

MARCHÉ DE SERVICE EN DEUX LOTS :

- LOT N°1 : ÉTUDES CARTOGRAPHIQUES DE LA CANOPÉE D'ARBRES, DE SITES
POTENTIELS DE PLANTATION D'ARBRES ET DES ÎLOTS DE CHALEURS URBAINS ET ÉTUDE
DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DE RÉGULATION RENDUS PAR LES ARBRES URBAINS

- LOT N° 2 : COMMUNICATION RELATIVE AUX RÉSULTATS ET PLANS D'ACTION ET

STRATÉGIE D'IMPLICATION CITOYENNE

PROCÉDURE NÉGOCIÉE SANS PUBLICATION PRÉALABLE

CAHIER SPÉCIAL DES CHARGES GEP/2020-560/E,

Lot 1 - Tranche 5

Rapport de réalisation de la tâche 2.6: Étude scientifique des services écosystémiques de régulation rendus par les arbres urbains

V5.0 – 21 mars 2024

Tables des matières

LISTE DES TABLEAUX	5
LISTE DES FIGURES	7
1. PRÉAMBULE	9
2. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	10
2.1. STOCKAGE ET SÉQUESTRATION DU CARBONE	12
2.1.1. DESCRIPTION GÉNÉRALE	12
2.1.1.1. Séquestration du carbone	12
2.1.1.2. Allométrie	13
2.1.2. ARBRES URBAINS VERSUS PEUPLEMENTS FORESTIERS	15
2.1.2.1. Séquestration du carbone	15
2.1.2.2. Répartition du CO ₂ stocké dans les forêts et les arbres	15
2.1.3. ESSENCES LES PLUS REPRÉSENTÉES À LIÈGE	18
2.1.3.1. Environnement forestier	18
2.1.3.2. Environnement urbain	20
2.1.3.3. Services écosystémiques	28
2.2. INTERCEPTION DES EAUX PLUVIALES ET DE RUISSELLEMENT	32
2.2.1. DESCRIPTION GÉNÉRALE	32
2.2.1.1. Risques liés à l'eau	32
2.2.1.2. Interception et écoulement	34
2.2.2. ARBRES URBAINS VERSUS PEUPLEMENTS FORESTIERS	35
2.2.2.1. Interception et écoulement	35
2.2.2.2. Infiltration et ruissellement	38
2.2.3. ESSENCES LES PLUS REPRÉSENTÉES À LIÈGE	42
2.3. FIXATION DES PARTICULES FINES ET ADSORPTION DES POLLUANTS ATMOSPHÉRIQUES	53
2.3.1. DESCRIPTION GÉNÉRALE	53
2.3.2. ARBRES URBAINS VERSUS PEUPLEMENTS FORESTIERS	54
2.3.2.1. Vitesses de dépôt	54
2.3.2.2. Impact sur les concentrations en polluants	56
2.3.2.3. Configurations urbaines et disposition des arbres	57
2.3.3. ESSENCES LES PLUS REPRÉSENTÉES À LIÈGE	61
2.3.3.1. Services écosystémiques	69
2.4. CONNECTIVITÉ ÉCOLOGIQUE	72

3. MODÉLISATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES DE RÉGULATION	74
3.1. I-TREE	74
3.1.1. DONNÉES	75
3.1.1.1. Inventaires	75
3.1.1.2. Données météorologiques	76
3.1.1.3. Données de pollution	77
3.1.2. MÉTHODOLOGIE	79
3.1.2.1. Réalisation d'un inventaire complet des arbres liégeois	79
3.1.2.2. Structure et composition des arbres	84
3.1.2.3. Biomasse	89
3.1.2.4. Stockage et séquestration du carbone	90
3.1.2.5. Impact hydrologique	91
3.1.2.5. Dépollution de l'air	97
3.1.3. RÉSULTATS	100
3.1.3.1. Stockage et séquestration du carbone	101
3.1.3.2. Interception des pluies et ruissellement	103
3.1.3.3. Fixation des particules fines et adsorption des polluants atmosphériques	105
3.1.3.4. Estimation par strate	109
3.1.3.5. Estimations mensuelles à l'échelle du territoire communal	112
3.1.4. DISCUSSIONS	114
3.1.5. DESCRIPTION DES LIVRABLES GÉOGRAPHIQUES JOINTS AU RAPPORT	119
3.2. NVE	121
3.2.1. DONNÉES	121
3.2.1.1. Stockage et séquestration du carbone	121
3.2.1.2. Interception des eaux pluviales et de ruissellement	122
3.2.1.3. Fixation des particules fines	122
3.2.2. MÉTHODOLOGIE	122
3.2.2.1. Stockage et séquestration du carbone	122
3.2.2.2. Interception des eaux pluviales et de ruissellement	125
3.2.2.3. Fixation des particules fines	126
3.2.3. RÉSULTATS	128
3.2.4. DESCRIPTION DES LIVRABLES GÉOGRAPHIQUES JOINTS AU RAPPORT	128
3.3. COMPARAISON ENTRE LES MODÉLISATIONS	129
3.4. CONNECTIVITÉ ÉCOLOGIQUE	130
3.4.1. DONNÉES	130
3.4.1.1. Choix des espèces	130
3.4.2. MÉTHODOLOGIE	131
3.4.2.1. Les modèles de connectivité	131
3.4.2.2. Logiciels utilisés	132

3.4.3. RÉSULTATS	133
3.4.4. DESCRIPTION DES LIVRABLES GÉOGRAPHIQUES JOINTS AU RAPPORT	138
CONCLUSION	139
BIBLIOGRAPHIE	141
ANNEXES	159
ANNEXE 1. COMPOSITION DES ESPÈCES DANS LES DIFFÉRENTES STRATES.	159

Liste des tableaux

Tableau 1. Résultats de la régression par quantile pour l'allométrie rayon de la couronne-diamètre du tronc.....	17
Tableau 2. Résultats de la régression par quantile pour l'allométrie hauteur-diamètre du tronc.....	17
Tableau 3. Prédiction de la hauteur des arbres à l'aide de modèles DBH pour les genres d'arbres urbains à Bolzano.	20
Tableau 4. Estimations des paramètres du modèle mixte à classification croisée pour différentes espèces.....	24
Tableau 5. Liste des équations empiriques de biomasse utilisées pour estimer la biomasse aérienne de différentes espèces.	24
Tableau 6. Estimations quantifiées du stockage et de la séquestration du carbone par les 22 espèces sélectionnées.	25
Tableau 7. Paramètres du modèle et taille de l'échantillon (n) des modèles calculés pour <i>T. cordata</i>	28
Tableau 8. Stockage de carbone, surface ombragée ainsi que l'effet de refroidissement pour <i>T. cordata</i> et <i>R. pseudoacacia</i>	28
Tableau 9. Valeur relative des espèces d'arbres couramment plantées dans les zones urbaines de Grande-Bretagne et d'Europe pour les principaux services écosystémiques, y compris la valeur de la biodiversité.	30
Tableau 10. Quantités de pluie et part relative de la pluie qui s'est écoulée à travers la litière de <i>Picea</i>	37
Tableau 11. Interception de la litière.	37
Tableau 12. Éléments parcellaires, coefficient de ruissellement Rc et fonctions de transfert.	38
Tableau 13. Version en néerlandais.	39
Tableau 14. Exemples de valeurs d'interception rapportées pour les arbres urbains.	43
Tableau 15. Comparaison des taux d'interception et des capacités de stockage de la canopée avec les valeurs de la littérature pour les différentes espèces.	44
Tableau 16. Estimation de la capacité de stockage pour les sous-étages et pour les zones d'échantillonnage par égouttement.	45
Tableau 17. Valeurs de la capacité de stockage de la canopée dans la bibliographie.	46
Tableau 18. Estimation du flux de tige pour les espèces d'arbres dominantes.	47
Tableau 19. Estimations quantifiées de l'interception des précipitations par les 22 espèces sélectionnées.	49
Tableau 20. Vitesse de dépôt annuelle moyenne par occupation du sol pour certaines espèces gazeuses et classes de particules dans 23 stations météorologiques en 2013-2014.....	55
Tableau 21. Recommandations génériques pour la structure physique de la végétation dans les contextes de routes ouvertes et de canyons de rue.	57
Tableau 22. Estimations quantifiées de l'élimination des polluants par les 22 espèces sélectionnées.	62
Tableau 23. Vitesses de dépôt pour différentes classes de vitesse du vent pour des feuillus à feuilles caduques.....	65
Tableau 24. Vitesses de dépôt pour différentes classes de vitesse du vent pour des conifères.....	65
Tableau 25. Élimination des PM ₁₀ , absorption de l'O ₃ , stockage du carbone (kg plante-1) et séquestration du carbone des espèces étudiées.....	66
Tableau 26. Dépôt de particules moyen sur les surfaces foliaires avec les erreurs standard, pour différentes fractions.....	69

Tableau 27. Estimation de l'indice de performance sur base de sept traits constitutifs appliqués à quinze espèces de végétation de rue.	70
Tableau 28. Résumé des caractéristiques directement mesurées sur le terrain qui sont utilisées pour estimer les variables dérivées et les services écosystémiques.....	74
Tableau 29. Couverture et population des différents ensembles arborés liégeois.....	83
Tableau 30. Relation entre la hauteur et le DBH en fonction de l'espèce.....	84
Tableau 31. Relation entre la hauteur de la couronne et le DBH en fonction de l'espèce.	85
Tableau 32. Résumé des groupes d'espèces montrant le nombre d'espèces et les informations sur les espèces dominantes pour les inventaires urbains dans 49 villes.	86
Tableau 33. Paramètres pour les équations (3) et (4).	87
Tableau 34. Abondance, diamètre à hauteur de poitrine et services écosystémiques rendus par un individu moyen de chacune des 22 espèces d'arbres sélectionnées.	101
Tableau 35. Abondance, diamètre à hauteur de poitrine et services écosystémiques rendus par un individu moyen de chacune des 22 espèces d'arbres sélectionnées.	103
Tableau 36. Abondance, diamètre à hauteur de poitrine (DBH) et services écosystémiques rendus par un individu moyen de chacune des 22 espèces d'arbres sélectionnées.	105
Tableau 37. Diamètre à hauteur de poitrine et services écosystémiques rendus par un individu moyen inventorié dans l'espace public non forestier liégeois (Arbustum) et dans le domaine boisé du Sart Tilman.	110
Tableau 38. Couverture, population et structure des différents ensembles arborés.	110
Tableau 39. Estimation des services écosystémiques rendus par les différents ensembles arborés.....	111
Tableau 40. Interception et ruissellement évité par les arbres du territoire de la commune de Liège ainsi que les taux d'interception et de ruissellement évité au regard des précipitations à l'échelle mensuelle et annuelle.....	112
Tableau 41. Capture des polluants par le couvert arboré et taux de dépollution mensuels et annuels au regard des émissions estimées à l'échelle du territoire communal liégeois.....	113
Tableau 42. Paramètres constitutifs et méthodes d'évaluation utilisés pour estimer l'ensemble des caractères de multifonctionnalité et de résilience.	115
Tableau 43. Estimation de la biomasse totale des 60 individus <i>Fraxinus excelsior</i> inventoriés dans les jardins privés liégeois à l'aide de trois équations de biomasse différentes.	116
Tableau 44. Quelques forces et faiblesses générales de trois méthodes d'estimation du stockage et de la séquestration du carbone appliquées à Bolzano.	116
Tableau 45. Séquestration annuelle moyenne de carbone dans la biomasse pour différents indices de sites et durées d'exploitation.....	123
Tableau 46. Séquestrations de carbone minimale et maximale utilisées dans le modèle NVE.	124
Tableau 47. Coefficients de rétention d'eau utilisés dans le modèle NVE.	125
Tableau 48. Taux de dépôt des PM ₁₀ et PM _{2,5} utilisés dans le modèle NVE.	127
Tableau 49. Comparatif des services écosystémiques calculés par NVE et par i-Tree.	129

Liste des figures

Figure 1. Nombre d'études publiées sur les relations allométriques et les espèces d'arbres étudiées dans un contexte urbain.	10
Figure 2. Cycle du carbone.....	12
Figure 3. Paramètres des arbres urbains échantillonnés à Bolzano.	13
Figure 4. Stocks de carbone moyens dans les sols belges.	15
Figure 5. Estimations du volume du tronc de <i>Fagus sylvatica</i> et de <i>Pinus sylvestris</i> en fonction du diamètre de l'arbre.	18
Figure 6. Relations entre la biomasse aérienne et le diamètre pour diverses espèces européennes..	19
Figure 7. Estimations du stockage de carbone moyen pour les cinq espèces d'arbres les plus courantes, calculées à l'aide de trois méthodes différentes.	21
Figure 8. Estimations de la séquestration du carbone moyenne pour les cinq espèces d'arbres les plus courantes, calculées à l'aide de trois méthodes différentes.	21
Figure 9. Relations allométriques entre la largeur du houppier et le DHP pour sept espèces situées dans huit zones urbaines.	22
Figure 10. Biomasse aérienne des arbres des forêts à feuilles caduques et des arbres urbains en fonction du diamètre à 1 m au-dessus du sol.....	23
Figure 11. Diagrammes en boîte des services écosystémiques : stockage du carbone, ombrage et effet de refroidissement de <i>T. cordata</i> et de <i>R. pseudoacacia</i> et pour différents sites urbains.....	28
Figure 12. Hauteur de submersion théorique d'après les cotes de crue de 1925-26 et localisation des interventions liées à des inondations récentes.	33
Figure 13. Bilan hydrique d'un écosystème forestier.	34
Figure 14. Exemples de la variété des caractéristiques physiques des fosses d'arbres du CNY.....	40
Figure 15. Interception annuelle (arbres) ou saisonnière (cultures) des précipitations totales par divers types de couverts végétaux, estimée sur plusieurs sites d'étude.	42
Figure 16. Évolution des capacités de stockage du feuillage, des parties ligneuses et de l'ensemble de l'arbre en fonction de la circonférence du tronc à hauteur de poitrine pour <i>Quercus petraea</i> Liebl. et <i>Fagus Sylvatica</i> L.....	45
Figure 17. Médianes, quartiles et fourchettes des valeurs de capacité de stockage de l'eau dans la canopée en fonction du lieu.	46
Figure 18. Mesures et analyse de l'écoulement le long du tronc réalisées au 19 ^e siècle.....	48
Figure 19. Mesures empiriques de la vitesse de dépôt des particules pour les arbres urbains.....	56
Figure 20. Régimes d'écoulement perpendiculaire dans des canyons urbains pour différents rapports d'aspect.....	58
Figure 21. La figure illustre le pourcentage de changement publié pour différentes concentrations en polluants avec des arbres et des haies dans une rue canyon par rapport à un scénario sans végétation.	59
Figure 22. Visualisation d'une sélection de résultats ENVI-met pour la géométrie d'une rue canyon.	60
Figure 23. Accumulation de particules sur les feuilles d'espèces ligneuses en Norvège.	67
Figure 24. Accumulation de particules sur les feuilles d'espèces ligneuses en Pologne.	68
Figure 25. Services écosystémiques des espèces d'arbres urbains les plus importantes, classés en fonction de leur contribution à la qualité de l'air.....	70
Figure 26. Paramètres du modèle et traits foliaires utilisés pour attribuer les scores.....	71
Figure 27. Températures moyennes horaires à Liège en 2016.....	76
Figure 28. Précipitations horaires à Liège en 2016.....	76

Figure 29. Concentrations en particules de diamètre inférieur à 2,5 µm (PM _{2.5}) à Liège en 2016.....	77
Figure 30. Concentrations en particules de diamètre inférieur à 10 µm (PM ₁₀) à Liège en 2016.....	77
Figure 31. Concentrations en monoxyde de carbone (CO) à Liège en 2016.....	78
Figure 32. Concentrations en ozone (O ₃) à Liège en 2016	78
Figure 33. Concentrations en dioxyde d'azote (NO ₂) à Liège en 2016.....	79
Figure 34. Concentrations en dioxyde de soufre (SO ₂) à Liège en 2016.....	79
Figure 35. Diagramme du modèle d'interception des précipitations i-Tree Eco version 5.	92
Figure 36. Première phase de l'interception des précipitations par la végétation.	92
Figure 37. Deuxième phase de l'interception des précipitations par la végétation.	93
Figure 38. Troisième phase de l'interception des précipitations par la végétation.	94
Figure 39. Première phase de l'interception des précipitations par la couverture imperméable.	95
Figure 40. Première phase de l'interception des précipitations par la couverture perméable.	96
Figure 41. Estimation du stockage et séquestration du carbone par les arbres par quartier.	102
Figure 42. Estimation de l'eau interceptée (par la canopée et la couverture du sol) et du ruissellement évité par les arbres par quartier.	104
Figure 43. Estimation de la quantité de particules fines éliminée par les arbres par quartier.	107
Figure 44. Estimation de la quantité de dioxyde d'azote (NO ₂) et d'ozone (O ₃) par les arbres par quartier.	108
Figure 45. Distribution du diamètre à hauteur de poitrine.	109
Figure 46. Zones situées à plus de 45 m (avec ou sans entrave) d'un arbre.	132
Figure 47. Quartiers de Liège colorisés en fonction de leur distance euclidienne entravée maximale.	134
Figure 48. Quartiers de Liège colorisés en fonction de leur proportion en surface des zones situées à plus de 45 m d'un arbre.	134
Figure 49. Tronçons.....	135
Figure 50. Principaux nœuds et connectivité schématique pour l'Ecureuil roux pour la Ville de Liège.	136
Figure 51. Principaux nœuds et connectivité schématique pour la Mésange charbonnière pour la Ville de Liège.	137
Figure 52. Composition des jardins privés pour des densités d'habitat faible, moyenne et dense...	159
Figure 53. Composition des bois du Sart Tilman.....	160
Figure 54. Composition du bois de Wandre.	160
Figure 55. Composition du parc de la Chartreuse.	160
Figure 56. Composition de Fayembois.....	161
Figure 57. Composition des autres bois communaux non soumis au régime forestier.	161
Figure 58. Composition des bois restants.....	161
Figure 59. Composition de l'Arbustum.	162

1. Préambule

Le Plan Canopée de la ville de Liège a pour objectif principal d'améliorer le confort thermique des Liégeois au travers de la plantation d'arbres. La Tranche 5 porte sur l'étude scientifique des services écosystémiques de régulation rendus par les arbres urbains. L'objectif est d'évaluer et de quantifier quatre services écosystémiques de régulation rendus par les arbres du territoire communal liégeois.

1. Evènements extrêmes – Protection contre les inondations: interception des eaux pluviales et de ruissellement;

2. Pollutions – Capture des poussières, des produits chimiques et des odeurs : fixation des particules fines (PM_{10} , $PM_{2,5}$) et adsorption des polluants atmosphériques (principalement NO_x et O_3);

3. Climats – Régulation du climat global par séquestration des gaz à effet de serre : stockage et séquestration du carbone;

4. Processus biologiques – Maintien des habitats tout au long du cycle de vie des espèces : connectivité écologique (connectivité spatiale et fonctionnelle).

Après ce court préambule, le rapport se structure en deux grandes sections. Dans la section 2, une synthèse, certainement non exhaustive, de la littérature consacrée aux quatre services de régulation listés ci-dessus est proposée. Notre attention s'est portée sur les études menées en milieu urbain sur les espèces d'arbres les plus représentées dans la commune de Liège et proposant une estimation quantifiée de l'allométrie des arbres et des services écosystémiques étudiés. La section 3 présente une estimation spatialisée des quatre services écosystémiques de régulation pour l'ensemble du patrimoine arboré du territoire communal à l'aide des modèles i-Tree et Nature Value Explorer (NVE) pour les services écosystémiques 1 à 3, et à l'aide des logiciels Omniscape et Graphab pour la modélisation de la connectivité écologique.

2. Synthèse bibliographique

Les forêts urbaines, c'est-à-dire le stock d'arbres dans les zones urbaines, peuvent améliorer les conditions environnementales et la qualité de vie dans les villes en fournissant de multiples services écosystémiques (Tyrväinen *et al.*, 2005; Pretzsch *et al.*, 2015; Ferrini *et al.*, 2020; Rötzer *et al.*, 2021). Les arbres urbains ont non seulement d'importantes valeurs esthétiques et culturelles, mais peuvent augmenter la biodiversité, atténuer l'effet d'îlot de chaleur (Gillner *et al.*, 2015), réduire le ruissellement des eaux de pluie (Xiao and McPherson, 2002), séquestrer le carbone (Nowak and Crane, 2002) et améliorer la qualité de l'air en filtrant les polluants de l'air (Nowak *et al.*, 2006).

Les forêts et les arbres urbains peuvent également avoir des inconvénients, tels que l'occultation de la lumière du soleil, la production de feuilles mortes, l'accueil de nuisibles, la production de pollen allergène et de composés organiques volatils (précurseurs de l'ozone), ou encore les risques liés aux tempêtes. Les avantages et les inconvénients de la forêt urbaine dépendent fortement de sa planification et de sa gestion, telles que l'emplacement et la configuration des plantations d'arbres, la densité des peuplements d'arbres, la sélection des espèces, *etc.* (Pretzsch *et al.*, 2015).

Afin de mettre en place une stratégie de plantations durables, il est important de pouvoir estimer la croissance des arbres urbains et quantifier les services écosystémiques qu'ils peuvent potentiellement fournir. Un gestionnaire aimerait pouvoir répondre à des questions du type : Quelle taille de couronne un arbre d'une espèce donnée atteindra-t-il à un endroit et à un moment donnés et, par conséquent, quels sont ses besoins en espace ? Dans quelle mesure cet arbre peut-il refroidir une zone donnée par l'ombrage et l'évapotranspiration ? Quel sera l'accroissement annuel de la tige et quelle quantité de carbone l'arbre séquestrera-t-il et stockera-t-il au fil du temps ? Quelle est la différence entre les espèces d'arbres à cet égard ?

Ce dernier point nécessite des informations détaillées sur la structure et la croissance de la grande variété d'arbres urbains et des caractéristiques connexes telles que la hauteur de l'arbre, la largeur ou le volume de la couronne (Pretzsch *et al.*, 2015). Pourtant, malgré la longue histoire de l'utilisation des arbres dans les zones urbaines, on sait étonnamment peu de choses sur leur structure et leur croissance (Rötzer *et al.*, 2021; figure 1).

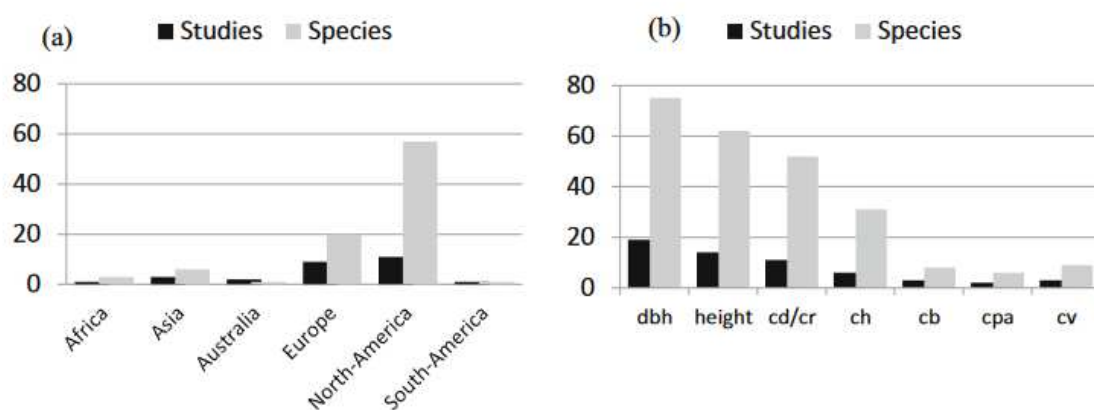


Figure 1. Nombre d'études publiées sur les relations allométriques et les espèces d'arbres étudiées dans un contexte urbain par continents (a) et triées selon la relation analysée avec l'âge (b). dbh diamètre à hauteur de poitrine, cd/cr diamètre de la couronne et/ou rayon de la couronne, ch hauteur de la couronne, cb base de la couronne, cpa surface de projection de la couronne, cv volume de la couronne (Rötzer *et al.*, 2021).

La rareté des données en milieu urbain limite l'évaluation précise (quantitative et pas qualitative) des services écosystémiques fournis par la forêt urbaine. Différents outils ont cependant été développés pour évaluer les services écosystémiques fournis par la végétation (Rossi *et al.*, 2022), comme le modèle i-Tree du service forestier de l'USDA (United States Department of Agriculture, <http://www.itreetools.org/>). La qualité des résultats de ces modèles dépend cependant essentiellement de la qualité des données d'entrée provenant des inventaires sur le terrain et des fonctions par lesquelles sont exprimées les relations entre, par exemple, les variables des arbres telles que l'indice de surface foliaire et les services de régulation. Pour la ville de Leipzig, par exemple, comme il n'existait pas de taux de croissance ou de modèles fiables pour les espèces plantées et les conditions de croissance étudiées, les taux de croissance ont été dérivés de la base de données des arbres de rue de la ville (Strohbach *et al.*, 2012).

La recherche bibliographique synthétisée dans ce rapport s'est concentrée sur 22 espèces d'arbres sélectionnées par la Ville de Liège pour leur dominance dans les espaces verts publics, les jardins privés et les forêts de la ville. Dans cette sélection figurent des espèces appartenant aux genres *Platanus*, *Aesculus*, *Acer* et *Tilia* qui représentent à eux seuls 50 à 70 % des arbres plantés dans les rues d'Europe selon une enquête (Pauleit, 2003). Cette enquête devait être la première étape vers la mise en place d'un réseau d'information à travers l'Europe pour la collecte de données nécessaires à l'élaboration de normes pour la planification des sites de plantation d'arbres d'alignement ainsi qu'à une meilleure connaissance des espèces d'arbres appropriées aux sites urbains.

Les citations grisées sont laissées pour la bonne information du lecteur mais non pas été consultées.

2.1. Stockage et séquestration du carbone

2.1.1. Description générale

2.1.1.1. Séquestration du carbone

Cette description est tirée de McPherson et Simpson (1999).

La séquestration du carbone fait référence au taux annuel de stockage du CO₂ dans la biomasse aérienne et souterraine au cours d'une saison de croissance. Au cours de la photosynthèse, le CO₂ atmosphérique pénètre dans la feuille par les pores de surface, se combine à l'eau et est transformé en cellulose, en sucres et en d'autres matériaux au cours d'une réaction chimique catalysée par la lumière du soleil (figure 2). La plupart de ces matériaux sont fixés sous forme de bois, bien que certains soient réémis sous forme de CO₂ par la respiration ou utilisés pour fabriquer des feuilles qui peuvent ensuite tomber de l'arbre.

La séquestration dépend de la croissance et de la mortalité des arbres, qui dépendent à leur tour de la composition des espèces, de la structure d'âge et de la santé de la forêt. Les forêts nouvellement plantées accumulent rapidement du CO₂ pendant plusieurs décennies, puis l'augmentation annuelle du CO₂ séquestré diminue. Les forêts anciennes peuvent libérer autant de CO₂ par la décomposition des arbres morts qu'elles n'en séquestrent encore par leur croissance. Lorsque les arbres sont stressés, par exemple par temps chaud et sec, ils peuvent perdre leur capacité à absorber le CO₂. Les arbres ferment leurs pores comme un mécanisme de défense pour éviter une perte excessive d'eau. Par conséquent, les arbres sains, vigoureux et en pleine croissance absorberont plus de CO₂ que les arbres malades ou stressés.

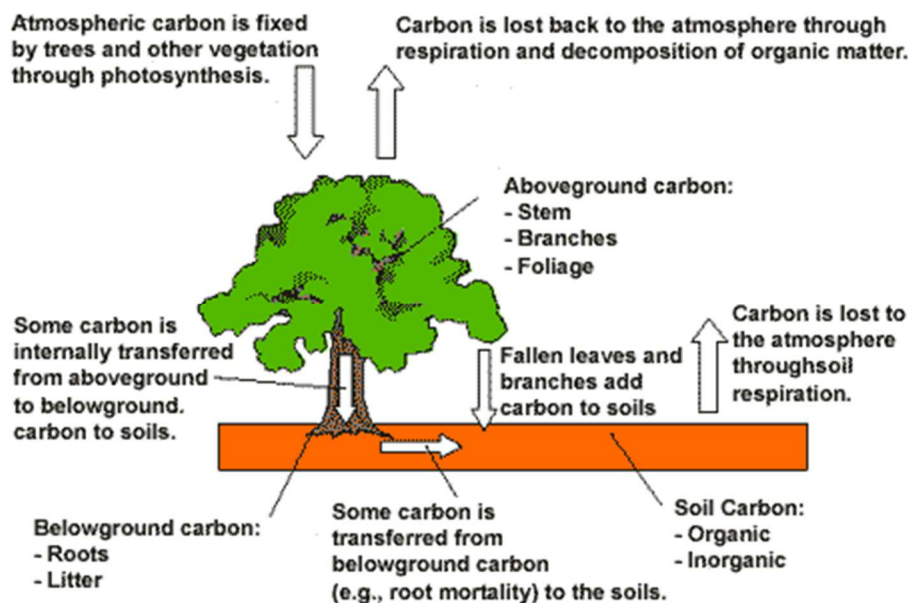


Figure 2. Cycle du carbone (US Environmental Protection Agency).

Le "stock de carbone" est le carbone stocké à un endroit donné et à un moment donné. Les stocks de carbone forestier comprennent la végétation vivante et morte sur pied, les débris ligneux et la litière, la matière organique dans le sol et les stocks récoltés tels que le bois pour les produits du bois et les combustibles.

2.1.1.2. Allométrie

L'allométrie des arbres décrit la relation entre les variables biométriques des arbres, telles que leur diamètre (à hauteur de poitrine, en anglais, *diameter at breast height*, DBH), leur hauteur et la largeur de leur couronne (figure 3). Le développement et l'utilisation de modèles allométriques permettant de prédire la croissance des arbres est importante pour définir les pratiques de gestion des forêts mais aussi pour quantifier les services écosystémiques fournis par les arbres. Les dimensions des arbres et des couronnes sont liées à la biomasse des arbres et au couvert végétal, qui influencent la capacité d'un arbre à séquestrer le carbone mais aussi à intercepter les précipitations (*cfr* section 2.2), à capturer les polluants atmosphériques (*cfr* section 2.3) et à réguler les températures environnantes (*cfr* section 2.2).

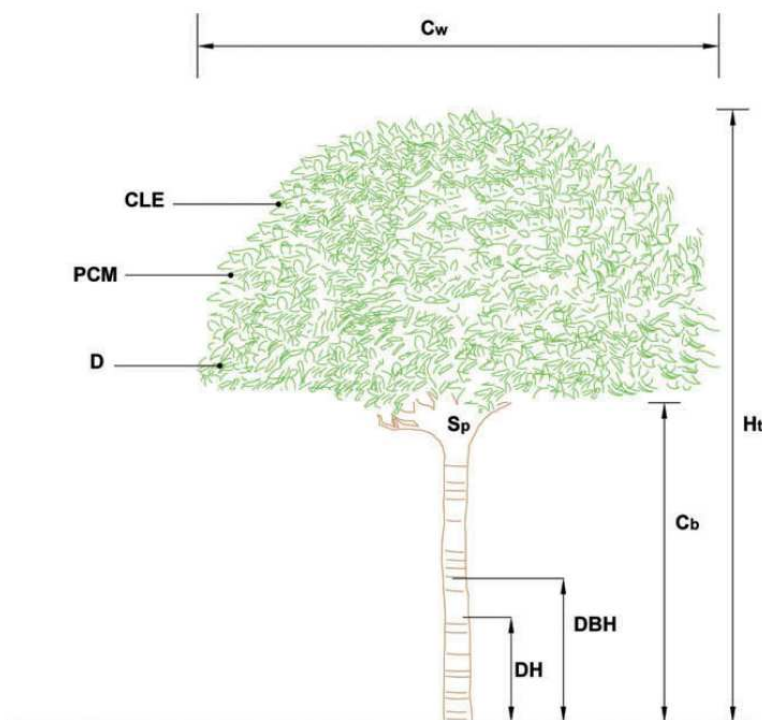


Figure 3. Paramètres des arbres urbains échantillonnés à Bolzano, Italie du Nord (Russo *et al.*, 2014): Sp = espèce, DH = diamètre à 1 m, DBH = diamètre à hauteur de poitrine (1,37 m), Cb = hauteur de la base du houppier, Ht = hauteur totale, Cw = largeur du houppier, CLE = exposition à la lumière du houppier, PCM = pourcentage de canopée manquante, D = déperissement du houppier (Nowak *et al.* 2002, 2008).

L'absorption de carbone par les arbres est largement déterminée par les taux de croissance et la densité du bois, qui varient considérablement d'une espèce à l'autre. L'approvisionnement en ressources et l'âge de l'arbre compliquent également l'évaluation précise de la taille de la couronne (et de l'espace nécessaire à l'arbre) à partir de sa taille uniquement, tant dans les zones urbaines que dans les zones forestières (Pretzsch *et al.*, 2015).

Les différentes méthodes proposées pour estimer la croissance des arbres en milieu urbain (Nowak, 1994; McPherson et Simpson, 1999; Peper *et al.*, 2001) sont passées en revues par Rogers *et al.* (XXXX). La majorité de ces études sont basées sur des inventaires publics d'arbres. En effet, la mesure d'arbres d'âges différents est nécessaire pour établir des relations entre l'âge, le diamètre du tronc et les autres variables biométriques et, comme ces études l'ont montré, les taux de croissance sont très dépendants de la zone d'étude.

Pour calculer le stock de carbone, il existe deux types d'équations allométriques de biomasse: les équations volumétriques et les équations directes. Les équations volumétriques calculent le volume d'un arbre au-dessus du sol en utilisant le DBH et la hauteur de l'arbre pour une espèce donnée. Les équations directes donnent le poids sec d'un arbre au-dessus du sol en utilisant le DBH et sa hauteur. La méthodologie permettant de convertir le volume vert en biomasse et éventuellement en CO₂ stocké est bien établie (Aguaron et McPherson, 2012). L'estimation de la biomasse et du CO₂ à l'aide d'équations volumétriques est un processus qui implique le calcul du poids sec de la biomasse, puis des équivalents en carbone (C) et en CO₂ stockés. La conversion du poids frais du volume vert en poids sec nécessite l'utilisation de facteurs de conversion en fonction de la densité. La biomasse stockée dans le sol est ajoutée à la biomasse aérienne (biomasse totale = 1,28 * biomasse aérienne). Le volume de bois (poids sec) est converti en carbone en le multipliant par la constante 0,50 et le carbone est converti en CO₂ en le multipliant par 3,67 (poids moléculaire du dioxyde de carbone).

Si pour des raisons économiques, l'utilisation de modèles allométriques dans la sylviculture rurale est bien établie et de nombreux modèles ont été définis pour toute une série d'arbres et de lieux, les connaissances sont cependant beaucoup plus limitées pour les arbres à croissance libre, tels qu'on les trouve généralement dans les zones urbaines. Les connaissances sur la structure et la morphologie des arbres urbains communs sont rares, en particulier en ce qui concerne le cycle de vie complet d'un arbre (Moser *et al.*, 2015). En Europe, on dispose de relativement peu d'informations sur la croissance des arbres dans les zones/forêts urbaines (Darcy et Forrest, 2010; Semenzato *et al.*, 2011). Les États-Unis sont une exception avec l'USDA qui a développé plus de 1800 équations de croissance à partir de mesures effectuées sur 17 000 arbres dans 16 grandes villes américaines (McPherson et Peper, 2012). Une analyse comparative de la terminologie de la foresterie urbaine dans les deux parties du monde (Konijnendijk *et al.*, 2006) montre que la foresterie urbaine a une plus longue histoire en Amérique du Nord, basée sur des traditions de gestion des arbres d'ombrage. En outre, la foresterie urbaine est devenue plus institutionnelle en Amérique du Nord.

2.1.2. Arbres urbains versus peuplements forestiers

2.1.2.1. Séquestration du carbone

Cette description est tirée de McPherson et Simpson (1999).

En raison d'une densité plus élevée d'arbres, les forêts rurales séquestrent environ deux fois plus de CO₂ que les forêts urbaines par unité de surface, soit entre 4 et 8 t/ha en moyenne. Cependant, comme les arbres urbains ont tendance à croître plus rapidement que les arbres ruraux, ils séquestrent plus de CO₂ par arbre. Les données sur la croissance radiale des troncs ont été utilisées pour calculer la séquestration annuelle des principaux genres à Chicago (Jo et McPherson 1995, Nowak 1994). La séquestration peut varier de 16 kg/an pour les petits arbres à croissance lente ayant un DBH de 8 à 15 cm à 360 kg/an pour les arbres plus grands qui poussent à leur rythme maximum. Bien que les arbres à croissance rapide séquestrent initialement plus de CO₂ que les arbres à croissance lente, cet avantage peut être perdu si les arbres à croissance rapide meurent plus jeunes.

La survie des arbres urbains est une autre variable importante qui influence la séquestration à long terme. Les taux de perte pour les arbres des rues et des cours résidentielles sont de l'ordre de 10 à 30 % au cours des 5 premières années, et de 0,5 à 3 % par an par la suite (Miller et Miller 1991; McPherson 1993). L'une des clés pour maximiser la séquestration du CO₂ est de sélectionner des espèces d'arbres bien adaptées au site où elles seront plantées (Cerema, 2019). Les arbres qui ne sont pas bien adaptés pousseront lentement, présenteront des symptômes de stress ou mourront à un âge précoce.

2.1.2.2. Répartition du CO₂ stocké dans les forêts et les arbres

Cette description est tirée de McPherson et Simpson (1999).

Dans les écosystèmes forestiers ruraux, environ 63 % du CO₂ stocké se trouve dans le sol (figure 4 pour les sols belges), 27 % dans la biomasse des arbres, 9 % dans les matières mortes sur le sol forestier et 1 % dans la végétation du sous-étage. Une analyse des espaces verts résidentiels à Chicago a révélé que le CO₂ était stocké en grande partie dans le sol (78 %) et moins dans les arbres et les arbustes (21 %) (Jo et McPherson 1995). L'élimination des arbres morts et les densités d'arbres plus faibles dans les villes expliquent que le CO₂ stocké dans la biomasse ligneuse soit relativement moins important que dans les forêts rurales. Les niveaux relativement plus élevés de CO₂ stocké dans les sols urbains peuvent être dus à l'apport supplémentaire de CO₂ sous forme de compost et de paillis.

Carbon stocks in soil (t C/ha)	Wallonia & Brussels	Flanders
A. Forest Land	110	89,5
B. Cropland	51	54
C. Grassland	90	74
D. Wetland	100	100
E. Settlements	49	54

Table 6.2 Average carbon stocks in soils (t C/ha, 0-30 cm) in 2000.

Figure 4. Stocks de carbone moyens dans les sols belges (tC an⁻¹, 0-30 cm) en 2000.

La répartition du CO₂ stocké pour un arbre forestier typique est d'environ 51 % dans le tronc, 30 % dans les branches et les tiges, et 3 % dans le feuillage. Environ 18 à 24 % du carbone total stocké dans un arbre forestier mature se trouve dans les racines. Les racines grossières (>2 mm de diamètre) stockent environ 15 à 20 % du carbone total, tandis que la quantité stockée dans les racines fines est approximativement la même que la quantité stockée dans la biomasse foliaire (2-5 %).

Le stockage dans les arbres urbains a été peu étudié. La biomasse foliaire des arbres urbains isolés pourrait être relativement plus importante que celle des arbres forestiers. Ceci pourrait expliquer des taux de croissance et une séquestration de carbone plus rapides. La réduction de la concurrence, l'irrigation et la fertilisation sont d'autres facteurs susceptibles d'améliorer les taux de croissance des arbres urbains.

