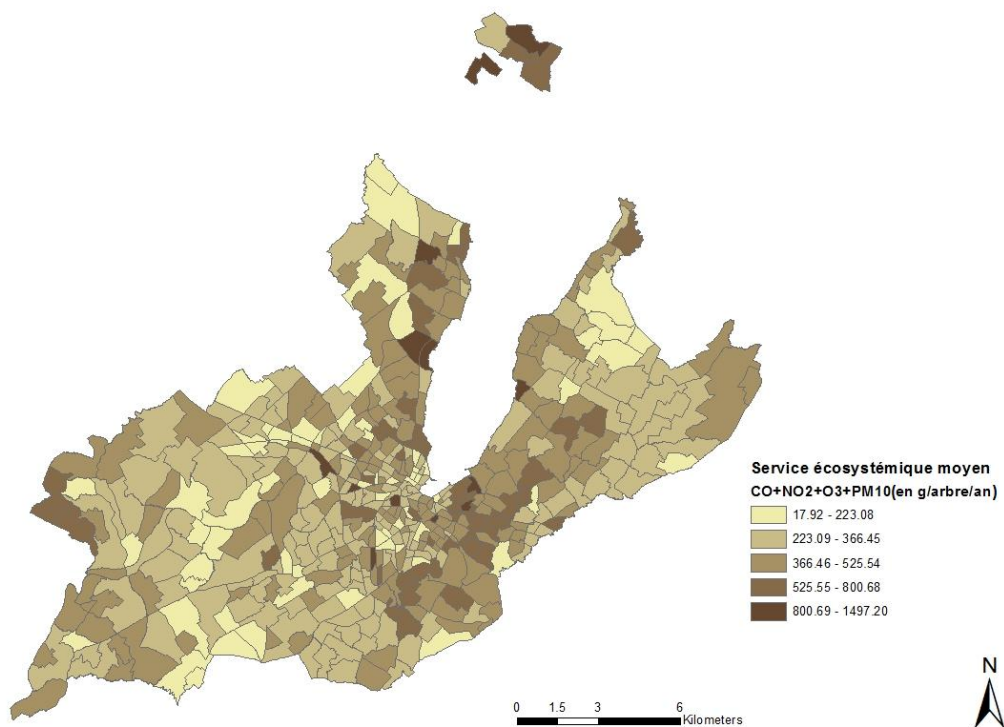


Figure 27: Dépollution, moyenne par girec.

Les SE moyens par girec se répartissent de manière assez éparse sur le territoire (figure 24, 25, 26 et 27). Il est très clair que les girecs fournissant des SE forts pour la dépollution offre également des SE forts pour l'évitement du ruissellement ou la séquestration du carbone. Certaines zones fournissent plus de SE (périurbaine, zone villa). On émet l'hypothèse que les arbres ayant la place de se développer dans les zones villas par exemple, comme c'est le cas dans la partie sud-est du territoire, fournissent plus de SE en moyenne.

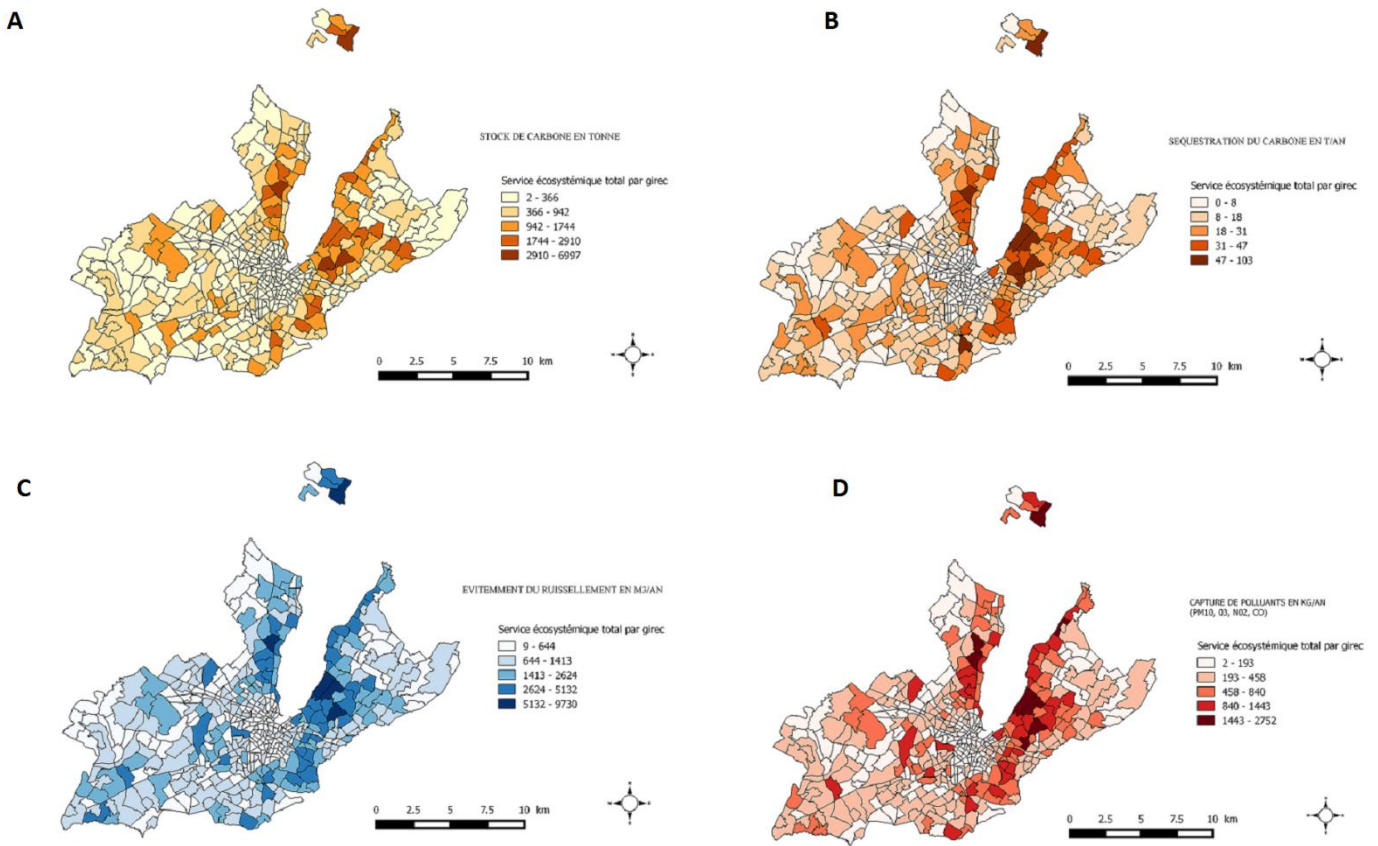


Figure 28: Services écosystémiques totaux par girec (stock et séquestration du carbone A et B, évitement du ruissellement et dépollution C et D).

Enfin les cartes montrant la surface foliaire par girec (figure 29) et le nombre d'arbres par girec (figure 30) suggèrent que ce sont ces paramètres qui influencent la quantité de services rendus. En effet, le pattern observé est le même que celui retrouvé sur les cartes de services rendus (figure 28). On remarque comme précédemment que les SE sont répartis de la même manière sur le territoire. On constate que le centre urbain fournit globalement peu de SE, alors que précédemment, les moyennes des SE rendus dans les girecs urbains étaient tout aussi bons qu'ailleurs sur le territoire. Il n'y a clairement pas de trade-off entre les services, en partie parce que ces SE reposent sur les mêmes paramètres clés (surface foliaire, DBH).

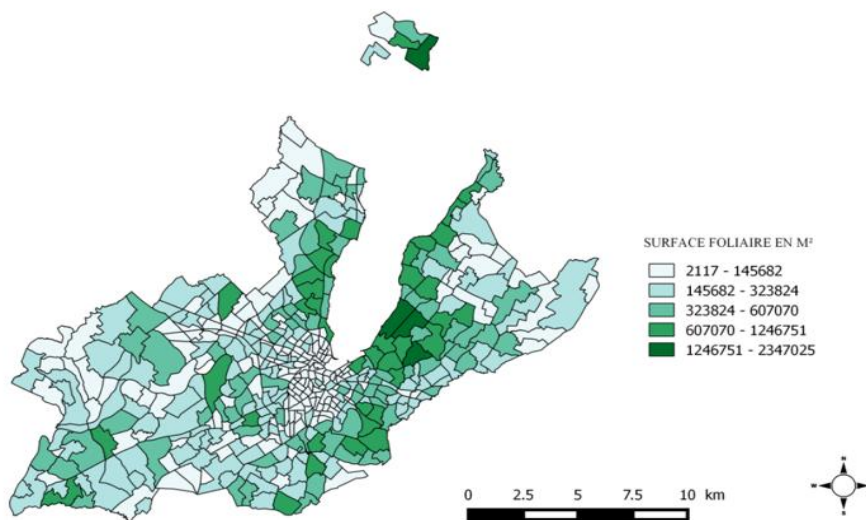


Figure 29: Surface foliaire par girec.

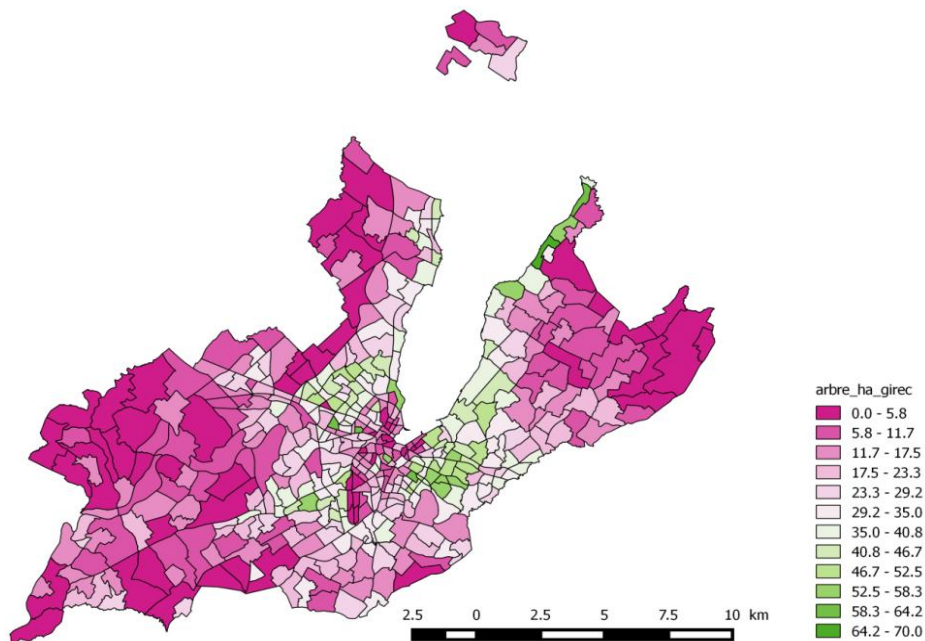


Figure 30: Densité d'arbre isolé/ha par girec en 2015 sur le canton de Genève.

Les inégalités dépendent donc essentiellement du nombre d'arbres. Une des pistes pour réduire ces inégalités territoriales a été de calculer un indice qui donne les zones où il faudrait planter des arbres en priorité.

Priority Planting Index

L'auteur de l'indice parle de nécessité d'intervention faible à moyenne lorsque l'indice est compris entre 20 et 60. Il devient important d'essayer d'intervenir lorsque l'indice prend des valeurs supérieures à 60. En blanc sont les girecs n'ayant pas de population (e.g plaine de Plainpalais, figure 31). De manière générale sur l'ensemble du canton l'indice est relativement bon à moyen (entre 19 et 43). L'indice apporte des informations pertinentes en zone urbaine et reflète les SE moindre en comparaison à la zone suburbaine.

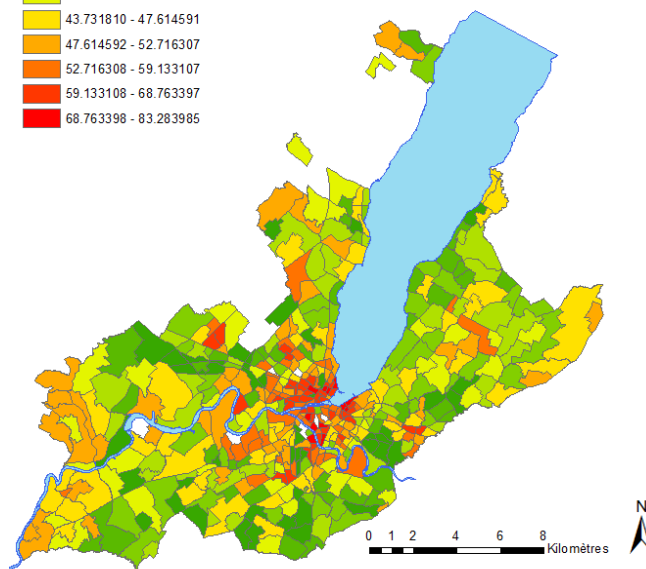
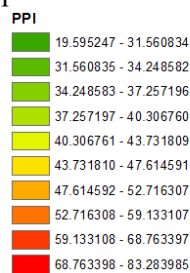


Figure 31: Priority Planting Index, plus les girecs tirent sur le rouge et plus il devient nécessaire de planter de nouveaux arbres.

L'indice est donc intéressant pour la première et deuxième couronne du territoire. Par exemple pour le cas de girecs situés à Meyrin (figure 33). Ici, typiquement, l'indice est élevé car il y a une forte densité de population du fait de la forme urbaine (barre d'immeuble girec Prulay et Feuillasse), il y a également peu d'arbres isolés. Cela permet d'établir un diagnostic et d'essayer d'améliorer ces conditions en réaménageant les espaces verts.

Il y a des limites apparentes à l'indice, par exemple cela ne prend pas en compte les surfaces agricoles. On retrouve donc parfois des girecs où la population est très peu dense, faiblement urbanisé mais dont l'indice est relativement élevé car il y a peu d'arbres (*e. g* girec « Compois ») alors que le cadre dans lequel se situe le girec est plutôt végétalisé. Une autre limite concerne la non-intégration des parcelles avoisinantes dans le calcul final. Un cas typique qui reflète cette lacune concerne les girecs à proximité d'une forêt. Ainsi, à Versoix, ou Jussy l'indice semble moyen alors que les conditions sont bonnes. Il peut également être intéressant de comparer l'indice avec ceux déjà calculés sur Chicago⁹ par exemple (figure 32). L'indice pour Chicago montre que la plupart des entités sont comprises entre un indice de 40 à 80 alors que pour Genève c'est plutôt entre 30 et 60 (figure 31). Genève étant considérée comme une ville verte il semble logique qu'elle est de meilleurs résultats que Chicago.



Figure 33: Zoom sur une zone urbaine de Meyrin.

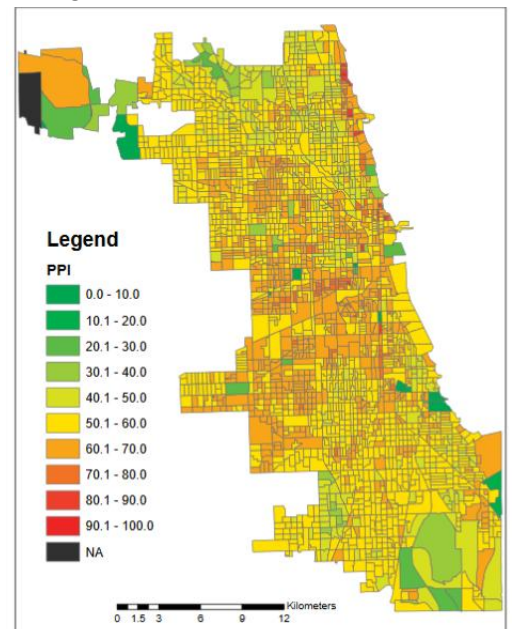


Figure 32: PPI pour la ville de Chicago.

Apport des SE sur le canton

Dans cette partie seront présentés les résultats globaux sur l'ensemble du canton pour pouvoir les comparer avec d'autres cas d'études. Le tableau 12 synthétise les résultats de l'analyse i-Tree ECO (ligne 1). La seconde ligne concerne les valeurs obtenues par extrapolation, enfin la troisième ligne concerne les valeurs attribuées à tous les arbres dont on ne connaissait pas les caractéristiques. Cela permet d'obtenir des valeurs globales pour chacun des services estimés.

Afin de comparer au mieux ces valeurs avec les résultats obtenus dans différentes villes, il faut être en mesure de pouvoir estimer des valeurs de service en t/ha (tableau 13). Pour ce faire les 3360 ha de forêts du canton ont été soustraits au 28000 ha de surface totale du canton.

⁹ https://www.itreetools.org/resources/reports/Chicago_Region_rb_nrs84.pdf

Tableau 12: Récapitulatif des valeurs de SE pour les données i-Tree ECO (ligne 1) + extrapolation à partir du DBH (arbres ligne 2), extrapolation des valeurs moyennes par girec (arbres ligne 3) et du total (tous les arbres ligne 4)

Nbre arbres	Stock CO ₂ (tonne)	Séquestration CO ₂ (tonne/an)	Ruissellement (m ³ /an)	CO (kg/an)	O ₃ (kg/an)	NO ₂ (kg/an)	PM10 (kg/an)
55997	36112	852	81149	321	13277	3509	7348
47043	18833	545	56103	218	9015	2383	5123
297198	175148	4126	391597	1528	63214	16708	36143
399912	230093	5523	528849	2067	85506	22600	48614

Tableau 13: Quantification des différents SE par hectare et par an.

Nbre arbres	Séquestration Carbone (t/ha/an)	Ruissellement (m ³ /ha/an)	CO (kg/ha/an)	O ₃ (kg/ha/an)	NO ₂ (kg/ha/an)	PM10 (kg/ha/an)
399912	0.27	27.35	0.11	4.68	1.24	2.50

La littérature regorge d'information sur les quantités de SE rendus. Toutefois, les données sont relativement éparpillées et peu d'études donnent à la fois les renseignements sur le nombre d'arbre par ha et la quantité de SE rendue. Ci-dessous le tableau 14 récapitule ces informations pour quelques villes Nord-Américaine et Britanniques (d'autres données en annexe 4). De manière globale l'approche permet de comparer la ville de Genève à d'autres villes en prenant en compte le couvert d'arbre isolé, leur nombre, leur capacité à stocker, séquestrer le CO₂ et dépolluer. L'objectif est de regarder la relation entre le nombre d'arbre/ha et la quantité de SE rendue pour confirmer la justesse des résultats. On constate que c'est plus simple pour comparer les villes entre elles. Le tableau 14 souligne que le canton possède un faible pourcentage de couverture d'arbre en comparaison aux autres villes. La raison principale de ce constat est que la plupart des autres études ont pris en compte les forêts urbaines (ce qui n'est pas le cas de cette étude).

Le résultat obtenu à Genève se situe dans la norme (figure 34). En effet, pour la dépollution comme pour le stockage du carbone, Genève est proche de la droite de corrélation.

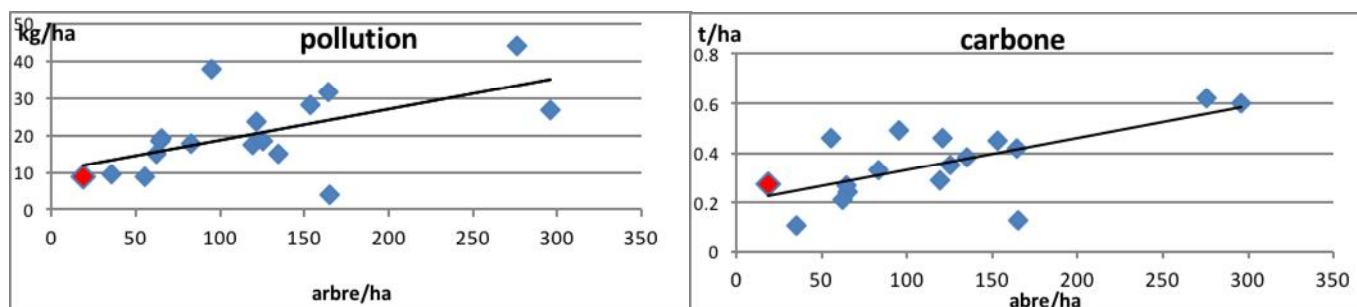


Figure 34: Régression linéaire entre le nombre d'arbre par ha et la quantité de polluant captée (gauche) ou de carbone stocké (droite).

Tableau 14: Classement de la ville de Genève par rapport à d'autres villes où le logiciel i-Tree a été utilisé.

<i>Ville</i>	<i>arbres/ha</i>	<i>Séq carbone (t/ha)</i>	<i>Dépollution (kg/ha)</i>
Geneva, Switzerland	18.8	0.27	8.5
<i>Jersey city, NJ</i>	35.3	0.11	9.6
<i>Edinburgh, UK**</i>	55.6	0.46	8.7
<i>Philadelphia, PA*</i>	61.8	0.21	15.2
<i>Minneapolis, MN*</i>	64.7	0.27	18.4
<i>New york, NY*</i>	65.2	0.24	19.1
<i>Boston, MA*</i>	82.8	0.33	17.9
<i>Freehold, NJ</i>	95.1	0.49	37.7
<i>Toronto, Canada*</i>	119.4	0.29	17.5
<i>Washington, DC*</i>	121.1	0.46	23.8
<i>Baltimore, MD*</i>	125.5	0.35	18.6
<i>Syracuse, NY*</i>	134.7	0.38	15.2
<i>Moorestown, NJ</i>	153.2	0.45	28.2
<i>Woodbridge, NJ*</i>	164.3	0.42	31.8
<i>Calgary, Canada*</i>	164.8	0.13	4
<i>Atlanta, GA*</i>	275.8	0.62	44.2
<i>Morgantown, WV*</i>	295.8	0.6	26.7

*source usda forest service, itree reports, ** source rapport Edinburgh 2012¹⁰

Il est également possible de comparer les caractéristiques des arbres de la base de données avec d'autres villes. On constate par exemple que les valeurs obtenues à Genève concernant les DBH sont légèrement moins grandes (tableau 15) par classe de DBH que de celles obtenues à Gainesville¹¹. On peut également comparer les surfaces foliaires moyennes. On remarque ainsi que jusqu'à 60 cm de DBH les deux villes montrent des surfaces foliaires très proches, puis pour les DBH supérieurs, l'écart se creuse (figure 35). Les grands arbres de Toronto semblent avoir une plus grande surface foliaire. Il est tout à fait possible que les arbres soient plus vieux à Toronto¹² et que certaines essences présentes outre atlantique ont des caractéristiques différentes expliquant également les différences de classe de DBH.

¹⁰https://www.itreetools.org/resources/reports/Edinburgh_iTree_Report.pdf
<https://www.itreetools.org/resources/reports.php>

¹¹<https://edis.ifas.ufl.edu/pdf/FR/FR27200.pdf>

¹²https://www.itreetools.org/resources/reports/Toronto_Every_Tree_Counts.pdf

Tableau 15: Stockage et séquestration moyenne de CO₂ par classe de DBH, suite à l'analyse i-Tree ECO dans le canton de Genève et comparaison à la ville de Gainesville (Floride).

DBH (cm)	Stock carbone (kg/arbre)		Séquestration carbone (kg/an/arbre)	
	Genève	Gainesville	Genève	Gainesville
0-15	18 +/- 12	22	3 +/- 1	2
16-30	97 +/- 49	192	7 +/- 3	9
31-45	304 +/- 111	658	13 +/- 4	17
46-60	650 +/- 220	1349	20 +/- 7	9
61-76	1218 +/- 406	2812	31 +/- 12	33
77+	3353 +/- 1563	8858	46 +/- 23	111

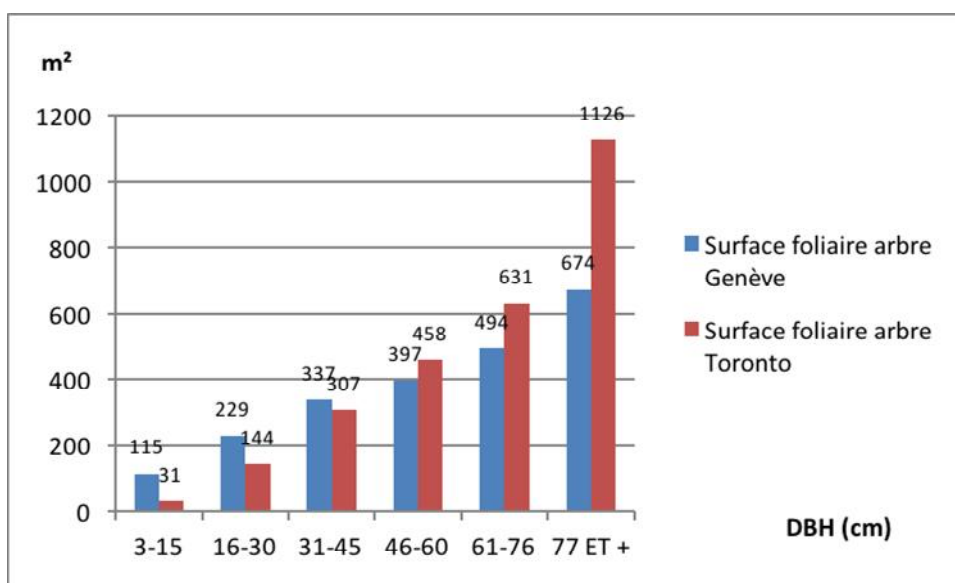


Figure 35: Surface foliaire moyenne des arbres Genevois à gauche et de Toronto à droite suite à l'analyse i-Tree ECO

Les services écosystémiques estimés comparés au mode de vie des genevois

Il est important de pouvoir comprendre ce que représentent les différentes quantités de SE estimés. Une des solutions consiste à mettre en parallèle ces quantités à celles consommées, ou émis dans le canton de Genève. Ainsi, la contribution annuelle en termes de séquestration du CO₂ ne représente que 0.17% de la quantité annuelle de CO₂ rejeté liée au transport (non visible sur la figure 36). Si l'on considère qu'un Genevois émet 10 tonnes de CO₂ par an (figure 37, OFEV 2007), cela représente une réduction de 0.11% par an (490568 habitants) des émissions du canton.

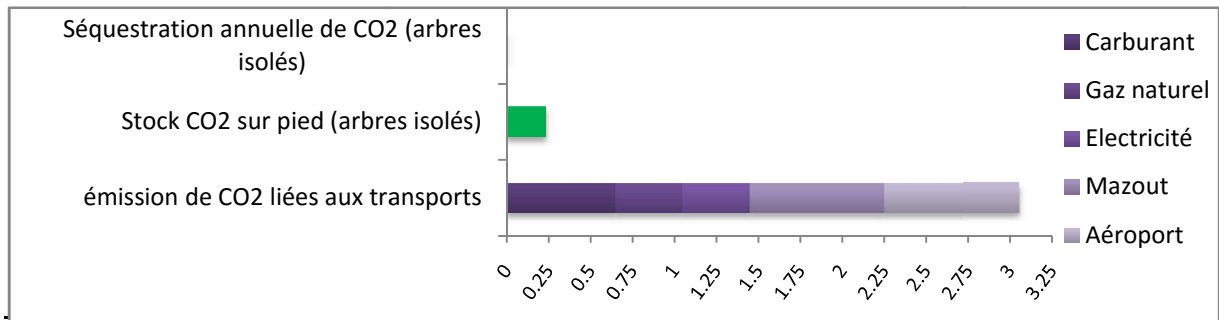


Figure 36 : Comparaison entre les émissions de CO₂ liées au transport par an, sa séquestration annuelle et le stock total de CO₂ par les arbres isolés sur le canton de Genève.

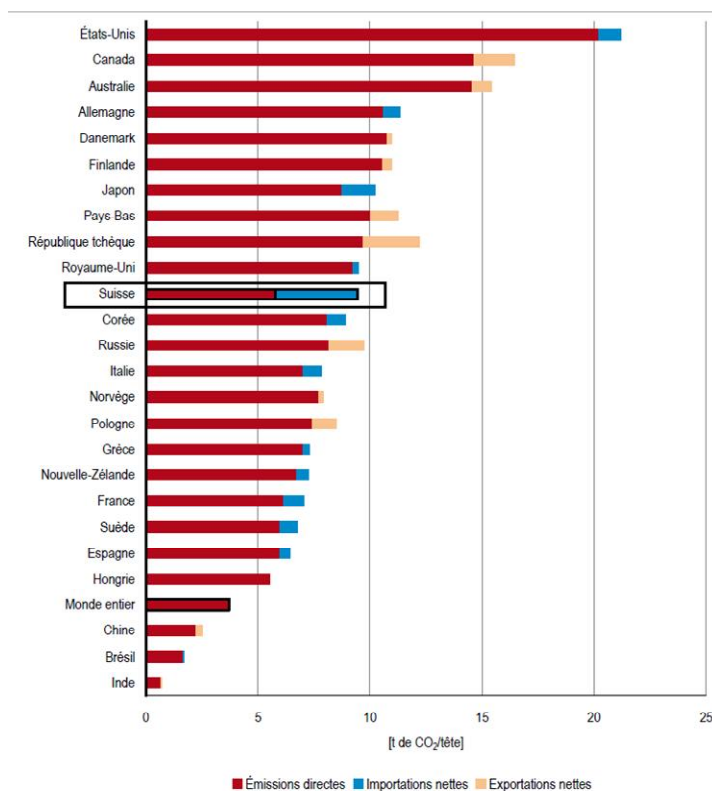


Figure 37: Emissions de CO₂ moyennes d'un ménage en Suisse et dans d'autres pays, source OFEV 2007.

Le débit du Rhône est de 251m³/s, le volume d'eau de ruissellement évité correspond au volume d'eau qui s'écoule sous le pont du mont blanc pendant 35 min. En comparaison à la consommation d'eau sur le canton, l'interception de l'eau par les arbres isolés semble très faible (1.7 %, figure 38).

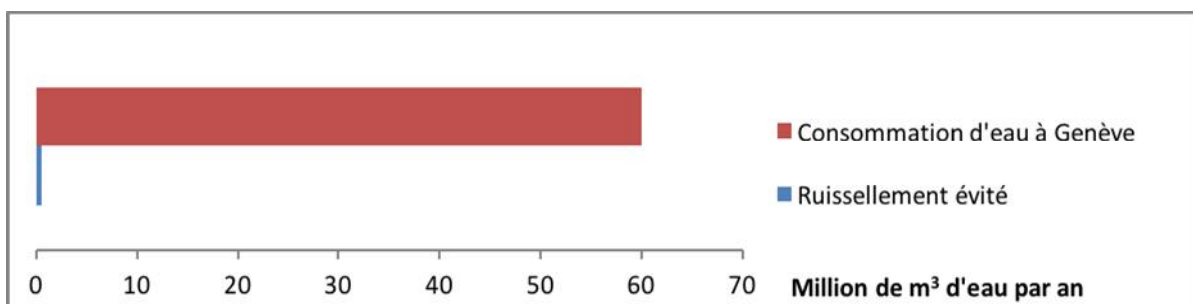


Figure 38: Comparaison entre la consommation d'eau et le ruissellement évité

Le rapport sur la mobilité en Suisse, (recensement mobilité et transports (2010); Office fédéral de la statistique¹³), estime en moyenne à 10 165 km par an les déplacements motorisés individuels. En prenant en compte le nombre de km parcourus par année par genevois, les arbres séquestrent annuellement l'équivalent de :

- Emission de CO de **355 genevois**,
- Emission de PM10 de **83963 genevois**,
- Emission de NO₂ de **3768 genevois**

Normes retenus par km parcouru en voiture : Notons qu'en heure de pointe, ces facteurs d'émissions sont plus élevés puisque les vitesses moyennes sont plus faibles¹⁴

- CO : 0.5 g/km
- PM10 : 0.057 g/km
- NO_x : 0.59 g/km

arbres	CO (kg)	O ₃ (kg)	NO ₂ (kg)	PM10 (en kg)
399912	2067	85506	22600	48614

On constate d'une part que les arbres ne séquestrent pas les polluants dans les mêmes quantités. De manière rassurante les arbres séquestrent en plus grande quantité les polluants qui dépassent le plus souvent les VLI (O₃ et PM10). C'est relativement normal car il existe dans le modèle une relation linéaire entre la quantité de polluant captée et la concentration dans l'air de chaque polluant (Annexe 2 : équation de flux de polluant ; $F = V_d * C$).

Tableau 16: Emission polluants par an à Genève pour 2014.

POLLUANT	CANTON	ARBRES isolés	%
CO	6024 t/an	2.067 t/an	0.03
NO _x	2418 t/an	22.6 t/an	0.93
PM10	295 t/an	48.6 t/an	16

Ci-dessus (tableau 16) les quantités de polluants émises sur le canton de Genève par an (SABRA, com. Pers.). On constate que les arbres réduisent relativement peu les quantités de polluants atmosphériques (entre 0.03 et 16%).

Monétarisation des SE rendus :

Il est également possible d'estimer la plus-value du stockage et de la séquestration du CO₂ en se basant sur la valeur d'échange de la tonne de CO₂ (actuellement autour de 84 CHF). On estime donc à **464 000 CHF** l'apport en termes de séquestration annuelle de carbone.

1 m³ d'eau intercepté équivaut à 2,351 CHF d'économie en termes de dégâts ou autre risques (valeur estimé aux USA d'après des calculs de coûts évités). Pour l'ensemble des 55997 arbres cela permet d'éviter le ruissellement de 81 149 m³ d'eau soit 190 792 CHF. En moyenne un arbre fait économiser 3,41 CHF par an. Sur l'ensemble des arbres isolés (399 912), c'est 528849 m³ d'eau de ruissellement évités qui vaudraient **1 243 324 CHF**.

¹³<http://www.portal-stat.admin.ch/mz10/docs/841-1000.pdf>

¹⁴http://www.enquetemobilite.irisnet.be/static/impact_fr.pdf

Tableau 17 : Estimation en dollars de la valeur par tonne de polluant, cela prend en compte les valeurs externalisées pour les Etats Unis ajusté par le département du travail Américain et quantité de polluant capté annuellement sur le canton.

polluant	Baro et al. 2014 (\$/tonne)	i-Tree ECO (CHF/tonne)
CO	1407	1615
NO₂	9906	11375
O₃	9906	11375
PM10	6614	7594

Les polluants capturés représentent une économie en termes d'amélioration de la santé, maladies évitées, amélioration de la qualité de l'air de **1 602 298 CHF**. Ici il a été décidé de conserver les valeurs données par le logiciel (tableau 17), l'objectif n'étant pas d'obtenir des valeurs monétaires précises par service mais de les comparer aux coûts potentiels de la gestion du parc arboré urbain.