Les arbres sont les plus importants pour le stock de carbone dans la biomasse. Dans les villes, 97 % du carbone de la biomasse se trouve dans les arbres. Le carbone stocké dans les arbres a été retiré de l'atmosphère pendant une période plus longue, contrairement à la végétation dont la durée de vie est plus courte. Si les arbres abattus ont une seconde vie, par exemple sous forme de bois d'œuvre, le stock de carbone reste intact pendant longtemps. En sélectionnant les bonnes espèces, en réduisant la gestion des arbres urbains et en leur permettant d'atteindre leur potentiel de croissance maximal, on augmente leur contribution au piégeage du carbone.

Les sols des écosystèmes naturels ont généralement des stocks de carbone plus élevés que ceux qui sont soumis à une utilisation intensive des terres. Les stocks de carbone sont plus importants dans les sols forestiers et les prairies permanentes que dans les sols des prairies temporaires ou les sols arables. Dans les zones urbaines, le stock de carbone dans le sol est très variable et incertain. En effet, l'urbanisation implique souvent l'excavation de la couche supérieure du sol, la plus riche en carbone.

Les rues et autres sites pavés offrent des environnements de stress complexes et, par conséquent, l'adéquation des arbres à ces sites exige de donner la priorité à la tolérance au stress plutôt qu'à l'esthétique et à d'autres fonctionnalités. Les arbres de rue en particulier sont exposés à un niveau de stress relativement élevé, notamment à de fortes concentrations en polluants, aux dommages causés par les rafales de vent, au sel de déglacage, aux températures ambiantes élevées/basses, à des conditions de croissance difficiles, notamment à un espace d'enracinement restreint en raison d'un substrat de croissance de mauvaise qualité et du compactage du sol (espace restreint pour le développement de la couronne) et à un accès insuffisant à l'eau et à l'oxygène, ce qui ne fera qu'empirer avec les prévisions climatiques défavorables à l'avenir.

Des expériences de croissance d'arbres couvrant différents niveaux de densité et de concurrence montrent que la croissance en hauteur des arbres est plutôt stable à l'intérieur d'une gamme de niveaux de densité de peuplement allant des conditions de peuplement solitaire aux conditions de peuplement dense. En revanche, la croissance de la couronne et du diamètre du tronc des arbres est très sensible à la concurrence. Ainsi, en particulier dans le cas de l'allocation entre le diamètre de l'arbre et les dimensions de la couronne, un transfert des relations de taille et de la dynamique des arbres forestiers aux arbres en pleine croissance dans les zones urbaines (par exemple, le long des boulevards, dans les parcs, sur les places) doit prendre en compte les arbres forestiers qui présentent une taille de couronne maximale pour un diamètre donné, c'est-à-dire qui ont grandi dans des conditions de très faible concurrence (Pretzsch *et al.*, 2015).

Pretzsch *et al.* (2015) ont mené une étude sur 22 espèces d'arbres urbains du monde entier, dont certaines sont typiques des routes et des boulevards (*Tilia*, *Robinia*), des places (*Aesculus*, *Platanus*) et des parcs (par exemple, *Larix*, *Pinus*, *Acer*, *Quercus*) et en ont déduit des relations notamment entre le rayon du houppier et le diamètre de la tige, spécifiques à chaque espèce, pour des arbres isolés. L'allométrie du rayon de la couronne et du diamètre du tronc des arbres à croissance libre est très importante pour la sylviculture urbaine. Pour un diamètre de tige donné, ils présentent les plus grands rayons de couronne. Pour déterminer leur allométrie, l'équation entre le rayon de la couronne et le diamètre doit donc être ajustée au bord supérieur du nuage de donnée (tableaux 1 et 2).

Tableau 1. Résultats de la régression par quantile pour l'allométrie rayon de la couronne-diamètre du tronc. ($\ln(cr) = a + \alpha * \ln(d)$, quantile à 95 %). Taille de l'échantillon (n), estimations des paramètres (a, α) avec les erreurs standard (std. err.), et significativité (p). h_{25} est l'estimation spécifique à l'espèce pour la hauteur au diamètre du tronc = 25 cm.

Table 2

Quantile regression results for the crown radius–stem diameter allometry (Eq. (2), 95%-quantile). Sample size (n), parameter estimates (a, α) with standard errors (std. err.), and significances (p). cr_{25} is the species specific estimate for the crown radius at stem diameter = 25 cm.

Species	n	a	std.err. (a)	p (a)	α	std.err. (α)	p (α)	cr_{25}
<i>Abies alba</i>	1079	-0.1366	0.0508	0.0073	0.4239	0.0155	< 0.0001	3.4
<i>Abies sachalinensis</i>	110	-1.0972	0.4040	0.0077	0.6894	0.1163	< 0.0001	3.1
<i>Acer pseudoplatanus</i>	942	-0.4446	0.0447	< 0.0001	0.5339	0.0162	< 0.0001	3.6
<i>Aesculus hippocastanum</i>	230	-0.5481	0.4700	0.2447	0.6011	0.1137	< 0.0001	4.0
<i>Alnus nigra</i>	51	-0.8563	0.2258	0.0004	0.6507	0.0845	< 0.0001	3.4
<i>Araucaria cunninghamii</i>	126	-0.6754	0.1232	< 0.0001	0.3899	0.0340	< 0.0001	1.8
<i>Betula pendula</i>	31	-0.9688	0.0766	< 0.0001	0.6483	0.0316	< 0.0001	3.1
<i>Carpinus betulus</i>	778	-0.1744	0.0711	0.0144	0.5470	0.0276	< 0.0001	4.9
<i>Fagus sylvatica</i>	14,963	0.0111	0.0135	0.4118	0.4710	0.0045	< 0.0001	4.6
<i>Fraxinus excelsior</i>	541	-0.8089	0.1288	< 0.0001	0.6052	0.0470	< 0.0001	3.1
<i>Khaya senegalensis</i>	163	-0.5889	0.3132	0.0619	0.6461	0.0732	< 0.0001	4.4
<i>Larix decidua</i>	340	-1.2919	0.0576	< 0.0001	0.7131	0.0176	< 0.0001	2.7
<i>Picea abies</i>	10,775	-0.6713	0.0202	< 0.0001	0.5083	0.0063	< 0.0001	2.6
<i>Picea glauca</i>	143	-1.7910	0.2517	< 0.0001	0.8276	0.0681	< 0.0001	2.4
<i>Pinus sylvestris</i>	1609	-1.0345	0.0527	< 0.0001	0.6381	0.0172	< 0.0001	2.8
<i>Platanus x hispanica</i>	171	-0.5540	0.1873	0.0035	0.6532	0.0453	< 0.0001	4.7
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	1613	-1.2808	0.1006	< 0.0001	0.7522	0.0291	< 0.0001	3.1
<i>Quercus robur</i>	4839	-1.4370	0.0353	< 0.0001	0.8157	0.0103	< 0.0001	3.3
<i>Robinia pseudoacacia</i>	135	-0.4345	1.1200	0.6987	0.5822	0.3016	0.0557	4.2
<i>Sorbus aucuparia</i>	19	-0.3534	0.0750	0.0002	0.4621	0.0289	< 0.0001	3.1
<i>Tilia cordata</i>	353	-0.3375	0.0728	< 0.0001	0.5728	0.0208	< 0.0001	4.5
<i>Ulmus glabra</i>	46	-0.2066	0.2005	0.3084	0.5763	0.0910	< 0.0001	5.2

Tableau 2. Résultats de la régression par quantile pour l'allométrie hauteur-diamètre du tronc ($\ln(h) = a + \alpha * \ln(d)$, quantile à 5 %). Taille de l'échantillon (n), estimations des paramètres (a, α) avec les erreurs standard (std. err.), et significativité (p). h_{25} est l'estimation spécifique à l'espèce pour la hauteur au diamètre du tronc = 25 cm.

Table 4

Quantile regression results for the tree height–stem diameter allometry (Eq. (4), 5%-quantile). Sample size (n), parameter estimates (a, α) with standard errors (std. err.), and significances (p). h_{25} is the species specific estimate for the height at stem diameter = 25 cm.

Species	n	a	std.err. (a)	p (a)	α	std.err. (α)	p (α)	h_{25}
<i>Abies alba</i>	534	0.8278	0.0549	< 0.0001	0.6948	0.0201	< 0.0001	21.4
<i>Abies sachalinensis</i>	110	1.2821	0.4121	0.0024	0.3843	0.1186	< 0.0001	12.4
<i>Acer pseudoplatanus</i>	3248	0.9669	0.0376	< 0.0001	0.5858	0.0112	< 0.0001	17.3
<i>Aesculus hippocastanum</i>	231	-0.1019	0.3367	0.7624	0.6281	0.0816	< 0.0001	6.8
<i>Alnus nigra</i>	687	0.0800	0.1119	0.4749	0.8645	0.0436	< 0.0001	17.5
<i>Araucaria cunninghamii</i>	126	0.1012	0.2568	0.6942	0.6586	0.0708	< 0.0001	9.2
<i>Betula pendula</i>	26	0.6952	0.1773	0.0006	0.5490	0.0768	< 0.0001	11.7
<i>Carpinus betulus</i>	9011	0.5009	0.0251	< 0.0001	0.7246	0.0082	< 0.0001	17.0
<i>Fagus sylvatica</i>	640	-0.2154	0.0764	0.0049	0.8607	0.0235	< 0.0001	12.9
<i>Khaya senegalensis</i>	144	-0.4335	0.5412	0.4244	0.7724	0.1268	< 0.0001	7.8
<i>Larix decidua</i>	833	0.8585	0.0860	< 0.0001	0.6378	0.0317	< 0.0001	18.4
<i>Picea abies</i>	6713	-0.1753	0.0347	< 0.0001	0.9113	0.0108	< 0.0001	15.8
<i>Picea glauca</i>	143	0.9573	1.0950	0.3835	0.5714	0.2962	0.0557	16.4
<i>Pinus sylvestris</i>	331	-0.3449	0.1807	0.0572	0.9326	0.0552	< 0.0001	14.3
<i>Platanus x hispanica</i>	170	-0.9138	1.0252	0.3740	0.8221	0.2479	0.0111	5.7
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	2677	0.1377	0.0433	0.0015	0.8005	0.0133	< 0.0001	15.1
<i>Quercus robur</i>	69	-0.5239	0.2355	0.0295	0.7163	0.0551	< 0.0001	5.9
<i>Robinia pseudoacacia</i>	136	0.7198	1.3752	0.6016	0.3930	0.3705	0.2907	7.3
<i>Sorbus aucuparia</i>	45	0.3818	0.1747	0.0344	0.7431	0.0790	< 0.0001	16.0
<i>Tilia cordata</i>	264	1.7286	0.4030	< 0.0001	0.2029	0.1069	0.0589	10.8

2.1.3. Essences les plus représentées à Liège

Cette section reprend les conclusions d'études menées sur une ou plusieurs espèces de la liste des essences les plus représentées sur la commune de Liège ainsi que les équations disponibles (tableau 6).

2.1.3.1. Environnement forestier

Les équations allométriques qui permettent de prédire la biomasse d'un arbre à partir de caractéristiques dendrométriques plus faciles à mesurer (telles que son diamètre ou sa hauteur) sont des éléments clés pour l'estimation de la contribution des écosystèmes forestiers au cycle du carbone. Dans leur manuel, Picard *et al.* (2012; <http://globalloometree.org/>) couvrent toutes les étapes de leur construction, depuis la mesure de la biomasse des arbres sur le terrain. Il devrait en particulier s'avérer très utile aux pays ou régions qui ne disposent pas encore des mesures et des modèles d'équations adaptés à leurs formations forestières. Il reste certain en fin de compte que toute mesure du carbone forestier nécessite que des arbres aient été pesés sur le terrain; cette étape constitue la pierre angulaire sur laquelle repose tout l'édifice de l'estimation des stocks de carbone forestier, quelles que soient les échelles considérées.

Zianis *et al.* (2005) présentent une compilation d'équations de volume du tronc et de biomasse aérienne pour des espèces d'arbres poussant en Europe (*cf* Appendix A de l'article). Elles sont pour la plupart basées sur quelques sites uniquement avec un nombre très limité d'arbres échantillonnés. Les auteurs montrent que les estimations varient en fonction de l'équation appliquée (figure 5). Par exemple, le volume du tronc d'un hêtre d'un diamètre de 40 cm varie entre 1,1 et 2,2 m³. En revanche, toutes les équations de volume de tige, par exemple pour le pin sylvestre, produisent des estimations de volume de tige relativement cohérentes. Seules les équations rapportées par Schelhaas *et al.* (2002) et par Laasasenaho (1982) semblent s'écarter des autres.

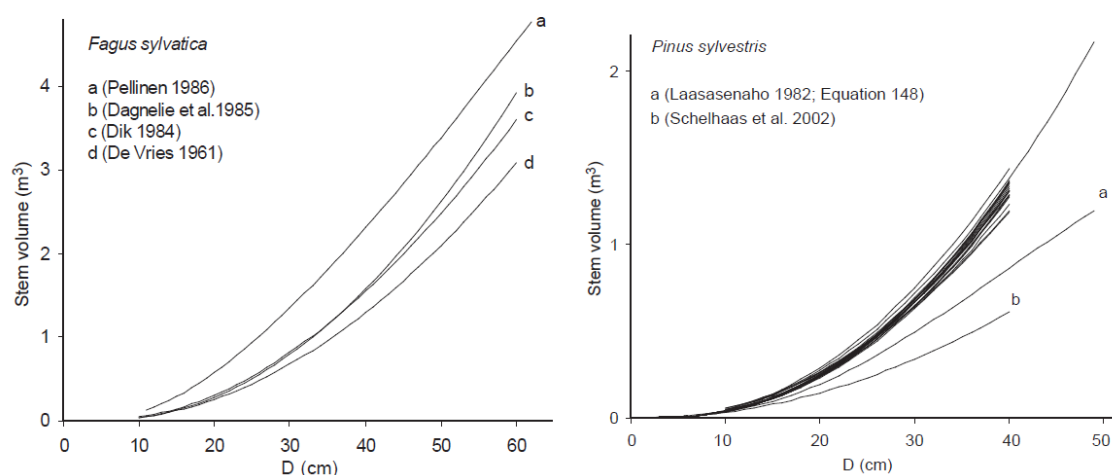


Figure 5. Estimations du volume du tronc de *Fagus sylvatica* et de *Pinus sylvestris* en fonction du diamètre de l'arbre (D).

La plupart des équations de biomasse publiées ont été développées à partir d'arbres échantillonnés sur des sites d'étude spécifiques ou sur des sites représentatifs de régions limitées. Par conséquent, l'utilisation d'équations de volume ou de biomasse existantes peut ne pas être. Il est donc nécessaire de disposer d'équations de volume et de biomasse simplifiées et génériques. Muukkonen (2007) a développé des équations de régression génériques de la biomasse et du volume pour les principales espèces d'arbres en Europe (*Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Betula* spp., *Fagus* spp., *Quercus* spp.). Ces

équations sont basées sur une compilation de données et d'équations publiées. Les résultats montrent que ces équations expliquent 64-99 % de la variation des valeurs prédites par les équations originales, avec des valeurs plus élevées pour les tiges que pour les houppiers.

Forrester *et al.* (2017) ont aussi passé en revue la littérature et construit une base de données d'équations de biomasse et de surface foliaire pour 24 espèces d'arbres européennes et 3 espèces introduites (figure 6). La base de données finale contenait 973 équations. La plupart des équations étaient spécifiques à un site et donc limitées aux conditions édaphiques, climatiques et structurelles du peuplement du site donné. Pour surmonter cette limitation, la base de données a été utilisée pour développer des équations régionales spécifiques aux espèces qui peuvent être utilisées dans une large gamme de peuplements et pour quantifier les effets du climat, de l'âge et de la structure du peuplement sur la biomasse ou la surface foliaire. Leur analyse a montré une variabilité inter- et intra-spécifique considérable dans les relations de biomasse. La variabilité intraspécifique était liée au climat, à l'âge ou aux caractéristiques du peuplement, tandis que la variabilité interspécifique était corrélée à des caractéristiques telles que la densité du bois, la surface foliaire spécifique et la tolérance à l'ombre. Leur analyse a également montré que la masse foliaire est plus variable que celle du tronc ou la biomasse aérienne totale, à la fois au sein d'une même espèce et entre espèces, et que ces composantes de la biomasse ont des réponses contrastées en fonction de l'âge et des changements dans la structure du peuplement. Les auteurs soulignent que, malgré le grand nombre d'équations publiées, de nombreuses espèces ne sont pas encore bien représentées.

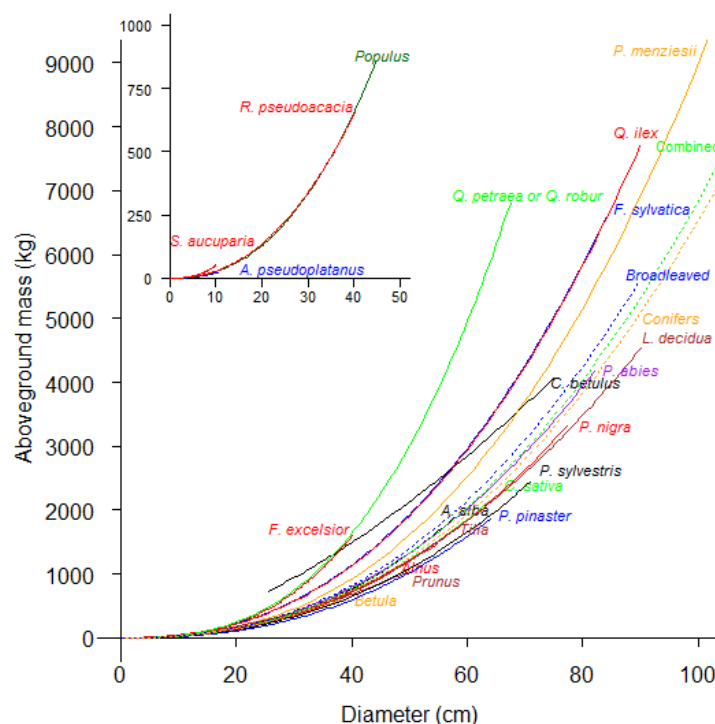


Figure 6. Relations entre la biomasse aérienne et le diamètre pour diverses espèces européennes. Les lignes correspondent à l'équation 3 de l'article ($\ln(Y) = \ln\beta_0 + \beta_1 \ln(d) + \epsilon$) ajustée à toutes les données disponibles pour l'espèce donnée (tableau de l'annexe A.2 de l'article) et sont présentées dans le tableau A.5. Les lignes en pointillé montrent les mêmes relations après avoir divisé les données en espèces de feuillus (ligne bleue en pointillé), de conifères (ligne orange en pointillé) ou de toutes les espèces (ligne verte en pointillé). L'encadré représente la même relation pour les espèces dont les pseudo-observations sont peu nombreuses.

Le système Sim4Tree (Kint *et al.*, 2011) utilise le modèle ANAFORE qui a été développé à l'Université d'Anvers. ANAFORE est un modèle écophysique de développement forestier dans lequel les processus de croissance et de formation du bois sont simulés de manière très détaillée. Le modèle est entièrement mécaniste, ce qui signifie que la croissance des arbres est contrôlée de manière dynamique sur la base des données relatives au sol et au climat. Par conséquent, il peut également simuler les effets du changement climatique, de la pollution et des modifications de l'emplacement ou de la gestion, contrairement, par exemple, aux tableaux de rendement classiques. Le projet SimForTree s'est concentré sur trois espèces d'arbres importantes, qui représentent ensemble environ la moitié du volume sur pied de la forêt flamande (le chêne pédonculé, le pin sylvestre et le hêtre). L'étude de ces trois espèces a nécessité une vaste campagne d'observations. Les autres espèces ont été intégrées dans l'outil sur la base de tableaux de rendement tirés de la littérature. Certaines des données utilisées dans Nature Value Explorer sont mentionnées dans le tableau 6 (les chiffres correspondent aux indices de site plus élevés).

2.1.3.2. Environnement urbain

Les connaissances sur la structure et la morphologie des arbres urbains communs sont plus rares, en particulier en ce qui concerne le cycle de vie complet d'un arbre (Moser *et al.*, 2015).

Russo *et al.* (2014) ont estimé le stockage et la séquestration du carbone à Bolzano (Italie) à l'aide de mesures dendrométriques spécifiques aux villes et d'équations allométriques de la biomasse provenant principalement d'Europe (tableau 3, *cfr* Annexe 1 de l'article pour les équations utilisées pour le calcul du poids sec de la biomasse aérienne de chaque arbre mesuré). Ils ont comparé leurs estimations du stockage et de la séquestration du carbone avec les résultats de deux modèles américains : le modèle UFORE (Urban Forest Effects Model) et le CUFR Tree Carbon Calculator (CTCC). Les estimations de stockage de carbone du modèle UFORE étaient les plus basses, tandis que les estimations de séquestration de carbone du CUFR Tree Carbon Calculator (CTCC) étaient les plus élevées (figures 7 et 8).

Tableau 3. Prédiction de la hauteur des arbres (y, en mètres) à l'aide de modèles DBH (x, en centimètres) pour les genres d'arbres urbains à Bolzano (Italie, Russo *et al.*, 2014).

Genus	Models	R ²
<i>Abies, Pinus, Picea</i>	$y = 6.8788 \ln(x) - 10.131$	0.54
<i>Acer</i>	$y = 5.2586 \ln(x) - 5.1651$	0.81
<i>Alnus, Carpinus, Ostrya</i>	$y = 0.4717x + 2.5591$	0.63
<i>Betula, Fagus</i>	$y = 0.3059x + 3.4955$	0.64
<i>Cupressus</i>	$y = -0.004x^2 + 0.5878x - 0.5975$	0.75
<i>Fraxinus</i>	$y = 4.732 \ln(x) - 3.621$	0.53
<i>Prunus</i>	$y = 0.0038x^2 + 0.1054x + 4.8598$	0.58
<i>Quercus</i>	$y = 0.0045x^2 + 0.0715x + 4.9053$	0.60
<i>Robinia</i>	$y = 5.0266 \ln(x) - 4.4342$	0.65
<i>Salix, Populus</i>	$y = 11.024 \ln(x) - 21.16$	0.96
<i>Tilia</i>	$y = 2.1438x^{0.5301}$	0.63
<i>Ulmus, Zelkova</i>	$y = 12.837 \ln(x) - 30.193$	0.97

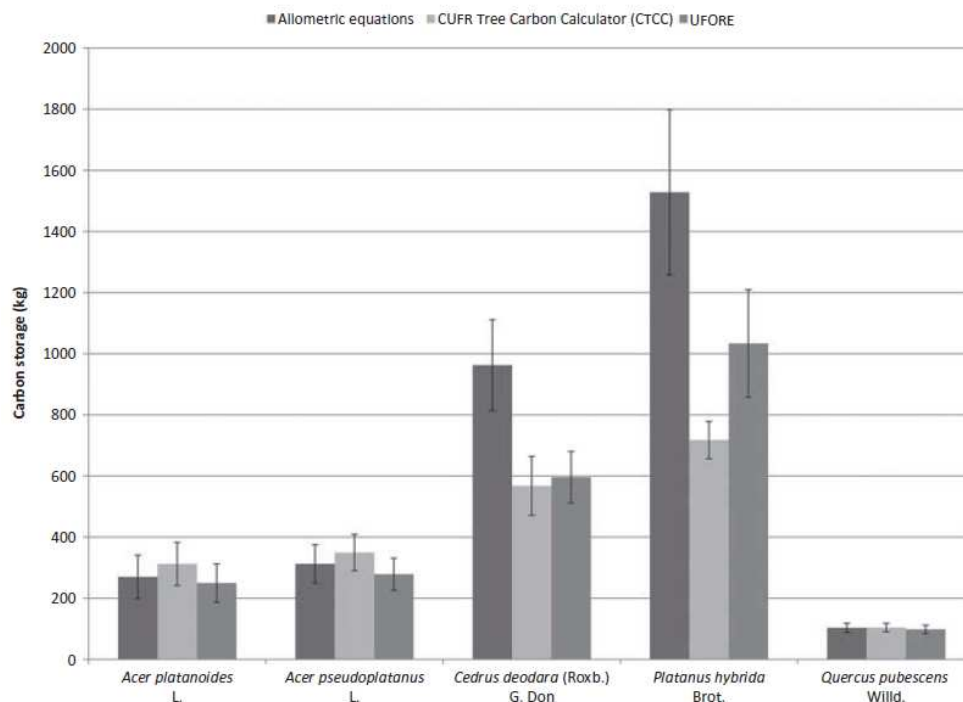


Figure 7. Estimations du stockage de carbone moyen (kg) pour les cinq espèces d'arbres les plus courantes, calculées à l'aide de trois méthodes différentes. Les barres d'erreur représentent $\pm$ une erreur standard de la moyenne (Russo *et al.*, 2014).

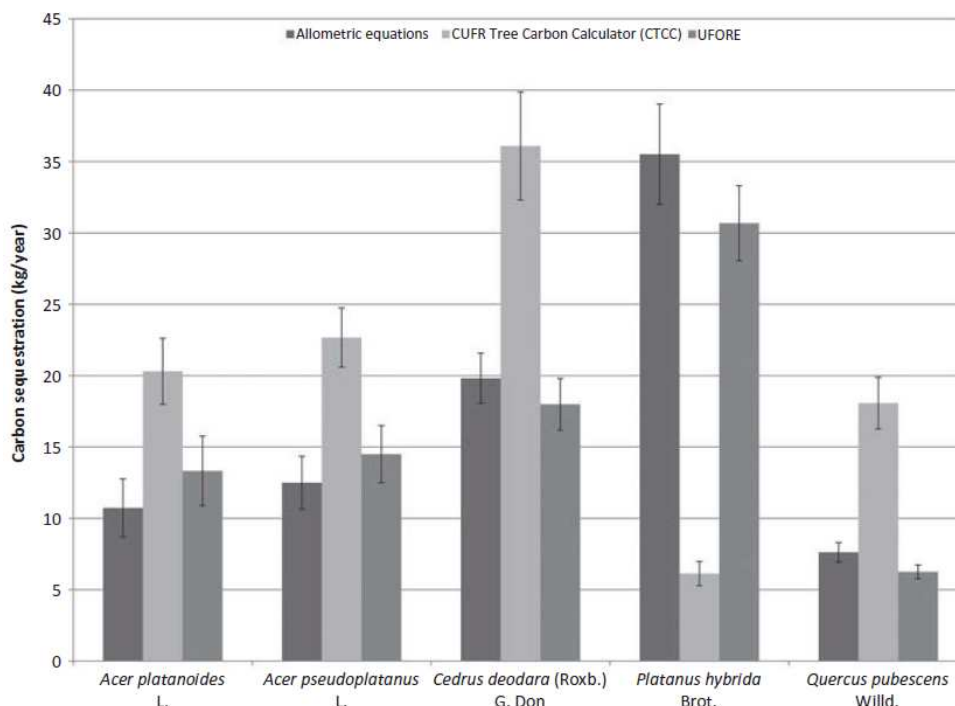


Figure 8. Estimations de la séquestration du carbone moyenne (kg/an) pour les cinq espèces d'arbres les plus courantes, calculées à l'aide de trois méthodes différentes. Les barres d'erreur représentent $\pm$ une erreur standard de la moyenne (Russo *et al.*, 2014).

Vaz Monteiro *et al.* (2016) ont évalué la variation des relations allométriques de sept espèces d'arbres (trois espèces de petite taille: *Acer campestre* L., *Betula pendula* Roth et *Ilex aquifolium* L. et quatre espèces de grande taille: *Acer pseudoplatanus* L., *Fagus sylvatica* L., *Fraxinus excelsior* L. et *Quercus robur* L.) poussant dans huit zones urbaines de Grande-Bretagne, et testé si l'utilisation de courbes génériques représentant les relations des arbres poussant dans tous les lieux était adéquate. Leurs résultats montrent que les relations allométriques entre les DBH, les hauteurs ($h = 1.37 + a \text{ DBH}^b$) et les largeurs de couronne (largeur couronne = $a \text{ DBH}^b$) des arbres urbains diffèrent considérablement d'une zone à l'autre, même lorsque les zones sont situées à proximité les unes des autres (figure 9). Les relations allométriques des arbres urbains sont donc influencées au moins autant par l'effet complexe des facteurs environnementaux et de gestion spécifiques à une zone urbaine que par le climat régional. Pour une même espèce, les variations entre les relations allométriques sont toutefois plus importantes pour les arbres matures que pour les plus jeunes, de sorte que l'allométrie des jeunes arbres poussant dans des lieux différents semble pouvoir être représentée avec précision avec une même équation allométrique (*common species curves*, CS). Pour les arbres adultes, l'erreur associée à l'utilisation d'une courbe générique CS, au lieu de courbes pour des localisations différentes (*separate location*, SL), peut varier de moins de 17 %, pour la relation entre la largeur du houppier et le DBH, à environ 30 %, pour les relations entre la hauteur et le DBH et entre la largeur du houppier et la hauteur. Les relations allométriques entre espèces de tailles similaires sont également très différentes, ce qui réduit la précision des estimations réalisées à l'aide d'équations génériques multi-espèces. Leurs résultats suggèrent également que la largeur de la couronne peut être correctement prédite à partir des mesures de DBH.

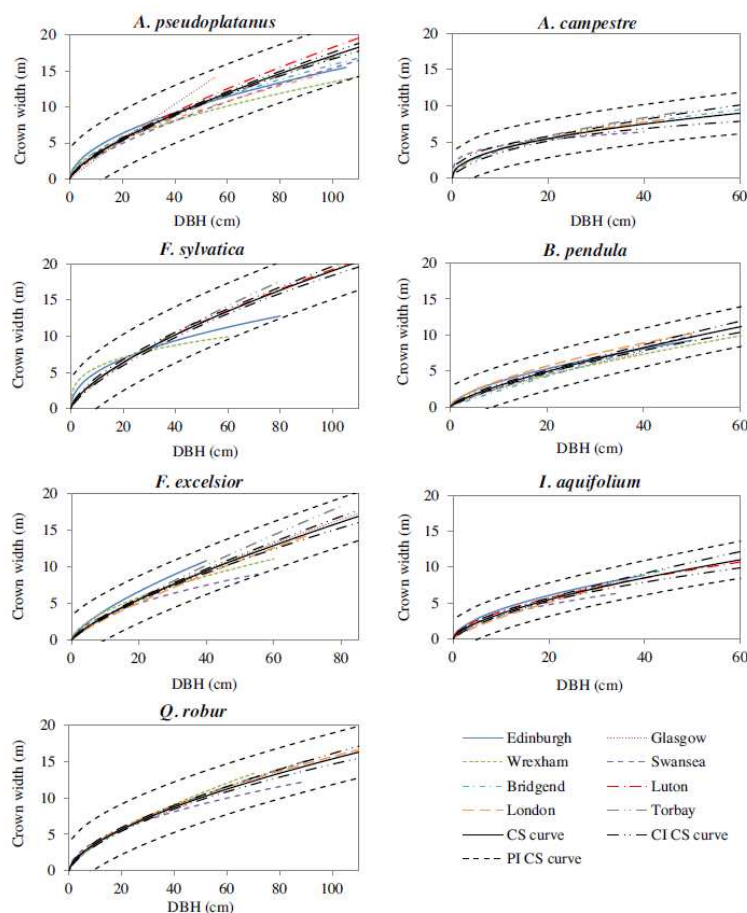


Figure 9. Relations allométriques entre la largeur du houppier et le DHP pour sept espèces situées dans huit zones urbaines. Une courbe des espèces communes (CS) a également été incluse, ainsi que les intervalles de confiance (CI) et de prédiction (PI) correspondants. Le modèle utilisé est le suivant : largeur de la couronne = $a \text{ DBH}^b$. Les fourchettes des courbes de localisation distinctes reflètent les différences dans les fourchettes de DHP présentées par les différentes espèces dans les différentes localisations.

Coombes *et al.* (2019) ont déterminé la relation entre le DBH et le diamètre de la couronne en milieu urbain pour quatre espèces (*Quercus robur* L., *Acer pseudoplatanus* L., *Betula pendula* Roth. et *Acer platanoides* L.) à partir de 400 arbres isolés dans deux villes du Royaume-Uni (Norwich et Peterborough). Contrairement à Vaz Monteiro *et al.* (2016), leurs résultats indiquent que l'espèce n'a pas un impact important sur la relation allométrique dans le cas des quatre espèces mesurées et qu'il est donc possible de produire de bonnes prédictions de la taille des couronnes en combinant les données de toutes les espèces étudiées dans l'étude. Une autre de leurs conclusions est que les élagages et les facteurs externes du site, tels que le revêtement dur de la zone d'enracinement et le type de sol, n'ont pas d'influence significative sur la relation entre le DBH et le diamètre du houppier.

L'étude de Rogers *et al.* (XXXX) a révélé que sur les quatre espèces d'arbres étudiées, le platane (*Acer pseudoplatanus*), le frêne (*Fraxinus excelsior*), le hêtre (*Fagus sylvatica*) et le chêne (*Quercus robur*), la croissance était la plus forte chez le frêne, suivi par le sycomore, le chêne et ensuite le hêtre. Le platane semblait également le moins sensible aux conditions météorologiques. Cela peut également expliquer pourquoi le platane est bien adapté aux zones urbaines du Royaume-Uni. Pour le hêtre, ils observent une corrélation significative entre la croissance, la température moyenne annuelle et les heures d'ensoleillement. Aucune relation significative n'a été trouvée entre la croissance des quatre espèces et les précipitations annuelles.

Les données de Vonderach et Akontz (2022) montrent qu'il n'est pas possible d'utiliser les fonctions de biomasse des arbres forestiers, car la taille et la répartition de la biomasse diffèrent entre les deux écosphères (figure 10). Ils ont alors commencé à développer de nouvelles fonctions de biomasse aérienne des arbres urbains en utilisant 144 arbres à feuilles caduques mesurés de quatorze espèces d'arbres à Karlsruhe (Allemagne, tableau 4). Aucun conifère n'étant pas repris dans leurs données, ils ont aussi exploré plusieurs possibilités pour construire des modèles plus généraux incorporant des espèces d'arbres à feuilles caduques et conifères d'origine urbaine et forestière.

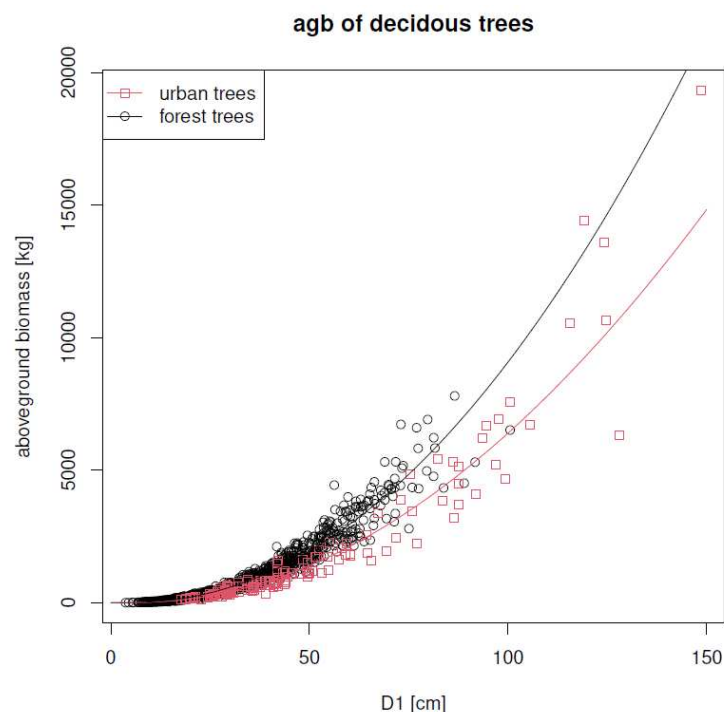


Figure 10. Biomasse aérienne (agb) des arbres des forêts à feuilles caduques (cercles noirs) et des arbres urbains (carrés rouges) en fonction du diamètre à 1 m au-dessus du sol. Les lignes continues montrent la relation modélisée entre agb et d1.

Tableau 4. Estimations des paramètres du modèle mixte à classification croisée de l'équation $\log(y) = (\alpha + a_{aoo} + a_{spp}) + (\beta + b_{spp}) \cdot \log(d1) + (\gamma + c_{spp}) \cdot h$ pour différentes espèces. Le paramètre aoo prendrait la valeur -0,15417 dans le cas des arbres forestiers.

species	α	a_{aoo}	a_{spp}	β	b_{spp}	γ	c_{spp}
birch spp.	-1.50880	0.15417	-0.05195	2.02329	-0.01990	0.03487	-0.00017
black locust	-1.50880	0.15417	0.13679	2.02329	0.04328	0.03487	0.00066
Caucasian lime	-1.50880	0.15417	-0.02768	2.02329	-0.02594	0.03487	0.00012
common ash	-1.50880	0.15417	0.12836	2.02329	0.01542	0.03487	0.00143
common hornbeam	-1.50880	0.15417	0.01220	2.02329	0.01543	0.03487	0.00200
douglas fir	-1.50880	0.15417	-0.09424	2.02329	-0.01337	0.03487	-0.00441
European beech	-1.50880	0.15417	-0.01902	2.02329	0.05054	0.03487	0.00331
field maple	-1.50880	0.15417	0.04772	2.02329	0.01217	0.03487	0.00015
horse chestnut	-1.50880	0.15417	0.00105	2.02329	0.02287	0.03487	0.00038
London plane	-1.50880	0.15417	-0.01711	2.02329	-0.03266	0.03487	0.00054
Norway maple	-1.50880	0.15417	0.02568	2.02329	0.00816	0.03487	0.00147
Norway spruce	-1.50880	0.15417	0.18834	2.02329	-0.10420	0.03487	-0.00453
oak spp.	-1.50880	0.15417	0.01319	2.02329	0.04164	0.03487	0.00117
red oak	-1.50880	0.15417	0.04590	2.02329	0.02222	0.03487	0.00134
Scots pine	-1.50880	0.15417	-0.28100	2.02329	-0.00441	0.03487	0.00027
silver fir	-1.50880	0.15417	-0.03706	2.02329	-0.02470	0.03487	-0.00202
small-leaved lime	-1.50880	0.15417	-0.10021	2.02329	-0.03197	0.03487	-0.00072
sycamore maple	-1.50880	0.15417	-0.00223	2.02329	0.01602	0.03487	-0.00079
wild cherry	-1.50880	0.15417	0.03127	2.02329	0.00939	0.03487	-0.00017

Tyway *et al.* (2016) proposent un indice pour estimer la performance de la végétation en termes de services écosystémiques dans un environnement de rue (cfr section 2.3). Bien que l'étude porte sur la ville de Newcastle (Royaume-Uni), les auteurs utilisent des équations allométriques développées pour la végétation américaine (Jenkins *et al.*, 2003; Chojnacky *et al.*, 2014) lorsqu'aucune équation n'est disponible pour les conditions européennes (tableau 5).

Tableau 5. Liste des équations empiriques de biomasse utilisées pour estimer la biomasse aérienne de différentes espèces dans Tiway *et al.* (2016).

Table B.1
List of empirical biomass equations used to estimate the above ground biomass of different species.

Plant (scientific name)	Biomass equation ^a	Parameters	Reference
Horsechestnut (<i>Aesculus hippocastanum</i>)	$\ln(AGB) = a + b \cdot \ln(dbh)$	a. -2.4800, b. 2.4835	Jenkins <i>et al.</i> (2003)
Sycamore Maple (<i>Acer pseudoplatanus</i>)	$\ln(AGB) = a + b \cdot \ln(dbh)$	a. -2.7018, b. 2.575	Zianis <i>et al.</i> (2005)
Hornbeam (<i>Carpinus betulus</i>)	$AGB = a \cdot (dbh)^b$	a. 0.258, b. 2.1748	Suchomel <i>et al.</i> (2012)
Turkish Hazelnut (<i>Corylus colurna</i>)	$AGB = a + b \cdot (dbh)^{1.99} \cdot (\text{Height})^{3.0}$	a. 92.31, b. 2.7×10^{-9}	Vidrih <i>et al.</i> (2009)
Beech (<i>Fagus sylvatica</i>)	$AGB = a \cdot (dbh)^{0.9} \cdot (\text{Height})^c$	a. 0.0523, b. 2.12, c. 0.655	Wutzler <i>et al.</i> (2008)
Ash (<i>Fraxinus pennsylvanica</i>)	$\ln(AGB) = a + b \cdot \ln(dbh)$	a. 2.4718, b. 2.5466	Zianis <i>et al.</i> (2005)
Sweet gum (<i>Liquidambar styraciflua</i>)	$AGB = a + b \cdot (dbh)^{2.4} \cdot \text{Height}$	a. -15.088, b. 0.1127	Adams and Lockaby (1988)
London Plane (<i>Platanus acerifolia</i>)	$\ln(AGB) = a + b \cdot \ln(dbh)$	a. -2.2118, b. 2.5349	Chojnacky <i>et al.</i> (2014)
Willow – SRC (<i>Salix viminalis</i>)	$\ln(AGB) = a + b \cdot \ln(dbh)$	a. -2.2094, b. 2.3867	Jenkins <i>et al.</i> (2003)
Lime – Littleleaf Linden (<i>Tilia cordata</i>)	$\ln(AGB) = a + b \cdot \ln(dbh)$	a. -2.6788, b. 2.4542	Zianis <i>et al.</i> (2005)
Norway spruce (<i>Picea abies</i>)	$AGB = a \cdot (dbh)^b$	a. 0.5769, b. 1.964	Zianis <i>et al.</i> (2005)
Black Cherry (<i>Prunus serotina</i>)	$a + b \cdot (dbh) + c \cdot (dbh)^2$	a. 79.24, b. -12.78, c. 0.85	Annighöfer <i>et al.</i> (2012)
Berberis (<i>Berberis stenophylla</i>)	$\ln(AGB) = a + b \cdot \ln(dbh)$	a. 5.843, b. 1.715	Northup <i>et al.</i> (2005)
Laurustinus (<i>Viburnum tinus</i>)	$\ln(AGB) = a + b \cdot \ln(dbh)$	a. 5.843, b. 1.715	Northup <i>et al.</i> (2005)
Mahonia (<i>Mahonia japonica</i>)	$\ln(AGB) = a + b \cdot \ln(dbh)$	a. 5.843, b. 1.715	Northup <i>et al.</i> (2005)

^a Biomass units for all species are kg/stand, except for shrub plants *Mahonia japonica*, *Berberis stenophylla*, *Viburnum tinus*, which are expressed in g stand⁻¹.

Tableau 6. Estimations quantifiées du stockage et de la séquestration du carbone par les 22 espèces sélectionnées.

Référence	Zone géographique (Europe de préférence)	Localisation (forêt, parc, voirie)	Situation (isolé, aligné, groupé)	Estimation quantifiée	Méthode (mesures, modèle,...)	Espèces
Bartelink <i>et al.</i> (1996)	Pays-Bas	Forêt		Biomasse, LAI		<i>Fagus sylvatica</i>
Bohm <i>et al.</i> (2011)	Allemagne	Forêt		Biomasse		<i>Robinia pseudoacacia</i>
Briere <i>et al.</i> (2021)	France	Forêt		LAI		<i>Quercus petraea</i>
Carl <i>et al.</i> (2017)	Allemagne	Forêt		Biomasse		<i>Robinia pseudoacacia</i>
Chakraborty <i>et al.</i> (2016)	Allemagne, Suisse	Forêt	Sites secs	Biomasse		<i>Fagus sylvatica</i>
Coombes <i>et al.</i> (2019)	Royaume-Uni	Ville	Arbres isolés	CD vs. DBH		<i>Acer platanoides</i> , <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Quercus robur</i>
Dahlhausen <i>et al.</i> (2016)	Monde	Ville		Biomasse		<i>Aesculus hippocastanum</i> , <i>Tilia cordata</i>
Dutca <i>et al.</i> (2020)	Roumanie	Forêt		Biomasse		<i>Fagus sylvatica</i>
Evans <i>et al.</i> (2015)	Royaume-Uni	Forêt		Allométrie et croissance		<i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Quercus robur</i>
Fornaciari <i>et al.</i> (2022)	Italie	Ville		Croissance		<i>Prunus avium</i>
Hein and Spiecker (2008)	Europe	Forêt		Allométrie		<i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>
Istrefi <i>et al.</i> (2019)	Albanie	Forêt		Biomasse		<i>Carpinus betulus</i> , <i>Castanea sativa</i>
Kint <i>et al.</i> (2011)	Belgique	Forêt			Sim4Tree	<i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Quercus petraea</i> , <i>Quercus robur</i>
Konopka <i>et al.</i> (2023)	Slovaquie	Forêt		Biomasse, surface foliaire		<i>Betula pendula</i>
Kostic <i>et al.</i> (2019)	Serbie	Ville	Rue et parc	Allométrie		<i>Acer pseudoplatanus</i> ,
Kostic <i>et al.</i> (2021)	Serbie	Site naturel		Allométrie		<i>Quercus robur</i>

Krejza <i>et al.</i> (2017)	Tchéquie	Forêt		Allométrie et biomasse		<i>Fraxinus excelsior, Quercus robur</i>
Kukenbrink <i>et al.</i> (2021)	Papier review	Ville		Densité du bois		<i>Acer platanoides, Acer pseudoplatanus, Aesculus hippocastanum, Fraxinus excelsior</i>
LeGoff <i>et al.</i> (2004)	France	Forêt		Biomasse		<i>Fraxinus excelsior</i>
Levinsson <i>et al.</i> (2015)	Suède	Forêt		Couronne		<i>Prunus avium</i>
Morhart <i>et al.</i> (2016)	Allemagne	Site naturel		Biomasse		<i>Prunus avium</i>
Moser <i>et al.</i> (2015)	Allemagne	Ville		Allométrie		<i>Robinia pseudoacacia, Tilia x europaea</i>
Moser-Reischl <i>et al.</i> (2019)	Allemagne	Ville		Croissance		<i>Robinia pseudoacacia, Tilia cordata</i>
Moser-Reischl <i>et al.</i> (2021)	Allemagne	Ville		Allométrie et croissance		<i>Aesculus hippocastanum, Robinia pseudoacacia, Tilia cordata</i>
Nord-Larsen_and_Pretzsch (2017)	Danemark	Jardin expérimental		Biomasse		<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>
Nyamjav <i>et al.</i> (2022)	Allemagne	Forêt		Croissance (impact sécheresse)		<i>Quercus petraea</i>
Pajtik and Konopka (2015)	Slovaquie	Forêt		Biomasse		<i>Sorbus aucuparia</i>
Perkins <i>et al.</i> (2018)	Monde	Forêt		Croissance (impact sécheresse)		<i>Quercus petraea</i>
Rogers <i>et al.</i> (XXXX)	Royaume-Uni					<i>Acer pseudoplatanus, Fagus sylvatica, Fraxinus excelsior, Quercus robur</i>
Russo <i>et al.</i> (2014)	Italie	Ville		H vs. DBH, biomasse		<i>Acer spp., Aesculus spp., Betula spp., Carpinus spp., Fagus spp., Fraxinus spp., Pinus sylvestris, Quercus petraea, Quercus robur, Robinia pseudoacacia</i>
Semenzato <i>et al.</i> (2011)	Italie	Ville		DBH vs. age, H vs. DBH, DC vs. DBH, LA vs. DBH		<i>Acer platanoides, Prunus cerasifera 'Nigra'</i>
Shupe <i>et al.</i> (2022)	Allemagne	Site naturel		Biomasse		<i>Quercus robur</i>
Skema <i>et al.</i> (2018)	Lithuanie	Forêt		Biomasse		<i>Corylus avellana, Sorbus aucuparia</i>

Stimm <i>et al.</i> (2022)	Allemagne	Forêt		Croissance		<i>Quercus petraea</i>
Suchomel <i>et al.</i> (2012)	Allemagne	Forêt		Biomasse		<i>Carpinus betulus</i> , <i>Quercus petraea</i>
Tanhuanpaa <i>et al.</i> (2017)	Finlande	Ville	Arbres isolés	Biomasse		<i>Betula pendula</i>
Tziaferidis <i>et al.</i> (2022)	Grèce	Site naturel		Biomasse, surface foliaire		<i>Robinia pseudoacacia</i>
Urban <i>et al.</i> (2010)	Tchéquie	Forêt		Allométrie		<i>Fagus sylvatica</i>
Van Damme <i>et al.</i> (2022)	Belgique	Forêt		Biomasse		<i>Pinus sylvestris</i>
Vaz Monteiro <i>et al.</i> (2016)	Royaume-Uni	Ville		Allométrie		<i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Fraxinus excelsior</i>
Vonderach and Akontz (2022)	Allemagne	Ville		Biom vs. H et D		<i>Acer platanoides</i> , <i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Aesculus hippocastanum</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Platanus x acerifolia</i> , <i>Prunus avium</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Robinia pseudoacacia</i> , <i>Tilia cordata</i>
Widlowski <i>et al.</i> (2003)	Europe	Forêt		H, CD, LAI, biomasse vs. DBH		<i>Fagus sylvatica</i> , <i>Pinus sylvestris</i>
Wutzler <i>et al.</i> (2008)	Europe centrale	Forêt		Biomasse		<i>Fagus sylvatica</i>
Xiao and Ceulemans (2004)	Belgique	Peuplement		Biomasse		<i>Pinus sylvestris</i>
Zianis <i>et al.</i> (2005)	Royaume-Uni, Belgique	Forêt		Biomasse		<i>Acer pseudoplatanus</i> , <i>Betula pendula</i> , <i>Fagus sylvatica</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> , <i>Pinus sylvestris</i> , <i>Tilia cordata</i>

2.1.3.3. Services écosystémiques

Sur base des dimensions des arbres et de l'indice de surface foliaire (tableau 7), Moser *et al.* (2015) ont estimé trois services écosystémiques (stockage du carbone, ombrage et refroidissement) pour *Tilia cordata* Mill. et *Robinia pseudoacacia* L. (tableau 8). Les résultats indiquent que les arbres urbains améliorent considérablement le climat des villes, les trois services écosystémiques étant directement liés à l'indice de surface foliaire et à l'âge mais aussi au site (parc, place publique et rue, figure 11).

Tableau 7. Paramètres du modèle et taille de l'échantillon (n) des modèles calculés pour *T. cordata* [$\ln(\text{LAI}) = a + s(b_1) \times \ln(\text{dbh}) + s(b_2) \times \ln(\text{hauteur de l'arbre}) + s(b_3) \times \ln(\text{diamètre de la couronne})$] et *R. pseudoacacia* [$\ln(\text{LAI}) = a + s(b_1) \times \ln(\text{hauteur de l'arbre}) + s(b_2) \times \ln(\text{volume de la couronne}) + s(b_3) \times \ln(\text{CPA})$] avec une fonction lisse s pour chaque variable de pente (b).

Table 8

Model parameters and sample size (n) of the calculated models for *T. cordata* [$\ln(\text{LAI}) = a + s(b_1) \times \ln(\text{dbh}) + s(b_2) \times \ln(\text{tree height}) + s(b_3) \times \ln(\text{crown diameter})$] and *R. pseudoacacia* [$\ln(\text{LAI}) = a + s(b_1) \times \ln(\text{tree height}) + s(b_2) \times \ln(\text{crown volume}) + s(b_3) \times \ln(\text{CPA})$] with smooth function s for every slope variable (b).

Species	n	a	SE	r ²	p
<i>Tilia cordata</i>	193	0.93	0.03	0.35	<0.001
<i>Robinia pseudoacacia</i>	129	0.26	0.07	0.22	<0.001

Tableau 8. Moyenne, minimum (min) et maximum (max) du stockage de carbone prévu en kgC par arbre, et surface ombragée en m² par arbre, ainsi que l'effet de refroidissement en tant qu'énergie moyenne retirée de l'atmosphère par arbre en kW h en été pour *T. cordata* et *R. pseudoacacia* depuis la plantation à <20 jusqu'à l'âge élevé >80 dans des classes d'âge croissantes avec des valeurs moyennes globales pour tous les arbres par espèce et taille de l'échantillon (n).

Table 9

Mean, minimum (min), and maximum (max) predicted carbon storage in kgC per tree, and shaded area in m² per tree, as well as the cooling effect as mean energy removed from the atmosphere per tree in kW h in summer month for *T. cordata* and *R. pseudoacacia* from planting at <20 to high age >80 in ascending age classes with overall average values for all trees per species and sample size (n).

Age	n	C-storage [kgC]			Shading [m ²]			Energy removed from atmosphere [kW h]
		Min	Mean	Max	Min	Mean	Max	
<i>Tilia cordata</i>								
<20	27	3	8	17	18	36	75	517
20-40	86	17	62	126	32	144	323	2553
40-60	83	124	219	356	131	310	505	6350
60-80	22	376	494	714	327	533	843	10,797
>80	8	781	1341	2571	192	718	1171	14,772
Average			196			246		4843
<i>Robinia pseudoacacia</i>								
<20	34	11	55	132	19	96	275	1164
20-40	67	99	207	402	74	230	604	2916
40-60	47	124	424	856	93	341	701	4797
60-80	33	289	746	1990	201	456	913	6683
>80	14	718	2119	3284	334	781	1188	13,644
Average			461			312		4472

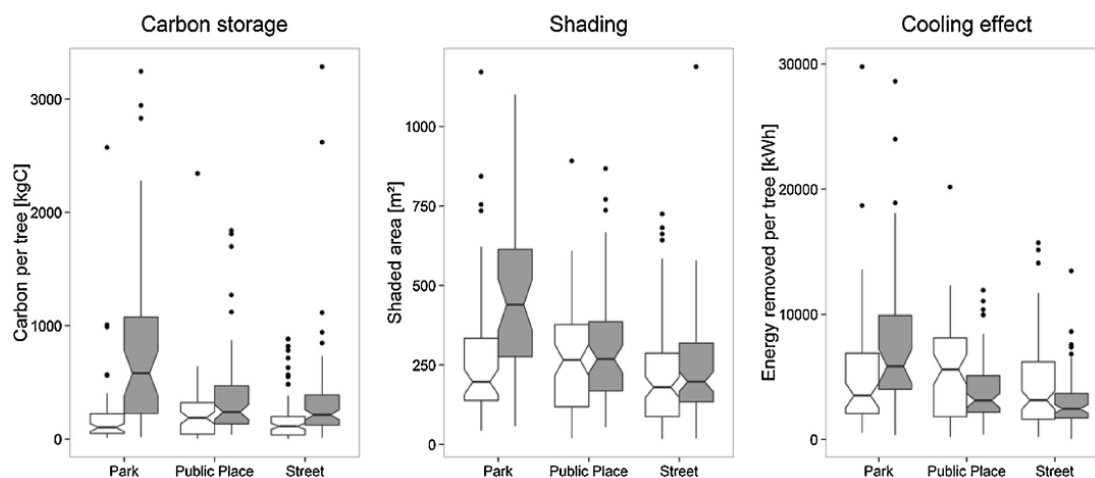


Figure 11. Diagrammes en boîte des services écosystémiques : stockage du carbone, ombrage et effet de refroidissement de *T. cordata* (blanc) et de *R. pseudoacacia* (gris) et pour différents sites (parc, place publique et rue) (Moser *et al.*, 2015).

Davies *et al.* (2011) constatent qu'il y a peu de tentatives pour quantifier et cartographier la fourniture de services écosystémiques à l'échelle d'une ville. Pour leur part, ils ont examiné les quantités et la distribution spatiale de la biomasse aérienne dans une ville britannique typique, Leicester, après avoir échantillonné la végétation sur l'ensemble de la zone urbaine. Ils ont également étudié les différences de densité de la biomasse entre les jardins domestiques et les terrains publics. Ils estiment que 231 521 tonnes de carbone sont stockées dans la biomasse aérienne de Leicester, ce qui équivaut à $3,16 \text{ kg C m}^{-2}$ de zone urbaine, 97,3 % de ce réservoir de carbone étant associé aux arbres. Les jardins domestiques stockent seulement $0,76 \text{ kg C m}^{-2}$, ce qui n'est pas significativement différent de la couverture végétale herbacée ($0,14 \text{ kg C m}^{-2}$). La densité de biomasse aérienne la plus élevée est de $28,86 \text{ kg C m}^{-2}$ et est associée à des zones de couverture arborée sur des sites appartenant ou gérés par les autorités publiques.

Davies *et al.* (2011) ont estimé la biomasse sèche aérienne pour chaque arbre étudié à l'aide d'équations allométriques tirées de la littérature, qui sont principalement dérivées des zones forestières d'Europe et d'Amérique du Nord (*cfr* le tableau annexe S1 de l'article); ils remarquent qu'il existe peu d'estimations de la biomasse explicitement pour les arbres urbains. Lorsque plusieurs équations étaient disponibles pour une espèce, elles ont été combinées (jusqu'à un maximum de six, en utilisant celles avec le DBH ou la gamme de hauteurs les plus appropriés) pour produire une équation générique (McHale *et al.*, 2009). Si aucune équation allométrique spécifique à une espèce ne pouvait être trouvée, la moyenne du genre ou de la famille a été substituée ou, en dernier recours, une équation dérivée de tous les feuillus/conifères de l'échantillon était utilisée (*cfr* tableau annexe S1 de l'article).

Les accotements des routes urbaines peuvent contenir une biodiversité importante, contribuer à la connectivité structurelle entre d'autres espaces verts urbains et, en raison de leur proximité avec le trafic routier, ils sont bien placés pour fournir des services écosystémiques. Au Royaume-Uni, O'Sullivan *et al.* (2017) ont examiné et évalué les possibilités d'optimiser le potentiel de ces accotements végétalisés malgré les contraintes financières et l'opinion publique. La réduction de la fréquence de fauchage et d'autres modifications permettraient d'améliorer la biodiversité, l'esthétique et la pollinisation, tout en permettant de réaliser des économies. La conservation des arbres matures et la plantation d'arbres supplémentaires amélioreraient la biodiversité, la régulation de la pollution et du climat, le stockage du carbone et la gestion des eaux pluviales. L'optimisation de ces services nécessite une meilleure sélection des espèces d'arbres et la création d'un stock d'arbres plus diversifié. Les accotements pourraient également constituer des zones de culture de biocarburants et éventuellement de production alimentaire. Pour O'Sullivan *et al.* (2017), maximiser la contribution des accotements à la biodiversité urbaine et aux services écosystémiques est économique et devient une priorité de plus en plus urgente à mesure que le réseau routier s'étend et que d'autres espaces verts urbains disparaissent. Dans cet article, des scores ont été attribués à plusieurs espèces d'arbres plantés dans des zones urbaines en Europe (par rapport à différents services écosystémiques rendus comme la régulation de la qualité de l'air et la séquestration du carbone (tableau 9).

Tableau 9. Valeur relative des espèces d'arbres couramment plantées dans les zones urbaines de Grande-Bretagne et d'Europe pour les principaux services écosystémiques, y compris la valeur de la biodiversité. Les notes sont attribuées à partir de données publiées précédemment et, pour chaque mesure de performance (à l'exception de la tolérance à la sécheresse et de la résistance à l'hiver), elles sont réparties en trois groupes de taille approximativement égale, bien que la taille de chaque groupe ait été ajustée pour tenir compte des rangs liés, avec +, ++ et +++ indiquant respectivement une performance faible, moyenne et élevée. Pour la tolérance à la sécheresse et la résistance à l'hiver, +, ++ et +++ indiquent respectivement les espèces problématiques ou peu adaptées, les espèces adaptées et les espèces très adaptées. La régulation de la qualité de l'air est évaluée par la contribution nette des espèces d'arbres aux émissions de composés organiques volatils (COV) (données de Donovan *et al.*, 2005) et par leur efficacité à capturer les particules (PM) (données de Sæbø *et al.*, 2012). La tolérance à la sécheresse et la résistance à l'hiver sont liées à la résilience au changement climatique, mais il convient de noter que des performances élevées en matière de tolérance à la sécheresse ont un effet négatif sur les taux d'absorption d'eau et donc sur l'atténuation des inondations (données de Roloff *et al.*, 2009). La valeur de la biodiversité intègre les données d'Alexander *et al.* (2006) sur la valeur des champignons mycorhiziens, des invertébrés du feuillage (richesse et biomasse), des communautés de la litière de feuilles, des pollinisateurs, de la fourniture de fruits et de graines et des communautés d'épiphytes (les données sur la valeur des communautés de bois pourri sont exclues car les arbres pourris sont enlevés des bas-côtés des routes). Les performances en matière de séquestration du carbone dépendent du taux de croissance (McHugh *et al.*, 2015) et de la densité du bois (Tree Functional Attributes and Ecological Database, 2016), les taux de croissance les plus rapides et les densités de bois les plus élevées étant avantageux. Seules quelques espèces sont actuellement utilisées pour la plantation dans les accotements urbains au Royaume-Uni, et celles-ci comprennent de nombreuses espèces dont les valeurs en termes de biodiversité ou de services écosystémiques sont faibles - celles dont l'utilisation est approuvée à Sheffield (Royaume-Uni) sont marquées d'un * pour une utilisation dans les accotements étroits et les fosses d'arbres et d'un ** pour une utilisation uniquement dans les accotements herbeux plus larges - la majorité (60 %) d'entre elles n'étant pas originaires du Royaume-Uni.

Species name		Native Distribution	Air quality		Drought tolerance	Winter Hardiness	Biodiversity value	Growth rates	Wood density
			PM	VOCs					
<i>Acer campestre</i> **	Field maple	Europe, N. Africa and W. Asia	++	+	+++	+++	++	+	+++
<i>Acer platanoides</i>	Norway maple	Europe and W. Asia (not UK)	+	+	++	+++		+++	++
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Sycamore	Europe and W. Asia (not UK)	+	+++	+	+++	+++	+	+++
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Horse chestnut	Europe (not UK)	++		+	++	+	+	++
<i>Alnus cordata</i> #	Italian alder	Europe (not UK)		++	++	++		+++	+
<i>Alnus glutinosa</i>	Alder	Europe, N. Africa and W. Asia		+	+	++	++	++	+
<i>Alnus incana</i>	Grey alder	Northern temperate (not UK)		++	+++	+++			+
<i>Betula ermanii</i> *	Erman's birch	E. Asia							++
<i>Betula pendula</i> **	Silver birch	Europe and W. Asia	+++	+	++	+++	+++	+++	++
<i>Carpinus betulus</i> **	Common hornbeam	Europe and W. Asia	++		++	+++	+	+	+++
<i>Castanea sativa</i>	Sweet Chestnut	Europe & Asia Minor (not UK)			++	++	+		++
<i>Catalpa bignonioides</i> **	Indian Bean Tree	N. America			+	+			+
<i>Cedrus atlantica</i> **	Atlas Cedar	N. Africa			+++	+			+
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	Lawson cypress	N. America		+					+
<i>Corylus colurna</i> *	Hazel	Europe and W. Asia		++	++	++	++	++	++
<i>Crataegus laevigata</i> *	Midland Hawthorn	Europe		+	+++	+++	+++	+++	+++
<i>Crataegus monogyna</i> **	Common hawthorn	Europe, N. Africa and W. Asia	+	++	+++	+++	+++	+	+++
<i>Cupressocyparis leylandii</i>	Leyland cypress	N. America		++	++	++		+++	
<i>Fagus sylvatica</i> **	Beech	Europe	+		+	++	+++	+	+++
<i>Fraxinus excelsior</i>	Ash	Europe and W. Asia	+	+	++	++	++	++	+++
<i>Ginkgo biloba</i> *	Ginko	E. Asia			+++	++			
<i>Gleditsia triacanthos</i> *	Honey locust	Central and N. America			+++	++			+++
<i>Gymnocladus dioica</i> **	Kentucky coffeetree	N. America			++	++			++
<i>Ilex aquifolium</i>	Holly	Europe, N. Africa and W. Asia		++			++	+	+++
<i>Juglans nigra</i>	Walnut	N. America	++				+		++
<i>Larix decidua</i>	Larch	Europe (not UK)		+			++		++
<i>Liquidambar styraciflua</i> *	Sweet gum	Central and N. America			++	+			++
<i>Liriodendron tulipifera</i> **	Tulip tree	N. America			+	++			+
<i>Malus</i> *	Apple	Northern temperate		++	+	++	+++	+	+++
<i>Parrotia persica</i> **	Persian ironwood	Central Asia							
<i>Picea abies</i>	Norway spruce	Europe (not UK)					++		+
<i>Pinus nigra</i>	Black pine	Europe, N. Africa (not UK)		+	+++	+++		+++	
<i>Pinus sylvestris</i> **	Scots pine	Europe and W. Asia	+++		+++	+++	++	+++	+
<i>Platanus x hispanica</i> *	London plane	Hybrid - N. America/E. Asia			+++	++	+	++	+++
<i>Populus tremula</i>	Aspen	Europe and Asia	++	+++	++	+++	+	+++	+
<i>Prunus cerasifera</i>	Plum	Europe & Asia Minor (not UK)			+++	++	+++		++
<i>Prunus x hillier</i> *	Cherry hybrid	Hybrid - E. Asia/E. Asia	+	++					
<i>Prunus laurocerasus</i>	Laurel	N. America		+	+	+++			
<i>Prunus</i> spp.	Cherry tree spp.	Northern temperate					+++	+++	++
<i>Pterocarya fraxinifolia</i> **	Caucasian walnut	W. Asia			+	+			+
<i>Pyrus calleryana</i> *	Callery pear	E. Asia	++		+++	++		+++	+++
<i>Quercus cerris</i> **	Turkey Oak	Europe & Asia Minor (not UK)			+++	++	+		+++
<i>Quercus ilex</i>	Holm Oak	Mediterranean Basin					+		
<i>Quercus petraea</i>	Sessile oak	Europe and W. Asia		+++	++	++	+++		+++
<i>Quercus robur</i> **	English Oak	Europe and W. Asia	++	+++	+	+++	+++	++	+++
<i>Quercus rubra</i>	Red oak	N. America		+++	++	++			++
<i>Robinia pseudoacacia</i> var. <i>frisia</i>	False acacia	N. America	+		+	+++	+		+++
<i>Salix alba</i>	White willow	Europe and Asia		+++	+	+++	+++	++	+
<i>Salix caprea</i>	Goat willow	Europe and Asia		+++	++	+++	+++	++	+
<i>Salix fragilis</i>	Crack willow	Europe and W. Asia	+++	+++			+++	++	+

Species name		Native Distribution	Air quality		Drought tolerance	Winter Hardiness	Biodiversity value	Growth rates	Wood density
			PM	VOCs					
<i>Sambucus nigra</i>	Elder	Europe and W. Asia		++				+	++
<i>Sequoiadendron giganteum</i> **	Giant redwood	N. America							+
<i>Sorbus aucuparia</i>	Mountain ash	Europe, N. Africa and W. Asia		++	+	+++	++	++	++
<i>Sorbus intermedia</i> 'Brouwers'	Swedish whitebeam	Northern Europe (not UK)	++		++	+++		++	++
<i>Sorbus x arnoldiana</i> *	Rowan hybrid	Hybrid - East Asia/ Europe, N. Africa & W. Asia			+	+++		++	++
<i>Syringa vulgaris</i>	Lilac	Europe (not UK)		+++	++	+++		+	
<i>Taxus baccata</i> **	Yew	Europe, N. Africa and W. Asia	++				+	+	++
<i>Tilia</i>	Lime spp.	Northern temperate		++			++	++	+
<i>Tilia cordata</i> 'Winter Orange'	Small leaved lime variety	Europe and W. Asia	+		++	+++	++		+
<i>Tilia cordata x mongolica</i> *	Lime hybrid	Hybrid - East Asia/ Europe and W. Asia						++	+
<i>Ulmus</i> 'New Horizon'	Elm Hybrid	Hybrid - E. Asia/E. Asia	++	++				+	+++

2.2. Interception des eaux pluviales et de ruissellement

2.2.1. Description générale

2.2.1.1. Risques liés à l'eau

Les sols peuvent contribuer à une gestion stable de l'eau parce que l'eau est retenue et peut s'écouler sous terre. La stabilisation des niveaux d'eau est un service de soutien pour de nombreux autres services: approvisionnement en eau, transport maritime, réduction des dommages liés aux inondations et aux sécheresses, *etc.*

Dans l'environnement urbain, l'imperméabilisation des surfaces par la construction de rues, de bâtiments, de places, *etc.* a des conséquences sur la gestion de l'eau. Les conditions d'écoulement dans le bilan hydrique urbain changent et, souvent, la capacité d'infiltration diminue, ce qui entraîne une baisse de la capacité de rétention de l'eau et, par conséquent, une augmentation du ruissellement. Cela peut être la source de certains problèmes et coûts, notamment:

- augmentation des risques d'inondation, tant sur le site qu'à l'extérieur du site,
- pollution des eaux de surface et des eaux souterraines en raison de l'accumulation dans les eaux de ruissellement de particules polluantes telles que les huiles et les herbicides,
- diminution des eaux souterraines et du ruissellement des eaux souterraines vers les masses d'eau de surface,
- expansion des infrastructures d'assainissement (plus grande capacité d'évacuation) et moindre efficacité du traitement en raison de la dilution des flux d'eaux usées et de l'augmentation des débordements.

De tout temps, l'agglomération liégeoise a été soumise aux inondations liées au débordement de la Meuse avant que des travaux d'aménagement et d'endiguement aient été entrepris (Van Campenhout *et al.*, 2007). Cependant, les orages estivaux accompagnés de précipitations intenses induisent un dépassement de la capacité d'évacuation des réseaux d'égouttage existants. L'étude détaillée, réalisée par Van Campenhout *et al.* (2007), de la répartition des interventions effectuées par les services d'incendie et le relevé des archives de pompage des stations de démergement mises en place après la crue de 1926, a permis de situer les points critiques dans l'agglomération (figure 12). En réaction rapide aux précipitations intenses, des sites tels que le boulevard d'Avroy sont régulièrement inondés. L'analyse précise quand c'est possible l'origine des débordements et des ruissellements et détermine la fréquence des inondations qui y ont lieu. Le plus souvent, comme durant les inondations de l'été 2006, les sites les plus touchés, se concentrent essentiellement dans le centre-ville. Le réseau d'égouttage n'est plus à même d'évacuer des quantités d'eau amenées par ces précipitations exceptionnelles. En juillet 2021, les inondations ont touchés les quartiers de Chênée (bassin versant de la Vesdre) et d'Angleur (bassin versant de l'Ourthe) (Barcellona-Corte *et al.*, 2022).

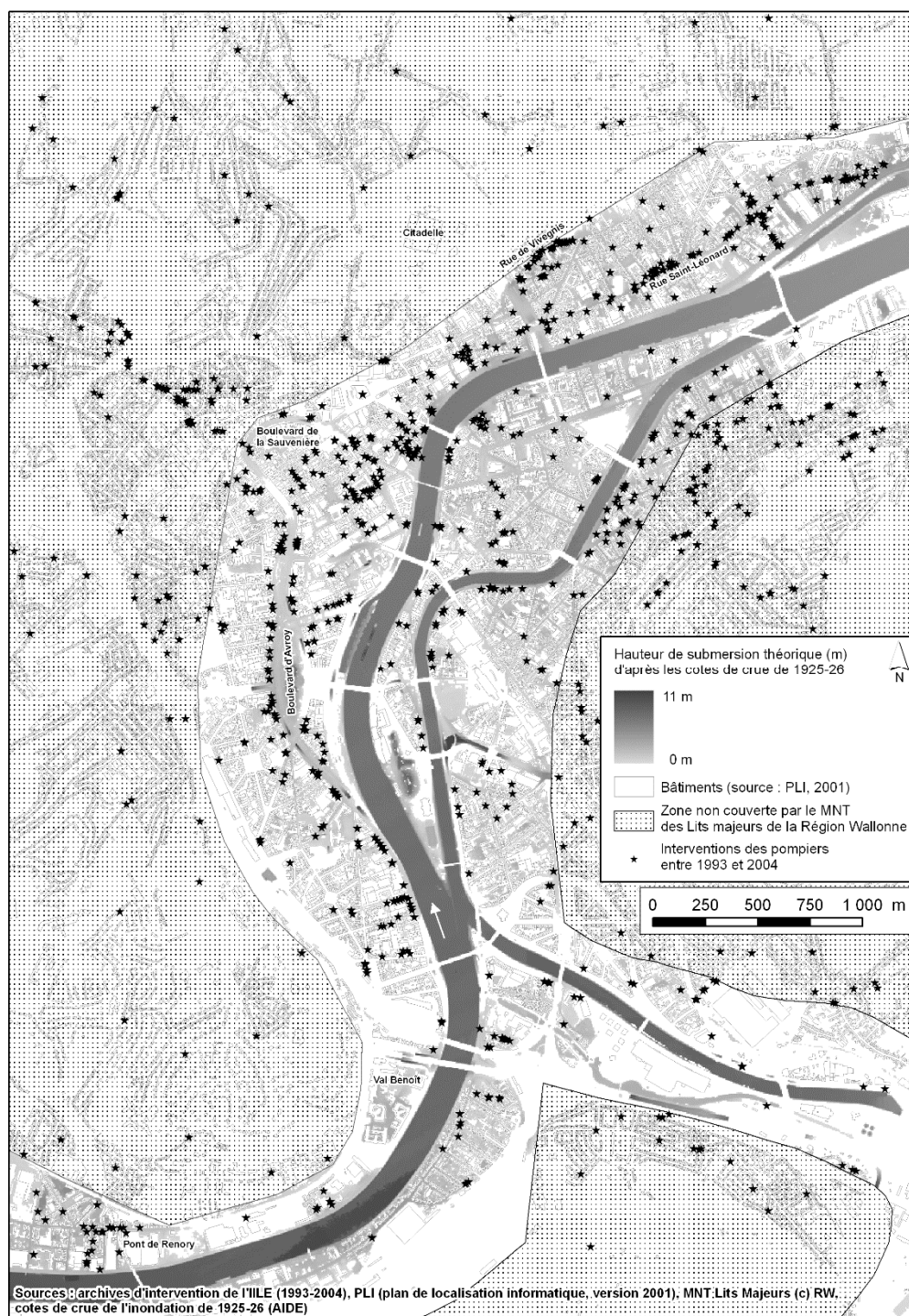


Figure 12. Hauteur de submersion théorique d'après les cotes de crue de 1925-26 et localisation des interventions liées à des inondations récentes (entre janvier 1993 et juin 2004) (Van Campenhout *et al.*, 2007).

2.2.1.2. Interception et écoulement

Cette description est tirée de André *et al.* (2008a, 2008b, 2011).

L'interception (*interception loss*) est la part des précipitations qui tombe sur les organes des arbres et qui s'évapore ensuite sans atteindre le sol (figure 13). Elle peut représenter une composante importante du cycle hydrologique, en particulier dans les écosystèmes forestiers (Calder, 1990). Deux composantes peuvent être distinguées sur la base de la dynamique temporelle: l'évaporation pendant la pluie et l'eau évaporée une fois que la pluie a cessé. L'évaporation pendant la pluie dépend, d'une part, de facteurs météorologiques régulant le taux d'évaporation et, d'autre part, du type de végétation dont la rugosité affecte la conductance aérodynamique (Monteith, 1965). Les conditions météorologiques après la pluie affectent le taux d'évaporation tandis que le volume évaporé est essentiellement déterminé par la quantité d'eau stockée sur la végétation à la fin de la pluie; cette dernière dépend à la fois du volume de l'événement pluvieux et des caractéristiques de la végétation. Un concept pertinent pour caractériser la végétation d'un point de vue hydrologique est la "capacité de stockage", généralement définie comme la quantité d'eau stockée sur la végétation une fois que l'égouttement s'arrête à la fin d'un événement pluvieux suffisant pour dépasser la capacité de la végétation à retenir l'eau à sa surface (Leyton *et al.*, 1967; Rutter *et al.*, 1972). Selon Roth *et al.* (2007), l'interception des précipitations par les couverts végétaux peut représenter jusqu'à 50 % des précipitations totales.

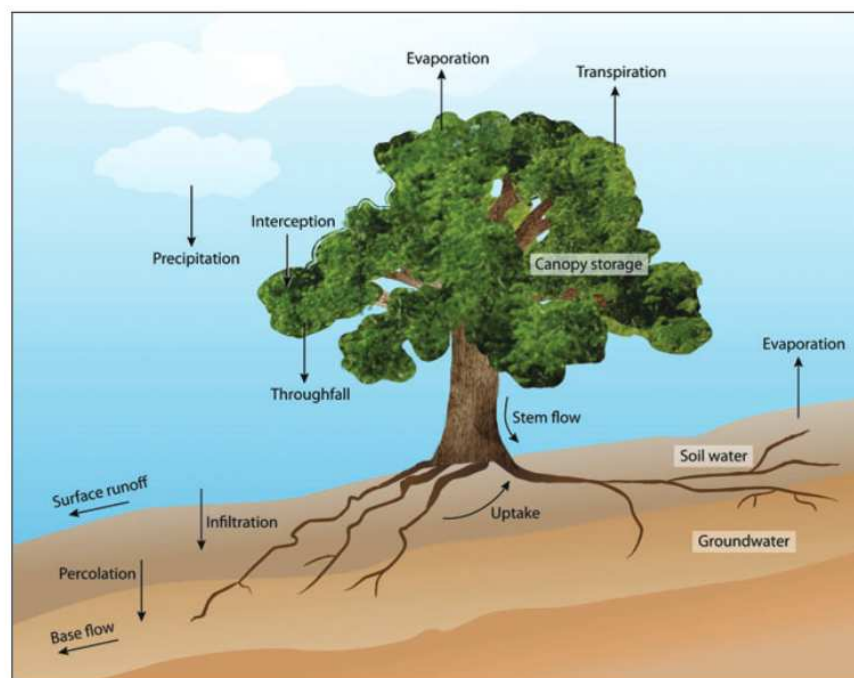


Figure 13. Bilan hydrique d'un écosystème forestier. Les précipitations qui sont interceptées par la canopée peuvent être évaporées dans l'atmosphère (perte par interception), absorbées par la canopée (stockage), canalisées vers le bas le long des branches et des tiges (écoulement par les tiges) ou s'égoutter au sol (écoulement par le sol) (Roth *et al.*, 2007).

L'écoulement à travers le feuillage ou pluviolessivage (*throughfall*) et l'écoulement de tige (fraction des précipitations qui est interceptée par le couvert végétal et qui s'écoule ensuite le long des branches et du tronc jusqu'à la base de l'arbre, *stemflow*) sont les deux processus hydrologiques impliqués dans le transfert des précipitations vers le sol de la forêt (figure 13). Le premier processus a été largement étudié, tandis que le second a souvent été négligé bien qu'il puisse représenter une proportion importante des précipitations incidentes (Levia *et Frost*, 2003). Contrairement à la chute directe, le

flux de tige est canalisé vers une petite zone à la base de l'arbre et, en plus d'être une source importante d'eau et de nutriments autour de la tige, il peut fortement affecter le schéma spatial de l'humidité et de la chimie du sol (Herwitz, 1988), l'érosion du sol (Durocher, 1990; Chang et Matzner, 2000; Matschonat et Falkengren-Grerup, 2000) ainsi que la distribution et la composition de la végétation du sous-étage (Gesper et Holowaychuk, 1970, 1971; Falkengren-Grerup, 1989). D'autre part, il est également important de quantifier le stockage de l'eau sur le feuillage, les branches et les troncs au début des précipitations, car il peut représenter une composante importante du cycle hydrologique de la forêt qui est ensuite perdue par évaporation ou partiellement libérée vers le bas si la végétation est secouée par le vent.