Pour ces trois SE (évitement du ruissellement, stockage du CO₂ et dépollution) on estime donc à **3 048 765 CHF** de bénéfice pour les 400000 arbres soit en moyenne **8.5 CHF par arbre par an**.

Estimation des coûts de gestion du patrimoine arboré

Actuellement, il est encore difficile d'estimer les coûts (fourchette large entre 24 euros et 145 CHF). Pour le moment il a été décidé de ne prendre en compte que les 40000 arbres sur le domaine public de la ville de Genève. Cela équivaut à des coûts compris entre 1 055997 et 5 800 000 CHF. Ce qui donne un ratio de coût bénéfice de 3.13 :1 pour Genève (24 CHF/arbre) ou 0.57 :1 (145 CHF/arbre). Pour 1 franc investi, c'est donc entre 0.57 et 3.13 CHF de bénéfice, pour seulement trois services évalués.

Suite à ce rapport, il est donc possible d'estimer 3 SE sur le canton, de discriminer les essences entre elles, de visualiser la répartition des SE sur le territoire, et enfin de faire la comparaison de ces résultats avec notre mode de vie.

4. DISCUSSION

Trois services de régulation ont été mesurés par l'intermédiaire d'un logiciel, la séquestration du carbone ; l'évitement du ruissellement et la dépollution atmosphérique de certains polluants (CO, NO₂, PM10, O₃). Les principaux avantages du modèle i-Tree ECO sont le recours à des processus paramétrés, bien connus, dont l'évaluation des procédures a été réalisée par de nombreux chercheurs (Nowak et al. 2008). Ce logiciel libre d'accès a été largement utilisé à travers le monde du fait de la facilité d'ajustement des modèles, aux conditions climatiques propres à chaque étude. Une réserve peut être apportée concernant les processus d'évaluation monétaire des SE, qui sont calqués sur les coûts et dommages évités aux USA. On peut néanmoins ajuster ces valeurs pour chaque étude.

Au préalable diverses méthodes de calculs manuels avaient été testées, établissant des valeurs sur la population complète sans différencier les essences et leurs caractéristiques. Les estimations de stockage de carbone sont dérivées de données empiriques limitées. C'est pourquoi on observe un facteur de 25 entre les différents résultats manuels. Par ailleurs, les résultats obtenus avec i-Tree ECO donnent les valeurs de stockage plus faibles en comparaison avec toutes les méthodes précédentes. Il est difficile à l'heure actuelle d'estimer à quel point ces résultats sont fiables. Toutefois lorsque l'on divise chacune des valeurs de stockage obtenues par le nombre d'arbre, il devient plus facile d'estimer les valeurs les plus probables. Les diverses comparaisons effectuées (quantité de SE/ha, comparaison avec d'autres villes) permettent de confirmer la fiabilité des résultats obtenus par le logiciel, plutôt que ceux obtenus manuellement sur le territoire. En effet, il est plus réaliste de penser qu'en moyenne les arbres genevois stockent 0.6 tonnes de CO₂ plutôt que 15, surtout en sachant « qu'un palissandre de 80 ans faisant environ 30 mètres de haut stocke 5,4 tonnes de CO₂ »¹⁵.

4.1. Existe-il des différences entre les essences en terme de SE fournis ?

SE de stockage de CO₂

Dans cette étude, le stock moyen de CO₂ estimé est de 575 kg/arbre et la séquestration moyenne de 13.8 kg/an cela semble cohérent avec d'autres villes européennes ayant également utilisé i-Tree ECO (Szeged : 410.8 kg/ arbre et 14.01 kg/an Kiss et al. 2015, Zürich : 348.9 kg/ arbre et 12.97 kg/an Wälchli 2012, Bolzano : 377.4 kg/ arbre et 12.10 kg/an Russo et al. 2014). Les valeurs de stockage légèrement plus élevées pourraient être dues aux paramètres initialement manquants qu'il a fallu estimer (%canopymissing et %canopydieback), influençant directement sur les capacités à stocker le CO₂. On peut donc penser que la qualité de la couronne a été légèrement surestimée. Toutefois, l'extrapolation réalisée n'a eu qu'un faible impact au regard de la comparaison avec d'autres villes (page 42-43, figure 33).

En moyenne un conifère stocke 479 kg de CO₂ au cours de sa vie contre 676 kg pour un feuillu. Il est probable que cela soit en lien avec la densité du bois. Aguaron et Mc Pherson (2012) ont montré que les conifères accumulent moins de biomasse que les feuillus durant le cycle de croissance, du fait d'une densité de bois moindre. Ainsi, Les résineux à croissance rapide ont des cernes d'accroissement plus larges et forment un bois plus léger, par rapport aux feuillus qui ont des cernes d'accroissement moins larges et un bois plus dense¹⁶. Les essences natives telles que le chêne, le marronnier et le hêtre

¹⁵<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Stockage-et-emissions-de-CO2-le.html>

¹⁶http://www.cndb.org/?p=densite_durete

font partis des essences offrant le plus de SE lié au stockage du CO₂ toute espèce confondue de la base de données (plus de 500 espèces). Cependant, il y a des différences intra-spécifiques relativement grandes, certainement liées à la qualité des individus et aux conditions dans lesquelles évoluent les arbres.

SE d'évitement du ruissellement

Les conifères semblent être de bons candidats dans l'évitement du ruissellement (2.71 m³ eau interceptée en moyenne contre 1.22 m³ pour un feuillu), du fait de la présence continue des aiguilles, en grande quantité. Les essences de conifères exotiques comme les cèdres obtiennent les meilleurs résultats dans l'évitement du ruissellement, car c'est principalement en automne-hiver et début de printemps qu'il pleut le plus; périodes durant lesquelles les feuillus n'ont pas toujours de feuille. Il serait donc judicieux d'augmenter les populations de conifères en ville (seulement 8781 conifères sur les 55997 arbres de la base de données analysée). Les arbres en vieillissant augmentent leur surface foliaire et interceptent de plus en plus d'eau. Il est également important de laisser sous les arbres un espace perméable permettant à l'eau de pénétrer le sol et d'espacer les individus pour qu'ils puissent se développer au mieux et donc accroître le diamètre de leur couronne. Il doit être possible d'optimiser l'emplacement des arbres pour qu'ils protègent au mieux contre les inondations, l'érosion et participer activement à l'amélioration de la qualité de l'eau. En complément de l'analyse il serait pertinent de lancer une analyse RIOS¹⁷ permettant d'estimer les emplacements de plantation les plus adéquats pour éviter le ruissellement (e.g pente, bordure de rive).

SE de dépollution

Les conifères captent en moyenne 1158 g de polluant par an (principalement O₃ et PM10) contre 303 g pour les feuillus. Il y a donc un facteur de trois entre les deux types d'arbres. Encore une fois cela est dû aux aiguilles des conifères qui produisent une couche de cire épicuticulaire plus épaisse et sont donc plus efficace dans l'accumulation des polluants tout au long de l'année (Dzierżanowski et al. 2011, Sæbø et al. 2012). Les diverses essences analysées fournissent un service de dépollution varié. En effet, les essences telles que *Pinus nigra* et *Aesculus hypocastanum* captent plus de molécules de NO₂ et d'O₃, alors que *Platanus acerifolia*, et *Juglans regia* captent plus de molécules de CO et PM10. Ce sont les polluants les plus concentrés dans l'air à l'échelle du bassin genevois (O₃, PM10) qui sont le plus captés par les arbres. Il pourrait donc être judicieux de positionner les essences en fonction des concentrations de polluants (en bordure d'autoroute, proximité d'industrie), sans oublier de prendre en compte leur dispersion par les vents. Les essences natives s'en sortent plutôt bien mais la base de données a révélé des espèces exotiques à plus fort potentiels. Cela permettrait également d'augmenter d'autres SE (e.g évitement du ruissellement). En effet, quatre des espèces à fort potentiel (principalement des cèdres) sont aussi parmi les meilleures dans l'évitement du ruissellement (en gras dans la figure 9). C'est tout à fait normal puisque la surface foliaire dans les deux processus est l'élément central qui fait qu'une espèce délivrera ou non une grande quantité de SE.

4.2. Quelle est l'importance des SE rendus par les arbres en comparaison avec notre mode de vie ?

On estime que la contribution annuelle en termes de séquestration de CO₂ ne représente que 0.17% de la consommation annuelle liée au transport. Si l'on considère qu'un Genevois émet 10 tonnes de CO₂ par an (OFEV 2007), cela représente une réduction de 0.11% par an (490568 habitants). Ces résultats

¹⁷ (<http://www.naturalcapitalproject.org/software/#rios>)

reflètent ce que l'on peut trouver dans la littérature. A titre de comparaison, certaines études ont évalué l'apport de la séquestration nette de CO₂ annuel en termes de réduction d'émission entre 3.4% à Gainesville, Etats-Unis (Escobedo et al., 2010), 0.26% à Shenyang, Chine (Liu and Li, 2012), ou encore 0.12% à Rotterdam et 2.75% à Salzburg (Baró et al., 2015). De la même manière, Pataki et collaborateur (2009) ont mis en évidence que doubler le nombre d'arbres dans la vallée de Salt Lake (Utah) permettrait de capter moins de 0.2 % des émissions annuelles de CO₂, après 50 ans.

Une fois remis dans le contexte genevois, la quantité d'eau interceptée par les arbres isolés par an correspond à 1.7% de ce qui est consommé annuellement. Ces valeurs peuvent tout à fait augmenter rapidement en diminuant les surfaces imperméables. En effet, dans un contexte urbain, on estime jusqu'à 90% de perte des eaux de pluies qui vont directement dans les égouts contrairement aux régions où la végétation est présente (seulement 5-15% de perte) (Higuera 2006, lu dans Chaparro et Terradas 2009).

Dans le contexte genevois les polluants captés par les arbres représentent moins de 1% pour les NO_x et CO et jusqu'à 16% pour les PM₁₀ (tableau 19). L'O₃ est un polluant secondaire et il n'existe donc pas d'émissions d'O₃, on ne peut donc pas comparer les valeurs captées par les arbres. Le pourcentage pour les PM₁₀ semble tout de même élevé et les quantités émises dans le canton semblent faibles par rapport aux autres polluants. Encore une fois les résultats obtenus concordent avec de précédentes études. La contribution des arbres dans la capture du NO₂ dans 5 villes européennes a été estimée entre 0.007 et 0.81% (Baro et al 2015). De même, cinq comtés de l'état de New York ont modélisé les pourcentages de réduction de polluants en NO₂ et PM₁₀ atmosphériques par les arbres. Cela varie de <1% (New York) à 13% (Richmond) pour le NO₂ et de <4% (New York) à 20% pour le PM₁₀ (Richmond ; (King et al., 2014). La contribution de la dépollution en règle générale correspond à un faible pourcentage mais dans certains cas cela peut avoir de réels bénéfices. C'est ce que semble montrer un rapport Espagnol concernant la ville de Barcelone qui explique que la pollution aux particules fines (PM₁₀) est un problème majeur. Même une faible amélioration de la qualité de l'air apporte des bénéfices en termes d'amélioration de la santé (Pérez et al. 2009). On constate d'ailleurs que dans la plupart des études citées les arbres jouent un rôle important dans la capture des PM₁₀, c'est également le cas à Genève.

Actuellement la participation de la végétation urbaine dans le métabolisme énergétique de la ville est faible par rapport au métabolisme énergétique dans son ensemble, dominé par les flux liés à l'activité humaine. Baró et collaborateurs (2014) ont révélé que la contribution des forêts Barcelonaises pour réduire la pollution est importante, mais modeste par rapport à des niveaux globaux de pollution atmosphérique et d'émissions de GES. Une récente étude à montré que sur l'ensemble des Etats-Unis la présence de la couverture arborée permet une réduction des coûts de la santé de moins d'un pour cent (Nowak et al., 2014). McPherson et collaborateurs (2005) ont conclu que leur meilleur scénario de gestion forestière urbaine aura un faible impact sur la santé puisqu'il permettra de sauver 5 à 7 vies par an. Ce résultat est à l'image d'une autre étude de Tiwary et collaborateurs (2009), qui montre qu'avec une augmentation de la couverture arborée de l'Est de Londres de 25%, c'est seulement 2 décès et 2 admissions à l'hôpital par an qui pourraient être empêchés. Toutefois, bien que les résultats obtenus ici soient minimes à l'échelle globale, des effets locaux peuvent se ressentir. Plus on favorisera la présence d'arbres, plus la participation de ces derniers dans le métabolisme de la ville sera conséquent.

4.3. Comment sont répartis les SE sur le territoire du canton de Genève ?

Les analyses ont clairement montré que dans les girecs où la surface foliaire, et/ou le nombre d'arbres est important, il y a plus de SE fournis (figures 28-29-30). Dans le canton, il existe une grande différence entre les girecs en termes d'arbre par ha. Le centre-ville très urbanisé est peu arboré, les premières et deuxième couronnes sont beaucoup plus arborées. Finalement, ce sont les zones les plus rurales et éloignées du centre-ville qui possèdent le moins d'arbres isolés. Certains de ces girecs sont toutefois relativement bien arborés puisqu'ils abritent des forêts. Une des marges de manœuvre probable pour accroître la végétation du canton est certainement de boiser les zones moyennement urbanisées tant qu'il est encore possible de le faire. Afin de sélectionner de nouvelles zones pour la plantation d'arbres, un outil (PPI) a été testé, qui permet d'estimer les lieux où l'on peut planter de nouveaux arbres en fonction de l'espace libre et de la densité de population. Cet outil qui met en lumière les inégalités de végétalisation sur le territoire doit désormais être confronté à la réalité du terrain.

Par ailleurs, la littérature postule qu'il ne faut pas dépasser certains pourcentages de présence par essence et genre (Santamour 1990). Il est suggéré de ne pas dépasser 10% par espèce, 20% pour le genre et 30% pour la famille. Il faut en effet encourager la diversité spécifique dans la population d'arbre puisqu'elle sera plus à même d'être en bonne santé et robuste face à une perturbation (Duhme and Pauleit, 2000; Bassuk et al., 2009). La résilience est meilleure face à l'arrivée de parasites ou un changement climatique. Cela ne semble pas être un problème à Genève où l'on se retrouve avec plus de 500 espèces différentes dont le chêne pédonculé, essence la plus représentée qui ne dépasse pas 11 % (base de données de 55997 arbres).

4.4. Est-ce que mesurer les SE de régulation sur le territoire peut permettre d'aider les gestionnaires dans le choix des essences à planter ?

Il semblerait que les gestionnaires ne prennent pas directement en compte les SE lors du renouvellement d'un arbre. A Genève, tout arbre abattu doit être compensé par un arbre planté, le RCVA (Règlement sur la Conservation de la Végétation Arborée) mentionne qu'il a pour but d'assurer la conservation de la végétation formant les éléments majeurs du paysage. Généralement, les arbres demandés à l'abattage qui ne sont pas liés à une autorisation de construire doivent simplement être remplacés et font l'objet d'un montant compensatoire, établi sur la base des normes USSP de 1974 (Union Suisse des Services des Parcs et Promenades). L'exiguïté des parcelles après la réalisation d'une construction ne permet pas toujours une arborisation conséquente. Une partie du montant doit alors être investi dans un fond de compensation qui sert à alimenter d'autres projets tels que des mesures paysagères. Le choix du genre d'arbres à planter se fait en fonction de la situation (parcs, zones résidentielles, rurales etc...) en privilégiant la végétation indigène dans les secteurs à potentiel "nature" ou alors des essences cultivées notamment dans les parcs dans un souci de renouvellement du patrimoine dendrologique (Bianchi, com. Pers.).

Une autre façon d'argumenter en faveur des arbres isolés est d'estimer en parallèle les coûts de gestion, dans le but d'être transparent et représentatif des bénéfices réels apportés. A l'heure actuelle, les coûts de gestion des arbres isolés à Genève n'ont pas encore été évalués, il faudrait pourtant pouvoir les estimer en parallèle des SE fournis. Une première fourchette large de coûts a été estimée et il semblerait que le ratio coût-bénéfice soit proche de 1 (entre 0.57 et 3.13 CHF de bénéfice pour 1 CHF investi) en ne mesurant que 3 SE parmi de nombreux autres. Ce ratio est certainement bien

supérieur à l'image de Soares et collaborateurs (2011) qui ont estimé à 8,4 millions de dollars de bénéfices annuel et 1,9 million de dollars de maintenance pour (41 000 arbres de rue, prise en compte de la séquestration du carbone, dépollution, ruissellement, économie d'énergie et augmentation de la valeur des propriétés). Cela fait un bénéfice 4.48 fois supérieur aux coûts à Lisbonne. A New York il est de 5.8 fois supérieur et à Indianapolis 6.09 fois supérieur (Peper et al., 2007, 2008). Il est donc indéniable que la végétation en ville doit être maintenue et augmentée. Toutefois, pour plus de transparence, cela nécessite de contacter un grand nombre de mairies afin d'avoir à la fois la quantité d'arbres gérés sur le canton et les coûts que cela représente. Attention toutefois à ne pas accorder trop d'importance à la monétarisation des SE. D'une part, parce que la valeur d'un service peut changer. Ainsi, la valeur de la tonne de CO₂ fluctue énormément depuis 2008. D'autre part, parce que l'exercice vise à montrer les services rendus par ces arbres en milieu urbain et non pas à leur imputer une valeur marchande. C'est donc un simple moyen de concrétiser l'apport de ces services sans toutefois s'en servir. Cela pose également la question de la priorisation des services. Lequel est le plus important dans le contexte genevois ? Faut-il parler en termes monétaire ou en quantité de services rendus ? En effet, en fonction de la méthode choisie les arbres ne sont pas classés de la même manière. Ainsi, *Pinus nigra* passe de la 7ème place à la deuxième en fonction du classement par score ou monétaire des SE.

Mesurer les coûts c'est à la fois comparer les essences en termes de coûts, mais aussi modifier les habitudes de gestion pour maximiser les services rendus. En effet, les coûts de gestion ne se rapportent pas seulement à une somme d'argent investi mais aussi aux externalités que cela représente en termes de CO₂ rejeté par exemple. Ainsi, à Sacramento ou Leipzig cela a été estimé à 1 à 4% du total séquestré (McPherson et Kendal, 2014), alors qu'à Chicago, c'est 15% du CO₂ séquestré chaque année qui est relâché dans l'atmosphère du fait de la décomposition des branches, des feuilles ou de la taille (McPherson 1998). Une étude récente de McPherson et Kendall en 2014 a tenté de pousser plus loin les calculs en mesurant tout au long de la vie d'un arbre les coûts en termes de CO₂ émis (arrosage, production d'arbre, plantation, taille, réparation du bitume, enlèvement ou encore décomposition du bois). Ils ont estimé que les émissions de CO₂ représentaient 46% de ce qui était stocké. Actuellement dans le canton, de nombreux arbres en bordure de route, dans les parcs et dans le domaine public sont régulièrement taillés, et certaines essences nécessitent plus d'eau, ou plus d'entretien. Réduire les coûts de gestion c'est donc maximiser les SE rendus. Il faut également garder à l'esprit que l'un des facteurs déterminant reste la surface foliaire. Il existe une grande disparité de surface foliaire au sein même d'une espèce et cela joue sur ces 3 SE. Laisser la nature faire les choses lorsque cela est possible permet de diminuer les coûts et maximiser les SE rendus. Kim et al. (2015) ont montré en comparant différents types d'utilisation du sol que se sont les zones résidentielles qui offrent les meilleures SE par ha de terrain. La littérature montre également que ce sont dans les zones abandonnées où les arbres se développent naturellement de manière espacée qu'il y a le plus de stockage du carbone. Les arbres grandissent dans des conditions naturelles, sont plus grands avec une meilleure surface foliaire.

Les arbres urbains sont confrontés à des facteurs de stress supplémentaires, en comparaison aux forêts naturelles. Cela comprend le stress lié à la disponibilité limitée de sol, aux pénuries d'eau, à une exposition accrue aux polluants ou encore des dommages physiques directs. Kiss et al (2015) expliquent que certaines essences comme deux espèces de tilleul (*Tilia cordata*, *Tilia platyphyllos*) s'adaptent moins bien aux conditions urbaines. Cela se répercute sur leur capacité à fournir de bons SE. Suite à une discussion au SEVE il semblerait également que des essences comme *Quercus robur* et *Aesculus hypocastanum* bien qu'ils fournissent des SE fort (pour cette étude), s'adaptent mal aux nouvelles conditions climatiques ou font face à des maladies. Il faut donc penser à un renouvellement

des populations et envisager de nouvelles essences (e.g. micocoulier). À l'inverse les Platanes hybrides sont en meilleure condition et fournissent de grandes surfaces foliaires. De la même manière, *Acer platanoides* semble adéquat en ville, comme cela a été démontré dans d'autres études (Pothier and Millward 2013). Cette espèce est parfois identifiée comme la meilleure pour le stockage du CO₂ et la dépollution, ce qui n'est pas en accord avec les résultats de la présente étude en comparaison aux 13 autres essences étudiées. L'utilisation de telle ou telle essence est donc contexte dépendant. Il faut donc sélectionner les essences qui demandent le moins de gestion et qui fournissent des SE convenables, mais également être en mesure de fournir à chaque arbre l'emplacement judicieux et l'espace nécessaire pour son bon développement.

5. CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

5.1. Conclusions

En conclusion, il est possible de mettre en évidence des différences de services entre essences. On constate également qu'une essence peut fournir un SE de plus ou moins bonne qualité pour chacun des SE échantillonnés. Il y a une grande variabilité inter et intraspécifique dans la production de SE. A première vue, on pourrait penser qu'il y ait des compromis entre les différents services pour un même individu. Toutefois les trade-off n'opèrent entre les services que lorsque leurs rôles ne sont pas compatibles (Häyhä et al. 2015). Ainsi, les décideurs en faisant de la sylviculture sur une parcelle favorisent la valeur du bois mais réduisent la valeur liée à l'aspect récréatif ou paysager (une monoculture, ou parcelle déforestée à une moindre valeur esthétique). Ici les processus engagés dans ces SE sont liés (surface foliaire, taille de l'arbre), il serait donc logique que l'on ne retrouve pas de compromis. L'hétérogénéité des résultats amène à penser que les SE fournis dépendent non seulement des caractéristiques des arbres, de leurs quantités mais aussi de leur qualité directement dépendante des caractéristiques environnantes. La croissance des arbres est un phénomène biologique complexe (Pretzsch, 2009) qui résulte de l'activité des bourgeons (croissance primaire, ou accroissements en longueur axes) et du cambium (croissance secondaire, ou accroissement en épaisseur des axes). Cette croissance est éminemment variable puisqu'elle dépend du patrimoine génétique de l'individu, de son environnement (sol, atmosphère), du stade de développement (vieillesse des tissus) et de l'action des hommes (modification de l'environnement ou de l'arbre lui-même comme l'élagage ou la taille). Il faut donc s'attarder sur ces paramètres, afin de réduire les stress subits et améliorer les SE rendus.

Les valeurs moyennes de SE par hectare sur le canton de Genève ont été estimées à 270 kg de CO₂ séquestrés, 27.35 m³ d'eau interceptés, 0.11 kg de CO, 4.68 kg de O₃, 1.24 kg de NO₂ et 2.50 kg de PM10. Ce sont des SE de régulation importants qui ont été estimés, mais en comparaison avec notre mode de vie, ne représentent qu'une modeste amélioration. Toutefois, les SE estimés dans ce rapport ne concernaient que les arbres isolés et ne représentent pas la totalité des SE rendus par les arbres du canton. Une analyse succincte sur ces 3 mêmes SE rendus par les forêts genevoises a été réalisée. Cela reviendrait à minima à doubler la quantité des différents services (annexe 5). L'apport des arbres n'est donc pas à négliger. Notons également que les services culturels et de soutien à la biodiversité n'ont pas été évalués et que ces services ont certainement un poids très important dans le rôle des arbres en zone urbaine.

La distribution spatiale des essences et donc des SEs est organisée en ceinture du centre-ville vers la campagne. La littérature propose des solutions pour essayer de tendre vers une population idéale d'arbres. De nombreuses villes américaines ont pour objectif d'obtenir une moyenne de couverture

forestière de 40% ou l'équivalent d'environ 50 arbres par hectare. Cette couverture doit permettre d'assurer la pérennité de la forêt urbaine et de maximiser les avantages écologiques, sociaux et économiques issus des arbres. Il est certainement préférable d'essayer d'homogénéiser la couverture forestière sur le canton afin que n'importe quel citoyen puisse ressentir les bienfaits de la présence de cette végétation. Le chiffre de 40 % est basé sur l'analyse de l'état des forêts dans les zones urbaines dans différentes régions des États-Unis tout en gardant un objectif réaliste et donc atteignable (rapport i-Tree ECO Toronto).

Dans la présente étude seulement 3 SE ont été estimés. Ils ont été choisis pour leur facilité de mesure (outils existants) et parce qu'ils étaient supposés être importants en milieu urbain (Bolund and Hunhammar, 1999). On constate finalement qu'ils ne représentent qu'un infime pourcentage de ce que procure un arbre en termes de services et qu'ils ne rentrent pas dans les critères habituels des gestionnaires. Toutefois, la présente étude de ces SE permet de discriminer les essences à planter et apporte aux gestionnaires des arguments supplémentaires lorsque les budgets sont discutés. Il faut persévérer dans l'évaluation des SE rendus par les arbres pour améliorer la connaissance autour de l'ensemble des services rendus et notamment l'importance de la nature pour le bien être en ville (Chiusera et al 2004). En conclusion, il faudrait donc pouvoir échantillonner plusieurs SE dans chacun des types de services connus (support, régulation, culturel, approvisionnement) afin d'aboutir à une image plus fiable de ce que les arbres nous fournissent gratuitement et donc justifier les ressources humaines et monétaires à leur allouer.

5.2. Recommandations

Plusieurs constats ont été mis en évidence dans cette étude ainsi que dans d'autres situations. Par exemple, le réajustement de la population d'essences par l'augmentation la proportion de conifères et d'espèces à surface foliaire importante permet une amélioration de la qualité de l'air et l'évitement du ruissellement (Nowak et al. 2006; Escobedo and Nowak 2009). Certaines essences relativement efficaces dans l'amélioration de la qualité de l'air sont invasives (Escobedo et al. 2010). Il y a donc des compromis à faire, des choix de gestion en fonction des objectifs à atteindre.

Dans l'étude de McPherson et al. (2005) le scénario qui possède le plus d'arbres épure moins l'air (en termes de PM10) qu'un mélange d'arbres et d'espaces enherbés. Cela remet en question le type d'essence à planter. Pourquoi ne pas choisir des essences qui ont une croissance rapide et donc une séquestration du CO₂ plus conséquente, ou encore mettre en place une stratification paysagère lorsque cela est possible, en mixant arbres, arbustes et plantes plutôt qu'une rangée d'arbres seuls. Un mélange arbre et végétation basse est un bon moyen d'optimiser l'espace disponible, fournir de bon SE, avoir un rendu esthétique de qualité et augmenter les surfaces perméables.

Chaque arbre contribue différemment à notre bien être, ainsi un arbre vieillissant ne stocke plus beaucoup CO₂ mais représente une niche écologique importante pour la biodiversité et un apport paysager considérable. L'étude présente s'est focalisée sur les SE rendus par les arbres mais il ne fait nul doute que c'est également le cas pour toute autre type de végétation. Il existe de nombreux moyens d'améliorer les SE, à travers le couvert végétal en ville (toit végétalisé, potager urbain, façade verte). Actuellement ces choix sont rarement pris et ce genre d'étude cherche à mettre en lumière la valeur de notre environnement naturel. Les résultats montrent clairement que là où il y a plus d'arbres, il y a plus de SE. C'est relativement rassurant et doit inciter les gestionnaires à réduire au mieux les inégalités sur le territoire en augmentant le couvert forestier.

En parallèle, les gestionnaires vont devoir modifier certaines méthodes d'entretien et de taille. Kiss et al (2015) soulignent que les espaces gérés comme un milieu naturel dans lequel les arbres grandissent sans subir de coupent et autres traitement fournissent plus de SE à des coûts plus faibles. Plus de travail en ce sens doivent être réalisés. En définitive, il faut chercher à augmenter le nombre d'arbre sains, tendre vers une population idéale (plus de grands arbres), utiliser des essences qui rendent le plus de SE et planter ces arbres dans les zones adéquates afin de maximiser ces SE (Nowak et al. 2002b, Baro et al, 2014).

Cette étude a quantifié certains SE et comparé les essences, permettant d'une part de valoriser la présence d'arbres en milieu urbain et d'affiner les choix des gestionnaires. Dans un contexte de changement climatique, la résilience des villes par les SE est une piste à privilégier (McPherson et al 2015). En effet, la plupart des problèmes environnementaux que l'on trouve en ville sont créés localement. Une des solutions les plus efficaces est de les gérer par l'intermédiaire de SE locaux. Par ailleurs, la forte densité de population, l'ultra connectivité et la dépendance dans les infrastructures peut rendre les populations urbaines vulnérables aux perturbations naturelles comme les inondations, les vagues de chaleurs, maladies, tempêtes (Peters et al, 2004). Les écosystèmes au sein et en dehors des villes agissant en tant que tampon permettent d'atténuer les effets néfastes de ces aléas. L'étape suivante consiste à s'appuyer sur la carte des milieux et de comparer les résultats dans le but de discriminer s'il existe des milieux et conditions plus propices à fournir des SE.

6. BIBLIOGRAPHIE

- Aguaron, E. & McPherson, E.G.** 2012. Comparison of Methods for Estimating Carbon Dioxide Storage by Sacramento's Urban Forest. Chapter 3, 29p
- Baró, F., Chaparro, L., Gómez-Baggethun, E., Langemeyer, J., Nowak, D. J. and Terradas, J.** 2014. Contribution of Ecosystem Services to Air Quality and Climate Change Mitigation Policies: The Case of Urban Forests in Barcelona, Spain. *Ambio*, **43**, 466-479.
- Baró F, Haase D, Gómez-Baggethun E, Frantzeskaki N,** 2015. Mismatches between ecosystem services supply and demand in urban areas: A quantitative assessment in five European cities. *Ecological Indicators*, **55**, 146-158.
- Bassunk, N., Deanna, F.C., Marranca, B.Z. & Barb, N.** 2009. *Recommended urban trees: Site assessment and tree selection for stress tolerance*. Urban horticulture institute. Cornell University, Ithaca, New York.
- Bell, J.F., Wilson, J.S. and Liu, G.C.** 2008. Neighborhood greenness and 2-year changes in body mass index of children and youth. *Am J Prev Med*, **35**, 547-53.
- Bennett, E. M., Peterson, G. D. and Gordon, L. J.** 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, **12**, 1394-1404.
- Blanchard, L., Vira, B. & Briefer, L.** 2015. The lost narrative: Ecosystem service narratives and the missing Wasatch watershed conservation story. *Ecosystem Services*, **16**, 105-111.
- Bolund, P. and Hunhammar, S.** 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, **29**, 293-301.
- Burkhard, B., Petrosillo, I., Costanza, R.** 2010. Ecosystem services - bridging ecology, economy and social sciences. *Ecological Complexity*, **7**, 257-259.
- Cairns, M.A., Brown, S, Helmer, E.H. & Baumgardner, G.A.** 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, **111**, 1-11
- Chan, K.M.A., Shaw, M.R., Cameron, D.R., Underwood, E.C. & Daily, G.C.** 2006. Conservation Planning for Ecosystem Services. *PLoS Biol* 4:e379. doi: 10.1371/journal.pbio.0040379.
- Chapparo, L. & Terradas, J.** 2009. *Ecological services of urban forest in Barcelona*, creaf, 103p
- Chiesura, A.** 2004. The role of urban parks for the sustainable city. *Landscape and Urban Planning*, **68**, 129-138.

- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. and van den Belt, M.** 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, **387**, 253-260.
- Cuny, D., Van Haluwyn, C., Devred, I., Lakel, A., Bulteau, G. & Rzepka, M-A.** 2005. Quels rôles les plantes peuvent elles jouer vis à vis de la pollution à l'intérieur des locaux ?, *Air Pur* n°69, 33-36.
- Daily, G.** 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Island, Washington DC.
- de Groot, R. S., Wilson, M. A. and Boumans, R. M. J.** 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, **41**, 393-408.
- Dzierżanowski, K., Popek, R., Gawronska, H., Sæbø, A., Gawronski, S.W.,** 2011. Deposition of particulate matter of different size fractions on leaf surfaces and in waxes of urban forest species. *Int. J. Phytorem.* **13**, 1037–1046
- Ding, H. and Nunes, P. A. L. D.** 2014. Modeling the links between biodiversity, ecosystem services and human wellbeing in the context of climate change: Results from an econometric analysis of the European forest ecosystems. *Ecological Economics*, **97**, 60-73.
- Dobbs, C., Escobedo, F. J. and Zipperer, W. C.** 2011. A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. *Landscape and Urban Planning*, **99**, 196-206.
- Duhme, F. & Pauleit, S.** 2000. The dendrofloristic richness of SE-Europe, a phenomenal treasure for urban plantings, *Mittelungen aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Fortswirtschaft Berlin-Dahlen*, **370**, 23-39.
- Egoh, B., B. Reyers, M. Rouget, D. M. Richardson, D. C. Le Maitre, and A. S. van Jaarsveld.** 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **127**, 135-140.
- Escobedo, F. J., Wagner, J. E., Nowak, D. J., De la Maza, C. L., Rodriguez, M. and Crane, D. E.** 2008. Analyzing the cost effectiveness of Santiago, Chile's policy of using urban forests to improve air quality. *Journal of environmental management*, **86**, 148-157.
- Escobedo, F.J. & Nowak, D.J.** 2009. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape and Urban Planning* **90**, 102–110.
- Escobedo, F.J., T. Kroeger, and J.E. Wagner.** 2011. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution*, 159, 2078–2087.
- Fleming, L.E.** 1988. Growth estimates of street trees in Central New Jersey. M.S. Thesis, Rutgers, The University of New Jersey. New Brunswick, N.J. 143 pp.
- Folke, C., Jansson, Å., Rockström, J.** 2011. Reconnecting to the biosphere. *A Journal of the Human Environment*, **40**, 719–738.
- Fu, B., Wang, S., Su, C. and Forsius, M.** 2013. Linking ecosystem processes and ecosystem services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, **5**, 4-10.
- Givoni, B.** 1991. Impact of planted areas on urban environmental quality: a review. *Atmos. Environ.*, **3**, 289-299.
- Gómez-Baggethun, E. and Barton, D. N.** 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, **86**, 235-245.
- Grêt-Regamey, A., Brunner, S., Altwegg, J., Christen, M. and Bebi, P.** 2013. Integrating Expert Knowledge into Mapping Ecosystem Services Trade-offs for Sustainable Forest Management. *Ecology and Society*, **18**.
- Häyhä, T., Franzese, P. P., Paletto, A. & Fath, B. D.** 2015. Assessing, valuing, and mapping ecosystem services in Alpine forests. — *Ecosystem Services*, **14**, 12-23.
- Helliwell, D.R.,** 1969. Valuation of wildlife resources. *Regional Studies* **3**, 41-49.
- Huffington Post,** Climate Change Deaths Could Total 100 Million By 2030 If World Fails To Act, 2012
- Husch, B., Miller, C.I. & Beers, T.W.** 1982. *Forest mensuration*. Wiley, New York
- Kim, G., Miller, P.A. & Nowak, David, J.A.** 2015. urban vacant land ecosystem services: Urban vacant land as green infrastructure in the City of Roanoke, Virginia. *Urban Forestry & Urban Greening*, **14**, 519–526.
- King, R.T.** 1966. Wildlife and man. *New York Conservationist*, **20**, 8–11
- King KL, Johnson S, Kheirbek I, Lu JWT, Matte T,** 2014. Differences in magnitude and spatial distribution of urban forest pollution deposition rates, air pollution emissions, and ambient neighborhood air quality in New York City. *Landscape and Urban Planning* **128**, 14-22.