Le volume du flux de tige est influencé par des facteurs biologiques tels que la densité du peuplement, la structure de la canopée, la composition des espèces et la phénologie (dans le cas des forêts à feuilles caduques) (Aussenac, 1970; Aussenac et Boulangeat, 1980; Herwitz, 1987; N'avar, 1993; Staelens *et al.*, 2008) ainsi que par des facteurs météorologiques tels que le volume et l'intensité des précipitations, la vitesse du vent et le taux d'évaporation pendant les pluies (Tang, 1996; Crockford et Richardson, 2000; Kuraji *et al.*, 2001). La quantité d'eau stockée sur les organes aériens des arbres individuels dépend des caractéristiques de l'espèce telles que la rugosité de l'écorce, la taille, la texture et la disposition des feuilles (Herwitz, 1985; Levia et Frost, 2003; Levia et Herwitz, 2005); elle dépend également des conditions météorologiques antérieures et, avant la saturation complète, de la quantité de pluie (Crockford et Richardson, 1990; Pypker *et al.*, 2006a, b).

2.2.2. Arbres urbains versus peuplements forestiers

2.2.2.1. Interception et écoulement

Dans les forêts naturelles, l'interception des précipitations annuelles par la canopée varie de 15 à 40 % dans les peuplements de conifères et de 10 à 20 % dans les peuplements de feuillus (Zinke, 1967), tandis qu'elle peut dépasser 59 % dans les forêts anciennes (Baldwin, 1938).

La croissance et la structure des arbres jouent un rôle important dans tous les mécanismes de réduction du ruissellement des eaux pluviales. La perte par interception peut être largement attribuée à la taille de l'arbre, à la surface et à la densité des feuilles, à l'angle et à la régularité des feuilles et des branches (Berland *et al.* 2017). La perte d'eau par transpiration dépend fortement de la densité des feuilles et de l'extension de la canopée (Armson *et al.*, 2013b; Rahman *et al.*, 2015; 2018), de la résistance à la sécheresse et du comportement de croissance (Moser-Reischl *et al.*, 2019a; Moser *et al.*, 2017) et du potentiel d'infiltration du sol par rapport au taux de croissance aérien et souterrain (Bartens *et al.*, 2009; Rahman *et al.*, 2019a; Rötzer *et al.*, 2017).

Les arbres des zones urbaines sont exposés à un environnement différent de celui des arbres forestiers (Xiao *et al.*, 2000). Les facteurs affectant les performances d'interception des arbres en milieu urbain, tels que la vitesse du vent, la température, le taux d'évaporation, la répartition des précipitations ou la surface foliaire, sont différents de ceux des forêts naturelles.

Moser *et al.* (2016) montrent que les caractéristiques individuelles des arbres (taille, espèce,...) et les conditions environnementales (ouverture de la canopée, approvisionnement en eau, surface de la fosse,...) affectent de manière significative la croissance des arbres urbains et peuvent modifier la capacité des arbres à tolérer le stress de la sécheresse dans les zones urbaines. La plantation d'espèces d'arbres bien adaptées à l'environnement urbain (Cerema, 2019) garantit des arbres sains qui fournissent des services écosystémiques pour une qualité de vie élevée dans les villes.

Une meilleure compréhension des processus d'interception des précipitations dans les forêts urbaines est donc nécessaire pour faciliter la gestion et la planification des forêts urbaines, dans le but de maximiser l'interception de la canopée pour l'atténuation du ruissellement des eaux pluviales et des inondations dans les bassins hydrographiques urbanisés (Kermavnar and Vilhar, 2017). De nombreuses études ont examiné la perte par interception dans des peuplements d'arbres continus ou des communautés forestières alors que relativement peu d'études se sont concentrées sur l'influence des arbres urbains (<http://mlwsurbantreesinterception.weebly.com/>).

Dans son introduction, Kermavnar and Vilhar (2017) passe en revue les études consacrées aux arbres urbains et souligne le manque d'informations sur l'hydrologie des forêts urbaines (e.g., Fletcher *et al.* 2014). L'étude de l'interception des précipitations par la canopée et des pluiolessivats (e.g., Xiao *et al.*, 1998; Xiao et McPherson, 2002; Levia et Frost, 2003; Asadian et Weiler, 2009; Inkiläinen *et al.*, 2013) a été largement négligée même dans les régions tempérées. Les études disponibles se sont généralement concentrées sur les forêts rurales et les arbres de rue isolés. Les processus hydrologiques dans les forêts urbaines diffèrent de ceux des plantations (Rutter *et al.* 1971 ; Stogsdill *et al.*, 1989; Crockford et Richardson, 1990; HouBao *et al.*, 1999; Park et Cameron, 2008; Saito *et al.*, 2013), les parcs urbains (Šraj *et al.*, 2008b; Schooling, 2014; Schooling et Carlyle-Moses, 2015) et les arbres urbains isolés (Xiao *et al.*, 2000; Guevara-Escobar *et al.*, 2007; Asadian et Weiler, 2009; Xiao et McPherson, 2011; Livesley *et al.*, 2014). Par conséquent, les résultats obtenus dans les plantations (structure homogène), les parcs urbains ou les arbres de rue (niveau individuel) ne peuvent pas être généralisés aux forêts urbaines naturelles (échelle du peuplement).

Asadian et Weiler (2009) illustrent l'importance des arbres urbains pour réduire le ruissellement des eaux de pluie et l'intensité des précipitations en mesurant les pertes par interception sous différentes espèces d'arbres (*Pseudotsuga menziesii* et *Thuja plicata*) dans des sites paysagers variables (rues, parcs et zones forestières naturelles) à Vancouver. L'interception calculée pour les arbres urbains étaient environ deux fois plus importantes que celles calculées pour les arbres dans les peuplements forestiers naturels. Link *et al.* (2004) ont suggéré que dans les forêts tempérées, les pertes d'interception annuelles pour les canopées de conifères variaient de 9 à 48 %, tandis que Bryant *et al.* (2005) ont rapporté une perte d'interception de 22,3 % dans une forêt de pins. Les facteurs susceptibles de contribuer à ces différences sont les îlots de chaleur urbains, les distances plus importantes entre les arbres (effet de lisière) et les canopées ouvertes. La variation interspécifique de l'interception était évidente car *Thuja plicata* présentait des pertes d'interception plus élevées, des délais plus longs et des intensités de chute plus faibles par rapport à *Pseudotsuga menziesii*.

Rötzer *et al.* (2021) dresse également un état des lieux des connaissances. La principale contribution des arbres urbains en termes de réduction du ruissellement des eaux de surface est l'interception et l'évapotranspiration (Armson *et al.*, 2013; Zölch *et al.* 2017). L'évapotranspiration est la composante clé de l'hydrologie urbaine avec jusqu'à 80 % des précipitations annuelles (Cleugh *et al.*, 2005; Rahman *et al.*, 2019). Les arbres de rue individuels peuvent intercepter par leurs feuilles et leurs branches entre 14 et 44 % des précipitations (Livesley *et al.*, 2014 (*Eucalyptus*); Xiao *et al.*, 2000 (*Pyrus calleryana* et *Quercus suber*)), canaliser l'eau vers la base du tronc (flux de tige) entre 0,3 et 22,8 % (Livesley *et al.*, 2014 (*Eucalyptus*); Schooling et Carlyle-Moses, 2015 (arbres décidus isolés)) et infiltrer la majeure partie de la quantité restante des précipitations vers le sol souterrain (Armson *et al.*, 2013; Elliott *et al.*, 2018).

Traverser la canopée pourrait prendre à l'eau de pluie $\sim 10^{-2}$ à 10^2 h (et potentiellement 10^3 h pour les précipitations gelées), en fonction des caractéristiques intrinsèques de la canopée et des facteurs météorologiques extrinsèques (Klamerus-Iwan *et al.*, 2019).

On suppose souvent que les précipitations qui ne sont pas interceptées par le couvert végétal (*throughfall*) sont entièrement disponibles pour l'infiltration. Ce n'est pas le cas. Le sol de la forêt intercepte également les précipitations de la même manière que la canopée (tableau 10). Le sol forestier peut stocker temporairement de l'eau sur la végétation courte, la litière ou le sol nu (Gerriets et Savenije, 2011). L'interception par le sol nu semble se chevaucher avec l'évaporation du sol, mais peut être distinguée par le fait que l'évaporation du sol se réfère à l'eau qui est stockée dans la zone des racines. Alors que l'interception par le sol nu n'implique qu'une très fine couche supérieure à laquelle les racines n'ont pas accès.

Tableau 10. Quantités de pluie et part relative de la pluie qui s'est écoulée à travers la litière de *Picea* (Friesen *et al.*, 2019).

Rainfall [mm]:	1.1	2.2	4.4	6.6	11.0	14.8
Litter drainage [%]:	9%	18%	22%	27%	54%	57%

Pour les couches de litière plus épaisses au cours d'une année moyenne, l'interception a été plus importante pour la litière de feuilles larges que pour celle de feuilles aiguës (tableau 11), ce qui correspond à l'analyse bibliographique la plus récente des ensembles de données modernes (Klamerus-Iwan *et al.*, 2019).

Tableau 11. Interception de la litière (en pourcentage des précipitations annuelles) pour trois années représentant une année sèche, une année modérée et une année humide en termes de précipitations (Friesen *et al.*, 2019).

Litter Depth (cm)	Species	1887 (Dry)	1886 (Mean)	1888 (Wet)
5	<i>Quercus</i>	42.5%	61.7%	64.2%
10	<i>Quercus</i>	39.6%	68.3%	-
20	<i>Quercus</i>	69.8%	74.2%	-
30	<i>Quercus</i>	71.5%	73.8%	-
5	<i>Fagus</i>	-	-	63.8%
30	<i>Fagus</i>	72.6%	73.8%	-
5	<i>Picea</i>	46.6%	62.4%	72.3%
10	<i>Picea</i>	39.6%	67.6%	-
20	<i>Picea</i>	78.7%	68.4%	-
30	<i>Picea</i>	74.9%	68.2%	-
5	<i>Pinus</i>	-	-	64.3%
30	<i>Pinus</i>	52.7%	69.2%	-
5	<i>Hypnum</i> (moss)	39.1%	52.5%	54.5%
10	<i>Hypnum</i> (moss)	-	-	56.6%
15	<i>Hypnum</i> (moss)	-	-	63.6%
20	<i>Hypnum</i> (moss)	-	-	73.0%
25	<i>Hypnum</i> (moss)	-	-	71.7%
30	<i>Hypnum</i> (moss)	-	-	70.5%

2.2.2.2. Infiltration et ruissellement

Tout type de surface peut éventuellement être inondé, mais plus le sol peut servir de tampon à l'eau, plus les précipitations doivent être importantes pour qu'une inondation se produise. Une inondation se produit lorsque l'apport en eau est supérieur aux sorties. C'est ce qui arrive lorsque le sol est complètement saturé en eau ou fortement imperméable (infiltration réduite ou inexistante), ou lorsque l'écoulement de surface (eaux usées, ruissellement) n'est pas assez rapide. Le service écosystémique de gestion de l'eau est maximal lorsqu'il n'y a aucune forme d'imperméabilisation à un endroit donné, c'est-à-dire lorsque le sol est ouvert à 100 % et non compacté.

Dans un environnement urbain, on peut évaluer la qualité du service sur la base du potentiel de rétention d'eau qui dépend des types de pavés installés (Verbeeck *et al.*, 2013, tableaux 12 et 13).

Tableau 12. Éléments parcellaires, coefficient de ruissellement R_c (rapport entre le ruissellement et les précipitations) et fonctions de transfert avec les abréviations, descriptions et gammes de valeurs (Verbeeck *et al.*, 2013).

Table 5. Parcel elements, R_c values and transfer functions with their predictor abbreviations, descriptions, ranges and R_c ranges.

Parcel element	R_c values and R_c transfer functions	R_c range	Abbr.	Description	Variable range	Method
Conventional roof	R_c based on material: gravel: $R_c = 0.75$ glass/solar panel: $R_c = 1$	0.82-1*	s oc	slope (°) orientation constant	1-5, 15, ... >65 (75) N (14), NE/NW (7), E/W (0), SE/SW (-4), S(-9)	mean, expert extrapolation
Extensive green roof	bitumen/slate/tile: $R_c = 0.0034s + 0.81 + 0.005oc$ $R_c = 0.1205e(-0.06d_{su}) - 0.003d_{su} + 0.0038s + 0.368$	0.40-0.61	s	slope (°)	1-5, 15, ... 45	extrapolation,
Intensive green roof	$R_c = 0.434 - 0.003d_{su} + 0.0048s - 0.0024vc$	0.01-0.47	s	slope (°)	1-5, 15, 25, 35	extrapolation
Open pavement	$R_c = 0.30$					mean
Half-closed pavement	$R_c = R_{c_{surf}}$ (surface flow) + $R_{c_{sub}}$ (subsurface flow)	0*-1				mean, expert
Closed pavement	$R_c = 0.98$					mean
Lawn	R_c based on: vc (%): age: 0-25 < 10 years > 10 years	0-25 0.85 0.80	25-50 0.46 0.27	50-75 0.26 0.05	75-100 0.10 0.00	extrapolation
Border	R_c based on: vc (%): phenology: evergr. decid.	0-25 0.41 0.43	25-50 0.31 0.37	50-75 0.21 0.31	75-100 0.11 0.25	proxy lawn

(continued)

Table 5. (Continued)

Parcel element	R_c values and R_c transfer functions	R_c range	Abbr.	Description	Variable range	Method
Green façade	R_c based on orientation: N: $R_c = 0.96$ NE/NW: $R_c = 0.88$					proxy roof, extrapolation
Shrub < 1.5m (> 1.5m: tree)	S: $R_c = 0.76$ SE/SW: $R_c = 0.71$ E/W: $R_c = 0.81$ R_c based on leaf phenology:					proxy tree, expert
Tree	deciduous: $R_c = 0.22$ conifer: $R_c = 0.19$ R_c based on leaf phenology:	0*-1	cd	crown diameter (m)		extrapolation,, expert
	deciduous: $R_c = 0.948 - 0.018cd - 0.015LAI + 0.095gf$ conifer: $R_c = 0.901 - 0.018cd - 0.026LAI + 0.163gf$		gf ch	gap fraction crown height (m)	0.05, 0.10, ... 0.30 1-3, 5, 8, 10, 15, >20 (25)	
	$LAI = \exp(-4.33 \pm 0.29ch \pm 0.73cd - 0.015ca \pm 5.72sf)$ vertical projected crown area		ca sf	crown area (m) shape factor	tree species	
Open water	R_c based on drainage height (dh) dh > 5cm: $R_c = 0$ dh 0-5cm: $R_c = 1 - 0.19dh$	0 - 0.52				expert
Rain garden	$R_c = 0$					expert

Notes: *theoretical limit, R_c values above or below this limit should be corrected.

Tableau 13. Version en néerlandais (Verbeeck *et al.*, 2013).

Hoofdtype oppervlakte	Subtype oppervlakte	ROC	RC	Variabele(n)	Gebruikte waarden (respectievelijke volgorde t.o.v. kolom variabelen)
Conventioneel dak	Gravel	0,75	0,25		
	glas/zonnepaneel	1,00	0,00		
	bitumen/lesteen/dakpan	0,81	0,19	Hellingshoek (°), oriëntatie	0°; Gemiddelde van de oriëntatieconstanten
Extensief groendak	Extensief groendak	0,42	0,58	Substraat diepte (cm), hellingshoek (°)	7 cm; 0°
Intensief groendak	Intensief groendak	0,19	0,81	Substraat diepte (cm), hellingshoek (°), vegetatiebedekking (%)	20 cm; 0°; 75%
Open verharding	Open verharding	0,30	0,70		
Half-gesloten verharding	Niet-groene klinkerverharding	0,65	0,35		
	Groene verharding	0,54	0,46		
Gesloten verharding	Gesloten verharding	0,98	0,02		
Gazon	Jonge gazon (<10 jaar)	0,42	0,58	Vegetatiebedekking (%)	
	Oude gazon (>10 jaar)	0,28	0,72	Vegetatiebedekking (%)	Gemiddelde van de bedekkingsconstanten gekoppeld aan vegetatiebedekkingsklassen 50-75% en 75-100%
Border	Bladverliezende border	0,34	0,66	Vegetatiebedekking (%)	
	Altijd-groene border	0,26	0,74	Vegetatiebedekking (%)	
Groene gevel	Groene gevel	0,82	0,18	Oriëntatie	Gemiddelde van de oriëntatieconstanten
Struik (<1,5m)	Bladverliezende struik	0,22	0,78		
	Altijd-groene struik	0,19	0,81		
Boom (>1,5)	Bladverliezende boom 1 ^e grootte	0,74	0,26		11,36 m; 2,65; 0,4
	Bladverliezende boom 2 ^e grootte	0,86	0,14		4,78 m; 2,65; 0,4
	Bladverliezende boom 3 ^e grootte	0,89	0,11	Kroon diameter (m), LAI (%), gap fractie (%)	3,17 m; 2,65; 0,4
	Bladhoudende boom 1 ^e grootte	0,53	0,47		11,36 m; 6,91; 0,2
	Bladhoudende boom 1 ^e grootte	0,65	0,35		4,78 m; 6,91; 0,2
	Bladhoudende boom 1 ^e grootte	0,68	0,32		3,17 m; 6,91; 0,2
Open water	Met drainagehoogte > 5cm	0,00	1,00		
	Met drainagehoogte < 5cm	0,43	0,57	Drainagehoogte	
Tuin	Tuin	0,00	1,00		

Jusqu'à présent, un nombre limité d'études ont directement mesuré la réduction du ruissellement par les arbres urbains (Rahman *et al.* 2019). Dans une étude expérimentale menée à Manchester (Royaume-Uni), Armson *et al.* (2013) ont montré qu'un seul petit arbre *Acer campestre* L. planté au centre d'une parcelle d'asphalte de 9 m² pouvait réduire de 62 % le ruissellement de surface grâce à l'infiltration de l'eau dans la fosse de l'arbre.

Elliott *et al.* (2018) ont évalué l'impact de la conception et de la gestion des fosses d'arbre sur la perméabilité du sol en mesurant le taux d'infiltration de l'eau dans quarante fosses d'arbres représentant la variété des conditions physiques couramment observées dans la ville de New York, y compris la présence ou l'absence d'une protection de la fosse, la taille de la fosse, la taille de l'arbre, la présence ou l'absence d'une couverture végétale, la présence ou l'absence de paillis et l'élévation de la surface du sol de la fosse par rapport au trottoir (figure 14). Leurs résultats montrent que le facteur qui influence le plus le taux d'infiltration est la présence d'une protection autour de la fosse, les fosses protégées ayant des taux d'infiltration plus élevés. En outre, les taux d'infiltration plus élevés dans les fosses protégées étaient associés à de plus grandes surfaces de fosses, à des élévations de surface construites et à la présence combinée de plantations de couverture du sol et de paillis. La taille des arbres, mesurée par la circonférence à hauteur de poitrine, s'est avérée être un indicateur moins significatif du taux d'infiltration.

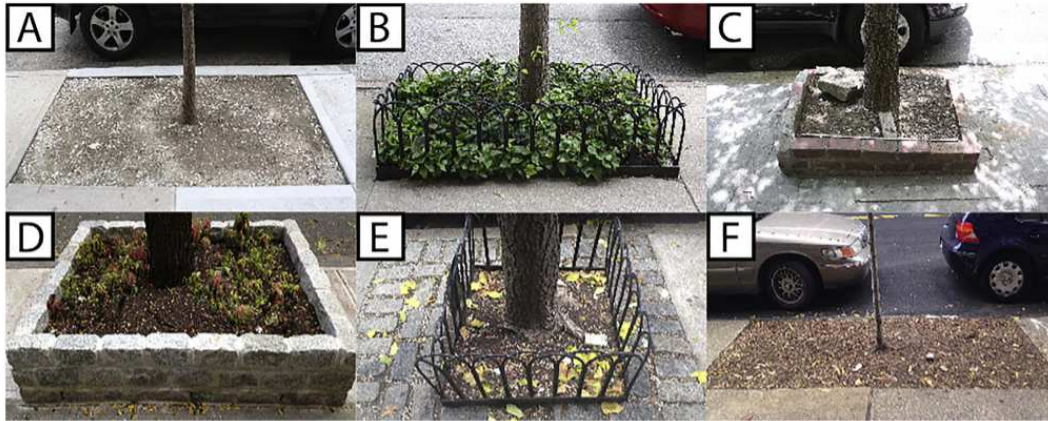


Figure 14. Exemples de la variété des caractéristiques physiques des fosses d'arbres du CNY. Telle qu'elle est classée dans le présent document, la sous-partie A est [G=0, A=3.0, T=18, P=0, M=0, B=0], B est [G=1, A=2.4, T=35, P=1, M=0, B=0], C est [G=0, A=1.1, T=40, P=0 M=1, B=1], D est [G=0, A=2.0, T=38, P=1, M=1, B=1], E est [G=1, A=0.9, T=52, P=0, M=1, B=0] et F est [G=0, A=3.8, T=12, P=0, M=1, B=0] où G représente la présence de protections, A représente la surface de la fosse en m², T représente le CBH de l'arbre en cm, P représente la présence d'une couverture végétale, M représente la présence de paillis, et B représente une base construite, où le niveau de la surface de la fosse est surélevé par rapport au trottoir.

L'arbre de pluie en alignement est similaire aux arbres traditionnels d'alignement, à la différence que la fosse de plantation est modifiée de manière à accepter et traiter les eaux de ruissellement et ainsi améliorer le milieu de plantation (IBGE, 2014). Une fosse de plantation adaptée pour recevoir les eaux pluviales possède un volume de sol plus grand qu'une plantation habituelle, une irrigation continue et un système de drainage favorisant la croissance de l'arbre. Les arbres de pluie peuvent donc jouer un rôle important dans la gestion des eaux pluviales en réduisant la quantité d'eau de ruissellement qui aboutit à l'exutoire. Bartens et al. (2008) ont montré que les racines des arbres urbains pouvaient améliorer l'infiltration (augmentation des taux d'infiltration de 153 % en moyenne) dans les sous-sols compactés.

Szota *et al.* (2019) ont quantifié les performances de rétention des eaux de ruissellement des systèmes d'infiltration aménagées le long des arbres de rue et l'impact sur le stress hydrique et la croissance des arbres. La rétention était en moyenne de 18,3 % des eaux pluviales, avec un maximum de 43,7 %. Ils n'observent pas de réduction claire du stress dû à la sécheresse ni d'augmentation de la croissance des arbres. Cela suggère que les arbres avaient déjà accès à une quantité suffisante d'eau dans leur volume d'enracinement, avec peut-être aussi à proximité des jardins privés irrigués ou des fuites dans les infrastructures d'eau.

Malgré la difficulté voire l'impossibilité de validation, le peu d'études comparatives et le manque de prise en compte des incertitudes des mesures et des paramètres, la modélisation est souvent la seule manière d'estimer l'impact des arbres sur le bilan hydrique à plus grande échelle (ville, bassin versant,...) (Muzylo *et al.*, 2009). Xiao et McPherson (2002) ont utilisé un modèle d'interception des précipitations avec bilan de masse et d'énergie pour simuler les processus d'interception des précipitations (*e.g.*, les précipitations brutes, l'écoulement libre, l'égouttement de la canopée, l'écoulement des tiges et l'évaporation). Ils ont estimé que l'interception annuelle des précipitations par les 29 299 arbres des rues et des parcs de Santa Monica était de 193 168 m³ (6,6 m³/arbre), soit 1,6 % des précipitations totales. Ils ont utilisé un modèle d'interception à arbre unique car Xiao *et al.* (2000) ont montré que l'ombre pluviométrique causée par les arbres adjacents et le stockage de la chaleur à l'intérieur des couronnes des arbres n'influençaient pas les processus d'interception et d'évaporation.

Pour la ville de Manchester, Gill *et al.* (2007) utilisent des modèles d'échange d'énergie et hydrologiques pour évaluer l'impact de l'infrastructure verte sur la température et le ruissellement de surface dans le cadre des scénarios climatiques actuels et futurs. Medina Camarena *et al.* (2022) ont utilisé le modèle LEAFlood (*Landscape and vEgetAtion-dependent Flood model*). Ils estiment que la contribution spécifique de chaque arbre correspond approximativement à la rétention d'une tasse de café par seconde ($\sim 0,14$ L/s), une valeur tangible qui peut être facilement communiquée aux parties prenantes. Pour l'ensemble de la zone d'étude, tous les arbres réduiraient le débit de pointe de 17 à 27 % pour les intensités de précipitations étudiées.

Sans végétation, la crue des rivières augmenterait jusqu'à 40 %, accentuant du coup les risques d'inondation (Développement durable, Environnement et Parcs, Québec). Cela est causé par l'intensification de l'écoulement des eaux de pluie à la surface du sol. On estime que, pour chaque augmentation de 5 % de la couverture forestière d'une ville, le volume des eaux de ruissellement diminue d'environ 2 %, ce qui réduit d'autant les frais nécessaires à l'installation de tuyaux d'égouts de grand diamètre. À l'inverse, lorsque la pluie se fait rare, les milieux humides et forestiers relâchent l'eau accumulée, permettant ainsi d'éviter les sécheresses. Le débit des rivières dont l'eau provient de milieux forestiers peut être de trois à cinq fois plus élevé en période de sécheresse que celui des rivières alimentées par des milieux agricoles (Développement durable, Environnement et Parcs, Québec).

Berland *et al.* (2017) et Khodadad *et al.* (2023) ont respectivement réalisé une revue de la littérature sur le rôle des arbres dans la gestion des eaux pluviales en ville et le recours à cette infrastructure verte pour améliorer la résilience aux inondations urbaines.

Le potentiel de refroidissement de la surface et de l'air par la transpiration et l'ombrage des arbres n'est pas traité dans ce rapport mais quelques références sont renseignées dans la bibliographie (Rahman *et al.*, 2019; 2020).

2.2.3. Essences les plus représentées à Liège

Breuer *et al.* (2003) ont compilé une série de paramètres (*i.e.*, albédo, capacité d'interception, indice de surface foliaire (LAI) maximale, profondeur d'enracinement, hauteur de la plante et conductance stomatique) pour une série d'espèces de climats tempérés, regroupées en quatre grands types d'occupation du sol (cultures, pâturages, forêts de conifères et de feuillus). Afin d'étudier les différences spatiales, les données relatives à la conductance stomatique, à l'indice de surface foliaire et à la capacité d'interception ont été regroupées entre espèces d'Amérique du Nord et d'Europe. Des différences significatives entre les deux continents n'ont pu être déterminées que pour l'indice de surface foliaire des espèces décidues et de pâturage.

Friesen *et al.* (2019) ont décrit les premiers réseaux de surveillance et études sur la répartition des précipitations et montrent le niveau de détail impressionnant. La figure 15 présente les premières mesures de l'interception des pluies par la canopée (sans considérer l'écoulement sur écorce).

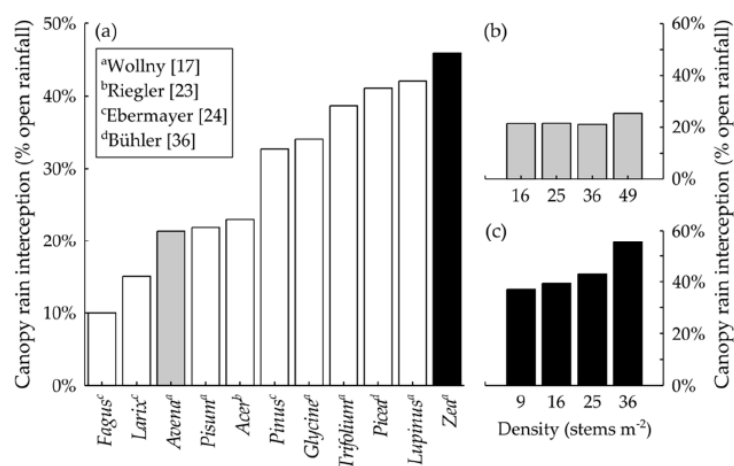


Figure 15. (a) Interception annuelle (arbres) ou saisonnière (cultures) des précipitations totales par divers types de couverts végétaux, estimée sur plusieurs sites d'étude (Friesen *et al.*, 2019). Wollny *et al.* (1890) a également estimé l'interception des précipitations par le couvert végétal pour des densités de plantation typiques de deux cultures courantes : (b) l'avoine et (c) le maïs.

Bean *et al.* (2021) présentent une revue de la littérature sur les avantages que présentent les arbres dans la gestion des eaux pluviales. Le tableau 14 résume les pourcentages d'interception des précipitations rapportés dans la littérature citée dans leur article. Ces pourcentages vont de 4 % à 60 %, en fonction de l'espèce et des conditions climatiques. Bien que ces sites soient très répandus, il y a globalement peu de sites et d'espèces d'arbres représentés dans la littérature sur l'interception par les arbres urbains. Il est évident que des données supplémentaires sont nécessaires avant de pouvoir tirer des conclusions complètes pour toutes les situations. Heureusement, ces données sont relativement peu coûteuses à collecter et devraient être prises en compte dans le cadre de programmes complets de surveillance des eaux pluviales.

Tableau 14. Exemples de valeurs d'interception rapportées pour les arbres urbains (Bean *et al.*, 2021).

Location	Reference	Interception	Description
California	Xiao et al. 2000	15%	pear
		27%	oak
Mexico	Guevara-Escobar et al. 2007	60%	
Slovenia	Kermavnar and Vilhar 2007	18%	mixed urban forest
		4%	mixed hardwood urban forest
British Columbia	Asadian and Weiler 2009	49%	Douglas fir
		60%	western red cedar
Australia	Livesley et al. 2014	44%	high density eucalyptus
		29%	less dense eucalyptus
San Juan	Nytch et al. 2019	23%	deciduous trees
		17%	evergreen trees

Outre les caractéristiques des précipitations, l'interception est influencée par la taille de l'arbre, la structure de la couronne et la morphologie de l'écorce. La manière dont les caractéristiques des arbres déterminent l'interception parmi des espèces d'arbres fonctionnellement et morphologiquement très variées est mal comprise. Pflug *et al.* (2021) ont déterminé les ratios d'interception (rapport entre l'interception et les précipitations) et les capacités de stockage du couvert de sept feuillus tempérés (*Acer pseudoplatanus* L., *Betula pendula* Roth, *Carpinus betulus* L., *Fagus sylvatica* L., *Populus tremula* L. et *Sorbus aucuparia* L.) et trois espèces de conifères à feuilles persistantes (*Picea abies* (L.) Karsten, *Pinus sylvestris* L. et *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco) (tableau 15) ainsi que l'influence de diverses caractéristiques des arbres sur les paramètres d'interception. Leurs résultats montrent que (a) les conifères ont de plus grandes capacités de stockage dans la canopée et de plus grands ratios d'interception que les feuillus à la fois pendant (été) et en dehors de la saison de croissance (hiver); (b) l'interception absolue des arbres (en kg) des feuillus était positivement liée au DBH, à la hauteur de l'arbre et de la couronne, à la longueur maximale des branches, à la surface totale des branches et au poids sec au-dessus du sol; (c) l'interception par unité de surface projetée de la couronne (en mm) de toutes les espèces était positivement liée à la longueur des branches et à la surface des branches par unité de surface projetée de la couronne.

Tableau 15. Comparaison des taux d'interception et des capacités de stockage de la canopée avec les valeurs de la littérature pour les différentes espèces (Pflug *et al.*, 2021).

Species	Interception ratio (mm mm ⁻¹)			Canopy storage capacity (mm)	References
	Summer	Winter	Multiple seasons		
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0.12	0.09	0.11	1.5	This study
<i>Acer platanoides</i>				1.9	Klimenko <i>et al.</i> , 2019
	0.35		0.39	2.4–2.5	Smets <i>et al.</i> , 2019
<i>Betula pendula</i>	0.16	0.11	0.14	1.4	This study
			0.24	2.8	Zabret & Šrai, 2019; Klimenko <i>et al.</i> , 2019
<i>Carpinus betulus</i>	0.11	0.12	0.12	1.3	This study
			0.17 ^a	1.9	Aussenac, 1968
<i>Fagus sylvatica</i>	0.07	0.07	0.07	0.8	This study
	0.21	0.06	0.15	1.7	Aussenac & Boulangeat, 1980
	0.31	0.10	0.21	0.9 summer, 0.4 winter	Staelens <i>et al.</i> , 2008; Gerrits, 2010
			0.37	1.3 summer, 0.8 winter	Rötzer <i>et al.</i> , 2010; Herbst <i>et al.</i> , 1999
<i>Populus tremula</i>	0.15	0.09	0.13	1.5	This study
				0.5	Klimenko <i>et al.</i> , 2019
<i>Populus sp.</i>	0.22	0.14			Dolman <i>et al.</i> , 2000
	0.31	0.14	0.26		Verry & Timmons, 1977
<i>Quercus robur</i>	0.10	0.04	0.08	0.8	This study
				0.8 summer, 0.3 winter	Dolman, 1987
<i>Quercus rubra</i>	0.20	0.12	0.16		Hendriks, 1990
<i>Quercus sp.</i>	0.34	0.16			Dolman <i>et al.</i> , 2000
<i>Sorbus aucuparia</i>	0.12	0.04	0.09	1.2	This study
<i>Picea abies</i>	0.22	0.24	0.23	3.1	This study
			0.17	4.6	Cape <i>et al.</i> , 1991; Klimenko <i>et al.</i> , 2020
			0.34	3.1	Aussenac, 1968
			0.44	0.8–0.9	Holko <i>et al.</i> , 2009
				0.8 young, 1.2 mature ^b	Ringgaard <i>et al.</i> , 2014
			0.49	2.2	Rötzer <i>et al.</i> , 2010
<i>Pinus sylvestris</i>	0.21	0.25	0.22	2.4	This study
			0.20		Aydin <i>et al.</i> , 2018
			0.24	2.4	Llorens <i>et al.</i> , 1997; Klimenko <i>et al.</i> , 2020
			0.31	3	Aussenac, 1968
			0.32	1.4–1.8	Rutter, 1963
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0.21	0.25	0.23	2.6	This study
			0.21	1.4	Pypker <i>et al.</i> , 2005
			0.39	2.4	Robins, 1969; Klaassen <i>et al.</i> , 1998
			0.49	3.3	Asadian & Weiler, 2009; Link <i>et al.</i> , 2004

Note: When no data for the investigated species was found, a similar species was taken. The canopy storage capacity refers to the foliated season, unless specified otherwise.

^aMixed stand with *Fagus sylvatica*.

^bYoung: 20 years old, mature: 40 years old.

André *et al.* (2008) ont étudié la capacité de stockage dans un couvert mixte chênaie-hêtraie en zone tempérée (Chimay, figure 16 et tableaux 16 et 17).

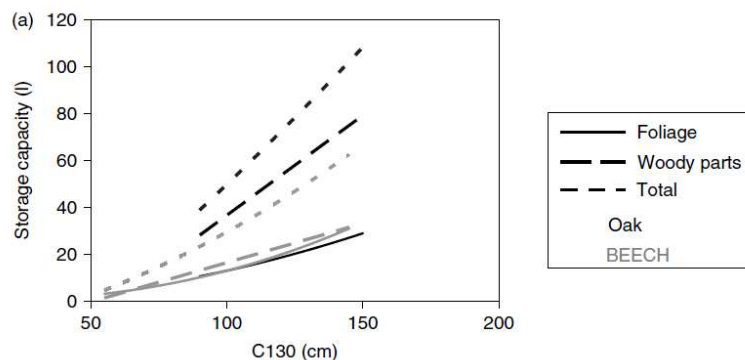


Figure 16. Évolution des capacités de stockage du feuillage, des parties ligneuses et de l'ensemble de l'arbre en fonction de la circonférence du tronc à hauteur de poitrine pour *Quercus petraea* Liebl. et *Fagus sylvatica* L.

Tableau 16. Estimation de la capacité de stockage (S) pour les sous-étages et pour les zones d'échantillonnage par égouttement.

Sub-stand	Species	BA ¹ (m ² .ha ⁻¹)	N ² (ha ⁻¹)	LAI ³	Sub-stand estimates			Sampling zone estimates		
					S_{foliage}	S_{bark}	S_{total}	S_{foliage}	S_{bark}	S_{total}
					(mm) (%)	(mm) (%)	(mm) (%)	(mm) (%)	(mm) (%)	(mm)
Oak-dominated	oak	16.9	197	3.8	0.35(30)	0.84(70)	1.19(92)	0.50 ⁴ (45)	0.61 ⁴ (55)	1.11 ⁴
	beech	3.4	125		0.06(65)	0.03(35)	0.10(8)	0.53 ⁵ (20)	2.12 ⁵ (80)	2.65 ⁵
	TOTAL	20.3	322		0.42(32)	0.87(68)	1.29(100)			
Mixture	oak	9.7	101	4.8	0.17(26)	0.50(74)	0.67(61)	0.40 ⁴ (52)	0.37 ⁴ (48)	0.77 ⁴
	beech	12.3	135		0.24(56)	0.19(44)	0.43(39)			
	TOTAL	22	236		0.42(38)	0.69(62)	1.10(100)			
Dense mixture	oak	13.3	122	6.1	0.22(24)	0.69(76)	0.91(63)	1.01 ⁵ (41)	1.47 ⁵ (59)	2.48 ⁵
	beech	16.5	351		0.31(60)	0.21(40)	0.52(37)			
	TOTAL	29.8	473		0.53(37)	0.90(63)	1.43(100)			
Beech- dominated	oak	3.5	49	5.9	0.07(29)	0.18(71)	0.25(27)	0.41 ⁴ (61)	0.26 ⁴ (39)	0.68 ⁴
	beech	19.5	286		0.39(57)	0.29(43)	0.68(73)	0.92 ⁵ (55)	0.74 ⁵ (45)	1.66 ⁵
	TOTAL	23	335		0.46(49)	0.47(51)	0.93(100)			

¹ Basal area.

² Number of trees per hectare.

³ Single-sided leaf area index estimated from results reported by Jonard *et al.* (2006); see text for details.

⁴ Average value for low density zones.

⁵ Average value for high density zones.

Values between parentheses are percentage of corresponding total storage capacity

Tableau 17. Valeurs de la capacité de stockage de la canopée (S) dans la bibliographie.

Table IV. Literature values of canopy storage capacity

References	Method for S determination	Species	Age (years)	N ¹ (ha ⁻¹) BA ² (m ² .ha ⁻¹)	LAI ³	S ⁴ (mm)
1	Leyton analysis	<i>Quercus robur</i>	60	— 33.5	—	1.0
2	Leyton analysis	<i>Quercus robur</i>	60	— 33.5	—	0.875
3	Leyton analysis	<i>Quercus robur</i>	—	3 000 —	4.2	0.8
4	Direct measurements	<i>Quercus petraea</i>	120	182 33.8	4.3	0.84 ⁵ 2.08 ⁶
5	Interception under low evaporative conditions	<i>Fagus sylvatica</i>	30	1 300 —	6.5	1.9
6	Interception under low evaporative conditions	<i>Fagus sylvatica</i>	80	743 27.3	—	1.7

¹ Number of trees per hectare.² Basal area.³ One sided leaf area index, seasonal maximum value.⁴ Canopy storage capacity.⁵ Leaves only.⁶ Leaves + branches.

— Not determined or not mentioned.

[1] Thompson, 1972; [2] Rutter *et al.*, 1975; [3] Dolman, 1987; [4] Nizinski and Saugier, 1988; [5] Aussenac, 1968; Chassagneux and Choisnel, 1986; [6] Aussenac and Boulangeat, 1980.

Klamerus-Iwan and Witek (2018) montrent comment le processus de vieillissement des feuilles dans des forêts urbaines et naturelles, plus ou moins infectées par le mildiou, affecte la capacité de stockage de l'eau dans le couvert végétal (figure 17). Leur étude révèle que, parallèlement à l'âge et au degré croissant de pollution, le chêne commun (*Quercus robur* L.) présente une plus grande capacité de stockage de l'eau dans la canopée et une plus grande mouillabilité. En septembre, les feuilles renaient en moyenne 7,2 g/g d'eau de plus qu'en mai et, dans les feuilles de la ville, la capacité de stockage de l'eau dans la canopée était supérieure de 3,1 g/g.