- Kiss, M., Takacs, A., Pogacsas, R. & Gulyas, A.** 2015. The role of ecosystem services in climate and air quality in urban areas: Evaluating carbon sequestration and air pollution removal by street and park trees in Szeged (Hungary). *Moravian geographical reports*, **23**, 36-46.
- Korpela, K.M. and Ylén, M.** 2007. Perceived health is associated with visiting natural favourite places in the vicinity. *Health Place*, **13**, 138-51.
- Kuo, F.E., Bacaicoa, M. and Sullivan, W.C.** 1998. Transforming innercity landscapes: trees, sense of safety, and preference. *Environ Behav*, **30**, 28-59.
- Koschke, L., Fürst, C., Frank, S. and Makeschin, F.** 2012. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. *Ecological Indicators*, **21**, 54-66.
- Lambelet-Haueter, C., Burgisser, L., Clerc, P., Gloor, S., Moeschler, P., Monney, J-C., Müller, A., Price.M., Ruckstuhl. M., Salomon-Cavin. J. & Zbinden.N. 2011. Le milieu bâti. In : LACHAT, T., et al. Evolution de la biodiversité en Suisse depuis 1900 : Avons-nous touché le fond ? Berne: Haupt, pp.222-263.
- Leuzinger, S., Vogt, R. and Koerner, C.** 2010. Tree surface temperature in an urban environment. *Agricultural and Forest Meteorology*, **150**, 56-62.
- Lieth, H.** 1963. The role of vegetation in the carbon dioxide content of the atmosphere. *J Geophys Res* **68**, 3887-3898
- Liu, Y., Zhang, H., Yang, X., Wang, Y., Wang, X. and Cai, Y.** 2013. Identifying priority areas for the conservation of ecosystem services using GIS-based multicriteria evaluation. *Polish journal of ecology*, **63**, 415-430.
- McHale, M.R, Burke, I.C., Lefsky, M.A., Peper, P.J. & McPherson, E.G.** 2009. Urban forest biomass estimates: is it important to use relationships developed specifically for urban trees? *Urban Ecosyst* **12**, 95–113
- Millard P., Sommerkorn M. & Grelet G.** 2007. Environmental Change and Carbon Limitation in Trees: A Biochemical, Ecophysiological and Ecosystem Appraisal. *New Phytologist*, **175**, 11-28.
- Millward, A. A. and Sabir, S.** 2011. Benefits of a forested urban park: What is the value of Allan Gardens to the city of Toronto, Canada? *Landscape and Urban Planning*, **100**, 177-188.
- Morani, A., Nowak, D., Hirabayashi, S., Guidolotti, G., Medori, M., Muzzini, V., Fares, S., Mugnozza, G. S. and Calfapietra, C.** 2014. Comparing i-Tree modeled ozone deposition with field measurements in a periurban Mediterranean forest. *Environmental Pollution*, **195**, 202-209.
- McPhearson, T., Andersson, E., Elmqvist, T. & Frantzeskaki, N.** 2015. Resilience of and through urban ecosystem services. *Ecosystem Services*, **12**, 152-156.
- McPherson, E.G. & Rowntree.R.A.** 1986. Using structural measures to compare twenty-two street tree populations. *Landscape J.* **8**,13-23.
- McPherson, E.G.** 1998. Atmospheric carbon dioxide reduction by Sacramento's urban forest. *J Arboric*, **24**, 215–223
- McPherson, E.G., K.I. Scott, and Simpson, J.R.** 1998. Estimating cost effectiveness of residential yard trees for improving air quality in Sacramento, California, using existing models. *Atmospheric Environment*, **32**, 75-84.
- McPherson, E.G., Simpson,J.R., Peper,P.J., Scott,K.I., Xiao, Q.** 2000. Tree Guidelines for Coastal Southern California Communities. Local Government Commission, Sacramento, CA.
- McPherson, E.G., Simpson, J.R., Peper, P.J., Maco, S.E. and Xiao, Q.** 2005. Municipal forest benefits and costs in five U.S. cities. *Journal of Forestry*, **103**, 411-416.
- McPherson, E.G., and J.R. Simpson.** 1999. Carbon Dioxide Reduction Through Urban Forestry: Guidelines for Professional and Volunteer Tree Planters. Gen. Tech. Rep. PSW-171. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Albany, CA. 237 pp
- Mcpherson, E. G.** 2010. Selecting reference cities for i-Tree Streets. In: *Arboriculture and Urban Forestry*, pp. 230-240.
- Millennium Ecosystem Assessment**, 2003. Ecosystems and Human Well-being: Our Human Planet: Summary for Decision Makers. Island Press.
- MA.** 2005. Millennium ecosystem assessment: Ecosystems and human well-being: Synthesis. Washington, DC: Island Press.

- Naidoo, R. and T.H. Ricketts.** 2006. Mapping the economic costs and benefits of conservation. *PLoS Biology*, **11**, 2153-2164.
- Nelson, E., G. Mendoza, et al.** 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **7**, 4-11.
- Nowak, D.J.** 1994. Atmospheric carbon dioxide reduction by Chicago's urban forest, pp 83-94.
- Nowak, D.J. and Crane, D.E.** 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, **116**, 381-389.
- Nowak, D.J., J.C. Stevens, S.M. Sisinni, and C.J. Luley.** 2002b. Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide. *Journal of Arboriculture*, **28**, 113–122.
- Nowak, D.J., Hoehn, R.E.I.I.I., Crane, D.E., Stevens, J.C. & Walton, J.T.** 2007. Assessing urban forest effects and values: Philadelphia's urban forest. USDA Forest Service Resource Bulletin NRS-7U.S. Department of Agriculture, New-town Square PA.
- Nowak, D.J., D.E. Crane, and J.C. Stevens.** 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, **4**, 115-123.
- Nowak, David J., Crane, Daniel E., Stevens, Jack C., Hoehn, Robert E., Walton, Jeffrey T., Bond, J.** 2008. A ground-based method of assessing urban forest structure and ecosystem services. *Arboriculture & Urban Forestry*, **34**, 347-358.
- Nowak, D., Hoehn, R., Bodine, A., Greenfield, E. and O'Neil-Dunne, J.** 2013. Urban forest structure, ecosystem services and change in Syracuse, NY. *Urban Ecosystems*, 1-23.
- Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Bodine, A. and Greenfield, E.** 2014. Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution*, **193**, 119-129.
- Odum, E.P., Odum, H.T.** 1972. Natural areas as necessary components of man's total environment. In: Transactions of the 37th North American Wildlife and Natural Resources Conference, March 12-15, 1972. Wildlife Management Institute, Washington, DC, **37**, 178-189.
- OFEV, 2007. Changements climatiques en Suisse Indicateurs des causes, des effets et des mesures, 79p**
- OFEV.** 2013. *Environnement Suisse*, Berne 2013
- Paoletti, E.** 2009. Ozone and urban forests in Italy. *Environmental Pollution*, **157**, 1506-1512.
- Pataki, D. E., Carreiro, M. M., Cherrier, J., Grulke, N. E., Jennings, V., Pincetl, S., Pouyat, R. V., Whitlow, T. H. and Zipperer, W. C.** 2011. Coupling biogeochemical cycles in urban environments: ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, **9**, 27-36.
- Pearce, D.** 1993. *Economic Values and the Natural World*, Earthscan, London.
- Peper, P.J., McPherson, E.G., Simpson, J.R., Gardner, S.L., Vargas, K.E., Xiao, Q.,** 2007. City of New York municipal forest resource assessment. Internal Tech. Rep. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Davis, CA.
- Peper, P.J., McPherson, E.G., Simpson, J.R., Vargas, K.E., Xiao, Q.,** 2008. City of Indianapolis municipal forest resource assessment. Internal Technical Report. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station, Davis, CA.
- Pérez, L., J. Sunyer, and N. Künzli.** 2009. Estimating the health and economic benefits associated with reducing air pollution in the Barcelona metropolitan area (Spain). *Gaceta sanitaria*, **23**, 287–94.
- Plan Directeur Forestier de Genève, 2000. Service des forêts, de la protection de la nature et du paysage, 26p
- Pillsbury, N.H., Reimer, J.L. & Thompson, R.P.** 1998. Tree Volume Equations for Fifteen Urban Species in California. Technical Report 7, Urban Forest Ecosystems Institute, California Polytechnic State University, San Luis Obispo, p 56
- Pouyat, R.V., Yesilonis, I.D. and Nowak, D.J.** 2006. Carbon storage by urban soils in the United States. *Journal of Environmental Quality*, **35**, 1566-1575.
- Pothier, A. J., Millward, A. A.** 2013. Valuing trees on city-centre institutional land: an opportunity for urban forest management. *Journal of Environmental Planning and Management*, **56**, 1380–1402.
- Pretzsch H,** 2009. Forest Dynamics, Growth, and Yield. *Forest Dynamics, Growth and Yield: From Measurement to Model* Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. p. 1-39.
- ROPAG,** 2013, 2014 : bilan annuel des mesures de la qualité de l'air à Genève, service de l'air, du bruit et des rayonnements non ionisants, 62p

- Rowntree, R. A. & Nowak, D. J.** 1991. Quantifying the role of urban forests in removing atmospheric carbon dioxide. *Journal of Arboriculture*, **17**, 269-275.
- Russo, A., Escobedo, F. J., Timilsina, N., Schmitt, A. O., Varela, S. & Zerbe, S.** 2014. Assessing urban tree carbon storage and sequestration in Bolzano, Italy. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, **10**, 54–70.
- Santamour, F.S.** 1990. Trees for urban planting: diversity, uniformity, and common Sense. Proceedings of the 7th Conference of the Metropolitan Tree Improvement Alliance. **7**, 57-65
- Roman, L.A. & Scatena, F.N.** 2011. Street tree survival rates: Meta-analysis of previous studies and application to a field survey in Philadelphia, PA, USA. *Urban Forestry & Urban Greening*, **10**, 269-274.
- Schimel J. P., Wetterstedt J.Å. M., Holden P. A. & Trumbore, S. E.** 2011. Drying/rewetting cycles mobilize old C from deep soils from a California annual grassland. *Soil Biol. Biochem.* **43**, 1101–1103
- Seppelt, R., Dormann, C. F., Eppink, F. V., Lautenbach, S. and Schmidt, S.** 2011. A quantitative review of ecosystem service studies: approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, **48**, 630-636.
- Sæbø, A., Popek, R., Nawrot, B., Hanslin, H.M., Gawronska, H. & Gawronski, S.W.** 2012. Plant species differences in particulate matter accumulation on leaf surfaces. *Sci. Total Environ.* 427 – 428, 347 – 354
- Sherrouse, B. C., Clement, J. M. and Semmens, D. J.** 2011. A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services. *Applied Geography*, **31**, 748-760.
- Soares AL, Rego FC, McPherson EG, Simpson JR, Peper PJ, Xiao Q,** 2011. Benefits and costs of street trees in Lisbon, Portugal. *Urban Forestry & Urban Greening*, **10**, 69-78
- Takano, T., Nakamura, K. and Watanabe, M.** 2002. Urban residential environments and senior citizens' longevity in megacity areas: the importance of walkable green spaces. *Journal of Epidemiology and Community Health*, **56**, 913-918.
- Tiwary, A., Sinnett, D., Peachey, C., Chalabi, Z., Vardoulakis, S., Fletcher, T., Leonardi, G., Grundy, C., Azapagic, A. and Hutchings, T. R.** 2009. An integrated tool to assess the role of new planting in PM10 capture and the human health benefits: A case study in London. *Environmental Pollution*, **157**, 2645-2653.
- Tritton, L.M. & Hornbeck, J.W.** 1982. Biomass Equations for Major Tree Species of the Northeast. NE General Technical Report No. **69**, USDA Forest Service, Broomall
- Troy, A. and Wilson, M. A.** 2006. Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics*, **60**, 435-449.
- Turner, R.K.** 1993. Sustainable Environmental Economics and Management. Principles and Practice. Belhaven Press, London.
- Turner, R. K. & Pearce, D.** 1993. New Frontiers and Sustainable Development, *Economics and Ecology*, 177–194.
- USSP 1974: Pour le calcul de la valeur des arbres d'ornement, 8p
- Wälchli, G.** 2012. Ökosystemdienstleistungen als ökonomische Strategie? i-Tree: ein Instrument für die Wertermittlung von Stadtbäumen Zusammenfassung [dissertation – in German]. Wädenswil: Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften.
- Wenger, K.F.** 1984. Forestry Handbook. New York. Wiley. 1335 pp.
- Whittaker, R.H. & Likens, G.E.** 1973. Carbon in the biota. In: Woodell GM, Pecans EV (eds) Proceedings of the 24th Brookhaven symposium in biology: 16–18 May 1972, US Atomic Energy Commission. Technical Information Services. Office of Information Services, Upton, pp 281–302
- Yang, J., McBride, J., Zhou, J. & Sun. Z.** 2005. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry & Urban Greening*, **3**, 65–78.
- Zhao, M., Z. Kong, F.J. Escobedo, and J. Gao.** 2010. Impacts of urban forests on offsetting carbon emissions from industrial energy use in Hangzhou, China. *Journal of Environmental Management*, **91**, 807-813.
- Zhao, Y., Wen, Q., & Ai, J.** 2010. *Ecosystem service value of forests in Yunnan Province. Forest Research*, **23**, 184–190

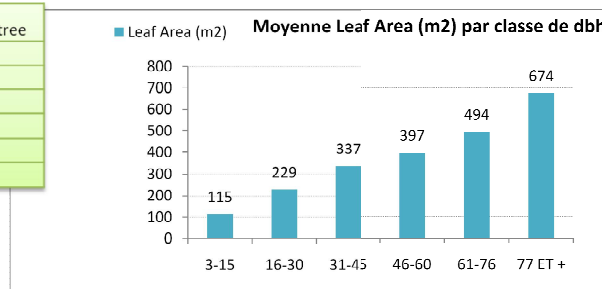
Référence i-Tree ECO : <https://www.itreetools.org/resources/reports.php>

7. ANNEXES

ANNEXE 1 : Validation des techniques d'extrapolation pour 47 043 autres arbres:

Prise en compte l'ensemble des arbres isolés du canton:

DBH (CM)	Carbon Storage (kg) per tree	Gross Carbon Seq (kg/yr) per tree
1-15	18 +/- 12	3 +/- 1
16-30	97 +/- 49	7 +/- 3
31-45	304 +/- 111	13 +/- 4
46-60	650 +/- 220	20 +/- 7
61-76	1218 +/- 406	31 +/- 12
77+	3353 +/- 1563	46 +/- 23



2

• CO	$0.02175 * SF - 1.29135$
• NO2	$0.2378 * SF - 14.111$
• O3	$0.8997 * SF - 53.3891$
• PM10	$0.445 * SF - 12.3024$

1 Avoided runoff = $0.0048 * SF - 0.113$

Validation des techniques d'extrapolation pour 47 043 autres arbres ICA:

- **CO2** : Utilisation de la moyenne de stockage ou de séquestration par classe de dbh.
- **Ruissellement** : Utilisation de la moyenne de la surface foliaire par classe de dbh, puis l'utilisation de la formule de régression 1.
- **Pollution** : Utilisation de la moyenne de la surface foliaire par classe de dbh, puis l'utilisation de la formule de régression 2 pour chaque polluant.

$$(R^2 = 0.52 \text{ pour } O_3, CO, NO_2 \text{ } R^2 = 0.88 \text{ pour } PM10, \text{ et } R^2 = 0.87 \text{ pour le ruissellement}).$$

Afin de savoir si cette extrapolation est juste, les données issues de i-Tree ECO ont été recalculé avec ces méthodes et les résultats ont ensuite été comparés aux valeurs réellement trouvées.

Tableau 18 : Comparaison de valeurs obtenues avec le logiciel puis avec l'extrapolation.

SE	i-tree ECO	Extrapolation
CO ₂ STOCK	36112 t	36109
CO ₂ SEQ	852 kg	861
RUNOFF	81149 m ³	80455
CO	321 kg	328
O ₃	3.51 t	3.59
NO ₂	13.27 t	13.57
PM10	7.35 t	7.38

On remarque que les valeurs sont très proches des valeurs calculées par le logiciel. C'est relativement logique et rassurant puisque les méthodologies sont basées sur les caractéristiques de ces arbres. Elles peuvent donc être utilisées pour extrapoler sur les arbres dont on ne connaît pas les valeurs afin d'estimer les SE sur le canton.