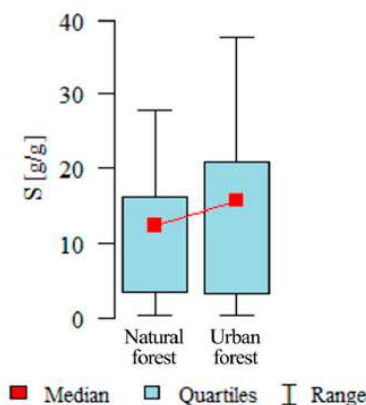


Figure 17. Médianes, quartiles et fourchettes des valeurs de S en fonction du lieu ; S, capacité de stockage de l'eau dans la canopée.

Kermavnar and Vilhar (2017) ont quantifié l'interception de la canopée en fonction de la structure du peuplement forestier urbain et de l'intensité des précipitations dans un transect urbain de la forêt mixte (*Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl., *Castanea sativa* (Mill.) et *Picea abies* (L.) Karst.) du centre-ville, vers une forêt de pins riveraine (*Pinus sylvestris* L. avec *Tilia cordata* Mill., *Quercus petraea* (Mattuschka) Liebl. et *Carpinus betulus* L.) et une forêt de feuillus (*Acer pseudoplatanus* L., *Alnus incana* (L.) Moench., *Tilia cordata* Mill., *Fraxinus excelsior* L., *Salix* sp., *Populus nigra* L., etc.) de plaine inondable dans la ville de Ljubljana, en Slovénie (tableau 18). Ils ont constaté que l'interception de la canopée dans les forêts urbaines sélectionnées était principalement affectée par la composition des

espèces d'arbres et d'autres variables de la structure du peuplement, telles que la couverture de la canopée et les dimensions des arbres. L'interception annuelle moyenne de la canopée était la plus élevée dans la forêt mixte (18,0 % des précipitations globales), tandis que la forêt de pins riveraine avait le niveau le plus bas (3,9 % des précipitations globales) et la forêt de feuillus de la plaine inondable avait le niveau intermédiaire d'interception (7,1 % des précipitations globales). La forêt mixte présentait les facteurs de structure de peuplement qui contribuaient à l'interception la plus élevée de la canopée parmi les forêts étudiées : un assemblage élevé de conifères dominants, une canopée plus dense et le stock sur pied le plus élevé. En outre, l'intensité des précipitations s'est avérée être un facteur important pour la répartition saisonnière (comparant la période avec et sans feuilles) de l'interception de la canopée.

Tableau 18. Estimation du flux de tige (% des précipitations) pour les espèces d'arbres dominantes (l'ordre reflète la part de la surface basale de l'espèce dans la surface basale totale du peuplement, de la plus élevée à la plus basse) et utilisation des résultats de diverses études pour l'estimation du flux de tige sur chaque site forestier.

Site	Tree species	Species stemflow (% of bulk precipitation)	Used references
Mixed forest	Sessile oak (<i>Quercus petraea</i>)	4.4	Bellot and Escarre (1998) Bryant et al. (2005)
	Norway spruce (<i>Picea abies</i>)	3.1	Cantù Silva and Okumura (1996) Carlyle-Moses and Price (1999)
	Sweet chestnut (<i>Castanea sativa</i>)	4.6	Dohnal et al. (2014) Dolman (1987)
	Scots pine (<i>Pinus sylvestris</i>)	1.9	Hosseini Ghaleh Bahmani et al. (2012) Leonardi et al. (1993)
	Black locust (<i>Robinia pseudoacacia</i>)	6.2	Liang (2014) Limousin et al. (2008) Loustau et al. (1992) McKee (2010) Mosello et al. (2002) Nihlgård (1970) Moreno Perez et al. (2013) Price and Carlyle-Moses (2003) Spittlehouse (1998) Šraj et al. (2008a) Šraj et al. (2008b) Tsiontsis et al. (2001) Valente et al. (1997) Wang et al. (2013) Williams (2004)
Riparian pine forest	Scots pine (<i>Pinus sylvestris</i>)	1.9	Bellot and Escarre (1998) Bryant et al. (2005)
	Small-leaved lime (<i>Tilia cordata</i>)	1.5	Cantù Silva and Okumura (1996) Carlyle-Moses and Price (1999)
	Sessile oak (<i>Quercus petraea</i>)	4.4	Dohnal et al. (2014) Dolman (1987)
	Willows (<i>Salix</i> sp.)	3.0	Hosseini Ghaleh Bahmani et al. (2012) Krämer and Hölscher (2010)
	European hornbeam (<i>Carpinus betulus</i>)	1.5	Limousin et al. (2008) Liang (2014)
	Hop hornbeam (<i>Ostrya carpinifolia</i>)	2.6	Liu et al. (2011)
	Sycamore maple (<i>Acer pseudoplatanus</i>)	3.9	Loustau et al. (1992) Mahendrapappa (1990)
	Norway spruce (<i>Picea abies</i>)	3.1	McKee (2010) Mosello et al. (2002) Nihlgård (1970) Moreno Perez et al. (2013) Price and Carlyle-Moses (2003) Spittlehouse (1998) Šraj et al. (2008a) Šraj et al. (2008b) Valente et al. 1997 Williams (2004)
Floodplain hardwood forest	Willows (<i>Salix</i> sp.)	3.0	Carlyle-Moses and Price (1999) Clements (1971)
	Black poplar (<i>Populus nigra</i>)	5.2	Clements (1972) Dalsgaard (2007)
	European ash (<i>Fraxinus excelsior</i>)	3.1	Mahendrapappa (1990) Herwitz and Levia (1997)
	Sycamore maple (<i>Acer pseudoplatanus</i>)	3.9	Krämer and Hölscher (2010) Liu et al. (2011)
	Grey alder (<i>Alnus incana</i>)	5.3	Price and Carlyle-Moses (2003) Šraj et al. (2008a)
	Small-leaved lime (<i>Tilia cordata</i>)	1.5	Zhang (2009)

Selon Friesen *et al.* (2019), une fois que le ruissellement le long du tronc (écoulement sur écorce ou supercortical) a été identifié au 19^e s, une attention équivalente a été accordée à ce flux par rapport à l'écoulement à travers le couvert (pluviolessiv) et à l'interception (16,24,34,35,37), ce qui est surprenant si l'on considère qu'il a été peu étudié, comparé à d'autres flux de répartition des précipitations, par les scientifiques modernes jusqu'à la dernière décennie [69,70] et qu'il n'est toujours pas intégré dans un modèle hydrologique ou de végétation dynamique à grande échelle [71,72]. Les proportions relatives de flux de tiges par unité de surface de canopée ont été rapportées pour des espèces d'arbres forestiers et ornementaux communs d'Europe centrale [11,23,29,30], et la gamme de flux de tiges relatifs rapportée dans les revues de la littérature [11,22,23] était dans, ou proche de, la gamme rapportée dans des études plus récentes de ces espèces (figure 18): *Pinus*, 0,7 % v 0,4-1,6 % [73,74], *Picea*, 1,4 % v 0,1-3,0 % [75,76], *Quercus*, 5,7 % v 0,9-3,5 % [77], *Acer*, 6 % v 0,6-4,8 % [78-80], et *Fagus*, 12 % v 4,9-11,5 % [74,76,81]. Ney [16,37] et Riegler [35] ont non seulement signalé que les rendements de l'écoulement des tiges augmentaient après la sénescence des feuilles, mais Ney [16] a présenté des résultats montrant que la réponse de l'écoulement des tiges à la taille de la tempête changeait également en fonction de l'état des feuilles de la canopée. Hoppe [38] a ensuite fait état d'une variabilité intraspécifique substantielle de l'écoulement de la tige (un phénomène rarement étudié à ce jour [82-85]) et, après avoir été incapable de découvrir un facteur déterminant évident de cette variabilité de l'écoulement de la tige, il a discuté des relations possibles entre le volume de l'écoulement de la tige et l'architecture de l'arbre, y compris la relation entre la zone recevant l'eau des précipitations (surface projetée du couvert) et la zone drainant cette eau (surface de la base de la tige).

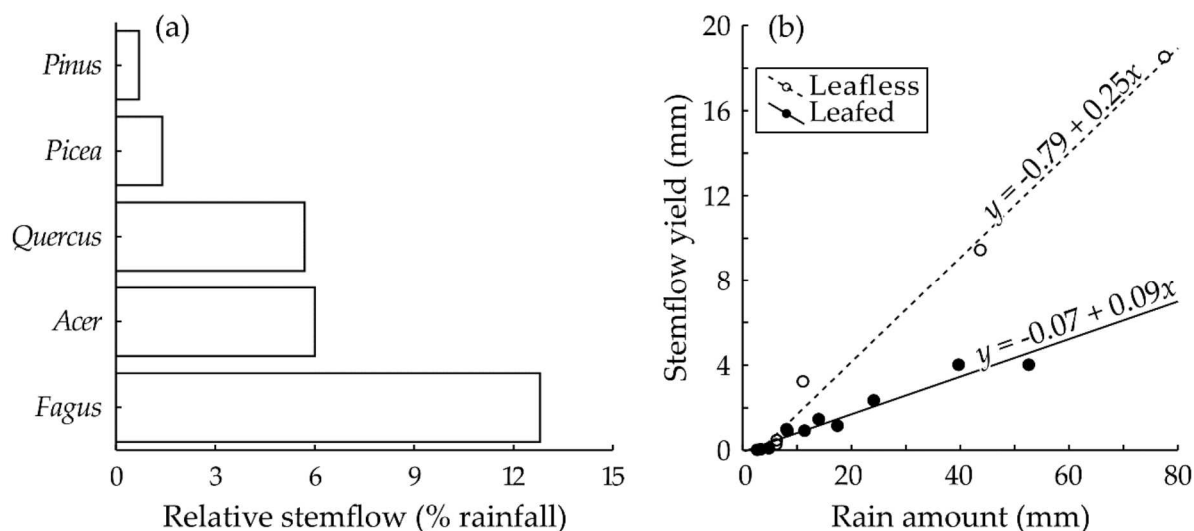


Figure 18. Mesures et analyse de l'écoulement le long du tronc réalisées au 19^e siècle. (a) Débit de tige relatif généré à partir d'exemples d'espèces d'arbres allant de 0,7 % à 12,8 %. (b) Relations linéaires positives entre la quantité de pluie et le rendement de l'écoulement de la tige entre les périodes avec et sans feuilles ($p < 0,05$ pour les deux) pour *Fagus sylvatica*.

Le tableau 19 reprend les estimations quantifiées d'études menées sur une ou plusieurs espèces de la liste des essences les plus représentées sur la commune de Liège.

Tableau 19. Estimations quantifiées de l'interception des précipitations par les 22 espèces sélectionnées.

Espèce	Zone géographique (Europe de préférence)	Localisation (forêt, parc, voirie)	Situation (isolé, aligné, groupé)	Estimation quantifiée	Méthode (mesures, modèle,...)	Référence
<i>Acer platanoides</i>	Pays-Bas	Expérience en plein air		cfr Table 6		Pflug <i>et al.</i> (2021)
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Pays-Bas	Expérience en plein air		cfr Table 6		Pflug <i>et al.</i> (2021)
<i>Aesculus hippocastanum</i>						
<i>Betula pendula</i>	Slovénie (Ljubljana)	Arbres urbains	Isolé, aligné	23% d'interception (en général, le rapport entre l'interception des précipitations et les précipitations brutes diminue lorsque les événements pluvieux sont plus longs et plus intenses). (Le scénario consistant à couvrir 10 % de la surface du parking avec des arbres permet de réduire le ruissellement de 7,3 % par an)	Mesures	Zabret, K. and Šraj, M. (2019a, 2019b)
	Pays-Bas	Expérience en plein air		cfr Table 6		Pflug <i>et al.</i> (2021)
<i>Carpinus betulus</i>	Pays-Bas	Expérience en plein air		cfr Table 6		Pflug <i>et al.</i> (2021)
<i>Castanea sativa</i>						
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>						
<i>Corylus avellana</i>						
<i>Fagus sylvatica</i>	Belgique	Forêt		Effets de la taille de l'arbre, de l'espèce, de la saison et des conditions météorologiques sur le volume et le taux d'écoulement des tiges,		André <i>et al.</i> (2008)

				la capacité de stockage de l'arbre et les précipitations		
	Belgique	Forêt		de 0,53 mm à 1,17 mm pour les zones de hêtres purs et de 0,24 mm à 1,12 mm pour les zones mixtes, l'augmentation de la capacité de stockage avec l'augmentation de la proportion de hêtres dans la canopée résulte d'un LAI du hêtre plus élevé.	La capacité de stockage d'un peuplement mixte tempéré de chênes et de hêtres a été étudiée en fonction de la densité du peuplement et de la composition des espèces	André <i>et al.</i> (2008)
	Belgique	Forêt			Évaluer l'influence de la densité du peuplement et de la composition des espèces, des caractéristiques pluviométriques et de la phénophase sur la répartition des précipitations incidentes, y compris les composantes verticales et latérales	André <i>et al.</i> (2011)
	Pays-Bas	Expérience en plein air		cfr Table 6		Pflug <i>et al.</i> (2021)
<i>Fraxinus excelsior</i>						
<i>Pinus sylvestris</i>	Pays-Bas	Expérience en plein air		cfr Table 6		Pflug <i>et al.</i> (2021)
<i>Pinus</i>				0.7 % (19 ^e siècle) 0.4 -1.6 %	Écoulement sur écorce	Rigler (1881); Vanguelova <i>et al.</i> (2010); Aussenac (1968)
<i>Platanus x acerifolia</i>						
<i>Prunus avium</i>						
<i>Prunus cerasifera</i> 'Nigra'						
<i>Prunus cerasus</i>						

<i>Quercus petraea</i>	Belgique	Forêt		Effets de la taille de l'arbre, de l'espèce, de la saison et des conditions météorologiques sur le volume et le taux d'écoulement des tiges, la capacité de stockage de l'arbre et les précipitations		André <i>et al.</i> (2008)
	Belgique	Forêt		de 0,22 mm à 0,80 mm pour les zones de chêne pur, de 0,24 mm à 1,12 mm pour les zones mixtes	La capacité de stockage d'un peuplement mixte tempéré de chênes et de hêtres a été étudiée en fonction de la densité du peuplement et de la composition des espèces	André <i>et al.</i> (2008)
	Belgique	Forêt			Évaluer l'influence de la densité du peuplement et de la composition des espèces, des caractéristiques pluviométriques et de la phénophase sur la répartition des précipitations incidentes, y compris les composantes verticales et latérales	André <i>et al.</i> (2011)
<i>Quercus</i>				5.7 % (19 ^e siècle) 0.9-3.5 %	Écoulement sur écorce	Herbst <i>et al.</i> (2008)
<i>Quercus robur</i>	Pays-Bas	Expérience en plein air		<i>cfr</i> Table 6		Pflug <i>et al.</i> (2021)
						Klamerus-Iwan and Witek (2018)
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Allemagne	Arbres urbains		Réductions marquées de la croissance pendant les périodes de sécheresse, suivies	Croissance annuelle et tolérance à la sécheresse	Moser <i>et al.</i> (2016)

				d'une récupération rapide		
<i>Sorbus aucuparia</i>						
<i>Taxus baccata</i>						
<i>Tilia x europaea</i>						
<i>Tilia cordata</i>	Allemagne	Arbres urbains		Croissance réduite continue après un épisode de sécheresse	Croissance annuelle et tolérance à la sécheresse	Moser <i>et al.</i> (2016)

2.3. Fixation des particules fines et adsorption des polluants atmosphériques

2.3.1. Description générale

Un certain nombre de composés, sous forme de gaz (NO, NO₂, SO₂, CO, O₃, COV, etc.) et de particules (dans une gamme de diamètres allant typiquement de 1 à 60 µm) peuvent se déposer sur la végétation par différents mécanismes : diffusion, interception, impaction et sédimentation. Il convient toutefois de noter que la végétation ne joue pas qu'un rôle d'épurateur de polluants, elle en est aussi pourvoyeur via l'émission, en particulier dans des conditions de stress, de composés organiques volatils biogéniques (COVB), précurseurs de l'ozone (Calfapietra *et al.*, 2013), et de pollens, potentiellement allergisants (Beck *et al.*, 2013). Néanmoins, dans la suite de ce rapport nous ne nous concentrons que sur la dépollution atmosphérique par la canopée (Mestayer et Brunet, 2015; Brunet, 2016; McDonald *et al.*, 2016).

Les polluants gazeux pénètrent essentiellement dans la feuille par diffusion au travers des stomates, qui se ferment à des degrés divers selon les conditions microclimatiques. Ils peuvent ensuite être métabolisés dans les cellules.

Les particules en suspension dans l'air, quant à elles, peuvent être interceptées par les feuilles (et l'écorce) et se déposer à leur surface; les feuilles recouvertes de cuticule, à la surface rugueuse, collante ou dotée de poils, sont particulièrement efficaces. Ces particules peuvent ensuite tomber au sol par gravité, être remises en suspension dans l'air ou être lessivées par la pluie. Une portion importante des particules fines (PM_{2.5}) est incorporée de façon définitive dans la cuticule des organes aériens, tandis qu'une portion importante de la fraction grossière (PM_{coarse}) peut être remise en suspension en fonction de la vitesse du vent.

Qu'il s'agisse de gaz ou de particules, la capacité de filtration de la végétation est très variable. Elle dépend de la concentration en polluants atmosphériques, des conditions météorologiques, de la structure de la canopée et des caractéristiques spécifiques des feuilles (Grote *et al.* 2016; Rötzer *et al.*, 2021). L'accumulation de particules sur les feuilles augmente avec la concentration en polluants dans l'air mais des concentrations élevées peuvent inhiber la conductance stomatique et la croissance des arbres. À mesure que l'accumulation augmente, le dépôt diminue. Les précipitations et le vent réduisent l'accumulation (Vigevani *et al.*, 2022). Les périodes prolongées sans précipitations significatives diminuent le taux d'élimination des PM_{2.5} car les particules qui ne sont pas occasionnellement éliminées des feuilles ou des aiguilles sont remises en suspension dans l'air (Pace et Grote, 2020).

La surface foliaire et le volume d'air occupé sont déterminants; les arbres sont en général plus efficaces que les haies, elles-mêmes plus efficaces que les pelouses. Cette capacité dépend aussi des espèces: par exemple les arbres à feuilles caduques semblent plus efficaces pour assimiler les oxydes d'azote, alors que les conifères piègent mieux les grosses particules (entre 2,5 et 10 µm) (Brunet, 2016).

Vigevani *et al.* (2022) citent de nombreuses études qui ont montré que le filtrage de l'air est spécifique à chaque espèce (Dzierzanowski *et al.*, 2011; Sæbø *et al.*, 2012; Popek *et al.*, 2013). Le piégeage et l'efficacité de la rétention ne sont pas uniquement affectés par les caractéristiques des polluants telles que le diamètre, la forme ou la composition (Litschke et Kuttler, 2008; Weerakkody *et al.*, 2018), mais également par les caractéristiques des feuilles (par exemple, la forme, la densité des stomates, les trichomes, les ornements de la cuticule et les cires épicuticulaires; Baraldi *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2021; 2022) et les conditions telles que l'adhésivité (par exemple, en raison de la présence de miellat; Mitchell *et al.*, 2010), la mouillabilité (Li *et al.*, 2021), et l'humidité (Litschke et Kuttler, 2008). Plus la

surface est rugueuse, plus la prise est importante. Chez les feuillus, par exemple, les feuilles à surface rugueuse sont plus efficaces que les feuilles à surface lisse (Mori *et al.*, 2016). Les aiguilles ou les écailles des conifères seraient plus efficaces que les feuillus, car elles produisent une couche de cire épicuticulaire plus épaisse avec des crêtes longitudinales fréquentes qui favorisent le piégeage et la rétention (Dzierzanowski *et al.*, 2011; Chen *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2019). Beckett *et al.* (2000) ont constaté une vitesse de dépôt et une efficacité de capture plus élevées chez les espèces à feuilles en aiguilles et à feuilles en écailles que chez les feuillus. La faible tolérance de la plupart des conifères à la pollution atmosphérique a toutefois suscité des inquiétudes quant à la possibilité d'extrapoler les résultats des recherches menées en soufflerie (Beckett *et al.*, 2000) ou avec de petites plantes dans des environnements protégés des conditions urbaines réelles (Popek *et al.*, 2013). En outre, les espèces à feuilles persistantes, comme la plupart des conifères, ont le potentiel de capturer les particules tout au long de l'année, mais d'un autre côté, comme elles conservent leurs feuilles pendant plusieurs années, il n'y a pas de possibilité de recycler les particules accumulées chaque année, comme c'est le cas pour les espèces à feuilles caduques (Ferrini *et al.*, 2020).

2.3.2. Arbres urbains versus peuplements forestiers

Selon Oosterbaan *et al.* (2006), les arbres des forêts ont souvent une surface foliaire et une couronne plus petites que les arbres isolés ou les rangées d'arbres. Par conséquent, le filtrage d'un arbre en forêt serait souvent moins efficace; les forêts couvrent cependant généralement une plus grande surface. Par contre, les transitions brusques telles que les lisières de forêts sont connues pour augmenter les dépôts locaux. Les arbres situés dans une structure minière ou à la lisière d'une forêt sont plus efficaces pour absorber la pollution que les arbres situés en pleine forêt. La végétation en bordure de route est particulièrement bénéfique pour l'amélioration de la qualité de l'air en raison de sa proximité avec la circulation, qui est la principale cause de pollution atmosphérique dans les zones urbaines désindustrialisées.

2.3.2.1. Vitesses de dépôt

La littérature sur les dépôts secs résume souvent le taux d'élimination des particules en termes de vitesse de dépôt (V_d , mesurée en cm/s), une vitesse de dépôt plus élevée signifiant que l'élimination globale sera plus importante (McDonald *et al.*, 2016). Le plus souvent, les études ont mesuré la vitesse de dépôt dans des peuplements forestiers fermés ou en milieu rural. Un nombre relativement restreint d'études ont directement mesuré la vitesse de dépôt en milieu urbain.

Aherne *et al.* (2016) présentent des valeurs de vitesse de dépôt (V_d) pour différentes occupations du sol en Irlande (tableau 20). Les valeurs affichent un écart-type relatif allant jusqu'à 32,9 % (26,5 % en moyenne) et 35,5 % (22,3 % en moyenne) pour les $PM_{2,5}$ et les PM_{10} respectivement. L'étude indique que les valeurs moyennes de V_d peuvent varier fortement au fil des mois pour certains types d'occupation du sol, en particulier dans le cas des $PM_{2,5}$.

Tableau 20. Vitesse de dépôt annuelle moyenne (cm/s) par occupation du sol pour certaines espèces gazeuses et classes de particules dans 23 stations météorologiques en 2013-2014. Le RSD représente la variation spatiale entre les stations pour chaque occupation du sol et entre les différentes occupations du sol.

Land cover code	Land cover type	Dry V_d (cm s ⁻¹)						RSD (%)					
		SO ₂	NO ₂	HNO ₃	NH ₃	PM _{2,5}	PM ₁₀	SO ₂	NO ₂	HNO ₃	NH ₃	PM _{2,5}	PM ₁₀
C	Crops	0.571	0.372	1.495	0.642	0.183	0.281	19.8	14.8	26.0	18.3	25.8	18.4
DBT	Deciduous broadleaf trees	0.821	0.422	2.984	0.907	0.300	0.514	20.5	17.4	20.5	19.3	25.7	34.2
DS	Deciduous shrubs	0.613	0.356	1.871	0.685	0.201	0.255	22.2	17.5	24.8	20.7	25.8	14.4
EBS	Evergreen broadleaf shrubs	0.789	0.382	2.365	0.882	0.240	0.344	21.9	18.3	22.4	20.5	26.1	25.8
ENT	Evergreen needleleaf trees	1.170	0.647	3.734	1.270	0.348	1.692	16.8	19.2	14.7	16.0	25.9	35.5
LG	Long grass	0.617	0.383	1.577	0.693	0.166	0.283	22.2	15.4	25.2	20.6	26.1	20.4
MWF	Mixed wood forest	1.043	0.619	3.442	1.168	0.317	0.733	19.0	18.4	16.8	17.6	25.8	35.0
S	Swamp	0.933	0.387	2.079	1.040	0.227	0.227	24.2	14.0	22.5	22.8	26.1	6.9
SGF	Short grass and forbs	0.575	0.321	1.591	0.617	0.188	0.255	24.6	18.5	25.2	23.6	26.1	14.8
TF	Transitional forest	1.039	0.612	3.442	1.159	0.317	0.733	19.0	18.6	16.8	17.7	25.8	35.0
U	Urban	0.691	0.260	3.061	0.729	0.363	0.298	17.4	14.7	20.0	16.9	25.9	13.4
W	Water	0.583	0.036	0.646	0.618	0.114	0.222	31.7	4.2	34.4	31.6	32.9	13.0
AVE	Average	0.787	0.400	2.357	0.867	0.247	0.486	21.6	15.9	22.4	20.4	26.5	22.3
MED	Median	0.740	0.382	2.222	0.805	0.233	0.290	21.2	17.5	22.5	19.9	25.9	19.4
RSD%	RSD (%)	27.1	42.5	41.1	27.5	32.5	86.8						

Oosterbaan *et al.* (2006) renseignent des vitesses de dépôt de 0,3 cm/s pour les prairies, de 0,45 cm/s pour les buissons, roseaux et cultures, 0,42 cm/s pour les feuillus en hiver, 0,9 cm/s pour les feuillus en été, 1,15 cm/s pour les conifères. Selon Schaubroeck *et al.* (2014), les forêts de conifères en Flandre (*Pinus nigra*) capturent en moyenne 8 kg/ha.an de particules $PM_{2,5}$.

La vitesse de dépôt mesurée dans les villes varie beaucoup, selon les espèces et le type de site (figure 19, McDonald *et al.*, 2016). La vitesse moyenne de dépôt pour des sites urbains est de 3 cm/s, alors que celle utilisée dans des modèles tels qu'UFORE ou i-Tree est de 1,28 cm/s. Les flux pourraient donc être sous-estimés par les modèles d'un facteur 2 voire plus.

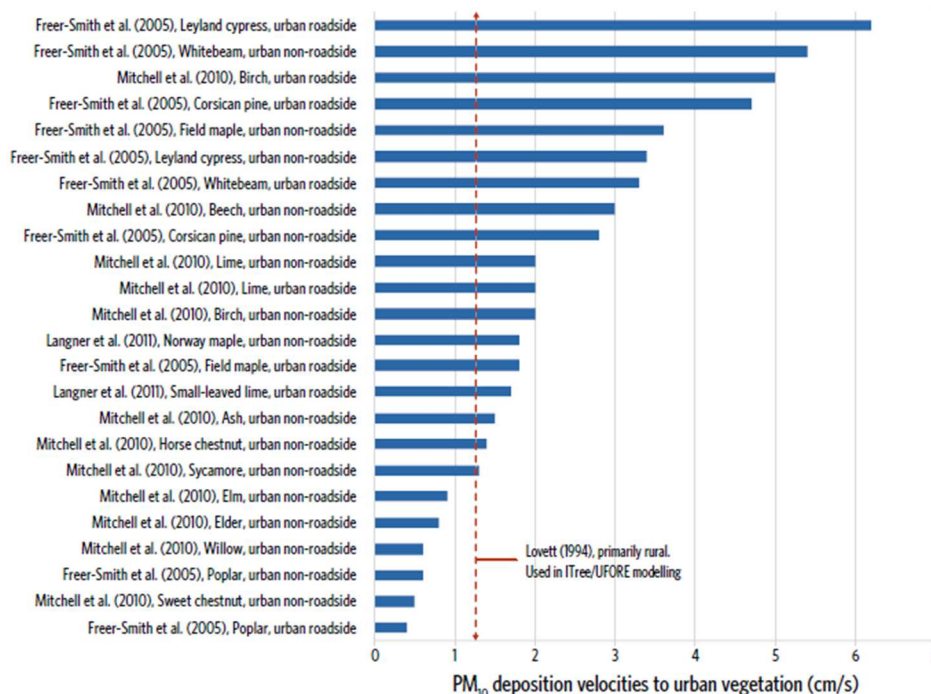


Figure 19. Mesures empiriques de la vitesse de dépôt des particules pour les arbres urbains (McDonald *et al.*, 2016). La ligne en pointillé montre la vitesse de dépôt moyenne rapportée par Lovett (1994), qui s'est principalement penché sur les forêts rurales et les forêts à canopée fermée. Notez qu'elle est généralement inférieure à la valeur rapportée pour les arbres urbains. Ceci est remarquable car la valeur de dépôt de Lovett est largement utilisée dans la famille de modèles i-Tree/UFORE.

2.3.2.2. Impact sur les concentrations en polluants

Sous réserve qu'elle occupe une surface suffisamment importante, la végétation urbaine permet de réduire les concentrations atmosphériques en polluants gazeux (Brunet, 2016). Une étude réalisée sur 55 villes américaines (Nowak *et al.*, 2006) donne des réductions locales allant jusqu'à 16 % pour certains composants tels que l'ozone (O₃) et le dioxyde de soufre (SO₂), et 9 % pour le dioxyde d'azote (NO₂). Cependant, la moyenne horaire n'est que de l'ordre de 1 à 4 %, et la moyenne annuelle est inférieure à 1 % pour les polluants réglementés. L'effet est donc notable, tout au moins à certaines époques, mais il n'est pas très sensible sur de grandes périodes de temps; il peut s'avérer particulièrement profitable à certains moments, en permettant par exemple d'écarter des pics de pollution. En ce qui concerne les particules atmosphériques, cette même étude montre que les réductions de concentration ne dépassent jamais 8 %, avec une moyenne annuelle, là encore, de l'ordre de 1 %. Si l'on note des accumulations sur les feuilles les plus efficaces pour capter les particules, ces feuilles ne captent en fait qu'une petite partie de l'ensemble des particules présentes dans l'air. D'autres études de modélisation à l'échelle régionale ont également montré un impact assez modeste des arbres sur le dépôt de particules, avec une réduction inférieure à quelques pourcents (Tallis *et al.*, 2011; Beckett *et al.*, 1998; Selmi *et al.*, 2016).

Selon McDonald *et al.* (2016), l'extension spatiale de la réduction des concentrations en particules fines est typiquement de 30 m mais dépend de la vitesse du vent et du mélange turbulent dans la couche de canopée urbaine (~ hauteur des toits). Au-delà de 300 m, on ne discerne plus d'effet. En revanche, dans la zone d'influence, il a été montré que les concentrations intérieures en PM₁₀ pouvaient être diminuées de moitié grâce à la plantation d'une rangée d'arbres. Brantley *et al.* (2014) ont mesuré qu'un peuplement d'arbres adultes (un mélange d'*Acer* et de *Quercus*) pouvait en effet modestement réduire la pollution atmosphérique liée au trafic dans des zones situées à proximité d'une route avec une diminution d'environ 12 % des concentrations en carbone noir mais par contre pas d'impact sur les particules fines > 0.5 µm.

Jeanjean *et al.* (2016) ont simulé les concentrations de PM_{2,5} à l'aide d'un modèle CFD (*Computational Fluid Dynamics*) validé. Pendant l'été à Leicester City, les résultats montrent que l'effet dispersif aérodynamique des arbres sur les concentrations de PM_{2,5} se traduit par une réduction de 9,0 %. En revanche, une diminution des PM_{2,5} de 2,8 % due au dépôt sur les arbres (11,8 t an⁻¹) et de 0,6 % due au dépôt sur l'herbe (2,5 t an⁻¹) a également été observée. Ces auteurs ont également mis au point une équation empirique pour décrire les changements dans les PM_{2,5} en fonction de la fraction occupée par les arbres et les pelouses, et de leurs vitesses de dépôt.

2.3.2.3. Configurations urbaines et disposition des arbres

La revue de la littérature menée par Janhäll (2015) révèle que le choix de la végétation et sa disposition sont cruciaux lorsqu'il s'agit d'utiliser la végétation comme service écosystémique pour améliorer la qualité de l'air en ville. L'ajout de grands arbres (à croissance rapide) peut augmenter les niveaux de pollution atmosphérique dans les rues canyons à forte circulation en réduisant la dispersion des polluants, tandis qu'une végétation basse (à croissance lente) à proximité des sources de pollution (i.e., le trafic automobile en ville) peut améliorer la qualité de l'air en augmentant les dépôts. Les barrières végétales filtrantes doivent être suffisamment denses pour offrir une grande surface de dépôt et suffisamment poreuses pour permettre la pénétration et non la déviation du flux d'air au-dessus de la barrière. Le choix entre une végétation haute ou courte, dense ou clairsemée, détermine l'effet sur la pollution atmosphérique provenant de différentes sources et de différentes tailles de particules (tableau 21). Hofman *et al.* (2013) ajoutent que les espèces d'arbres à croissance plus rapide tendent à présenter une plus grande efficacité d'utilisation de l'eau réduisant ainsi indirectement leur conductance stomatique et donc les chances de décomposition stomatique des polluants gazeux.

Tableau 21. Recommandations génériques pour la structure physique de la végétation dans les contextes de routes ouvertes et de canyons de rue, extrapolées d'après Abhijith *et al.* (2017) (Barwise and Kumar, 2020).

Table 2. Generic recommendations for the physical structure of vegetation in open-road and street canyon contexts, extrapolated from Abhijith et al. ²⁰ .		
Vegetation type	Generic recommendations under each context	
	Open road	Street canyon ^a
High-level vegetation ^b	Can improve pedestrian-side air quality when planted as a barrier, although any effects are varied by wind conditions (speed and direction), temperature, relative humidity and the position and physical characteristics of the barrier; tall and dense (low-porosity) vegetation is recommended; there should be no gaps or breaks in the barrier; barrier thickness should maximise available space, with an optimal thickness of 10 m or more recommended; barrier length should extend beyond the area of concern	Generally detrimental irrespective of configuration, although both the extent and form of influence on pollutant dispersion are determined by a combination of the aspect ratio (H/W) and local wind flow conditions; small and open-crowned trees, broadly spaced apart, may be implemented on the windward side of shallow canyons; where canyon trees already exist or must be replaced, stand density, crown size, crown density and tree height should all be kept to a minimum by thinning, pruning and the selection of smaller and lighter-crowned species
Low-level vegetation ^c	Many of the design recommendations for high-level vegetation in open-road conditions (above) apply equally to low-level vegetation; shrubs and hedges should form a contiguous barrier with trees, or be trained to a height of at least 2 m (above breathing height for pedestrians); barrier should be aligned parallel and proximate to the road, where low-level vegetation can mitigate pollutants at typical vehicle exhaust height	Not recommended in deep street canyons; can improve air quality along footpaths in shallow street canyons, but influence is not clear-cut; one central hedgerow is better than along each side of the street; hedgerow should extend through length of street canyon, without breaks; hedge/shrub height and porosity are pivotal factors, with very low-level shrubs recommended for mid-depth canyons and dense vegetation with an optimal height of about 2 m recommended for shallow canyons

^aShallow (height (H)/width (W) ≤0.5); mid-depth (H/W 0.5–2); deep (H/W ≥2).

^bTrees, with a canopy lifted from the ground level.

^cShrubs and hedges, with leaf cover beginning at or near the ground level.

La présence d'arbres peut aussi à la fois avoir un impact positif (en aval) et négatif (en amont). La présence de végétation dans une rue encaissée aura des effets fort différents en fonction de la géométrie exacte des lieux ((Vardoulakis *et al.*, 2003; Abhijith *et al.*, 2017; figures 20 et 21) et de la perméabilité de la barrière verte (Vos *et al.*, 2013; figure 22). Pour chaque situation, il serait nécessaire de réaliser une simulation à haute résolution spatiale pour déterminer les zones bénéficiant et celles pâtissant de la présence de végétation; Jeanjean *et al.* (2017) montrent que dans le cas de la Marylebone Road à Londres, les effets aérodynamiques dominent ceux de dépôt, que dans les rues perpendiculaires au vent, la présence de rangées d'arbres a tendance à augmenter les concentrations en particules tandis que pour les rues parallèles au vent, la présence de rangées d'arbres a un effet bénéfique. Pugh *et al.* (2012) montrent que l'augmentation des dépôts par la végétation dans les canyons urbains peut réduire les concentrations au niveau de la rue de 40 % pour le NO₂ et de 60 % pour les PM.

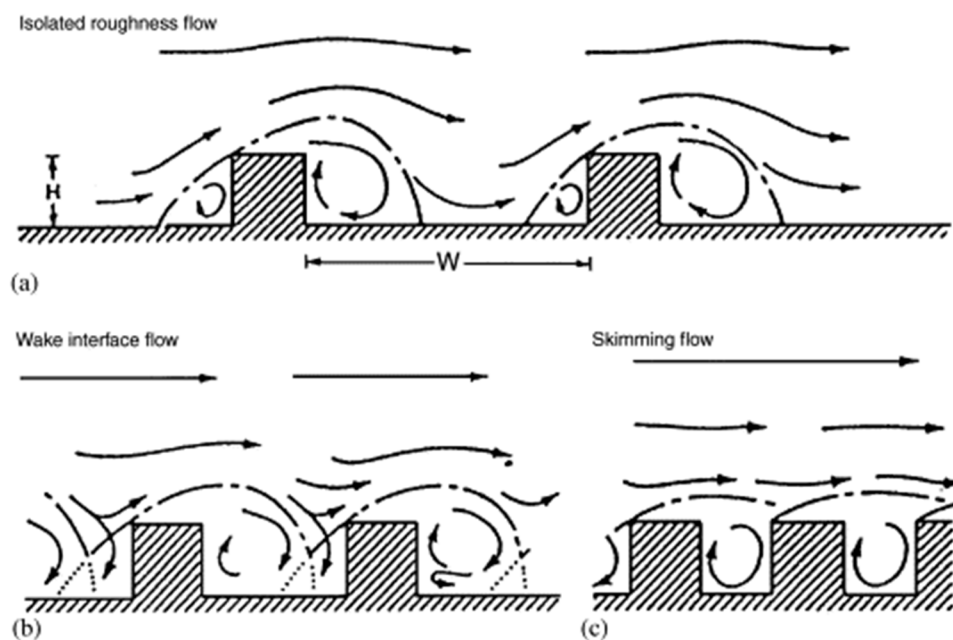


Figure 20. Régimes d'écoulement perpendiculaire dans des canyons urbains pour différents rapports d'aspect (Oke, 1988).

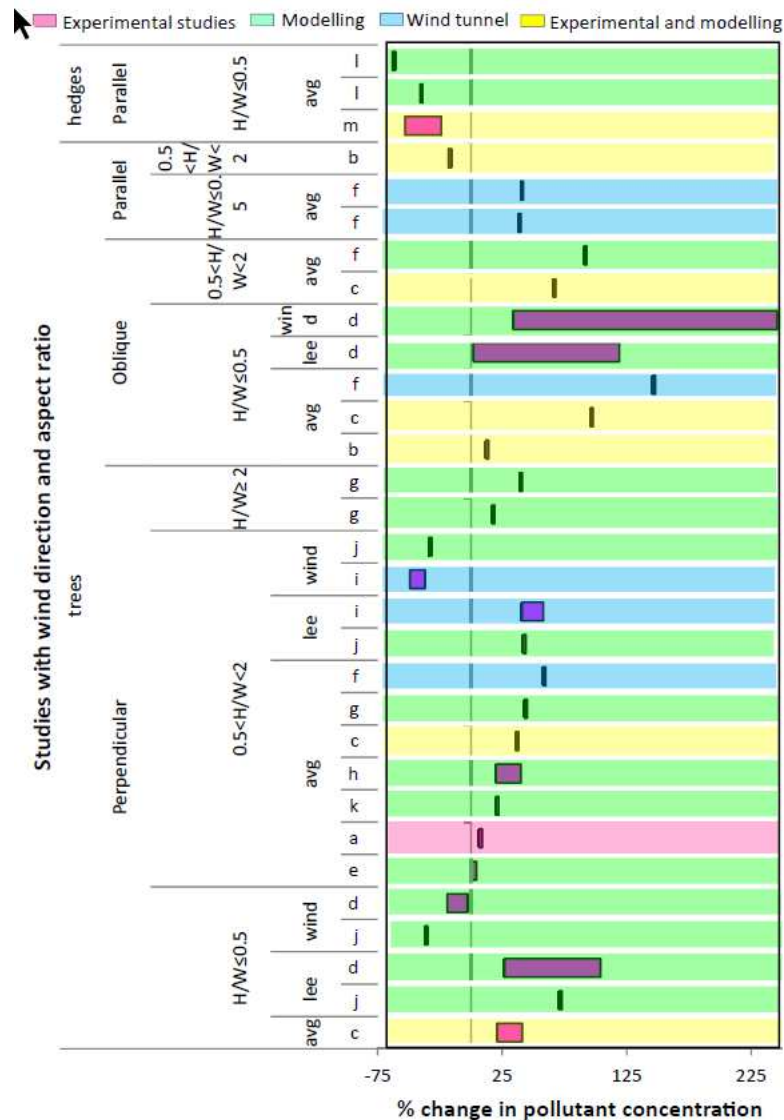


Figure 21. La figure illustre le pourcentage de changement publié pour différentes concentrations en polluants avec des arbres et des haies dans une rue canyon par rapport à un scénario sans végétation (Abhijith *et al.*, 2017). Les changements positifs indiquent une augmentation de la concentration en polluants et les changements négatifs une réduction. Veuillez noter que les barres indiquées correspondent à la fourchette de variation des polluants rapportée dans différentes études. Les lettres suivantes renvoient aux travaux de: (a) Jin *et al.* (2014), (b) Amorim *et al.* (2013), (c) Buccolieri *et al.* (2011), (d) Abhijith et Gokhale (2015), (e) Li *et al.* (2013), (f) Gromke et Ruck (2012), (g) Ng et Chau (2012), (h) Balczo *et al.* (2009), (i) Gromke et Ruck (2009), (j) Buccolieri *et al.* (2009), (k) Ries et Eichhorn (2001), (l) Gromke *et al.* (2016), et (m) Li *et al.* (2016b).

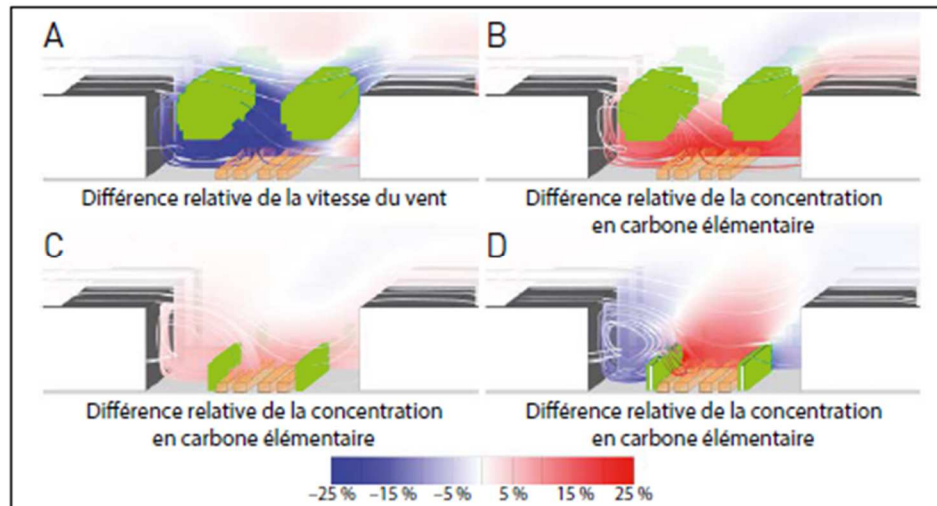


Figure 22. Visualisation d'une sélection de résultats ENVI-met pour la géométrie d'une rue canyon (Vos *et al.*, 2013). La direction du vent est de 90° (de gauche à droite). Les rubans correspondent aux lignes de courant et les barres orange au centre à la localisation des émissions du trafic. En haut à gauche : différence relative de la vitesse du vent pour le scénario des arbres (scénario de végétation 2). En haut à droite : différence relative de la concentration de CE pour le scénario des arbres (scénario de végétation 2). En bas à gauche : différence relative de la concentration en CE pour la haie de 4 m de haut (scénario de végétation 9). En bas à droite : différence relative de concentration en CE pour la barrière verte de 4 m de haut (scénario de végétation 16). Toutes les différences relatives se rapportent au cas de référence sans végétation.

Gallagher *et al.* (2015) passent en revue les méthodes passives (barrières poreuses et solides) destinées à améliorer la qualité de l'air dans les environnements urbains. Hagler *et al.* (2012), notamment, ont mesuré les concentrations en particules ultrafines (UFP) à l'aide d'une méthode de mesure mobile, en recueillant des données sur les routes principales et sur des sites à proximité, pendant plus de quarante sessions d'échantillonnage sur trois sites dans le centre de la Caroline du Nord (États-Unis). Deux des sites présentaient, le long d'une partie de la route, des peuplements d'arbres relativement étroits, l'un à feuilles persistantes et l'autre à feuilles caduques. Le troisième site comportait un mur antibruit en briques le long d'une partie de la route. Derrière le mur antibruit en briques, à 10 m de la route, les concentrations UFP mesurées étaient environ 50 % inférieures à celles mesurées sur un site ouvert à proximité, et ce pour de multiples conditions météorologiques. Pour les sites avec une barrière végétale, les tendances étaient variables et l'effet de la végétation sur les concentrations incertain. Dans certains cas, des concentrations plus élevées ont été observées derrière la barrière végétale, par rapport à une zone dégagée, ce qui peut être dû à des ouvertures dans la fine rangée d'arbres permettant la dispersion de la pollution liée au trafic vers les zones à proximité de la route derrière la végétation. L'échantillonnage réalisé au niveau de la route n'a révélé aucune différence significative dans les niveaux UFP entre les portions avec et sans barrière. Ces résultats confirment l'idée que les barrières solides en bordure de route peuvent atténuer l'impact sur les zones proches de la route. Mais, étant donné les avantages connexes des barrières végétales dans le paysage urbain, les auteurs encouragent à poursuivre les recherches sur le potentiel d'atténuation de barrières végétales aux configurations différentes (par exemple, une plus grande densité, une zone tampon plus large). D'autres études (Li *et al.*, 2016; Tong *et al.*, 2016; Al-Dabbous and Kumar, 2014; Morakinyo and Lam, 2015) ont démontré que la végétation urbaine et les barrières vertes offraient une atténuation passive de la pollution atmosphérique. De leur côté, Speak *et al.* (2012) ont évalué l'efficacité de quatre espèces de toits verts à capturer les particules PM₁₀.

Les résultats de Langner *et al.* (2011) montrent que les vitesses de dépôt sont plus élevées sur les sites en bordure de route (0.8 to 1.3 cm/s) que sur les sites hors de la circulation (0.4 to 0.5 cm/s). Ces zones présentent dès lors un intérêt particulier pour les mesures visant à réduire la pollution urbaine par les particules. La remise en suspension des particules doit être évitée à ces endroits, et la végétation haute offre la possibilité durant la frondaison d'augmenter de 50 % les vitesses de dépôt par rapport aux valeurs d'environ 1,0 cm/s. Toutefois, dans les rues canyons en particulier, un couvert végétal peu dense semble répondre à ces exigences pour optimiser la qualité de l'air à ces endroits.

Barwise and Kumar (2020) proposent une revue des espèces d'arbre viables au Royaume-Uni qui peuvent être utilisées comme barrières végétales (*cfr* tableau 4 de l'article). Les recommandations qui y sont faites sont également valables pour la Belgique.

2.3.3. Essences les plus représentées à Liège

Cette section reprend les paramètres (tableau 22) et les conclusions d'études menées sur une ou plusieurs espèces de la liste des essences les plus représentées sur la commune de Liège. Il faut noter que dans la littérature scientifique consultée, les estimations peuvent différer considérablement pour une même espèce et parfois être très proches entre différents types de végétation ou espèces. Comme l'importance relative des facteurs environnementaux (vitesse du vent local, concentrations, ...) est souvent mal connue, il est difficile d'analyser dans quelle mesure ils peuvent expliquer les différences. Langner *et al.* (2011) trouvent par exemple remarquable que les vitesses de dépôt sur deux espèces d'arbres présentant des caractéristiques de surface foliaire différentes (*Tilia cordata* et *Acer platanoides/pseudoplatanus*) soient presque identiques lorsque la moyenne est calculée sur l'ensemble de la période de végétation, alors que des différences distinctes peuvent être obtenues au cours de périodes d'échantillonnage plus courtes (Freer-Smith *et al.*, 2005).

Tableau 22. Estimations quantifiées de l'élimination des polluants par les 22 espèces sélectionnées.

Espèce	Zone géographique (Europe de préférence)	Localisation (forêt, parc, voirie)	Situation (isolé, aligné, groupé)	Estimation quantifiée	Méthode (mesures, modèle,...)	Référence
<i>Acer platanoides</i>	Cracovie (Pologne)			Dépôt de PM ₁₀ [1,369 µg/cm ² .j]	Accumulation mesurée par gravimétrie	Vigevani <i>et al.</i> (2022)
	Cracovie (Pologne)			Dépôt de PM _{2.5} [0,248 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
	Italie			Masse moyenne de PM _{2.5} par unité de foliaire [2.6 (±0.6) µg cm ⁻²]	Filtration sous vide	Gaglio <i>et al.</i> (2022)
<i>Acer pseudoplatanus</i>				Vd [0,04 - 0,3 cm/s]	Mesure en soufflerie	Freer-Smith <i>et al.</i> (2004)
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Rimini (Italie)			Dépôt de PM ₁₀ [0,673 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
	Rimini (Italie)			Dépôt de PM _{2.5} [0,150 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
	Cracovie (Pologne)			Dépôt de PM ₁₀ [1,548 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
	Cracovie (Pologne)			Dépôt de PM _{2.5} [0,374 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
				bioaccumulateur de métaux lourds		Kocic <i>et al.</i> (2014)
	Florence (Italie)			182 g arbre ⁻¹	Modèle i-Tree	Paoletti <i>et al.</i> (2011)
<i>Betula pendula</i>				Vd [0.0074 cm/s]	Soufflerie	Räsänen <i>et al.</i> (2017)
<i>Carpinus betulus</i>	Florence (Italie)			2,6 g arbre ⁻¹	Modèle i-Tree	Paoletti <i>et al.</i> (2011)
<i>Castanea sativa</i>						
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>						
<i>Corylus avellana</i>		Forêt		Vd [20 cm/s]		White and Turner (1970)
<i>Fagus sylvatica</i>						
<i>Fraxinus excelsior</i>				Vd [0,2 - 0,7 cm/s]	Mesure en soufflerie	Freer-Smith <i>et al.</i> (2004)

		Forêt		Vd [6,8 cm/s]		White and Turner (1970)
	Pologne	Voirie		Accumulation PM ₁₀ après la croissance [~ 16 µg/cm ²]	Pesée	Dzierzanowski <i>et al.</i> (2011)
	Cracovie (Pologne)			Dépôt de PM ₁₀ [1,098 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
	Cracovie (Pologne)			Dépôt de PM _{2.5} [0,252 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
<i>Pinus sylvestris</i>						
<i>Platanus x acerifolia</i>	Rimini (Italie)			Dépôt de PM ₁₀ [0,529 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
	Rimini (Italie)			Dépôt de PM _{2.5} [0,126 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
	Italie			Masse moyenne de PM _{2.5} par unité de foliaire [2.1 (±0.8) µg cm ⁻²]	Filtration sous vide	Gaglio <i>et al.</i> (2022)
<i>Prunus avium</i>						
<i>Prunus cerasifera</i> 'Nigra'	Italie			Absorption annuelle de PM ₁₀ : 6,6 (jeune) et 77,9 (adulte) µg/cm ² (surface des feuilles), 9,6 (jeunes) et 88,4 (adultes) g arbre ⁻¹ (absorption totale de l'arbre)	Total PM10 removed- µg/cm ² for year- = ΣVd * C * 3600 * 24 * Ti * LAI * Fd	Orlandi <i>et al.</i> (2023)
<i>Prunus cerasus</i>						
<i>Quercus petraea</i>				Vd [0,8 - 3,1 cm/s]	Mesure en soufflerie	Freer-Smith <i>et al.</i> (2004)
		Forêt		Vd [3,2 cm/s]		White and Turner (1970)
<i>Quercus robur</i>	Rimini (Italie)			Dépôt de PM ₁₀ [0,976 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
	Rimini (Italie)			Dépôt de PM _{2.5} [0,182 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)

	Cracovie (Pologne)			Dépôt de PM ₁₀ [1,620 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
	Cracovie (Pologne)			Dépôt de PM _{2.5} [0,378 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
<i>Robinia pseudoacacia</i>						
<i>Sorbus aucuparia</i>	Cracovie (Pologne)			Dépôt de PM ₁₀ [1,321 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
	Cracovie (Pologne)			Dépôt de PM _{2.5} [0,276 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
<i>Taxus baccata</i>						
<i>Tilia x europaea</i>	Rimini (Italie)			Dépôt de PM ₁₀ [0,759 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
	Rimini (Italie)			Dépôt de PM _{2.5} [0,182 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
<i>Tilia cordata</i>	Pologne	Voirie		Accumulation PM ₁₀ après la croissance [~ 21 µg/cm ²]	Pesée	Dzierzanowski <i>et al.</i> (2011)
				Capture potentielle par unité de surface foliaire [0,015 mg/cm ²]	Soufflerie	Blanusa <i>et al.</i> (2015)
	Cracovie (Pologne)			Dépôt de PM ₁₀ [2,062 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
	Cracovie (Pologne)			Dépôt de PM _{2.5} [0,380 µg/cm ² .j]		Vigevani <i>et al.</i> (2022)
	Serbie			bioaccumulateur de métaux lourds		Kocic <i>et al.</i> (2014)
	Italie			Masse moyenne de PM _{2.5} par unité de foliaire [3.5 (±0.6) µg cm ⁻²]	Filtration sous vide	Gaglio <i>et al.</i> (2022)

Pace and Grote (2020) présentent un comparatif des valeurs moyennes de vitesse de dépôt en fonction de la vitesse du vent pour des feuillus (tableau 23) et pour des conifères (tableau 24) urbains. Bien que la vitesse de dépôt varie fortement selon l'espèce, on observe qu'en moyenne celle des conifères est bien plus importante que celle des feuillus. Cette différence pourrait amener une sous-estimation des flux de dépôt par i-Tree.

Tableau 23. Vitesses de dépôt pour différentes classes de vitesse du vent pour des feuillus à feuilles caduques, dérivées de données publiées.

TABLE 1 | Deposition velocities for different wind-speed classes for deciduous broadleaved trees derived from published data.

Wind speed (m s ⁻¹)	1	3	6	8.5	10
<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl. ¹		0.831	1.757	3.134	
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertner ¹		0.125	0.173	0.798	
<i>Fraxinus excelsior</i> (L.) ¹		0.178	0.383	0.725	
<i>Eucalyptus globulus</i> (Labill.) ¹		0.018	0.029	0.082	
<i>Ficus microcarpa</i> (L.) ¹		0.041	0.098	0.234	
<i>Acer campestre</i> (L.) ²	0.03	0.08		0.46	0.57
<i>Sorbus intermedia</i> (Ehrh.) Pers. ²	0.04	0.39		1.82	2.11
<i>Populus deltoides</i> x <i>trichocarpa</i> (Beaupré) ²	0.03	0.12		1.05	1.18
Average	0.03	0.22	0.49	1.04	1.29

¹Freer-Smith et al., 2004; ²Beckett et al., 2000.

Tableau 24. Vitesses de dépôt pour différentes classes de vitesse du vent pour des conifères, dérivées de données publiées.

TABLE 2 | Deposition velocities for different wind-speed classes for coniferous trees derived from published data.

Wind speed (m s ⁻¹)	1	3	6	8.5	10
<i>Pseudotsuga menziesii</i> (Mirb.) Franco ¹		1.269	1.604	6.04	
<i>Pinus nigra</i> (Arnold) ²	0.13	1.15		19.24	28.05
<i>Cupressocyparis</i> x <i>lexlandii</i> (Dallim.) ²	0.08	0.76		8.24	12.2
<i>Pinus strobus</i> (L.) ³	0.0108				
<i>Tsuga canadensis</i> (L.) Carrière ³	0.0193				
<i>Pseudotsuga japonica</i> (Shiras.) Beissn. ³	0.0058				
<i>Picea abies</i> (L.) Karst. ³	0.0189–0.038				
Average	0.04	1.06	1.60	11.1	20.1

¹Freer-Smith et al., 2004; ²Beckett et al., 2000; ³Pullman, 2009.

Baraldi *et al.* (2019) proposent une approche intégrée basée sur des mesures directes des traits fonctionnels des feuilles et sur l'estimation du potentiel d'atténuation des plantes pour prédire l'impact spécifique sur la qualité de l'air de 29 espèces, y compris des arbres et des arbustes, couramment présents dans le contexte urbain (tableau 25). Les émissions de composés organiques volatils et l'impact sur la formation d'ozone de chaque espèce sont aussi évalués. Au niveau des plantes, les équations de dépôt de la pollution et le modèle i-Tree Eco ont été appliqués pour estimer le potentiel d'élimination des particules (PM₁₀) et de l'ozone (O₃) et pour calculer le stockage et la séquestration du dioxyde de carbone (CO₂) par les espèces étudiées. Leurs résultats mettent en évidence la capacité spécifique des espèces végétales à capturer les polluants atmosphériques en fonction de leurs caractéristiques foliaires physiologiques (assimilation du CO₂ et conductance stomatique) et morphologiques (stomates, trichomes, cires et ornementation cuticulaire). Les arbres ayant des trichomes abondants, des cires et des surfaces foliaires ridées sont considérés comme plus aptes à capturer les polluants. La plupart des espèces étudiées conviennent aux programmes de planification urbaine, car elles émettent peu de COV et ont par conséquent un impact sur la formation d'ozone faible ou modéré. L'élimination annuelle de l'O₃ et des PM₁₀ par les espèces d'arbres étudiées varie entre 58 et 140 g par plante par an et entre 17 et 139 g par plante par an, respectivement. Le stockage total de CO₂ par les arbres était compris entre 164 et 215 kg par plante et la séquestration annuelle brute de CO₂ entre 11 et 20 kg par plante par an. *Acer platanoides* serait une espèce efficace pour capturer les PM₁₀ et absorber l'O₃. *Prunus cerasifera* et *Acer platanoides* seraient efficaces pour la séquestration et le stockage du carbone.

Tableau 25. Élimination des PM₁₀ (g plante⁻¹ an⁻¹), absorption de l'O₃ (g plante⁻¹ an⁻¹), stockage du carbone (kg plante⁻¹) et séquestration du carbone (kg plant⁻¹an⁻¹) des espèces étudiées. Le stockage et la séquestration du carbone sont calculés avec le modèle i-Tree Eco pour les arbres et arbustes de taille moyenne.

Species	PM ₁₀ removal [g plant ⁻¹ yr ⁻¹]	O ₃ absorption [g plant ⁻¹ yr ⁻¹]	CO ₂ storage [kg plant ⁻¹]	Gross CO ₂ sequestration [kg plant ⁻¹ yr ⁻¹]
<i>Acer campestre</i>	104.40	137.03	772.63	65.15
<i>Acer platanoides</i>	104.40	137.03	738.59	62.95
<i>Alnus glutinosa</i>	67.82	118.23	703.45	64.78
<i>Carpinus betulus</i>	68.62	140.25	674.17	62.95
<i>Catalpa bungei</i>	44.98	121.20	687.35	63.68
<i>Celtis australis</i>	132.07	133.81	690.28	64.05
<i>Cercis siliquastrum</i>	67.82	118.23	695.03	64.42
<i>Crataegus monogyna</i>	20.85	58.87	662.09	62.22
<i>Fraxinus excelsior</i>	90.34	130.60	637.57	53.80
<i>Fraxinus ornus</i>	76.02	130.60	637.57	53.80
<i>Ginkgo biloba</i>	63.50	109.33	698.32	64.42
<i>Koeleria</i>	72.82	137.03	697.60	64.42
<i>paniculata</i>				
<i>Liquidambar</i>	71.50	95.23	602.80	43.55
<i>styraciflua</i>				
<i>Liriodendron</i>	139.70	127.38	559.61	51.97
<i>tulipifera</i>				
<i>Malus domestica</i>	42.14	97.95	655.14	61.49
<i>Morus alba</i>	66.11	115.26	679.30	63.32
<i>Parrotia persica</i>	74.91	92.51	715.90	65.88
<i>Prunus cerasifera</i>	63.63	109.33	789.10	74.66
<i>Quercus cerris</i>	66.12	124.42	784.70	74.66
<i>Robinia</i>	70.00	115.26	708.21	65.15
<i>pseudoacacia</i>				
<i>Sambucus nigra</i>	17.02	50.46	644.89	60.76
<i>Sophora japonica</i>	49.86	118.23	695.03	64.42
<i>Tilia platyphyllos</i>	71.05	97.95	446.52	40.63
<i>Tilia cordata</i>	72.94	110.32	446.52	40.63
<i>Ulmus minor</i>	94.74	130.60	568.03	52.70
<i>Laurus nobilis</i>	18.82	70.45	54.17	14.27
<i>Ligustrum japonicum</i>	21.16	66.90	56.36	14.27
<i>Photinia x fraseri</i>	18.82	70.45	54.90	13.90
<i>Viburnum tinus</i>	13.58	60.39	49.41	13.54

Sæbø *et al.* (2012) ont étudié l'accumulation de particules sur les feuilles de 22 arbres et 25 arbustes dans des champs d'essai en Norvège et en Pologne. Les PM_{10} , $PM_{2.5}$, $PM_{0.2}$ sur les feuilles différaient d'une espèce à l'autre de 10 à 15 fois sur les deux sites d'essai (figures 23 et 24). Ils ont observé que *Pinus mugo* et *Pinus sylvestris*, *Taxus media* et *Taxus baccata*, *Stephanandra incisa* et *Betula pendula* étaient des espèces efficaces pour capturer les particules. Les espèces les moins efficaces étaient *Acer platanoides*, *Prunus avium* et *Tilia cordata*.

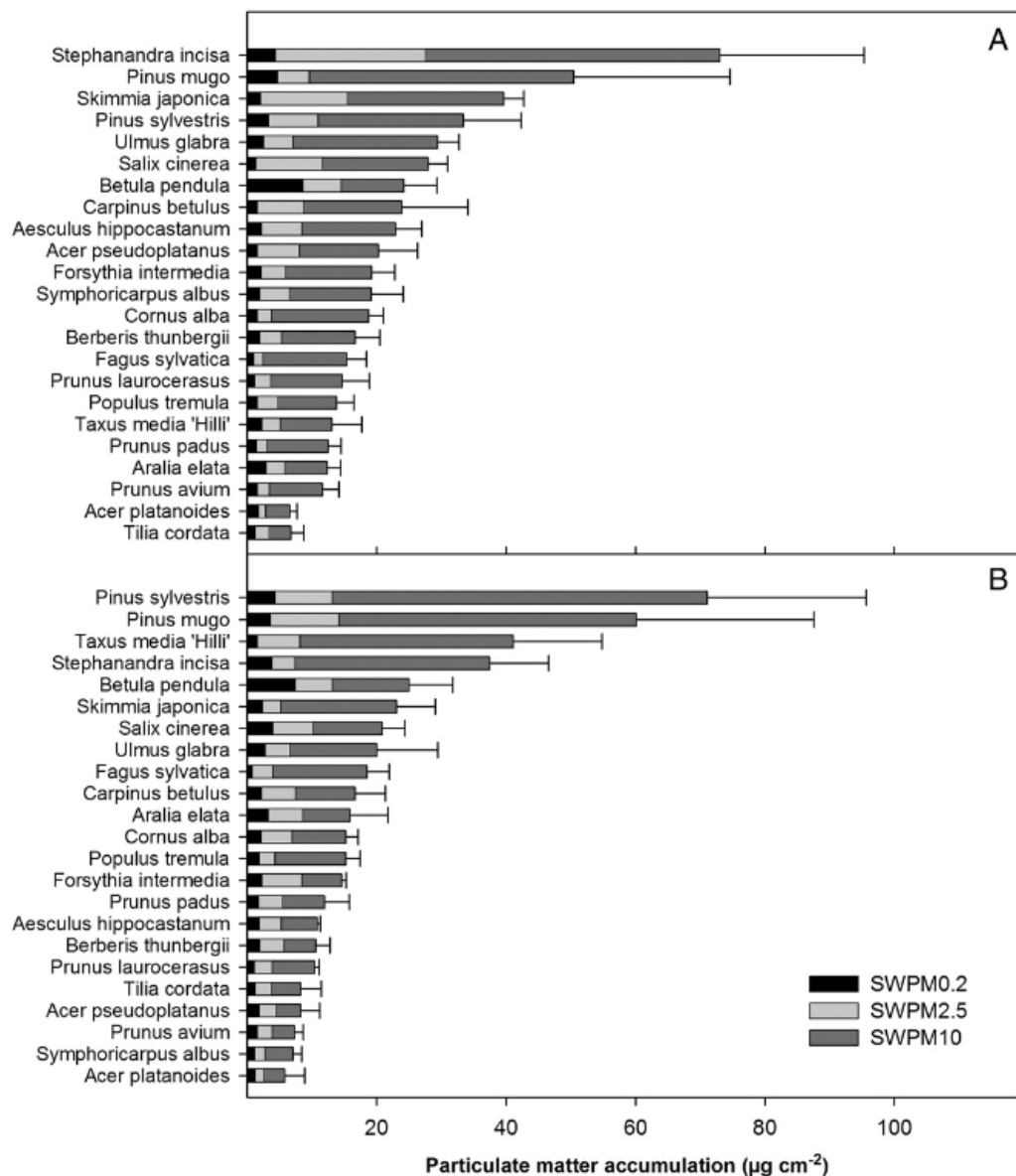


Figure 23. Accumulation de particules sur les feuilles d'espèces ligneuses en Norvège en 2009 (A) et 2010 (B), présentée comme la somme des particules de surface et des particules déposées par la cire pour trois fractions granulométriques. Les barres d'erreur représentent l'écart-type de l'accumulation totale de particules.

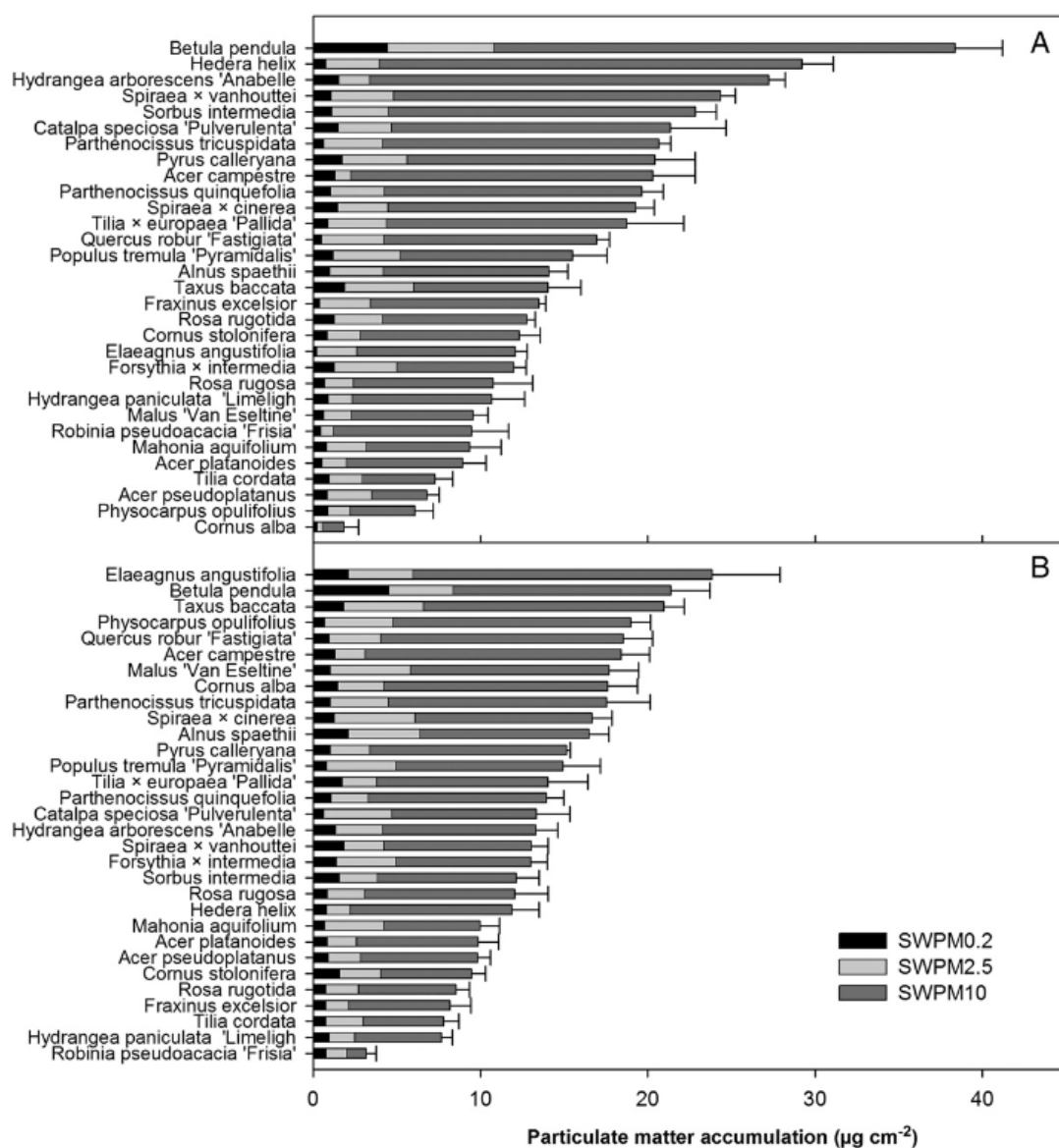


Figure 24. Accumulation de particules sur les feuilles d'espèces ligneuses en Pologne en 2009 (A) et 2010 (B), présentée comme la somme des particules de surface et des particules déposées par la cire pour trois fractions granulométriques. Les barres d'erreur représentent l'écart-type de l'accumulation totale de particules.

Sprigna *et al.* (2020) ont étudié les relations entre l'efficacité de capture des particules dans l'air et les caractéristiques des feuilles de douze espèces d'arbres provenant d'un environnement urbain-industriel italien (tableau 26).

Tableau 26. Dépôt de particules (PM) moyen sur les surfaces foliaires avec les erreurs standard, pour différentes fractions, obtenues par filtration sous vide et microscopie électronique à balayage couplée à la spectroscopie de rayons X dispersés en énergie (SEM/EDX), pour douze espèces d'arbres (*Acer saccharinum* A. s., *Catalpa bignonioides* C. b., *Cedrus atlantica* C. a., *Celtis australis* C. au., *Magnolia grandiflora* M. g., *Platanus acerifolia* P. a., *Populus nigra* P. n., *Populus tremula* P. t., *Prunus cerasifera* P. c., *Quercus pubescens* Q. p., *Robinia pseudoacacia* R. p., *Tilia cordata* T. c.) échantillonnées dans le parc Le Grazie de la ville de Terni (Italie). Les groupes homogènes ont été calculés à l'aide du test LSD de Fisher et sont représentés par les lettres (a-f), "a" étant le groupe présentant le dépôt de particules le plus faible, dans chaque fraction de taille.

Table 3

Mean particulate matter (PM) loads on leaf surfaces with standard errors, at different size fractions, as obtained by vacuum filtration (V/F) and scanning electron microscopy coupled with energy dispersed X-ray spectroscopy (SEM/EDX), for twelve trees species sampled in Le Grazie park in the city of Terni (Italy). Homogeneous groups were calculated through Fisher LSD – test and are represented by the letters (a–f), being "a" the group with the lower PM deposition, in every size fraction. The id codes of the sampled tree species correspond to those reported in Table 1.

Species	PM load by V/F ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)			PM load by SEM/EDX ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$)					
	PM10		PM2.5		PM10		PM2.5		PM1
A. s.	2.76 ± 1.06	bcd	0.69 ± 0.15	ab	9.16 ± 3.49	de	2.47 ± 0.71	cd	0.67 ± 0.23
C. h.	1.92 ± 0.94	ab	0.68 ± 0.09	ab	1.95 ± 0.52	ab	0.49 ± 0.09	a	0.23 ± 0.06
C. a.	3.71 ± 0.38	cde	0.92 ± 0.05	abd	2.94 ± 0.66	ab	1.21 ± 0.17	ab	0.47 ± 0.02
C. au.	2.13 ± 0.76	abc	0.71 ± 0.33	ab	4.12 ± 1.72	ab	0.80 ± 0.23	a	0.23 ± 0.05
M. g.	2.75 ± 0.57	bd	1.45 ± 0.26	cde	4.67 ± 0.42	cb	1.97 ± 0.38	bc	0.65 ± 0.19
P. a.	1.64 ± 0.24	ab	0.58 ± 0.22	ab	11.96 ± 0.53	e	3.15 ± 0.27	d	0.51 ± 0.04
P. n.	4.17 ± 0.38	de	1.79 ± 0.02	ce	1.93 ± 0.39	ab	0.69 ± 0.05	a	0.28 ± 0.03
P. t.	0.89 ± 0.24	a	0.33 ± 0.03	a	7.69 ± 2.24	dc	1.23 ± 0.04	ab	0.38 ± 0.02
P. c.	5.08 ± 0.46	e	1.87 ± 0.55	ce	11.49 ± 1.92	e	2.69 ± 0.66	cd	0.67 ± 0.15
Q. p.	1.94 ± 0.45	ab	1.26 ± 0.13	bcd	3.38 ± 0.59	ab	0.65 ± 0.05	a	0.19 ± 0.02
R. p.	3.80 ± 0.96	de	1.98 ± 0.45	c	1.80 ± 0.49	ab	0.42 ± 0.11	a	0.15 ± 0.03
T. c.	6.69 ± 0.32	f	2.99 ± 0.19	e	1.10 ± 0.25	a	0.64 ± 0.16	a	0.17 ± 0.03

Muhammad *et al.* (2019) ont examiné les feuilles de 96 espèces de plantes pérennes urbaines afin de déterminer leurs différences en matière d'accumulation nette de particules. L'aimantation rémanente isotherme de saturation des feuilles (SIRM), une approximation de l'accumulation de particules générées par le trafic et l'industrie, ainsi que les caractéristiques morphologiques et anatomiques des feuilles, ont été analysées expérimentalement dans un jardin. La SIRM des feuilles a varié de manière significative entre les espèces. Les espèces accumulant le plus de particules avec une valeur médiane de 23,0 μA (unité difficile à utiliser dans notre étude) étaient *Buddleja davidii*, *Viburnum opulus*, *Carpinus betulus*, *Quercus ilex*, *Viburnum lantana*, *Rosa rugosa*, *Sorbus aria*, *Aesculus hippocastanum*, *Pseudotsuga menziesii* et *Acer campestre*. Les espèces végétales les moins efficaces, avec une valeur médiane de 10,4 μA , étaient *Populus alba*, *Alnus glutinosa*, *Larix kaempferi*, *Larix decidua*, *Plantanus x acerilifolia*, *Acer pseudoplatanus*, *Robinia pseudoacacia*, *Quercus palustris*, *Rosa canina* et *Liquidambar styraciflua*. L'"importance variable" de l'accumulation pour les espèces étudiées a été obtenue à l'aide de la méthode randomForest. La présence de trichomes foliaires et la surface spécifique des feuilles ont été identifiées comme des caractéristiques foliaires importantes pour la catégorisation des espèces végétales sélectionnées en tant que faibles, moyennes et fortes accumulatrices de particules.

2.3.3.1. Services écosystémiques

Yang *et al.* (2015) ont développé une méthode pour classer les espèces d'arbres les plus observées en milieu urbain dans le monde en fonction notamment de leur capacité à capturer les particules PM_{2,5} et leur taux d'émissions de COVB. Les résultats montrent que les espèces que l'on retrouve le plus en ville ne sont pas les plus performantes pour filtrer les PM_{2,5}. Parmi les 22 espèces les plus communes à Liège, *Fraxinus excelsior* et *Tilia europaea* sont les mieux classées (cfr tableau 5 de l'article). Toutefois, selon les auteurs il y a moyen de d'améliorer la qualité de l'air en plantant des espèces plus efficaces, particulièrement des conifères.

Grote *et al.* (2016) résumant et discutent les connaissances actuelles sur l'impact des traits des arbres sur la pollution de l'air. Avec une méthodologie similaire à Yang *et al.* (2015), ils présentent les caractéristiques agrégées des espèces d'arbres les plus courantes en Europe (figure 25). Comparé à l'inventaire mené à l'échelle mondiale par Yang *et al.* (2015), l'inventaire européen montre une plus grande importance de *Tilia* sp. et d'*Aesculus hippocastanum*.

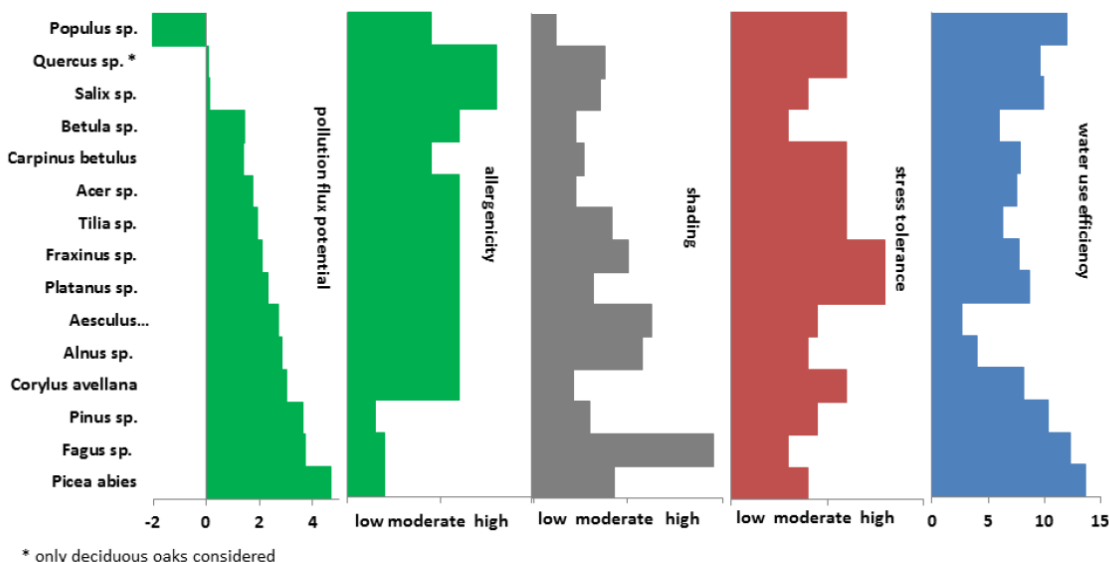


Figure 25. Services écosystémiques des espèces d'arbres urbains les plus importantes, classés en fonction de leur contribution à la qualité de l'air (Grote *et al.*, 2016). Les indices sont dérivés des propriétés morphologiques et physiologiques (allergénicité = intensité de la pollinisation (1-4) * toxicité (1-4), ombrage = LAI/IAL * largeur/hauteur) et des informations générales tirées de la littérature (tolérance au stress = tolérance à la sécheresse (1-4) * tolérance à la pollution de l'air (1-4)).