Le calcul fait par extrapolation sur les 47043 arbres de la base de données ICA semble être proportionnel aux nombres d'arbres.

ANNEXE 2 : Méthodes appliquées dans le logiciel i-Tree

Toutes les explications sont tirées des archives et des rapports i-Tree dans la base de données sur leur site web où il existe de nombreux documents explicatifs¹⁸.

Choix de la zone climatique

Afin de sélectionner une zone climatique Américaine comparable aux conditions de Genève je me suis basé sur une étude datant de 2010 qui permet de sélectionner la ville américaine la plus semblable à notre étude (McPherson 2010). Les états unis d'Amérique ont divisés en 16 zones climatiques différentes. Pour estimer la zone correspondante, il faut utiliser les HDD et CDD (Heating and cooling degree day), et la précipitation annuelle car ces paramètres ont une grande influence sur la condition de vie des arbres. Le principe consiste à calculer une erreur quadratique moyenne (RMSE) permettant de distinguer les villes vis-à-vis de Genève. Les HDD et CDD sont ceux moyennés sur les 5 dernières années pour à une température de base de 18°C. Normalement il faut également comparer les populations d'arbres, cela n'a pas été inclus dans le calcul pour 3 raisons. Premièrement, je n'ai réussi à trouver les données pour les villes références. Deuxièmement, le poids de ce critère est le plus faible vis-à-vis des 3 autres paramètres (McPherson 2010). Enfin, la personne de contact pour le logiciel i-tree ECO dit que l'on peut s'en passer.

J'ai ensuite sélectionné les villes dont les paramètres sont les plus proches de ceux de Genève (Tableau 19). Puis j'ai calculé l'erreur quadratique moyenne (RMSE). Le calcul se fait en deux étapes, la première consiste à normaliser les différents critères, afin d'être rangé de 1 à 10 (Tableau 20, 21). Plus la valeur du RMSE est faible et plus la ville de référence à ses conditions proches de Genève.

Tableau 19: Sélection de villes dont les caractéristiques de température et de précipitation se rapproche de celles de Genève

Ville de référence	HDD (18°C)	CDD (18°C)	Précipit (2013)
BOISE	3242	414	417
FORT COLLINS	3252	379	452
INDIANAPOLIS	3079	546	1110
QUEENS	2746	597	1041
LONGVIEW	2381	180	1059
GENEVA	2875	336	1025

Tableau 20: Normalisation des écarts entre les valeurs à Genève et les autres villes

valeur	HDD (18°C)	CDD (18°C)	Précipitation (2013)
10-9	>3919	>2234	>1243
9-8	3483-3919	1986-2234	1105-1243
8-7	3048-3483	1737-1986	967-1105
7-6	2612-3048	1489-1737	829-967
6-5	2177-2612	1241-1489	691-829
5-4	1742-2177	993-1241	552-691
4-3	1306-1742	745-993	414-552
3-2	871-1306	496-745	276-414
2-1	435-871	248-496	138-276
1-0	<435	<248	<138

¹⁸ <https://www.itreetools.org/resources/archives.php>

$$RMSE = \sqrt{a*(HDD_{gva} - HDD_{vr})^2 + b*(CDD_{gva} - CDD_{vr})^2 + c*(précip_{gva} - précip_{vr})^2}$$

C'est ensuite que l'on applique un poids à chacun des critères. Avec a, b et c des coefficients dont la somme est égal à 1 reflétant l'influence des différents paramètres. Deux calculs ont été réalisés un avec a = b = c = 0,33 (Tableau 22) et un avec un a = 0,2 ; b = 0,35 et c = 0,45 (Tableau 23).

Tableau 21: Résultat de la différence entre la ville de Genève et les villes de référence

Ville de référence	HDD (18°C)	CDD (18°C)	Précipit (2013)
BOISE	367	78	-608
FORT COLLINS	377	43	-573
INDIANAPOLIS	204	210	85
QUEENS	-129	261	16
LONGVIEW	-494	-156	34

Tableau 22: RMSE avec coefficient a, b et c de 0,33

Ville de référence	BOISE	FORT COLLINS	INDIANAPOLIS	QUEENS	LONGVIEW
HDD	0	0	0	0	1
CDD	0	0	1	1	1
AP	5	4	1	0	0
RMSE	2,89	2,31	0,82	0,58	0,82

Tableau 23 : RMSE avec coefficient a, b et c de respectivement 0,2, 0,35 et 0,45

Ville de référence	BOISE	FORT COLLINS	INDIANAPOLIS	QUEENS	LONGVIEW
HDD	0	0	0	0	1
CDD	0	0	1	1	1
AP	5	4	1	0	0
RMSE	3,35	2,68	0,89	0,59	0,74

D'après les résultats (tableau 22 et 23) ; le Queens et Longview sont les deux villes les plus proches la première appartient à la zone climatique Nord-Est et la seconde à la zone Pacifique Nord-Ouest. Il a été décidé de conserver le Queens comme ville de référence. C'est donc cette zone climatique de référence qui a été renseignée pour l'analyse i-Tree ECO.

A) Séquestration du carbone :

Le modèle se base sur des équations allométriques, à l'aide de formules issues de la littérature. La biomasse de chaque arbre est mesurée et permet de calculer la séquestration du carbone. Le poids sec de la biomasse a été converti en carbone stocké en multipliant par 0,5. Ensuite c'est par l'utilisation de facteur dérivés de la littérature (0,48 pour les conifères et 0,56 pour les feuillus) que la biomasse fraîche est convertie vers la biomasse sèche (USDA 1955; Young and Carpenter 1967; King and Schnell 1972; Wartluft 1977; Stanek and State 1978; Wartluft 1978; Monteith 1979; Clark et al. 1980; Ker 1980; Phillips 1981; Husch et al. 1982; Schlaegel 1984a,b,c,d; Smith 1985). La biomasse souterraine est estimée comme représentant 28% de la biomasse aérienne (Cairns et al., 1997). Les arbres vivants en milieu ouvert urbain ont tendances à produire moins de biomasse qu'en milieu

forestier en comparant deux arbres de la même espèce à diamètre équivalent. Pour ajuster le modèle on multiplie par un facteur de 0.8 (Nowak, 1994b).

Pour estimer la quantité de carbone séquestré annuellement à l'année $x+1$, le logiciel utilise les taux de croissance moyens en fonctions du genre et du diamètre de l'arbre à l'année x . Pour les rapports internationaux qui ne possèdent pas les valeurs locales, les estimations sont fondées sur la valeur de carbone aux États-Unis et convertis en monnaie locale. 20,3\$ / t C basées sur les coûts sociaux marginaux estimés des émissions de dioxyde de carbone (Fankhauser, 1994). D'autres études (Baro et al. 2014) ont estimé ces coûts à 78.5\$/t C.

B) Oxygène produit :

La quantité d'oxygène produit est estimée à partir du carbone séquestré : poids atomique de $L'O_2$ (kg/an) = C séquestré (kg/an) \times 32/12.

C) Les composés organiques volatils (COV) produit :

Les arbres ne fournissent pas seulement des services positifs, en effet, les COV peuvent contribuer à la formation d' O_3 et CO (e.g Brasseur et Chatfield 1991). La quantité des émissions de COV dépend des espèces d'arbres, de la biomasse foliaire, de la température de l'air, et d'autres facteurs environnementaux. Ainsi, le modèle (UFORE-B) tente d'estimer les rejets horaires d'isoprène (C_5H_8), monoterpènes (C_{10} terpenoids), pour chaque arbre en fonction de type d'utilisation du sol. La biomasse foliaire par espèce est utilisée et multipliée par des facteurs d'émission (Nowak et al., 2002a) afin de produire des niveaux standards d'émission à 30°C pendant l'activité photosynthétique. Enfin ces émissions standardisées sont corrigées à partir de facteurs locaux comme la température, la luminosité (Geron et al. 1994) et les données météorologiques.

D) Pollution: i-Tree Eco Dry Deposition Model Descriptions

L'estimation de la dépollution par les arbres est dérivée du calcul horaire de résistance et de déposition de particules sur la canopée pour $L'O_3$, et le NO_2 . L'estimation monétaire se base sur l'incidence locale et l'effet sur la santé que représentent ces émissions.

Il y a plusieurs phases de calcul afin d'évaluer le dépôt sec de molécules polluantes de l'air (pendant les périodes de non précipitation) sur la surface foliaire.

La surface foliaire est calculée en utilisant des équations de régression basées sur des arbres urbains (Nowak 1996). Si le pourcentage de lumière intercepté par les feuilles n'existe pas pour une espèce particulière le genre le plus proche est utilisé.

Conifère : 0,91 LAI

Feuillu : 0,83 LAI

Le flux de polluants est calculé comme le produit de la vitesse de dépôt et la concentration en polluants de l'air.

$$F = V_d \cdot C \cdot 3600$$

$$F_{min} = V_{d,min} \cdot C \cdot 3600$$

$$F_{max} = V_{d,max} \cdot C \cdot 3600$$

F	=	Pollutant flux ($\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)
F_{min}	=	Minimum pollutant flux ($\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)
F_{max}	=	Maximum pollutant flux ($\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)
V_d	=	Deposition velocity (m s^{-1})
$V_{d,min}$	=	Minimum deposition velocity (m s^{-1})
$V_{d,max}$	=	Maximum deposition velocity (m s^{-1})
C	=	Air pollutant concentration (g m^{-3})

La vitesse de déposition (vd) pour le CO, NO₂, et O₃ est calculée comme l'inverse de la somme de la résistance aérodynamique (Ra), la résistance quasi-laminaire (Rb) et la résistance de la canopée (Rc) (Balducchi et al. 1987).

$$V_d = \frac{1}{R_a + R_b + R_c}$$

V_d	=	Deposition velocity (m s^{-1})
R_a	=	Aerodynamic resistance (s m^{-1})
R_b	=	Quasi-laminar boundary layer resistance for a type of air pollutions (s m^{-1})
R_c	=	Canopy resistance (s m^{-1})

Ra est dépendante des données météorologiques et indépendante du type de polluant contrairement à Rb et Rc. Si les arbres sont photosynthétiquement actif, on a : (Lovett 1994)

for NO ₂
$V_{d,min} = 0.001$
$V_{d,min} = 0.005$
for O ₃
$V_{d,min} = 0.001$
$V_{d,min} = 0.008$

C'est légèrement différent pour les PM 10. Lovett (1994) :

$$V_d = V_{d,PM10,avg} \cdot \frac{BAI + LAI}{BAI + LAI_{PM10}}$$

$V_{d,PM10,avg}$	=	Average deposition velocity for PM10 ($= 0.0064 \text{ ms}^{-1}$) (Lovett 1994)
$V_{d,PM10,min}$	=	Minimum deposition velocity for PM10 ($= 0.0025 \text{ ms}^{-1}$) (Lovett 1994)
$V_{d,PM10,max}$	=	Maximum deposition velocity for PM10 ($= 0.01 \text{ ms}^{-1}$) (Lovett 1994)
LAI_{PM10}	=	Leaf area index for particle deposition ($= 6$)
BAI	=	Bark area index
LAI	=	Leaf area index

Calcul de Rc : résistance de la canopée

Ce n'est pas directement liée à la transpiration, une constante basée sur les données de Bidwell et Fraser (1972) a été fixé.

Période avec feuille $R_{c,InLeaf} = 50,000 \text{ (sm}^{-1}\text{)}$

Période sans feuille $R_{c,OutLeaf} = 1,000,000 \text{ (sm}^{-1}\text{)}$

La résistance stomatale $1/r_s$ est directement liée à l'activité photosynthétique. Il est préférable de calculer son opposé : appelée conductance stomatale, afin d'estimer la résistance. Les calculs sont complexes et nécessitent plusieurs étapes non détaillées ici.

$$\frac{1}{R_c} = \frac{1}{r_s + r_m} + \frac{1}{r_{soil}} + \frac{1}{r_t}$$

r_s	= Stomatal resistance
r_m	= Mesophyll resistance
r_{soil}	= Soil resistance (= 2941 sm^{-1} in growing season, =2000 sm^{-1} otherwise)
r_t	= Cuticular resistance
r_m and r_t for NO_2 , O_3 , and SO_2 are presented in Table 3.	

Parameter	NO_2	O_3	SO_2
r_m	100 (s m^{-1}) (Hosker and Lindberg 1982)	10 (s m^{-1}) (Hosker and Lindberg 1982)	0 (s m^{-1}) (Wesely 1989)
r_t	20,000 (s m^{-1}) (Wesely 1989)	10,000 (s m^{-1}) (Taylor et al. 1988, Lovett 1994)	8,000 (s m^{-1}) (Taylor et al. 1988, Lovett 1994)

Le modèle estime les dépôts secs de polluants atmosphériques (les périodes de non- précipitation. Le flux de polluant enlevé est calculé comme le produit de la vitesse de dépôt et la concentration en polluant atmosphérique. La vitesse de dépôt est un facteur calculé à partir de différents éléments de résistance de la canopée (Balocchi et al. 1987, Nowak and Crane 2000 ; Nowak et al. 2006, 2008a).

La valeur monétaire de l'élimination de la pollution par les arbres est estimée en utilisant les valeurs d'externalités médianes pour les États-Unis pour chaque polluant (Murray et al., 1994, Ottinger et al., 1990) Les valeurs sont : $\text{CO} = \$ 1,407\text{t}^{-1}$, NO_2 et $\text{O}_3 = \$ 9,906\text{t}^{-1}$, $\text{PM}_{10} = \$ 6,614\text{t}^{-1}$, $\text{SO}_2 = \$ 2,425\text{t}^{-1}$.

Les modèles sont extrêmement complexes, il est très difficile d'effectuer les calculs manuellement, la compréhension de l'ensemble des procédés n'est pas toujours évident. C'est tout l'intérêt du logiciel, dans lequel sont conservées par essence d'arbre, les valeurs de base. Ensuite, à l'aide des données météorologique, de pollution et de canopée, il est possible d'obtenir ces valeurs.

E) Régulation de l'écoulement et épuration de l'eau

Le modèle suppose que les précipitations sont uniformément distribuées sur la zone d'étude. L'écoulement superficiel évité annuellement est basé sur l'interception de la pluie par la végétation, en comparant deux types de surfaces une sans et une avec végétation. Le logiciel calcule uniquement la précipitation interceptée par la surface foliaire.

Le modèle se déroule en trois phases, (i) phase 1 correspond au commencement d'un événement de précipitation jusqu'à ce que la capacité de capture d'eau par la canopée soit au maximum, la phase 2 correspond à la période pendant laquelle l'eau n'est plus captée par l'arbre et s'écoule donc sur le sol. Et la phase 3 commence lorsque l'événement pluviométrique s'arrête et que les gouttes d'eau interceptées par l'arbre arrêtent de tomber.

Dans les deux scénarios (avec ou sans végétation), les processus d'interception de précipitation horaire sont d'abord calculés permettant d'évaluer le volume annuel total de surface de runoff. En général, le scénario réel produit moins de ruissellement de surface que le scénario hypothétique. En prenant en compte la différence entre les deux scénarios, l'effet de la végétation dans la réduction du ruissellement de surface peut être déterminée.

La valeur monétaire pour l'interception des précipitations est assimilée à l'évitement du ruissellement net. La valeur moyenne en dollar aux États-Unis a été calculé (0.008936 \$ / gallon) et appliqué sur la base de 16 études sur les coûts de contrôle des eaux pluviales(McPherson et al. 1999; . 2000; 2001; 2002; 2003; 2004; 2006a ; 2006b ; 2006c ; 2007; 2010, Peper et al. 1999; . 2000, Vargas et al. , 2007a ; . 2007b ; 2008).

Les précipitations (P) sont divisées entre (i) les précipitations qui pénètrent dans la canopée (Pc) et qui tombe sur la surface foliaire, (ii) les précipitations traversant la canopée (Pt) qui tombe à travers la canopée sans contact et atteignent le sol. Durant la première étape, Pc est intercepté et stocké (Sv) au sein de la végétation, et une partie s'évapore dans l'air (Ev).

$$Sv_t = Sv_{t-1} + Pc_t - Ev_{t-1}$$

La phase 1 dure jusqu'à $Sv_t = Sv_{max}$, avec Sv_{max} dépendant de la capacité de la feuille à stocker l'eau.

Pt dépend de la surface foliaire de la canopée : (Dijk and Bruijnzeel 2001)

$$Pt_t = P_t(1 - c) \quad k \text{ est un facteur d'extinction de } 0,7 \text{ pour les arbres.}$$

$$c = 1 - e^{-kLAI}$$

L'évaporation dans l'air se calcul comme suit :

$$Ev_t = \left(\frac{Sv_t}{Sv_{max}} \right)^{2/3} PE_t$$

PE_t est l'évaporation potentielle au temps t calculée par le préprocesseur météo du logiciel.

Étape deux : la canopée a atteint son maximum de rétention d'eau :

Les précipitations (P) sont toujours divisées en Pc et Pt. Cependant, dans la deuxième étape, Pc n'est plus stocké parce que la capacité de stockage est atteinte et donc l'eau s'égoutte sur le sol (D). L'évaporation se produit toujours.

$$D_t = Pc_t - (Sv_{max} - Sv_{t-1}) - Ev_t \quad \text{et} \quad D_t = Pc_t - Ev_t$$

À la troisième étape seule l'évaporation se produit, le logiciel utilise donc la formule :

$$Ev_t = \left(\frac{Sv_t}{Sv_{max}} \right)^{2/3} PE_t$$

On estime le runoff en présence de végétation en fonction du type de sol perméable/imperméable dans lequel se situe l'arbre. Les étapes vues précédemment sont les mêmes.

Cela permet de calculer le runoff :

$$Rv_t = (Pt_t + D_t) - (Si_{max} - Svi_{t-1}) - Evi_t$$

Cela correspond aux précipitations qui tombent sur le sol ($P_t + D_t$) moins le niveau de rétention d'eau et l'évaporation à l'instant t. si le niveau de rétention Si_{max} est atteint et que la pluie continue (grand $(P_t + D_t)$) le runoff sera important.

Cas d'un sol nu perméable : on mesure la capacité de rétention du sol en fonction de sa perméabilité.

$$Sgp_t = Sgp_{t-1} + P_t - Egp_{t-1}$$

Cela dépend de la rétention à t-1, des précipitations et du taux d'évaporation.

Mais il faut également prendre en compte la capacité d'infiltration :

$$Igt = P_t - (Sp_{max} - Sgp_{t-1}) - Egp_t$$

Le calcul est également réalisé pour un sol imperméable.

Le runoff final est calculé comme suit :

Basé sur l'étude de Nowak et Greenfield (2002), il est supposé que 25,5% de la zone urbaine à travers les États- Unis est imperméable (VA [m2]) et 74,5 % est perméable(GA [m2]).

$$Rv_{total} = \sum Rv_t \times VA \times 0.255$$

$$Rg_{total} = \sum Rg_t \times GA \times 0.255$$

$$Ra_{total} = Rv_{total} + Rg_{total}$$

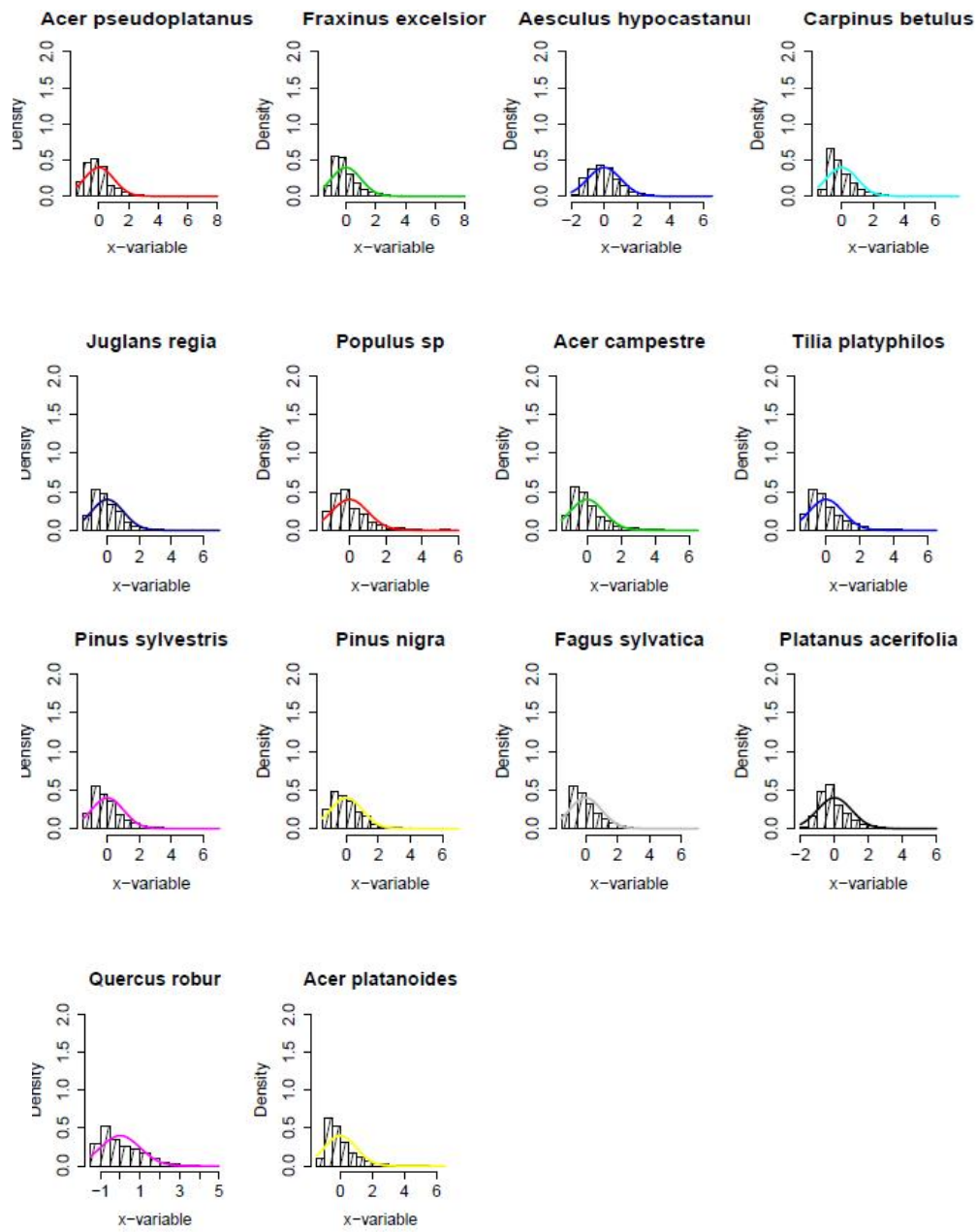
$$Rh_{total} = \sum Rg_t \times A \times 0.255$$

Deux runoff sont calculés (Ra avec végétation et Rh sans végétation). Le ruissellement annuel évité par l'interception des précipitations par la végétation (m^3) peut être calculée comme suit :

$$S = Rh_{total} - Ra_{total}$$

Il est également possible de calculer le ruissellement évité par espèce. Cela dépend de la surface foliaire de l'arbre sur la surface foliaire totale de la zone d'étude en prenant en compte les précipitations annuelles captées.

Annexe 3 : distribution des populations d'essences majoritaires



Annexe 4 : quantité de SE par ha dans différentes villes

Ville	nbre arbres/ha	Séquestration Carbone (T/ha)	Pollution (kg/ha)
Londres		2.5	14
Syracuse		0.73	
Chicago		0.67	
Caledon East		0.8	
Bolton		0.4	
Mississauga		0.3	
Brampton		0.3	
Glasgow			50
Torbay		0.67	7.8
Barcelone			51
Salt lake city			52
San Diego			56
Philadelphie			55
Guangzhou			23
Calgary, Canada*	164.8	0.13	4
Atlanta, GA*	275.8	0.62	44.2
Toronto, Canada*	119.4	0.29	17.5
New york, NY*	65.2	0.24	19.1
Baltimore, MD*	125.5	0.35	18.6
Philadelphia, PA*	61.8	0.21	15.2
Washington, DC*	121.1	0.46	23.8
Boston, MA*	82.8	0.33	17.9
Woodbridge, NJ*	164.3	0.42	31.8
Minneapolis, MN*	64.7	0.27	18.4
Syracuse, NY*	134.7	0.38	15.2
Morgantown, WV*	295.8	0.6	26.7
Edinburgh, UK**	55.6	0.46	8.7
Moorestown, NJ	153.2	0.45	28.2
Geneva, Switzerland	18.8	0.27	8.5
Jersey city, NJ	35.3	0.11	9.6
Freehold, NJ	95.1	0.49	37.7

Rapport Londres¹⁹, Peel region urban forest strategy report²⁰, rapport Barcelone²¹, *usda forest service, ** Edinburgh 2012²²

¹⁹ https://www.itreetools.org/resources/reports/Valuing_Londons_Urban_Forest.pdf

²⁰ https://www.itreetools.org/resources/reports/Peel_Urban_Forest_Strategy.pdf

²¹ <https://www.itreetools.org/resources/reports/Barcelona%20Ecosystem%20Analysis.pdf>

²² https://www.itreetools.org/resources/reports/Edinburgh_iTree_Report.pdf

ANNEXE 5 : estimation des SE rendus par les forêts du canton

Tout comme les arbres isolés, il existe une base de données de 495 000 points susceptibles d'être des arbres en forêt, dont on connaît la hauteur totale et la largeur de la canopée. Deux méthodes vont chercher à estimer les SE rendus.

La première consiste à donner les valeurs moyennes des SE rendus par girec. Une interception dans arcGIS entre la couche girec et la couche de points d'arbres permet ensuite de donner ces valeurs moyennes (tableau 25).

Tableau 24: Résultat i-Tree ECO pour les arbres isolés

Nbre arbres	Stock Co ₂ (tonne)	Séquestration Co ₂ (tonne/an)	Ruissellement (m ³ /an)	CO (kg/an)	O ₃ (kg/an)	NO ₂ (kg/an)	PM10 (kg/an)
399912	230093	5523	528849	2067	85506	22600	48614

Tableau 25: Résultats pour les arbres en forêt, chaque arbre reçoit des valeurs de SE en fonction de sa localisation.

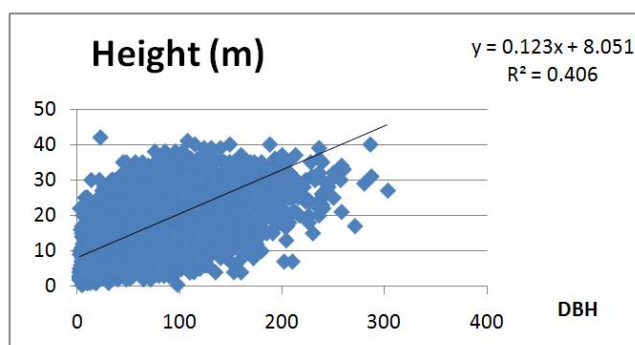
Nbre arbres	Stock Co ₂ (tonne)	Séquestration Co ₂ (tonne/an)	Ruissellement (m ³ /an)	CO (kg/an)	O ₃ (kg/an)	NO ₂ (kg/an)	PM10 (kg/an)
495 440	266083	6619	604450	2267	93773	24785	56336

De manière rassurante la première méthode donne des résultats proches de ce qui a été trouvé pour les arbres isolés.

La deuxième méthode consiste à l'aide de la hauteur de chaque arbre, à retrouver le DBH de chacun d'entre eux.

Il suffit donc de faire $HAUTEUR = 0.123 * DBH + 8.051$

$$DBH = (HAUTEUR - 8.051) / 0.123$$



Finalement il ne reste plus qu'à utiliser les mêmes procédés qu'auparavant pour l'extrapolation (Annexe1).

Tableau 26: Résultats pour les arbres en forêt suite à l'extrapolation des SE en lien avec le DBH (annexe 1)

Nbre arbres	Stock Co ₂ (tonne)	Séquestration Co ₂ (tonne/an)	Ruissellement (m ³ /an)	CO (kg/an)	O ₃ (kg/an)	NO ₂ (kg/an)	PM10 (kg/an)
495440	1456631	20611	1422561	6060	250376	66259	130978

Les résultats obtenus sont 2 à 3 fois plus grand qu'avec la méthode 1. La formule de régression pour calculer le DBH est relativement peu précise ($R^2 = 0.4$) et la distribution des DBH en fonction de la hauteur est large. En effet, certaine essence sont longiligne (pin) et peuvent avoir une hauteur relativement élevée avec un DBH faible. En utilisant la deuxième méthode, on se retrouve avec de nombreux arbres dont le DBH est grand, augmentant les SE rendus. Toutefois, je pense que les arbres en forêt doivent rendre plus de SE du fait qu'ils ne subissent pas de taille, moins de stress, se situent dans un sol perméable. Le seul élément limitant reste la compétition entre individu, relativement plus importante qu'en milieu urbain. Les SE rendus doivent donc se trouver dans une fourchette dont les valeurs sont comprises entre les deux méthodes.

Est-il possible d'utiliser la littérature pour estimer stock et séquestration du carbone, évitement du ruissellement et dépollution ?

Gorte 2009 :Carbon Sequestration in Forests, congressional research service²³

Table 1. Average Carbon Stocks for Various Biomes (in tons per acre)

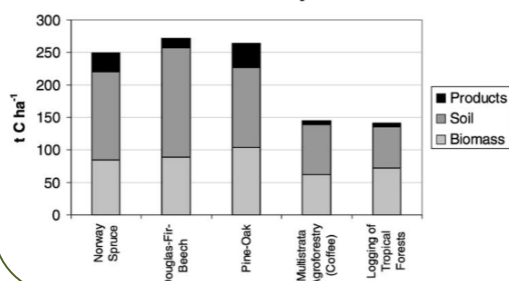
Biome	Plants	Soil	Total
Tropical forests	54	55	109
Temperate forests	25	43	68
Boreal forests	29	153	182
Tundra	3	57	60
Croplands	1	36	37
Tropical savannas	13	52	65
Temp. grasslands	3	105	108
Desert/semidesert	1	19	20
Wetlands	19	287	306
Weighted Average	14	59	73

Source: Adapted from Intergovernmental Panel on Climate Change. "Table 1: Global carbon stocks in vegetation and carbon pools down to a depth of 1 m [meter]." *Summary for Policymakers: Land Use, Land-Use Change, and Forestry. A Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, at <http://www.ipcc.ch/pub/1/srllulcf-e.pdf>, p. 4.

On obtient 207550 tonnes de CO₂ stocké par les arbres en forêt dans le canton, en partant des valeurs pour les forêts tempérées, et du fait qu'il y ait 8302 Acres de forêt sur le canton (3360 ha). Cela reste relativement proche du résultat trouvé avec la **méthode 1 d'i-Tree ECO**.

O.R. Masera et al. / Ecological Modelling 164 (2003) 177-199

Comparative Long-Term Carbon Stocks in Selected Forest Systems



D'après Masera et al (2003)²⁴, en comparant 5 types de gestion forestière, le carbone stocké dans la biomasse oscille entre 50 et 100 tonnes par hectare. En prenant 75t/ha on se retrouve avec 252000 tonnes de carbone pour les forêts genevoise. Encore proche de la méthode 1.

²³ <https://www.fas.org/sgp/crs/misc/RL31432.pdf>

²⁴ Masera OR, Garza-Caligaris JF, Kanninen M, Karjalainen T, Liski J, Nabuurs GJ, Pussinen A, de Jong BHJ, Mohren GMJ, 2003. Modeling carbon sequestration in afforestation, agroforestry and forest management projects: the CO2FIX V.2 approach. *Ecological Modelling* 164, 177-199.

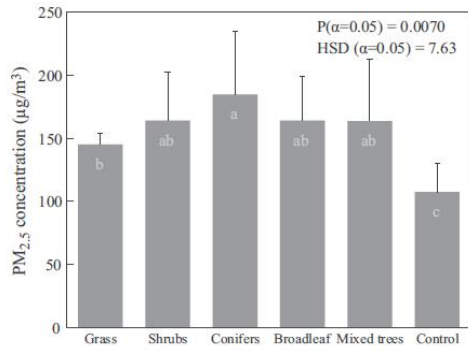


Fig. 3 – PM_{2.5} (particulate matter) concentration of five urban forest types with the Control. Mean values from three stages of leaf growth study with Tukey's HSD (honest significant differences) values at $\alpha = 0.05$.

Dépollution :

Nguyen et al (2015)²⁵ ont cherché à estimer les quantités de PM_{2.5} captées par différents types de forêts. On constate que les différences ne sont pas significatives entre les types de forêts. Est-ce que les processus sont les mêmes pour les différents polluants ? D'après i-Tree ECO il semblerait que cela soit les mêmes pour O₃, NO₂ et CO et relativement proche de PM₁₀. Pour l'instant je ne peux que me baser sur les résultats i-Tree ECO.

Évitement du ruissellement :

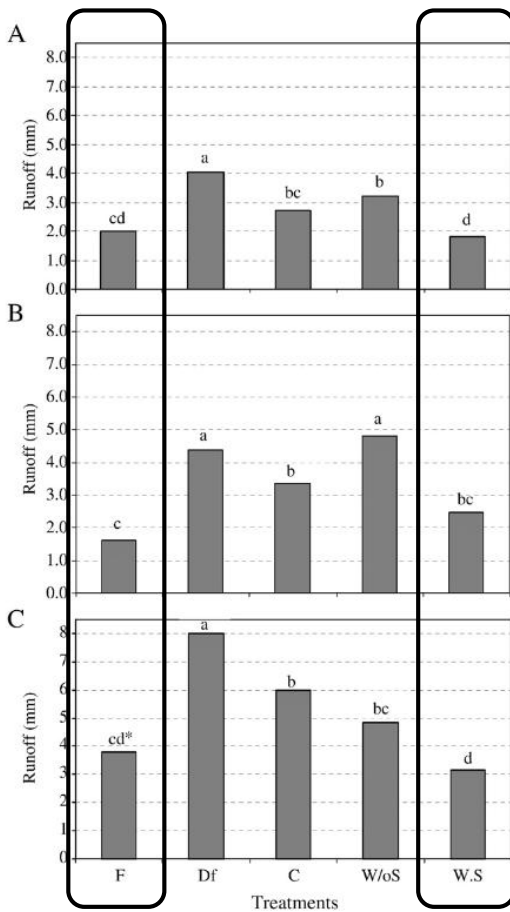


Fig. 4. Total amount of runoff (mm) in all treatments: With *S. spinosum* (W.S), without *S. spinosum* (W/o.S), cultivation land (C), deforestation (Df), and forest (F) during 2005 (A), 2006 (B), 2007 (C). *Columns with the same letter are not significantly different, according to the Fisher LSD test at $P \leq 0.05$.