Tiwary *et al.* (2016) proposent un indice de performance conçu à partir des sept caractéristiques suivantes, spécifiques aux environnements de rue - potentiel de flux de pollution (PFP), potentiel de séquestration du carbone (CSP), potentiel de confort thermique (TCP), potentiel d'atténuation du bruit (NAP), potentiel d'énergie de la biomasse (BEP), tolérance au stress environnemental (EST) et facteur de projection de la couronne (CPF) (tableau 27). Son application est démontrée par une étude sur quinze espèces végétales en rue au Royaume-Uni, en utilisant une combinaison de mesures directes sur le terrain et de données bibliographiques inventoriées (pour la plupart issues de l'inventaire i-Tree). Selon leurs résultats, les arbres de petite à moyenne taille et les arbustes à feuilles persistantes devraient être préférés aux grands arbres pour l'aménagement des rues.

Tableau 27. Estimation de l'indice de performance (IP) sur base de sept traits constitutifs appliqués à quinze espèces de végétation de rue (*cfr* tableau 5) dans la zone d'étude (Royaume-Uni).

Table 3
Estimation of performance index (PI) on the basis of the seven constituent traits as applied to fifteen street vegetation species in the case study area.

SPECIES Common Name	TRAITS-VALUES							TRAITS-GRADES							PI
	PFP	CSP	TCP	NAP	BEP	EST	CPF	PFP	CSP	TCP	NAP	BEP	EST	CPF	
Horsechestnut	2.7	14.5	909.9	0.012	3.1	11.3	10.7	+++	++	++++	+	++	+++	--	13
Sycamore Maple	1.7	11.3	356.7	0.009	3.2	9.9	3.0	++	++	++	+	++	++	+++++	16
Hornbeam	1.4	1.9	161.4	0.007	1.0	10.8	0.9	++	+	+	+	++	+++	+++++	15
Turkish Hazelnut	3.0	4.4	138.1	0.025	1.5	11.6	1.9	++++	+	+	+	++	+++	+++++	16
Beech	3.7	17.0	951.1	0.012	0.9	9.9	19.3	++++	++	++++	+	+	++	-----	8
Ash	2.2	3.9	230.8	0.013	0.8	10.3	2.9	++++	+	+	+	++	+++	+++++	15
Sweet gum	0.0	8.1	158.9	0.007	2.0	6.8	4.8	-	+	+	+	++	++	+++	9
London Plane	2.3	21.6	359.7	0.003	5.4	14.3	10.5	++++	+++	++	+	+++	+++	-	14
Willow (SRC)	0.1	20.6	115.8	0.041	5.2	5.7	1.1	+	++++	+	++	+++	++	+++++	18
Lime (Littleleaf linden)	1.8	4.9	169.0	0.017	0.9	10.1	1.9	++	+	+	+	+	+++	+++++	14
Norway spruce	4.7	10.2	643.9	0.122	3.7	11.3	5.9	+++++	++	+++	+++++	++	+++	+++	23
Black cherry	1.5	3.3	221.7	0.032	0.8	8.3	0.4	++	+	+	++	+	++	+++++	15
Berberis	1.4	0.0011	98.2	0.096	0.3	7.8	0.2	++	+	+	+++++	+	++	+++++	17
Laurustinus	1.7	0.0013	102.7	0.093	0.4	8.5	0.4	++	+	+	+++++	+	++	+++++	17
Mahonia	1.5	0.0009	112.4	0.102	0.3	6.7	0.1	++	+	+	+++++	+	++	+++++	18

Enfin, Gaglio *et al.* (2022) présentent une amélioration de la modélisation de la capture des particules fines (par rapport à i-Tree qui ne fait pas de différenciation entre espèces) en introduisant un indice reprenant plusieurs traits foliaires (stockage de l'eau sur les feuilles, vitesse de dépôt, taux de remise en suspension et capacité de lavage des feuilles) pour discerner l'effet de l'espèce (figure 26).

Model parameter	Leaf trait	Classes	Score	
Canopy water storage (i)	Leaf area (mm ²)	<225	1	$i = \begin{cases} \text{leaf area} & \text{if broadleaves} \\ \text{needle length} & \text{if conifers} \end{cases}$
		225-4500	2	
		>4500	3	
Deposition velocity (j)	Needle length (cm)	<2	1	$j = \begin{cases} \frac{(\text{veins} + \text{trichomes} + \text{waxes})}{3} & \text{if broadleaves} \\ 3 & \text{if conifers} \end{cases}$
		2-4	2	
		>4	3	
	Veins	1 st order	1	
		2 nd order	2	
		3 rd - 4 th order	3	
Resuspension (k)	Trichomes (number/mm ²)	<33	1	$k = \begin{cases} \frac{(\text{petiole length} + \text{shape index} + \text{roughness})}{3} & \text{if broadleaves} \\ 3 & \text{if conifers} \end{cases}$
		33-66	2	
		>66	3	
	Waxes	Absent	1	
		Moderately present	2	
		Abundant	3	
	Petiole length (cm)	>2	1	
		1-2	2	
		<1	3	
Washing (w)	Shape index (adimensional)	>3	1	$w = \begin{cases} 2 \times \text{Stickiness} & \text{if broadleaves} \\ 3 + \text{Stickiness} & \text{if conifers} \end{cases}$
		1.5-3	2	
		<1.5	3	
	Roughness (% coverage)	<33	1	
		33-66	2	
		>66	3	
	Stickiness	Presence	1	
		Absence	0	

Figure 26. Paramètres du modèle et traits foliaires utilisés pour attribuer les scores (à gauche). La différenciation des classes se fait selon Keating, 2009 (surface foliaire et ordre des nervures), Sgrigna *et al.*, 2020 (trichomes et classes de rugosité), Kattge *et al.*, 2020 (cires), et selon le nombre de membres du groupe (longueur du pétiole et forme de la feuille). Une note est attribuée à chaque caractère foliaire conformément au tableau à gauche, puis une valeur finale est calculée pour chacun des quatre paramètres (i, j, k, w) à droite.

2.4. Connectivité écologique

Actuellement, la biodiversité souffre d'une crise mondiale, parfois qualifiée de sixième crise d'extinction massive par analogie avec celles observées dans l'histoire de la biosphère (Barnosky *et al.*, 2011). Ce qui différencie cette crise des précédentes sont les taux d'extinction particulièrement élevés, qui jusqu'à aujourd'hui n'avaient encore jamais été atteints. Dans son rapport 2019, la Plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) estime qu'en moyenne 25~\% des espèces animales et végétales évaluées sont menacées d'extinction. Cela signifie qu'environ 1 million d'espèces risquent de disparaître dans les décennies à venir si aucune mesure n'est prise pour réduire l'intensité des facteurs à l'origine de la perte de biodiversité.

De nombreuses espèces animales sont capables de se développer en ville. Par exemple, environ 50 % des oiseaux d'Europe sont présents dans au moins une grande ville européenne (Kelcey et Hreinwald, 2005), et entre 1.9 et 4.2 % des 10500 espèces mondiales ont les villes comme habitat principal (Fergus *et al.*, 2003). Cependant, la présence d'une espèce en ville ne signifie pas que cette espèce s'y porte bien, et l'on observe également un déclin de la biodiversité en ville sur les 20 dernières années. Certains pays ont donc décidé de définir des Aires Importantes pour les Oiseaux et la Biodiversité à l'intérieur de zones urbaines (Sneep *et al.*, 2016).

L'artificialisation des sols limite la taille des poches d'habitats potentielles ainsi que les ressources nécessaires dont les animaux ont besoin. A l'échelle de la ville, le système de « land sparing » (préserver une grande zone d'habitat dans la ville et artificialiser entièrement le reste avec un bâti très dense) semble toutefois être moins efficace que le « land sharing » (maintenir plusieurs zones d'habitat avec une densité moyenne de bâti) en terme de diversité fonctionnelle de l'avifaune. Cependant, plusieurs études montrent que la taille des poches d'habitat a de l'importance pour la préservation de la biodiversité. Par exemple, la richesse spécifique en petits mammifères peut être maintenue avec des poches d'habitats de plus de 0.65 ha, et celle en batraciens et reptiles grâce à des sites plus grands que 0.55 ha et contenant de l'eau (Dickman, 1987). Pour les oiseaux, la taille des poches d'habitat est le facteur déterminant pour la diversité et l'abondance (Grafius *et al.*, 2017; Kang *et al.*, 2015), suivie par l'absence de perturbation humaines (Kang *et al.*, 2015).

La fragmentation de l'habitat est donc un enjeu important auquel sont confrontés les animaux en milieu urbain (Donnelly et Marzluff, 2004; MacGregor-Fors et Schondube, 2011). Une bonne connectivité entre de petites poches d'habitat permet cependant aux animaux de se déplacer en toute sécurité et de trouver de la nourriture et de l'eau dans les zones urbaines présentant des habitats morcelés comme si ceux-ci n'en formaient qu'un. Inversement, les routes, les bâtiments et les autres infrastructures urbaines peuvent empêcher les animaux de se déplacer librement et d'accéder aux ressources dont ils ont besoin pour survivre.

Par ailleurs, d'autres éléments entrent également en compte, mais dans une moindre mesure: les collisions avec les véhicules (Ramp *et al.*, 2006), la pollution lumineuse (Faeth *et al.*, 2011) et sonore (Grafius *et al.*, 2017), et la présence de prédateurs urbains tels que les chats domestiques peuvent menacer la survie des animaux en ville (Loss et Marra, 2017; Moller, 2014).

Il existe plusieurs solutions pour aider les animaux à coexister avec les villes. La création de corridors de migration est l'une des solutions les plus courantes. Ces couloirs permettent aux animaux de se déplacer librement entre les zones naturelles et les zones urbaines, tout en évitant les obstacles tels que les routes et les bâtiments. La plupart des espèces préfèrent une végétation endémique et diversifiée avec différents étages de végétation (Burghardt *et al.*, 2009; 2010; 2015). Les ponts et tunnels pour la faune sont une autre solution courante. Ceux-ci permettent aux animaux de traverser les routes en toute sécurité, réduisant ainsi les risques de collisions avec les véhicules. Par ailleurs, une

autre cause majeure de la disparition d'oiseaux en ville est la diminution des sites de nidification. Historiquement, de nombreux oiseaux nichaient sous les toits ou dans les infractuosités des murs, mais l'isolation des bâtiments modernes (nécessaire pour économiser l'énergie) réduit malheureusement ces possibilités (De Laet et Summers-Smith, 2007). Selon Natagora (Paquet, 2021), la disparition de ces interstices serait la principale raison du déclin (4.9 % par an entre 1992 et 2020) d'oiseaux tels que les moineaux domestiques, étourneaux sansonnets, rouges-queues noirs et martinet noirs.

Pour conclure, l'aménagement de grandes zones de végétation endémique serait la mesure la plus efficace pour améliorer la biodiversité en ville, mais cette mesure n'est en général possible que dans les nouveaux quartiers. Les actions les plus efficaces sont donc 1) l'usage de bonnes pratiques lors de la construction ou la rénovation de bâtiments et 2) l'amélioration de la connectivité pour augmenter indirectement la surface d'habitat. Dans cette étude, nous nous concentrerons sur le second point puisqu'il demande une modélisation afin de fournir un résultat optimal. Par ailleurs, nous nous focaliserons sur la connectivité ligneuse.

3. Modélisation des services écosystémiques de régulation

3.1. I-TREE

i-Tree Eco est un outil gratuit développé par l'USDA Forest Service pour quantifier une série de services écosystémiques fournis par les arbres urbains (Nowak, 2021; tableau 28). Le modèle demande, en entrée, des données environnementales sur la zone d'étude (*e.g.*, variables météorologiques, concentrations en polluants et occupation du sol) et un inventaire de la population arborée.

Tableau 28. Résumé des caractéristiques directement mesurées sur le terrain qui sont utilisées pour estimer les variables dérivées et les services écosystémiques. D=directement utilisé; I=indirectement utilisé; C= conditionnellement utilisé.

Table 2.—Summary of which directly field-measured characteristics are used to estimate derived variables and ecosystem services. D= directly used; I= indirectly used; C= conditionally used.

	DERIVED VARIABLES		ECOSYSTEM SERVICES										
	Leaf Area	Leaf Biomass	Carbon Storage	Gross Carbon Sequestration	Net Carbon Sequestration	Energy Effects	Air Pollution Removal	Avoided Runoff	Transpiration	VOC Emissions	Compensatory Value	Wildlife Suitability	UV Effects
DIRECT MEASURES													
Species	D	D	D	D	D	D	I	I	I	D	D		
Diameter at breast height (d.b.h.)			D	D	D						D	D	
Total height	D	D	C	C	C	D	I	I	I	I		D	
Crown base height	D	D	C				I	I	I	I			
Crown width	D	D	C				I	I	I	I			
Crown light exposure			C	D	D								
Percent crown missing	D	D	C	C	C	D	I	I	I	I			
Crown health (condition/ dieback)				D	D						D	D	
Field land use				D							D	D	
Distance to building						D							
Direction to building						D							
Percent tree cover						D	D	D				D	D
Percent shrub cover							D					D	
Percent building cover						D							
Ground cover composition							I					D	

À jour avec l'état de l'art et évalué par la communauté, i-Tree Eco est maintenant reconnu en matière d'évaluation des services écosystémiques et des valeurs économiques dérivées spécifiquement des arbres urbains (Rossi *et al.*, 2022). De nombreuses études ont été menées pour valider cet outil par le biais d'études de cas (Fox *et al.*, 2020; Yarnvudhi *et al.*, 2021; Zanzi *et al.*, 2021) et de comparaisons et de synergies avec d'autres outils tels que les équations allométriques ou les mesures directes (Baraldi *et al.*, 2019; Riondato *et al.*, 2020; Szkop *et al.*, 2020; Su *et al.*, 2021; Pace *et al.*, 2021). Au départ, i-Tree Eco a été largement appliqué aux États-Unis (Nowak *et al.*, 2008; Berland *et al.*, 2020; Lin *et al.*, 2021); depuis 2010, il a été largement utilisé dans d'autres pays et diverses régions climatiques [Yarnvudhi *et al.*, 2021; Su *et al.*, 2021; Millward *et al.*, 2011; Endreny *et al.*, 2017), et notamment en Europe (Soares *et al.*, 2011; Riondato *et al.*, 2020; Zanzi *et al.*, 2021; Baro *et al.*, 2019; Carinanos *et al.*, 2021; Orlandi *et al.*, 2022).

En général, les chercheurs utilisent i-Tree Eco dans des contextes urbains pour définir des modèles de croissance verte urbaine (Berland *et al.*, 2020), pour évaluer un service écosystémique unique comme le stockage du carbone (Fox *et al.*, 2020) ou l'amélioration de la qualité de l'air (Riondato *et al.*, 2020; Su *et al.*, 2021), pour évaluer les services écosystémiques fournis par les parcs urbains (Yarnvudhi *et al.*, 2021; Millward *et al.*, 2011) ou pour comparer les conceptions vertes urbaines en termes de fourniture de services écosystémiques (Zanzi *et al.*, 2021). Cependant, comme le soulignent Rossi *et al.* (2022), pour que les politiciens et les urbanistes prennent en compte la valeur de la plantation d'arbres dans leurs décisions quotidiennes, le développement d'outils faciles à utiliser fait toujours défaut (Acosta *et al.*, 2021; Endreny *et al.*, 2017; Cerema, 2019).

3.1.1. Données

3.1.1.1. Inventaires

- Inventaire des jardins privés (Ville de Liège, 2022)
- Inventaire Sart-Tilman (Rondeux et Schillings, 2013)
- Wandre (Denis Orban, 2021)
- Arbustum (Ville de Liège, 2022)
- Bois non-soumis (Rotheudt (Bemelmans), 2014)

La description de ces inventaires se trouve dans la section Méthodologie suivante.

3.1.1.2. Données météorologiques

Les données météorologiques utilisées par i-Tree sont les données de l'année 2016 pour Liège (un cumul annuel de précipitations de 688 mm et une température moyenne annuelle de 10,6 °C). L'année 2016 est très proche de la moyenne de ces 30 dernières années (meteobelgique.be). Au niveau des températures, le mois de septembre a été remarquablement chaud en 2016 (figure 27). En ce qui concerne la pluviométrie, l'année 2016 a véritablement coupée en deux : un premier semestre en excédent pluviométrique, particulièrement le mois de juin, et un second semestre nettement plus sec (figure 28).

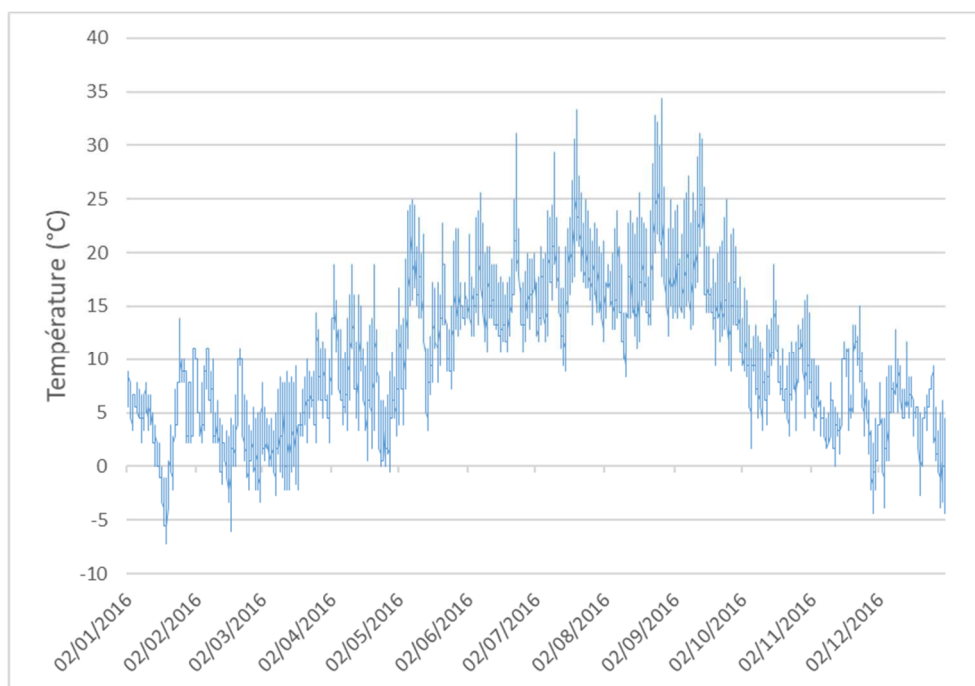


Figure 27. Températures moyennes horaires à Liège en 2016.

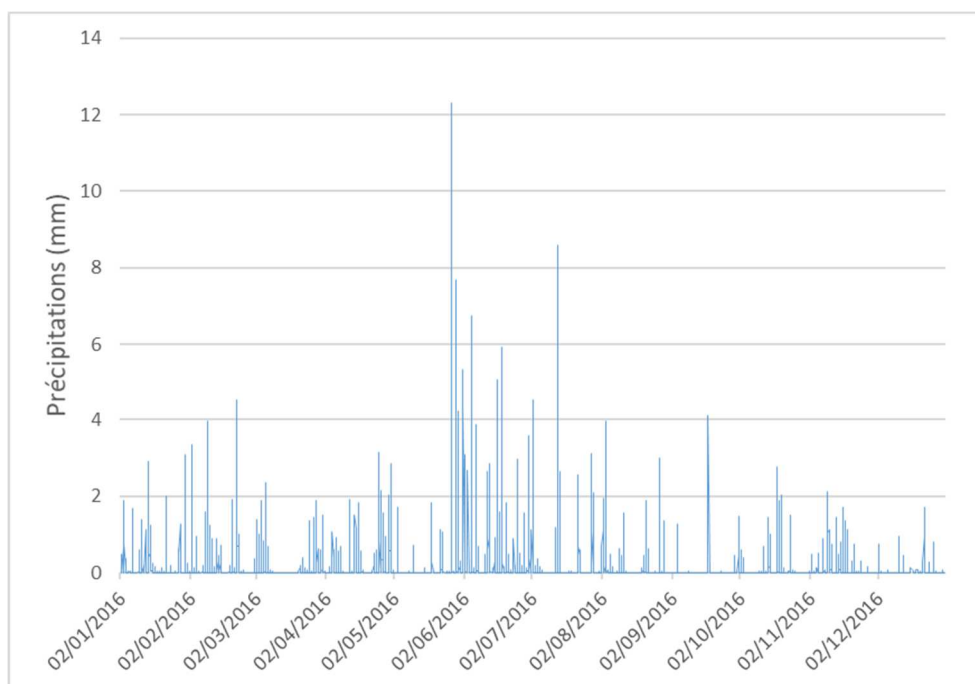


Figure 28. Précipitations horaires à Liège en 2016.

3.1.1.3. Données de pollution

Les données de pollution fournies au modèle sont les données mesurées à la station de référence de Liège (dans l'enceinte de l'ISSeP) pour l'année 2016 (figures 29-34). Les concentrations moyennes annuelles sont de $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les particules de diamètre inférieur à $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$), de $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour les particules de diamètre inférieur à $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}), de $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le monoxyde de carbone (CO), de $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'ozone (O_3), de $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le dioxyde d'azote (NO_2) et de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le dioxyde de soufre (SO_2).

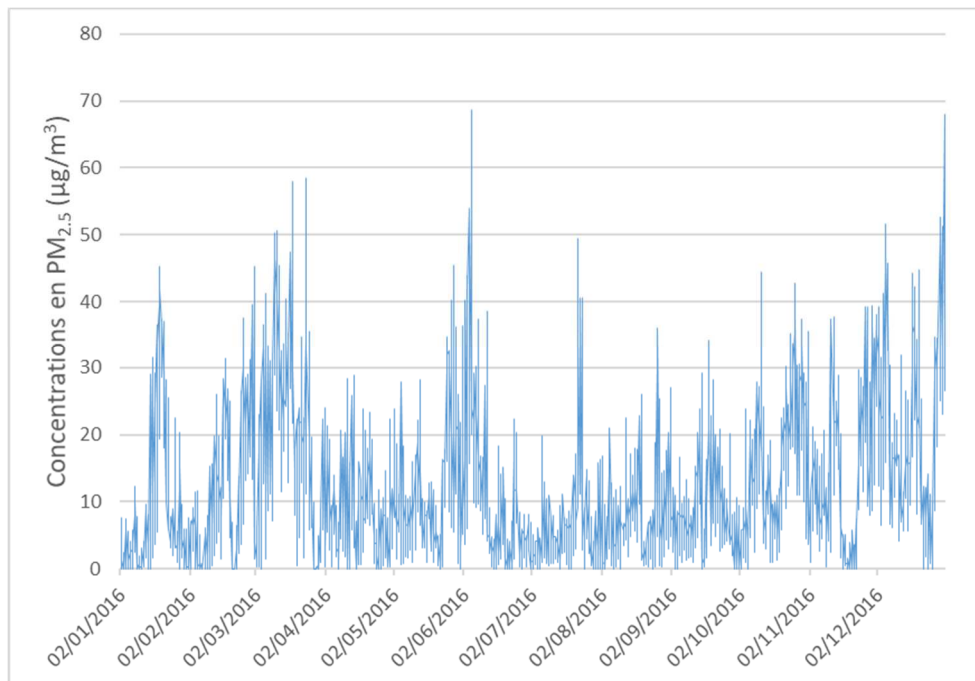


Figure 29. Concentrations en particules de diamètre inférieur à $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$) à Liège en 2016.

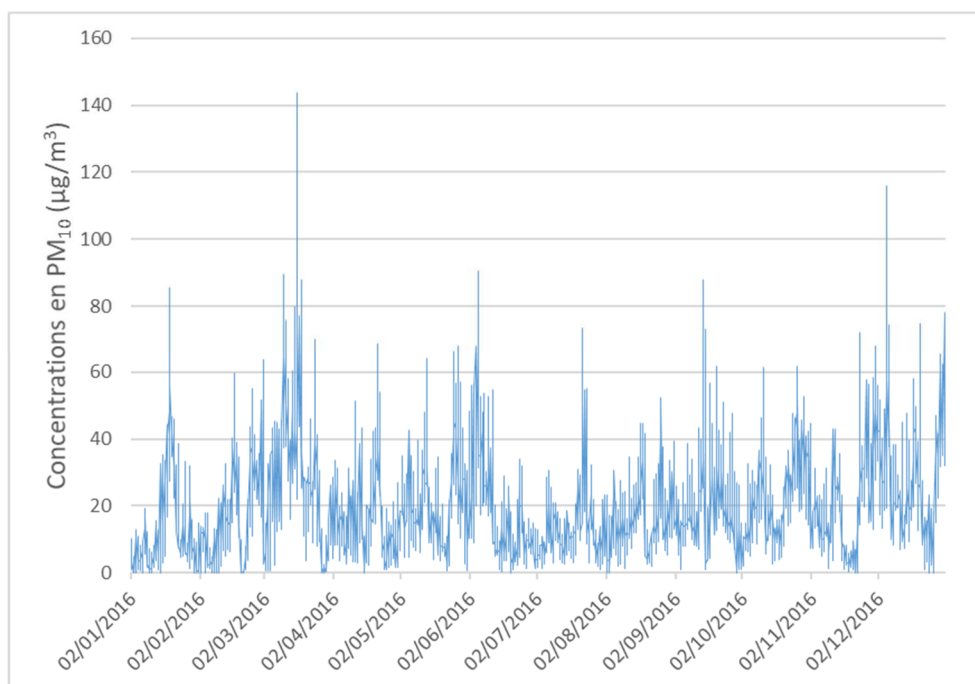


Figure 30. Concentrations en particules de diamètre inférieur à $10 \mu\text{m}$ (PM_{10}) à Liège en 2016.

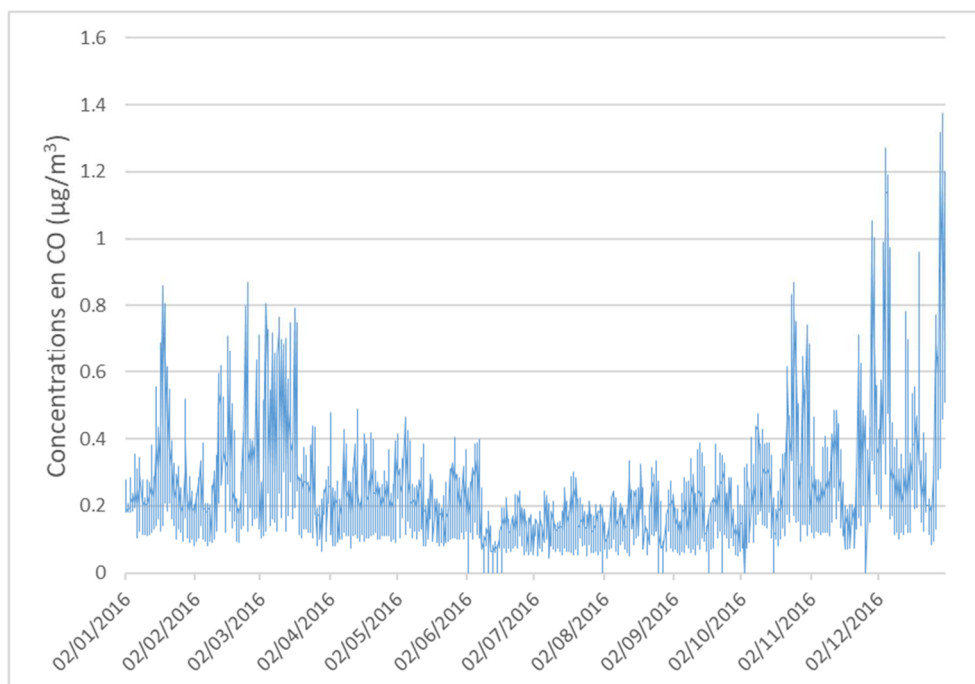


Figure 31. Concentrations en monoxyde de carbone (CO) à Liège en 2016.

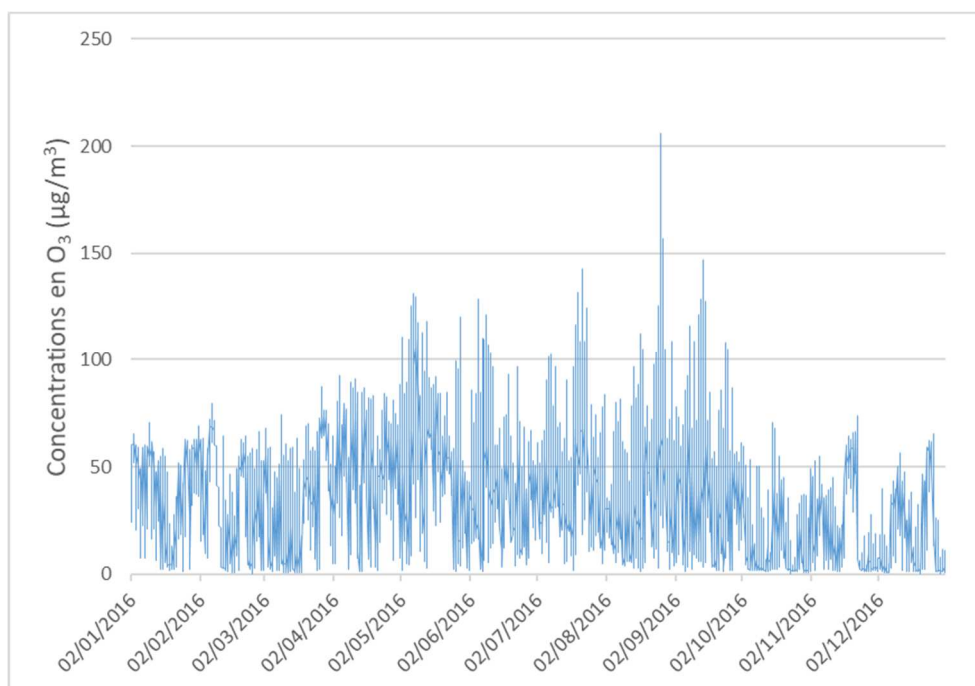
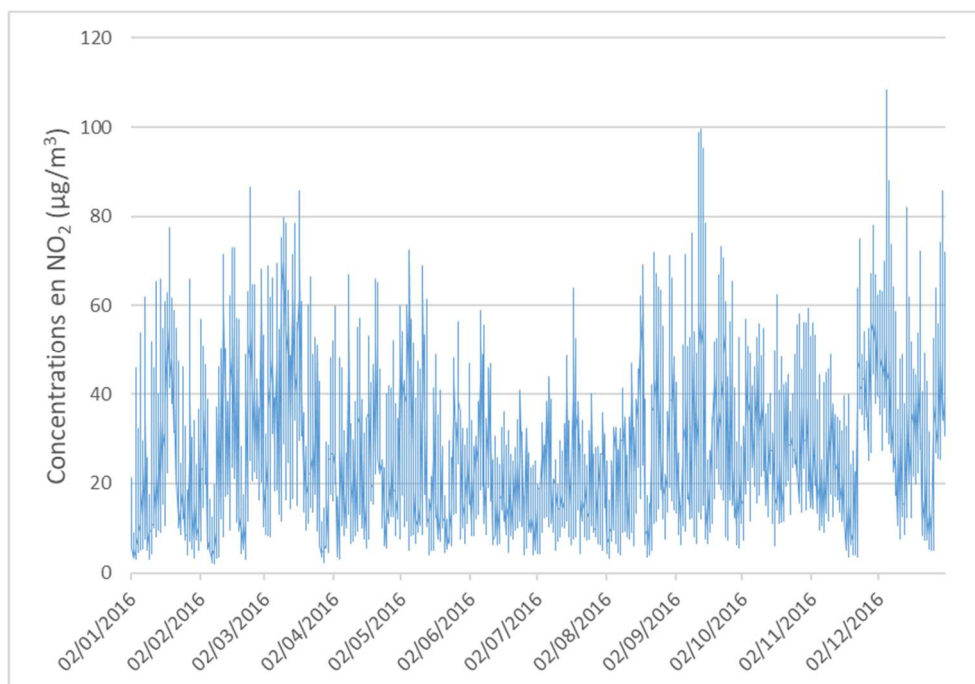
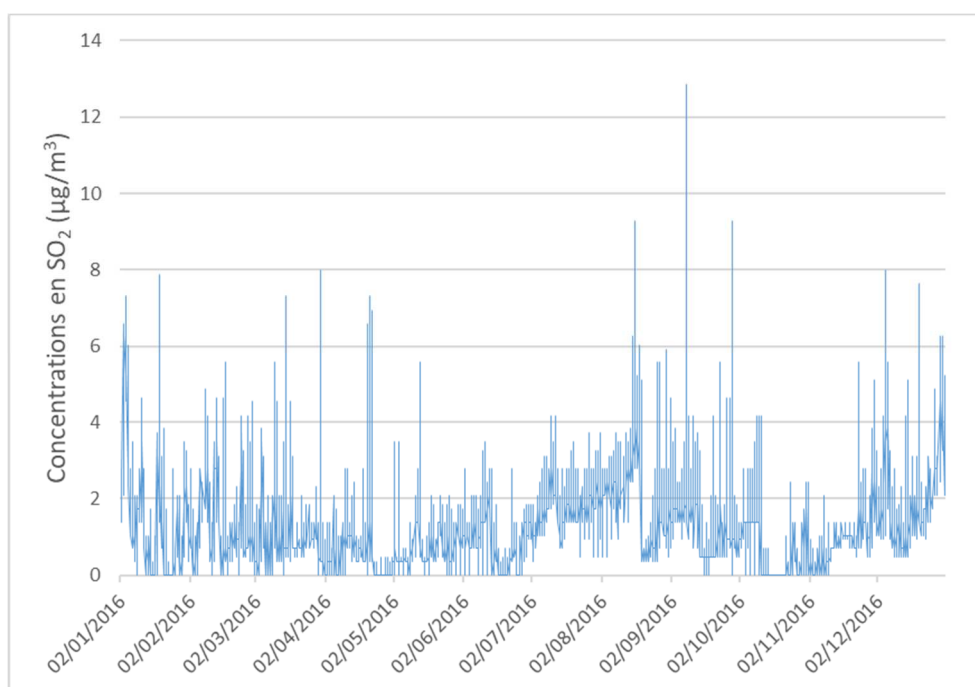


Figure 32. Concentrations en ozone (O_3) à Liège en 2016.

Figure 33. Concentrations en dioxyde d'azote (NO₂) à Liège en 2016.Figure 34. Concentrations en dioxyde de soufre (SO₂) à Liège en 2016.

3.1.2. Méthodologie

3.1.2.1. Réalisation d'un inventaire complet des arbres liégeois

Afin de faire tourner le modèle i-Tree Eco, il y a deux possibilités pour décrire la population arborée du territoire étudié : un inventaire partiel ou un inventaire complet. Nous avons opté pour un inventaire complet, bien que celui-ci soit construit par extrapolation des autres inventaires réalisés précédemment dans le cadre de différentes études. Deux paramètres sont indispensables au fonctionnement d'i-Tree Eco : l'espèce et le DBH (diamètre à hauteur de poitrine).

Les différents inventaires disponibles n'ont pas tous été réalisés de la même façon mais devaient dès lors reprendre au moins l'espèce ou le DBH, ou d'autres permettant de calculer le DBH (par exemple, la circonférence à la même hauteur, etc.). Seul l'inventaire de l'arbustum était assez complet pour introduire la hauteur totale comme donnée d'entrée supplémentaire à i-Tree. Il a donc été nécessaire d'envisager une méthodologie propre à chacun, afin de pouvoir extrapoler les données au territoire liégeois.

Jardins privés

Nous sommes partis de la carte d'utilisation du sol (« WAL_UTS_2018 »), limitée au masque « privé ». Nous n'avons ensuite gardé que les polygones pour lesquels le « MAJ_NIV1T » (repris dans la table attributaire de la couche WAL_UTS_2018) correspondait à un usage résidentiel. Ensuite, nous avons enlevé les zones de bâti en soustrayant la couche « Bpn_CaBu » (dossier Belgium_L72_2021), afin de ne garder que le couvert végétal (canopée et herbacée). La couche obtenue a alors été divisée en trois classes de densités d'habitations, disponibles dans la colonne « MAJ_NIV3T » de la table attributaire de la couche WAL_UTS_2018 :

- Forte densité
- Moyenne densité
- Faible densité (groupement entre faible et très faible densité)

L'inventaire a été réalisé par la Ville de Liège sur 60 placettes circulaires de 400 m² réparties entre les 3 classes (25, 20 et 15 placettes respectivement), et déterminées aléatoirement par l'ISSeP. L'inventaire reprend les paramètres suivants : placette, espèce (annexe 1), circonférence du tronc, hauteur, diamètre de la couronne, le nombre d'arbres et la densité d'habitat.

Les placettes utilisées pour l'inventaire ne sont pas uniquement composées de végétation. Pour l'extrapolation, il est donc nécessaire de ne considérer que la superficie « végétale » de l'ensemble des placettes pour chaque classe de densité. En effet, les couches « Forte », « Moyenne » et « Faible densité » ne sont constituées que de végétation (herbacée et canopée).

Sur base des surfaces végétales inventoriées et des surfaces totales de chaque couche, nous pouvons déterminer un « coefficient d'extrapolation », indiquant le nombre de fois que les arbres inventoriés devront être dupliqués pour former l'inventaire complet. Ces coefficients sont repris dans le tableau suivant :

	Surface inventaire (m ²)	Surface Totale (m ²)	Pourcentage	Coefficient
Forte densité	7422,3	3419364,4	0,22 %	461
Moyenne densité	6250,2	2922198,2	0,21 %	468
Faible densité	5234,8	2563015,5	0,20 %	490

Nous obtenons donc les nombres d'arbres suivants :

	Nombre d'arbres inventoriés	Nombre d'arbres après extrapolation
Forte densité	108	49788
Moyenne densité	153	71604
Faible densité	108	52920
Jardins (toutes densités d'habitat)	369	174312

Sart Tilman

Cet inventaire reprend uniquement les arbres forestiers du domaine du Sart-Tilman. Les arbres publics et des jardins privés sont considérés dans d'autres inventaires.

L'inventaire fournit (« DOMAINE BOISE ST_ROMDEUX ET SCHILLINGS 2012_ARBRE-THA ») reprend 6260 arbres (dont 11 inexploitable car l'espèce est indéterminée, soit 6249 arbres), inventoriés sur 236 placettes de 10 m de rayon, soit une superficie totale inventoriée de 74141,59 m². Cet inventaire reprend ne nombreux paramètres. Ceux dont nous avons besoin sont : essence (annexe 1), C130 et HTotale (hauteur totale).

La superficie sur laquelle ces données sont extrapolées a été déterminée en limitant le masque « Forest_Mask_2006_2009-2010_2012-2013_2016_2018_Final » au quartier du Sart-Tilman. Comme en certains endroits, la couche obtenue se superposait à la couche « jardins » établie précédemment, nous avons donc veillé à supprimer toutes les superpositions (au profit des jardins) afin de ne pas surévaluer la superficie à extrapoler. Le bois Saint-Jean a également été enlevé de cette couche, car il est inventorié dans un autre inventaire.

De la même manière que pour l'inventaire des jardins privés, nous pouvons déterminer le nombre de fois que les arbres inventoriés doivent être dupliqués compte tenu du coefficient des superficies, repris dans le tableau suivant :

Surface inventaire (m ²)	Surface totale (m ²)	Pourcentage	Coefficient
74141,59	6961072,3	1,07 %	94

Ce qui nous permet d'obtenir un total de **587406** (6249 x 94) arbres pour les forêts du Sart-Tilman.

Wandre

L'inventaire fournit (« LA REID_TFE 2021_DENIS ORBAN_DONNEES INVENTAIRE ») reprend les informations de l'essence (annexe 1), de la circonférence et parfois de la hauteur des dominants, pour les bois suivants : le bois Saint-Etienne, le bois des Marêts, le bois d'Orgifontaine et le bois de la Dame. Ceux-ci ont été réalisés par transect de 8m de large, permettant d'obtenir les superficies inventoriées suivantes :

- Bois de la Dame : 9664 m² (1208m x 8m)
- Bois des Marêts : 11744 m² (1468m x 8m)
- Bois Saint-Etienne : 8488 m² (1061m x 8m)
- Bois d'Orgifontaine : 2296 m² (287m x 8m)

Comme précédemment, ces superficies permettront de déterminer un coefficient d'extrapolation propre à chacun des bois. Notons toutefois que les superficies totales reprises ici diffèrent de celles mentionnées par l'étudiant ayant réalisé l'inventaire. En effet, nous avons « corrigé » les différents polygones afin de les faire correspondre au mieux à la réalité (cfr. Couche « Wandre », ou couche individuelle pour chaque bois disponible).