Dans l'étude de Mohammad et Mohammad (2010)²⁶, les différences de runoff entre différents types de sol allant de la forêt au sol nu, montre que ce sont les forêts et plantation de *S. spinosum* qui limitent le plus le runoff. Cela nous apporte des informations autour du land use mais pas suffisamment pour comparer les types de forêt.

Table 3 - Review of measured values of the runoff share through canopy (Tf) from various research studies for different forest types

Forest type	Tf [%]	Location	Author
Deciduous Mediterranean forest	67-72	Slovenia	This study
Oak forest	57-77 (with foliage) 80-87 (without foliage)	The Netherlands	Dolman (1987)
Deciduous forest	77-82	The Netherlands	Lankreijer et al. (1993)
Deciduous forest (oak, maple, hornbeam)	76.4 ± 2.9	Canada	Carlyle-Moses and Price (1999)
Leafy evergreen forest (eucalyptus)	88.5	Portugal	Valente et al. (1997)
Mixed evergreen forest	63-76	New Zealand	Rowe (1983)
Coniferous forest	87.1	SW France	Gash et al. (1995)
Coniferous forest	83.2	Portugal	Valente et al. (1997)
Coniferous forest	77.4-82.6 (in summer) 75.8-81.7 (in winter)	France	Loustau et al. (1992)
Coniferous forest	67	E. Great Britain	Gash and Stewart (1977)
Tropical forest (acacia)	75.4-80.9	Indonesia	Bruijnzel and Wiersum (1987)
Tropical rain forest	81	Indonesia	Dykes (1997)
Tropical rain forest	45.5	Puerto Rico	Schellekens (2000)
Tropical rain forest	78-79	S. America	Jetten (1996)

Sraj et al (2008)²⁷, ont répertorié des valeurs de précipitation qui passent à travers la canopée en %. Cela voudrait dire que pour nos forêts il y a entre 20 et 30 % des précipitations qui sont retenue par la canopée. Après comment convertir cela en quantité ? J'ai la conviction qu'il y a peu de différence entre tous les types de forêts du canton finalement.

²⁵ Nguyen T, Yu X, Zhang Z, Liu M, Liu X, 2015. Relationship between types of urban forest and PM_{2.5} capture at three growth stages of leaves. *Journal of Environmental Sciences*, 27, 33-41

²⁶ Mohammad AG, Adam MA, 2010. The impact of vegetative cover type on runoff and soil erosion under different land uses. *CATENA*, 81, 97-103.

²⁷ Šraj M, Brilly M, Mikoš M, 2008. Rainfall interception by two deciduous Mediterranean forests of contrasting stature in Slovenia. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148, 121-134.

ANNEXE 6 : Arbres sélectionnés sur le terrain pour mesurer les % de canopée manquante et morte

Espèces	ID_ARBRE	CROWN DIEBACK	CANOPY MISSING	TYPE
ACCA	242015	1	1	f
ACCA	241437	1	5	f
ACCA	292812	10	5	f
ACPL	223557	0	0	f
ACPL	285190	1	10	f
ACPL	299525	0	0	f
ACPS	215441	0	5	f
ACPS	284364	5	15	f
ACPS	256980	0	0	f
AEHI	62872	0	0	f
AEHI	35003	0	0	f
AEHI	152707	0	0	f
CABE	241633	0	15	f
CABE	302729	0	0	f
CABE	217733	0	0	f
FASY	304774	0	0	f
FASY	88530	0	0	f
FASY	232267	5	10	f
PINI	302653	0	10	c
PINI	138047	10	0	c
PINI	288362	10	5	c
PISY	70736	1	5	c
PISY	217767	0	10	c
PISY	225751	5	5	c
PLACBL	223910	0	0	f
PLACBL	252986	0	0	f
PLACBL	232634	5	5	f
JURE	303399	5	5	f
JURE	288823	15	10	f
JURE	57251	0	0	f
FREX	143301	5	0	f
FREX	286491	0	0	f
FREX	261909	0	0	f
QURO	274084	0	5	f
QURO	226556	0	0	f
QURO	272789	0	0	f
ROPS	253562	5	0	c
ROPS	245162	5	0	c
ROPS	288285	20	10	c
TIPL	62128	0	1	f
TIPL	247988	0	0	f
TIPL	135753	0	10	f

ANNEXE 7 : test sur le CLE

La méthodologie emploi ArcGIS pour estimer l'intensité lumineuse perçue par arbre à l'aide de l'outil Hillshade. Ce dernier permet de choisir non seulement l'orientation (E, O, N, S), mais aussi l'inclinaison en degré du rayonnement solaire que percevra chaque arbre afin d'estimer quelle intensité lumineuse reçoit chaque face de l'arbre. Les données nécessaires sont la couche des arbres isolés et celle du Modèle Numérique de Hauteur (MNH). Un buffer (disque de 5m de diamètre) autour de chacune des couronnes a été réalisé pour pouvoir ensuite extraire la valeur d'intensité lumineuse perçue à l'aide de l'outil Zonal Statistics As Tables. Du fait des nombreux chevauchements entre les buffers, c'est la boîte à outil nommé « Spatial Analyst Supplemental Tools » permettant d'utiliser Zonal Statistics As Tables 2 dans les cas «d'overlapping» qui a été utilisé. Les valeurs d'intensité lumineuse sont comprises entre 0 (faible intensité) à 255 (grande intensité). Il a fallu décider d'une valeur de luminosité à partir de laquelle on considère que chaque face de la couronne reçoit suffisamment de lumière. Après réflexion et analyse des différents hillshade réalisés, une valeur minimale de 100 a été choisie.

Le tableau 27 montre le calcul du CLE pour quelques arbres.

Tableau 27: Valeur de CLE obtenues par hillshade, en rouge les résultats supérieurs à une valeur de 100 (luminosité).

tree_ID	90_15	90_45	180_15	180_45	270_15	270_45	360_15	360_45	CLE
93	121,0	175,0	0,0	0,0	0,0	60,0	212,0	241,0	4
96	108,2	136,5	72,0	94,9	44,0	76,1	103,2	127,8	4
99	44,4	76,9	11,4	30,4	106,7	140,8	168,8	194,3	4
101	87,3	117,3	22,2	48,4	51,4	82,1	164,6	183,5	3
103	47,1	83,8	44,5	84,6	121,3	152,0	103,2	138,5	4
109	42,3	118,0	193,1	236,6	68,5	142,0	2,1	35,6	4
118	25,7	57,2	76,2	110,7	138,8	170,0	82,4	120,9	4
120	35,4	70,4	70,5	107,4	128,5	161,6	88,8	125,1	4
122	59,7	113,7	125,5	167,5	76,7	130,9	52,5	95,4	4
123	70,4	120,8	95,3	149,3	88,8	140,3	54,6	107,9	4
242	0,0	16,3	43,9	73,8	179,9	199,6	111,9	139,4	4
258	50,8	60,1	0,0	0,0	54,2	63,3	230,7	207,3	2
271	50,2	99,5	54,4	115,6	121,9	169,9	77,9	138,1	4
277	135,0	205,4	33,3	120,6	22,1	106,6	89,0	170,6	5
286	178,5	209,5	158,9	195,2	0,0	22,7	2,9	27,2	4
287	0,0	27,0	1,8	66,5	199,2	234,3	117,2	174,0	4
302	69,3	97,6	95,7	116,1	79,5	111,8	81,2	104,7	3

La méthodologie employée pour calculer le CLE montre certaines incohérences (figure 39). En effet, pour certains emplacements les valeurs obtenues semblent faibles (a priori aucun obstacle à recevoir la lumière) et élevés pour d'autres (arbre dans une cour). Les modèles ne peuvent pas être relancés. Il a donc été cherché à voir si le CLE calculé de cette manière pouvait apporter des biais, notamment sur la séquestration du carbone. Il a été vu que les courbes de séquestration du carbone pour chaque espèce avaient deux niveaux de séquestration pour chaque espèce (figure 40).

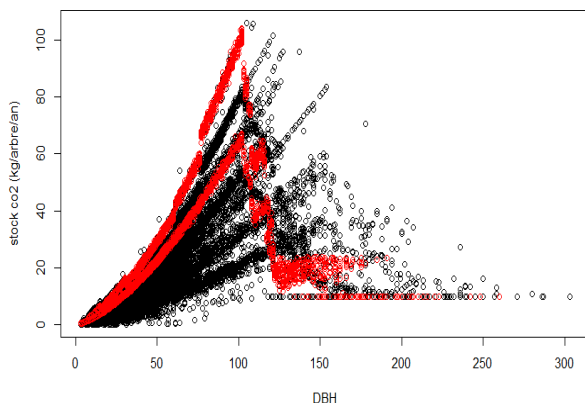


Figure 39: Séquestration du carbone en fonction du DBH pour le chêne pédonculé

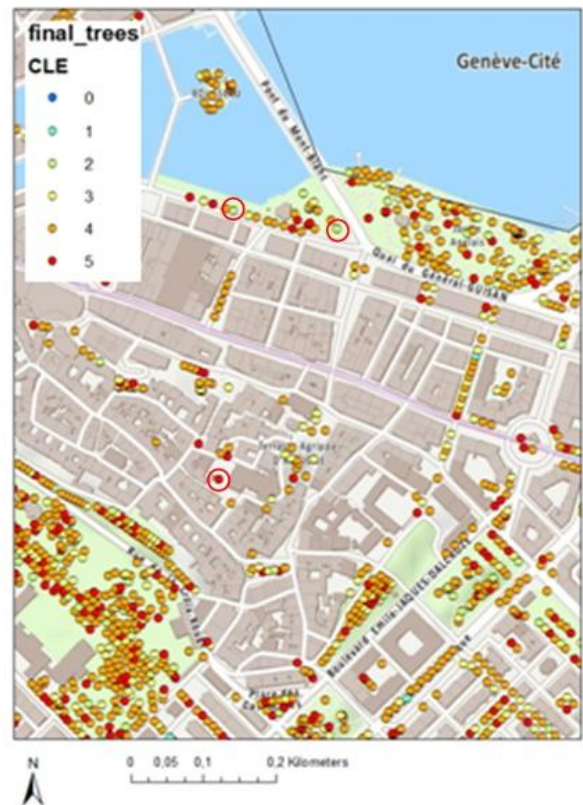


Figure 40: Représentation du CLE calculé sur un périmètre du canton de Genève, de possibles anomalies sont entourées en rouge

Afin de savoir si le CLE influence le stockage du CO₂, les données ont été séparées en trois classes de CLE (0-1, 2-3 et 4-5, respectivement rouge, bleu et vert). Ces classes correspondent à celles que le logiciel i-Tree ECO utilisent pour ajuster les taux de croissance. Les plots ont ensuite été superposés (figure 41). On constate que quelque soit la classe les deux courbes sont empruntées (fig 41A). De la même manière, la surface foliaire en fonction du DBH (fig 41B) et la surface foliaire en fonction du CLE (fig 41C) ont été observées. Il a été décidé d'utiliser la même démarche pour une autre essence afin de savoir si c'est propre au chêne ou bien une tendance générale. On observe le même pattern pour le pin noir (fig 42). Il semblerait que la taille de l'arbre (DBH) soit un déterminant pour la catégorie de CLE. L'influence d'une erreur de catégorie de CLE ne semble pas primordiale pour les outputs de SE. De manière générale, il y a assez peu de CLE faibles (1863 arbres 0-1, 11014 arbres 2-3 et 43109 arbres 4-5) et la plupart des arbres reçoivent suffisamment de lumière du soleil, le taux de croissance est donc rarement ajusté (1 fois sur 5). L'ajustement du taux de croissance (CS) se fait par classe de deux CLE réduisant encore les erreurs possibles :

- CLE 4-5: taux croissance = CS
- CLE 2-3: taux croissance = CS/ 1.78
- CLE 0-1: taux croissance = CS / 2.26

Si l'étude devait de nouveau être lancée il faudra tout de même de nouveau réfléchir au seuil de luminosité à retenir et pourquoi pas réaliser des confirmations de terrain.

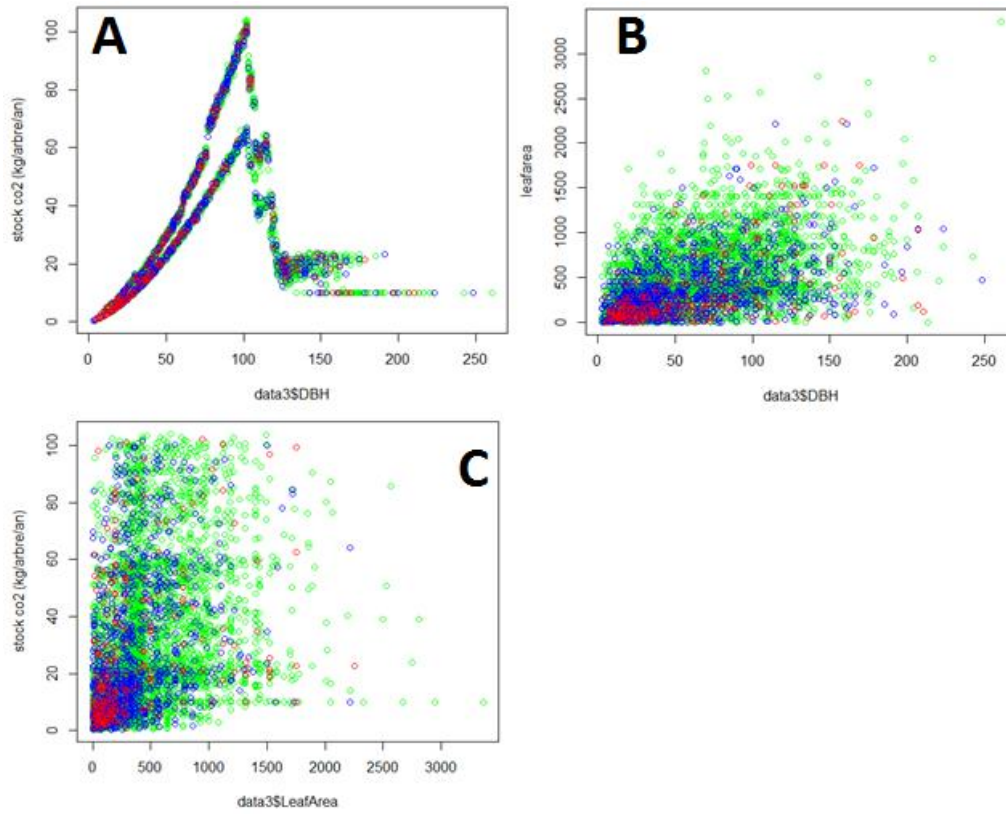


Figure 41: Séquestration en fonction du DBH (A), leaf area en fonction du DBH (B) et Séquestration en fonction de la surface foliaire (C) pour le chêne pédonculé (trois classes de CLE (0-1, 2-3 et 4 -5, respectivement rouge, bleu et vert)).

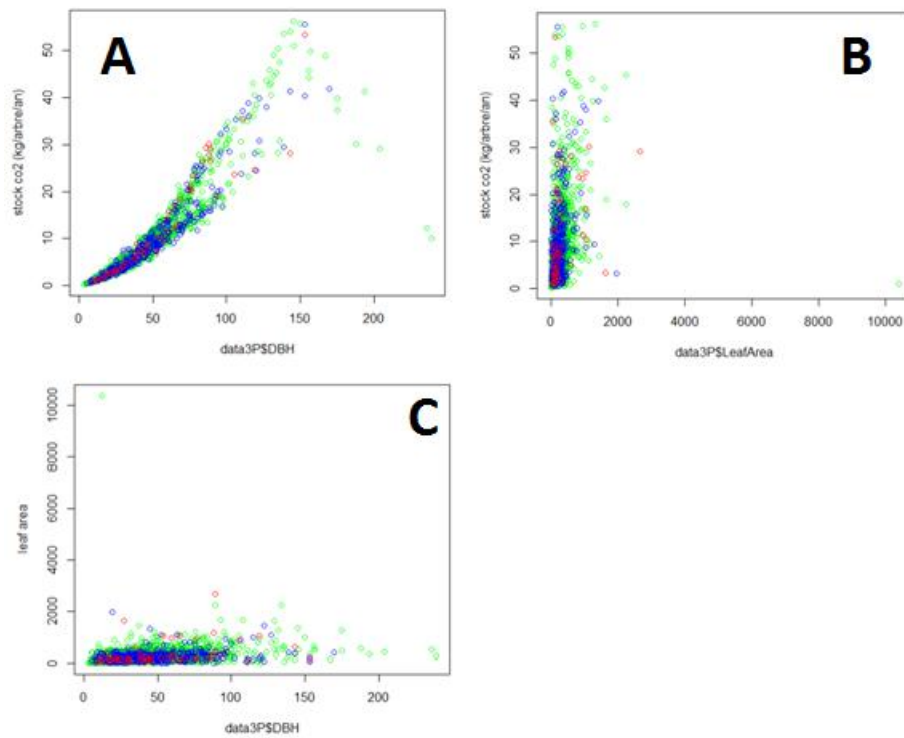


Figure 42: Séquestration en fonction du DBH (A), leaf area en fonction du DBH (B) et Séquestration en fonction de la surface foliaire (C) pour le pin noir (trois classes de CLE (0-1, 2-3 et 4 -5, respectivement rouge, bleu et vert)).