Les coefficients d'extrapolation obtenus sont les suivants :

	Surface inventaire (m ²)	Surface totale (m ²)	Pourcentage	Coefficient
Bois Saint-Etienne	8488	142995,4	5,94 %	17
Orgifontaine	2296	182106,2	1,26 %	79
Bois des Marêts	11744	238583,8	4,92 %	20
Bois de la dame	9664	212425,4	4,55 %	22

Ce qui nous permet d'obtenir le nombre d'arbres suivant :

	Nombre d'arbres inventoriés	Nombre d'arbres après extrapolation
Bois Saint-Etienne	244	4148
Orgifontaine	57	4503
Bois des Marêts	768	15360
Bois de la dame	362	7964
TOTAL	1431	31975

Bois communaux non soumis au régime forestier

Onze bois communaux non soumis au régime forestier (domaine de la Chartreuse, bois de Fayembois, coteaux de la Citadelle, terril Batterie Ancien, terril la Haye Nouveau, bois des Vignes, bois de Naimette, bois de Molinvaux, bois des Neuves Brassines, thier du Bouhay et bois Saint-Jean), représentant 102,09 ha, ont été étudiés par Hubert Rotheudt (SPRL Daniel Bemelmans) en 2014. L'inventaire (Descriptif ville de Liège) reprend les superficies des différentes parcelles boisées ainsi que des zones non forestières (parcs, vides, ...). Chaque parcelle boisée est divisée entre les différents peuplements présents (essences, annexe 1) avec leur superficie (et le taux d'occupation). Pour beaucoup de ces peuplements, la surface terrière (G en m²/ha) et la circonférence moyenne à 1,30 m de hauteur (C130) sont renseignées. Nous avons attribué les mêmes valeurs de G et de C130 aux peuplements de même essence et de même âge pour lesquelles ces informations étaient manquantes. Ces paramètres nous ont permis d'estimer un nombre d'individus pour chaque peuplement. À l'exception de Fayembois, le nombre d'individus calculé pour le domaine de la Chartreuse et les autres bois communaux ont été dupliqués pour estimer la population arborée des superficies boisées restantes (17479 individus). Pour les peuplements « feuillus divers », nous avons appliqué une proportion d'essences dérivée de la répartition des occupations de l'ensemble des bois (à l'exception de Fayembois pour lesquels nous avons utilisé la proportion des différentes essences observée dans ce bois uniquement).

Arbustum

L'arbustum est considéré comme étant un inventaire complet des arbres non-forestiers publiques (23081 individus). Les arbres dont l'espèce était « À déterminer » ont été « simulés » en faisant un tirage aléatoire uniforme d'arbres correctement inventoriés, en respectant les proportions de chacune des espèces (annexe 1). Lorsque le DBH et/ou la HTotale étaient manquants, la moyenne de ces paramètres mesurés sur les autres individus de la même espèce a été attribuée.

Reste des bois

Lorsque l'on soustrait les différentes couches obtenues précédemment à la couche de canopée établie lors d'une tranche précédente, il reste une partie de la canopée qui n'est pas couverte par les différents inventaires. Afin de tenir compte de la surface couverte par l'arbustum dans cette couche « restante », un tampon de diamètre égal au diamètre de la cime mesurée lors de l'inventaire a été réalisé pour chaque arbre de l'arbustum. Cela a permis d'obtenir la surface couverte par l'arbustum dans la couche canopée restante. Il a été convenu que les espèces que l'on retrouve dans cette couche restante (reprenant donc les talus, les bois privés, etc.) s'apparentaient aux espèces des bois non-soumis, à l'exception de Fayembois (annexe 1). L'extrapolation du nombre d'individus dans cette couche a donc été réalisée de la même manière que pour les bois non-soumis, en se basant sur une superficie inventoriée de 82,29 ha. La superficie utilisée pour l'extrapolation est obtenue en soustrayant la superficie de canopée des autres couches préalablement définies à la superficie totale de la canopée de la ville de Liège (784,18 ha). Etant donné que les inventaires utilisés pour l'extrapolation des individus sur cette couche sont établis sur des zones qui ne sont pas entièrement couvertes par de la canopée, un facteur correctif de 1,125 (superficie inventoriée couverte à 88,87% par de la canopée) a été appliqué. Nous obtenons donc une superficie totale pour l'extrapolation de 882,36 ha, parmi lesquels 49,78 % sont des espaces privés.

Tableau récapitulatif

Le tableau 29 reprend les superficies totales des différentes couches sur lesquelles les données des inventaires divers ont été extrapolées. Il reprend également la superficie couverte par de la canopée et une densité de canopée pour chacune de ces couches. Nous arrivons à une estimation de 962 187 arbres urbains et forestiers sur le territoire communal liégeois.

Tableau 29. Couverture et population des différents ensembles arborés liégeois.

	Superficie totale (ha)	Superficie de canopée (ha)	Pourcentage de canopée sur la superficie totale (%)	Nombre d'individus
Jardins	890,5	398,2	44,72	174 312
Sart-Tilman	696,1	659,2	94,70	587 406
Wandre	77,6	75,0	96,65	31 975
Bois communaux non-soumis au rég. for.	143,9	127,9	88,88	17 479
Arbustum	110,7	110,7	100	23 081
Bois « restants » privés	439,3	390,4	88,88	63 417
Bois « restants » publics	450,7	400,5	88,88	64 517
TOTAL	2808.8	2161,4	76,95	962 187

3.1.2.2. Structure et composition des arbres

Grâce aux différents inventaires, nous disposons de données sur les espèces d'arbres, leur DBH et parfois, leur hauteur totale. Les autres variables doivent être estimées/calculées par le modèle. Les largeurs de couronne sont parfois disponibles, mais ne peuvent être introduites dans i-Tree indépendamment de la hauteur de couronne, qui elle n'est jamais disponible...

Les équations allométriques utilisées pour estimer les paramètres structurels des arbres sont disponibles à l'adresse suivante : <https://doi.org/10.2737/NRS-GTR-200-2021-Appendix13>. Les sous-sections suivantes reprennent les équations utilisées dans i-Tree pour estimer la hauteur de l'arbre (tableau 30) et de sa couronne (tableau 31) pour les 22 espèces les plus représentées dans la ville de Liège, ainsi que les équations pour estimer la largeur de la couronne et la surface foliaire.

Hauteur de l'arbre

Tableau 30. Relation entre la hauteur et le DBH en fonction de l'espèce (DBH en pouces et hauteur en pieds).

SELECTION	DBHMin	DBHMax	Model	B0	B1	B2
<i>Acer platanoides</i>	1	37.6	$e^{(B0 + (\ln(DBH) * B1))}$	2.6043	0.4534	/
<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	53.2	$e^{(B0 + (\ln(DBH) * B1))}$	2.5842	0.54	/
<i>Aesculus hippocastanum</i>	1	70.9	$e^{(B0 + (\ln(DBH) * B1))}$	2.564	0.5532	/
<i>Betula pendula</i>	1	30	$B0 + (\ln(DBH) * B1)$	17.7323	10.4284	/
<i>Carpinus betulus</i>	1	15.2	$e^{(B0 + (\ln(DBH) * B1))}$	2.7671	0.3205	/
<i>Castanea sativa</i>	1	32	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	11.3008	4.6004	-0.0726
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	1	61	$e^{(B0 + (\ln(DBH) * B1))}$	1.9729	0.5997	/
<i>Corylus avellana</i>	1	30	$e^{(B0 + (\ln(DBH) * B1))}$	2.5904	0.5756	
<i>Fagus sylvatica</i>	1	27	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	8.7068	5.9258	-0.1087
<i>Fraxinus excelsior</i>	1	44	$e^{(B0 + (\ln(DBH) * B1))}$	2.6408	0.5606	/
<i>Pinus sylvestris</i>	1	28	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	2.4132	5.9575	-0.1103
<i>Platanus acerifolia</i>	1	51.2	$e^{(B0 + (\ln(DBH) * B1))}$	2.5495	0.5319	/
<i>Prunus avium</i>	1.1	33.4	$e^{(B0 + (\ln(DBH) * B1))}$	2.5504	0.3789	/
<i>Prunus cerasifera 'Nigra'</i>	1	24	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	6.9939	4.8184	-0.1006
<i>Prunus cerasus</i>	1	24	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	6.9939	4.8184	-0.1006
<i>Quercus petraea</i>	1	33	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	11.675	4.4321	-0.0678
<i>Quercus robur</i>	1	33	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	11.675	4.4321	-0.0678
<i>Robinia pseudoacacia</i>	1	24	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	6.9592	5.7702	-0.1203
<i>Sorbus aucuparia</i>	1	28	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	8.1208	3.766	-0.0678
<i>Taxus baccata</i>	1.3	28	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	0.7293	5.4819	-0.0988
<i>Tilia x europaea</i>	1	40	$e^{(B0 + (\ln(DBH) * B1))}$	2.5996	0.4173	/
<i>Tilia cordata</i>	2.4	27	$B0 + (\ln(DBH) * B1)$	-4.0394	14.3333	/

Hauteur de la couronne

Tableau 31. Relation entre la hauteur de la couronne et le DBH en fonction de l'espèce (DBH en pouces et hauteur en pieds).

SELECTION	DBHMin	DBHMax	Model	B0	B1	B2
<i>Acer platanoides</i>	1	37.6	$e^{(B0 + (\ln(DBH) * B1))}$	2.0734	0.5317	/
<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	53.2	$e^{(B0 + (\ln(DBH) * B1))}$	2.1447	0.5258	/
<i>Aesculus hippocastanum</i>	1	70.9	$B0 + (\ln(DBH) * B1)$	3.1398	11.1885	/
<i>Betula pendula</i>	1	30	$B0 + (\ln(DBH) * B1)$	13.2422	9.4508	/
<i>Carpinus betulus</i>	1	15.2	$e^{(B0 + (\ln(DBH) * B1))}$	2.1483	0.4204	/
<i>Castanea sativa</i>	1	32	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	6.2166	3.0477	-0.0471
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	1	28	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	3.2638	2.4467	-0.0432
<i>Corylus avellana</i>	1	30	$B0 + (\ln(DBH) * B1)$	6.6649	8.3355	/
<i>Fagus sylvatica</i>	1	27	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	3.8856	4.9363	-0.0931
<i>Fraxinus excelsior</i>	1	25	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	5.211	2.872	-0.0567
<i>Pinus sylvestris</i>	1	34	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	4.7157	2.216	-0.0326
<i>Platanus acerifolia</i>	1	51.2	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	6.0828	2.2526	-0.0187
<i>Prunus avium</i>	1.1	33.4	$e^{(B0 + (\ln(DBH) * B1))}$	2.0145	0.4617	/
<i>Prunus cerasifera 'Nigra'</i>	1	26	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	3.9189	2.544	-0.0486
<i>Prunus cerasus</i>	1	26	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	3.9189	2.544	-0.0486
<i>Quercus petraea</i>	1	33	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	5.4554	2.9539	-0.0445
<i>Quercus robur</i>	1	33	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	5.4554	2.9539	-0.0445
<i>Robinia pseudoacacia</i>	1	35	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	5.9067	2.2067	-0.0245
<i>Sorbus aucuparia</i>	1	28	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	4.2315	2.1904	-0.0393
<i>Taxus baccata</i>	1.3	31	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	3.8501	2.5431	-0.0416
<i>Tilia x europaea</i>	1	40	$B0 + (DBH * B1) + (DBH^2 * B2)$	6.2999	1.822	-0.0177
<i>Tilia cordata</i>	2.4	27	$e^{(B0 + (\ln(DBH) * B1))}$	1.4554	0.6788	/

Largeur de la couronne

Les relations entre la largeur de la couronne et le DBH (DBH en cm, CW (crown width) et HT (hauteur) en m) ont été déterminées pour 29 “groupes” reprenant 964 espèces différentes (Westfall *et al.*, 2020; tableau 32).

Tableau 32. Résumé des groupes d'espèces montrant le nombre d'espèces et les informations sur les espèces dominantes pour les inventaires urbains dans 49 villes. Les étoiles (*) indiquent le sous-groupe dont le diamètre est mesuré au collet de la racine.

Group	Description	# spp	Dominant species by frequency		
			Species code	Common name	% of group
1	Loblolly and shortleaf pines	2	PITA	loblolly pine	99.7%
2	Other yellow pines	9	PIV12	Virginia pine	68.4%
3	Eastern white pine	1	PIST	eastern white pine	100.0%
4	Spruce and balsam fir	6	PIRU	red spruce	80.6%
5	Eastern hemlock	3	TSCA2	Carolina hemlock	99.1%
6	Other eastern softwoods	92	TSME	mountain hemlock	20.6%
7	Woodland softwoods	16	PIMOF	Arizona pinyon pine	98.1%
7*	Woodland softwoods	5	PIED	common pinyon	99.6%
8	Select white oaks	6	QUMU	chinkapin oak	82.3%
9	Select red oaks	8	QULA	Lacey oak	82.1%
10	Other white oaks	8	QUOG	Oglethorpe oak	75.5%
11	Other red oaks	11	QUVE	black oak	34.8%
12	Hickory	20	CACA38	S. shagbark hickory	16.1%
13	Hard maple	6	ACLE	chalk maple	88.6%
14	Soft maple	2	ACSA2	silver maple	62.9%
15	Beech	1	FAGR	American beech	100.0%
16	Sweetgum	1	LIST2	sweetgum	100.0%
17	Tupelo and blackgum	1	NYSY	blackgum	100.0%
18	Ash	9	FRBE	Berlandier ash	66.6%
19	Cottonwood and aspen	17	PONI	Lombardy poplar	68.2%
20	Basswood	4	TIAMC	Carolina basswood	98.3%
21	Yellow-poplar	2	LITU	yellow-poplar	99.9%
22	Black walnut	1	JUNI	black walnut	100.0%
23	Other eastern soft hardwoods	54	MEQU	melaleuca	17.5%
24	Other eastern hard hardwoods	21	ULTH	rock elm	25.5%
25	Eastern noncommercial hardwood	143	PEAM3	avocado	19.7%
26	Woodland hardwoods	18	RONE	New Mexico locust	80.0%
26*	Woodland hardwoods	7	COHO	Bluewood	74.2%
27	Tropical/subtropical hardwoods	259	YUAL	aloe yucca	17.9%
28	Urban-specific hardwoods	215	ZACL	Hercules'club	8.9%
29	Urban-specific softwoods	26	TACU	Japanese yew	53.3%

Les équations utilisées sont les suivantes :

$$\begin{aligned}
 CW_{jk} = & \left(\beta_0 + \psi_{0(j)} \right) + \left(\beta_1 + \psi_{1(j)} \right) DIA_{jk} \\
 & + \left(\beta_2 + \psi_{2(j)} \right) HT_{jk} + \beta_3 DIA_{jk} * HT_{jk} \\
 & + \beta_4 \log \left(\frac{DIA_{jk}}{HT_{jk}} \right) + \epsilon_{jk}
 \end{aligned} \quad (3)$$

$$\begin{aligned}
 & \text{where } \psi_{m(j)} \sim N \left(0, \sigma_{\psi_m}^2 \right) \\
 & \sigma_e^2 = \theta_0 + \theta_1 DIA_{jk} + \theta_2 HT_{jk}
 \end{aligned} \quad (4)$$

$$\epsilon_{jk} \sim N(0, \sigma_e^2) \sim N(0, \theta_0 + \theta_1 DIA_{jk} + \theta_2 HT_{jk})$$

Pour chacun des groupes, les paramètres ont été estimés et sont repris dans le tableau 33 suivant :

Tableau 33. Paramètres pour les équations (3) et (4).

Table 3 Estimated parameters from [3] and [4]. Intercepts were always retained in the model; similarly estimated parameters β_1 and β_2 were retained if the $DIA*HT$ interaction parameter estimate β_3 was significantly different from zero; all other parameter estimates shown were statistically significant at the 95% confidence level

Group	β_0	β_1	β_2	β_3	β_4	θ_0	θ_1	θ_2	$\sigma_{\psi_0}^2$	$\sigma_{\psi_1}^2$	$\sigma_{\psi_2}^2$
1	0.26887	0.21706	0.05721	-0.00355	—	-0.26512	0.08932	0.06089	—	—	—
2	0.63686	0.08472	0.31310	—	—	0.11386	—	0.09640	—	—	0.01218
3	1.22240	0.26890	0.00045	-0.00414	-0.86997	-0.16282	0.08404	—	—	—	0.02622
4	0.60236	0.14731	0.15467	-0.00414	—	0.25101	0.04655	—	—	0.00072	—
5	0.91811	0.15601	0.22104	-0.00347	-0.93469	-0.45151	0.04974	0.17780	—	—	0.00462
6	0.81503	0.12815	0.17060	-0.00134	-0.28382	0.09823	0.04153	0.07040	0.31771	0.00225	0.01707
7	0.27966	0.12481	0.18078	—	—	-0.20351	0.02914	0.24323	—	—	—
7*	0.23035	0.14370	0.12422	—	—	-0.07487	0.06130	—	—	—	—
8	1.67999	0.13469	0.08817	0.00129	—	0.28565	0.14696	—	—	—	0.01359
9	1.35908	0.16661	0.14409	-0.00123	—	-0.32173	0.04744	0.23604	0.20061	0.00049	—
10	0.15256	0.20214	0.20333	0.00241	—	-0.53226	0.06174	0.19591	—	—	—
11	0.92771	0.18969	0.12068	-0.00158	—	-0.33939	0.09692	0.12604	—	0.00062	—
12	1.81689	0.16685	0.06044	—	—	1.61331	0.14678	-0.08505	—	0.00150	—
13	0.38891	0.06271	0.15861	-0.00230	—	0.01515	—	0.38762	—	0.03093	0.11145
14	1.46265	0.00995	-0.01005	-0.00318	—	0.54157	0.14712	—	0.35039	0.04365	0.04531
15	1.95625	0.07069	0.26438	—	0.72412	0.00805	0.17804	0.08709	—	—	—
16	1.43392	0.14489	0.05339	—	—	0.02758	0.08844	0.07348	—	0.00114	—
17	1.59178	0.09983	0.17138	—	0.85449	0.05100	0.16584	—	—	0.00221	—
18	0.89987	0.22704	0.12519	-0.00339	-0.43398	-0.13186	0.12276	0.12748	—	0.00219	0.00975
19	0.29314	0.22682	0.09594	-0.00311	-0.18327	-0.15161	0.07129	0.04302	—	0.00150	—
20	1.42256	0.11728	0.16063	—	—	0.86678	0.07208	—	—	—	0.00986
21	1.25326	0.19692	0.09704	-0.00212	—	0.68759	0.25456	-0.10805	—	—	—
22	1.21121	0.17342	0.12961	—	—	-0.23520	0.23919	—	—	—	—
23	1.31894	0.17904	0.14886	-0.00134	-0.28756	0.47668	0.14225	0.01433	0.23405	0.00124	0.01140
24	1.04849	0.19611	0.20067	-0.00422	—	0.53985	0.19380	-0.03923	0.31784	0.00118	0.00729
25	0.90807	0.13670	0.23432	-0.00166	0.35309	-0.02600	0.13064	0.07932	0.30258	0.00100	0.01051
26	0.83980	0.17540	—	—	—	2.89215	—	—	—	—	—
26*	-0.31517	0.24651	0.22999	-0.00766	—	-0.48536	0.17728	—	—	—	—
27	0.41657	0.09213	0.43246	-0.00265	—	0.14396	0.04365	0.20212	—	—	0.01782
28	0.86620	0.14232	0.28551	-0.00245	—	-0.26134	0.11889	0.17348	0.43134	0.00122	0.01022
29	0.13617	0.06807	0.40388	—	—	-0.15678	0.08557	—	—	—	0.03523

Surface foliaire et indice de surface foliaire (LAI)

a) Surface foliaire des arbres caducs individuels isolés (*crown light exposure* CLE= 4 ou 5)

$$\ln Y = -4.3309 + 0.2942H + 0.7312D + 5.7217S + -0.0148C$$

Avec :

Y est la surface foliaire (en m²),

H est la hauteur de couronne (m),

D est le diamètre moyen de la couronne (m),

S est le facteur d'ombrage moyen pour une espèce individuelle (pourcentage de l'intensité lumineuse interceptée par la couronne),

C est basé sur la surface externe de la couronne ($\pi D(H+D)/2$).

L'équation de régression ci-dessus est utilisée pour les arbres caducs avec un ratio hauteur de couronne sur largeur de couronne (HWR – height to width ratio) compris entre 0,5 et 2; une hauteur de couronne comprise entre 1 et 12 m, et une largeur de couronne comprise entre 1 et 14 m.

Pour les arbres avec un ratio HWR > 2, l'estimation de la surface foliaire est calculée par l'équation de régression basée sur la largeur de couronne et un HWR = 2. La surface foliaire de l'arbre est alors calculée comme l'estimation de la surface x HWR/2.

Pour les arbres avec un ratio HWR < 0.5, l'estimation de la surface foliaire est calculée par l'équation de régression basée sur la hauteur de couronne et un HWR = 0.5. La surface foliaire de l'arbre est alors calculée comme l'estimation de la surface x 0.5/HWR.

Pour les arbres dont les dimensions dépassent les limites de l'équation de régression (hauteur de couronne < 1 m ou > 12 m et largeur de couronne < 1 m et > 14 m), la surface foliaire est calculée en multipliant la surface de projection de la couronne par le LAI (*leaf area index*) basé sur les dimensions de l'arbres aux limites de l'équation de régression. Par exemple, si une hauteur de couronne dépasse 12 m, le LAI pour une hauteur de couronne de 12 m est déterminé sur base des véritables largeurs de couronne, HWR et coefficient d'ombrage (*shading coefficient*); et le LAI est appliqué à la surface de projection de la couronne pour déterminer la surface foliaire totale.

Les coefficients d'ombrage sont disponibles à l'adresse suivante : <https://doi.org/10.2737/NRS-GTR-200-2021-Appendix3>. S'il n'y a pas de coefficient disponible pour une espèce individuelle, la moyenne des coefficients des autres espèces appartenant au même genre est utilisée. S'il n'y a de coefficient pour des espèces appartenant au même genre, alors le coefficient moyen de la famille, de l'ordre, de la sous-classe ou de la classe est utilisé.

Pour estimer la surface foliaire d'un conifère (classe *Pinopsida*, sauf les pins), un coefficient d'ombrage moyen de 0,91 est utilisé. Pour les pins, ce coefficient est de 0,83.

b) Surface foliaire des arbres avec une exposition de la couronne à la lumière limitée (*crown light exposure* CLE= 0 ou 1)

La surface foliaire des arbres (souvent forestiers) est calculée via la formule basée sur la loi de Beer-Lambert :

$$LA = [\ln(1-x_s)/-k] \times \pi r^2$$

Avec:

x_s = coefficient d'ombrage (*shading coefficient*),

k = 0,52 pour les conifères et 0,65 pour les feuillus,

r = rayon de la couronne.

c) Surface foliaire des arbres avec une exposition de la couronne à la lumière moyenne (CLE = 2 ou 3)

La surface foliaire est calculée comme la moyenne entre la surface foliaire d'un arbre "ouvert" (CLE = 4 ou 5) et la surface foliaire d'un arbre en canopée "fermée" (CLE = 1 ou 0). Dans le cas où l'exposition à la lumière n'est pas mesurée (cas de notre étude), une exposition de 2 ou 3 est alors donnée par défaut.

d) Correction en fonction du dépérissement de la couronne

Lorsqu'il y a un dépérissement de la couronne, l'estimation de la surface foliaire est ajustée suivant l'équation :

$$LA = LA \text{ estimée} * (1 - \text{pourcentage de dépérissement})$$

Lorsqu'aucune information sur le dépérissement de la couronne n'est fournie, une valeur par défaut de 13 % est imposée. C'est le cas pour notre étude.

e) Indice de surface foliaire (LAI)

LAI_p : Surface foliaire de la population totale divisée par la superficie totale de la zone d'étude, et

LAI_c : Surface foliaire standardisée par unité de couvert arboré: $LAI_c = LAI_p / \text{pourcentage de couvert arboré}$.

3.1.2.3. Biomasse

Biomasse foliaire

La biomasse foliaire des arbres est estimée en utilisant un facteur de conversion, spécifique à l'espèce, pour passer de la surface foliaire à la biomasse foliaire. Ceux-ci sont disponibles à l'adresse suivante: <https://doi.org/10.2737/NRS-GTR-200-2021-Appendix4>. Lorsqu'il n'y a pas de facteur de conversion disponible, le facteur moyen des espèces du même genre est utilisé. Lorsqu'il n'y a pas de facteur de conversion du même genre, le facteur moyen du niveau phylogénétique précédent est utilisé.

Biomasse de l'arbre

Le modèle permet de calculer la biomasse sèche totale de chaque arbre. La biomasse est calculée à partir du diamètre à hauteur de poitrine (DBH, cm) et de la hauteur du houppier (h, m) en utilisant des équations volumétriques (m^3/arbre) provenant de la littérature. Celles-ci sont disponibles à l'adresse suivante: <https://doi.org/10.2737/NRS-GTR-200-2021-Appendix10>. La biomasse en poids sec est calculée en appliquant un facteur de conversion en fonction de la densité du bois. Les équations prédisant la biomasse aérienne sont converties en biomasse totale via un coefficient système racinaire/système foliacé de 0,26 (0,3 pour les palmiers). Lorsque plusieurs équations étaient disponibles dans la littérature, elles ont été combinées pour produire une équation prédictive pour une gamme de diamètre maximale. Si aucune équation spécifique n'est disponible pour une espèce, la biomasse estimée à l'aide d'équations plus générales est corrigée par le rapport des densités de bois:

$$\text{Biom est} = \text{Biom eq} \times \text{WDspp} / \text{WDeq}$$

Avec :

Biom est = biomasse estimée (en kg),

Biom eq : biomasse estimée via les équations dérivées (en kg),

WDspp = densité du bois de l'espèce mesurée,

WDeq = densité du bois moyenne des équations.

Les arbres isolés (avec une exposition de la couronne de 4 ou 5) ont tendance à avoir une biomasse aérienne inférieure à celle prédite par les équations (basées sur les forêts), pour des arbres de même DBH. Pour cette raison, la biomasse estimée par les équations est alors corrigée par un coefficient de 0,8. Pour les arbres caducs, perdant leurs feuilles annuellement, seule la biomasse du bois est calculée. S'il n'y a pas d'équation pour une espèce individuelle, la moyenne des résultats des équations du même genre est utilisée. S'il n'y a pas d'équations du même genre, on utilise alors la moyenne du niveau phylogénétique précédent.

3.1.2.4. Stockage et séquestration du carbone

Le stockage du carbone est estimé en multipliant la biomasse de l'arbre par un facteur de 0,5. Le carbone stocké est lui converti en dioxyde de carbone stocké en multipliant par la constante 3,67 (poids moléculaire du CO_2). Afin d'éviter une surestimation du stockage de carbone pour les arbres très larges, la séquestration totale de carbone est limitée à 40 kg C/cm de croissance du DBH, dès qu'un arbre excède les 7500 kg de carbone. Pour déterminer la séquestration de carbone brute annuelle, le DBH de l'arbre est augmenté sur base d'une estimation de la croissance annuelle. La séquestration de carbone moyenne est alors estimée en contrastant le stockage de carbone de l'année 0 et celui de l'année 1 (après augmentation du DBH).

La croissance annuelle du DBH est estimée en tenant compte de :

a) le coefficient de croissance de base

Il est déterminé sur base de mesures de croissance pour des arbres urbains, standardisé pour une période de 153 jours sans gel par an.

$$\text{croissance standard} = \text{croissance mesurée} \times (153/\text{nombre de jours sans gel})$$

La croissance annuelle moyenne du DBH pour des arbres urbains avec 153 jours sans gel est de 0,84 cm/an.

b) la durée de la période de croissance

Le coefficient de croissance standard est ajusté de la manière suivante :

$$\text{Croissance de base} = \text{croissance standard} \times (\text{nombre de jours sans gel}/153)$$

c) le coefficient de croissance de l'espèce

Le coefficient de croissance standard est fixé à 0,58 cm/an pour une espèce à croissance lente, 0,84 cm/an pour une espèce à croissance moyenne et 1,09 cm/an pour une espèce à croissance rapide.

d) la compétition entre les arbres

L'exposition à la lumière de la couronne (*Crown light exposure* - CLE) est utilisée pour rendre compte de la compétition entre les arbres. Dans notre cas, par manque d'information à ce sujet, celle-ci est fixée à 2-3 (ce qui signifie que 2 à 3 faces de la couronne de l'arbre disposent d'une exposition à la lumière). Le coefficient de croissance standard est alors ajusté :

$$\text{arbres avec un CLE 2-3 : SG (standard growth) } \times 0,56$$

e) la "santé" de la couronne

Les coefficients de croissance sont ajustés en fonction du dépérissement de la couronne. Ils sont multipliés par (1-pourcentage de dépérissement). N'ayant pas d'informations à ce sujet dans le cadre de cette étude, i-Tree fourni une valeur par défaut d'un dépérissement de 13 %. Le coefficient de croissance est donc multiplié par 0,87 pour rendre compte de l'état de la couronne.

3.1.2.5. Impact hydrologique

Cette description est tirée de Hirabayashi (2013).

Dans cette étude, nous avons fourni à i-Tree un inventaire complet des arbres de la Ville de Liège. Dans ce cas, le modèle suppose que la zone d'intérêt est entièrement couverte par la végétation. Afin de déterminer l'impact de la végétation sur le ruissellement, le modèle calcule le bilan hydrique pour le scénario étudié (surface entièrement couverte par de la végétation) et ensuite pour un scénario hypothétique où il n'y aurait pas de végétation (figure 35). La différence des résultats de ces deux simulations donne alors une estimation du ruissellement net évité grâce à la végétation.

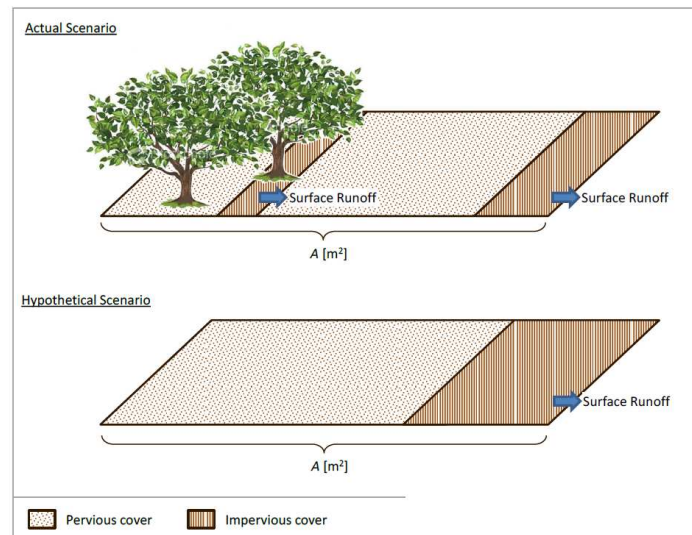


Figure 35. Diagramme du modèle d'interception des précipitations i-Tree Eco version 5 (Wang *et al.*, 2008).

Scénario avec végétation

a) Interception horaire des précipitations par la couverture végétale

L'interception des précipitations par la végétation est calculée en trois phases décrites ci-dessous.

La première phase commence au début d'un épisode de précipitations et se termine lorsque la capacité de stockage de la canopée est atteinte (figure 36). Les précipitations totales (P , en m) sont divisées en deux : les précipitations qui entrent en contact avec la canopée (P_c , en m) et celles qui passent à travers sans contact (P_t , en m).

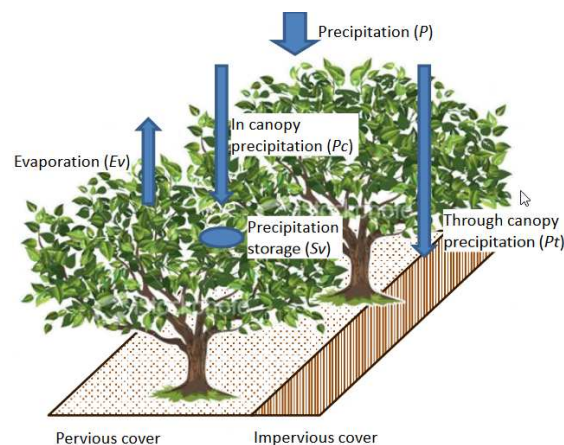


Figure 36. Première phase de l'interception des précipitations par la végétation, commençant lorsque les précipitations (P) commencent et se terminant lorsque le stockage dans la canopée (S_v) atteint $S_{v_{max}}$.

Durant cette étape, le stockage par la végétation au temps t (Sv_t , en mètres) est calculé par :

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

Si $Sv_t < 0$, Sv_t est fixé à 0. Si $Sv_t \geq Sv_{\max}$, alors Sv_t est fixé à la valeur $Sv_{\max}$, et la première étape prend fin.

$$Sv_{\max} = S_L \times LAI$$

avec S_L le stockage spécifique des feuilles fixé à 0,0002 m.

Les précipitations interceptées directement par la canopée (Pc_t , en m) au temps t sont calculées par :

$$Pc_t = P_t - Pt_t$$

Les précipitations à travers le couvert au temps t sont calculées par :

$$Pt_t = P_t - (1 - c)$$

Avec la fraction du couvert végétal $C = 1 - e^{-kLAI}$ (avec $k = 0,7$ pour les arbres et $0,3$ pour les buissons)

L'évaporation provenant de la végétation au temps t (Ev_t , en m), est donnée par :

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

où PE_t est l'évaporation potentielle fournie par les données météorologiques.

Durant la deuxième phase, les précipitations entrant en contact avec la canopée (Pc , en m) ne sont plus stockées puisque la capacité maximale de stockage a été atteinte. Celles-ci vont donc « s'égoutter » de la canopée, jusqu'au sol (D , en m) (figure 37).

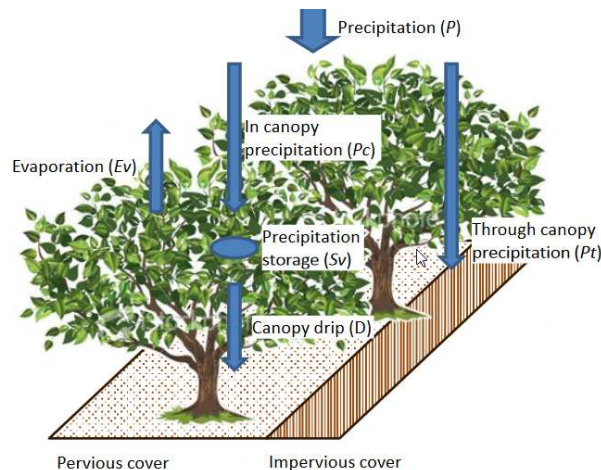


Figure 37. Deuxième phase de l'interception des précipitations par la végétation lorsque le stockage du couvert végétal (Sv) est égal à $Sv_{\max}$.

Lors de la première itération de cette étape, $Sv_{t-1} < Sv_{max}$. L'égouttement au temps t (D_t , en m) est alors calculé par :

$$D_t = PC_t - (Sv_{max} - Sv_{t-1}) - Ev_t$$

Pour les itérations suivantes,

$$D_t = PC_t - Ev_t$$

Au temps t , la quantité de précipitations atteignant le sol est donc la somme de D_t et Pt_t .

Durant la troisième phase, les précipitations ont cessé, et seule l'évaporation entre en jeu (figure 38). Celle-ci est calculée comme énoncé précédemment.

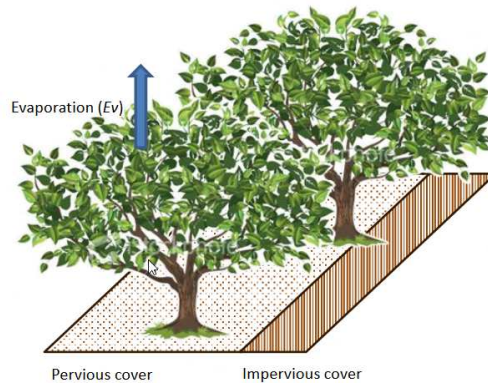


Figure 38. La troisième phase de l'interception des précipitations par la végétation est le stade du séchage qui commence lorsque les précipitations cessent.

b) Interception horaire des précipitations par la couverture imperméable sous la canopée

En considérant les précipitations interceptées par la végétation, la somme des précipitations traversant la canopée au temps t (Pt_t , en m) et celles s'égouttant du feuillage (D_t , en m) atteint le sol (figure 39). Les trois phases de la section précédente sont également décrites pour cette partie.

Pendant la première phase, le stockage dans les dépressions de la surface imperméable au temps t (Svi_t , en m) est donné par :

$$Svi_t = Svi_{t-1} + (Pt_t + D_t) - Evi_{t-1}$$

Si $Svi_t < 0$, Svi_t est fixé à 0. Si $Svi_t \geq Si_{max}$, alors Svi_t est fixé à la valeur Si_{max} (valeur constante de 0,0015m), et la première étape prend fin.

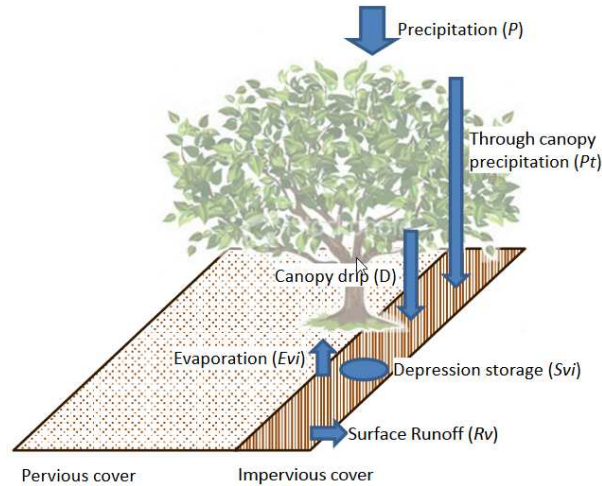


Figure 39. Première phase de l'interception des précipitations par la couverture imperméable, commençant lorsque les précipitations (P) commencent et se terminant lorsque le stockage dans les dépressions de la couverture imperméable (Svi) atteint Si_{max} .

L'évaporation de la surface imperméable au temps t (Evi_t , en m), est calculée suivant l'équation :

$$Evi_t = (Svi_t/Si_{max}) PEg_t,$$

où PEg_t est l'évaporation potentielle du sol et est fournie par les données météo.

Le ruissellement au temps t (Rv_t , en m) est alors donné par :

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

Pendant la deuxième phase, la capacité de stockage dans les dépressions est égale à la capacité maximale ($Svi_t = Si_{max}$), l'évaporation est calculée par l'équation énoncée précédemment, et le ruissellement est donné par :

$$Rv_t = (Pt_t + Dt) - Evi_t$$

Durant la troisième étape phase, seule l'évaporation est considérée, puisqu'il n'y a plus de précipitations. Elle est déterminée au moyen de l'équation précédemment citée.

c) Interception horaire des précipitations par la couverture perméable sous la canopée

Sur base d'une étude menée par Nowak et Greenfield en 2012, il est supposé que 74,5 % de la surface du sol atteinte par les précipitations est perméable (figure 40). Encore une fois, les trois phases de l'interception des précipitations sont détaillées ici.

Durant la première phase, le stockage dans les dépressions de la surface perméable au temps t (Svp_t , en m) est donné par :

$$Svp_t = Svp_{t-1} + (Pt_t + Dt_t) - Evp_{t-1}$$

Si $Svp_t < 0$, Svp_t est fixé à 0. Si $Svp_t \geq Sp_{max}$, alors Svp_t est fixé à la valeur Sp_{max} (valeur constante de 0,001m), et la première étape prend fin.

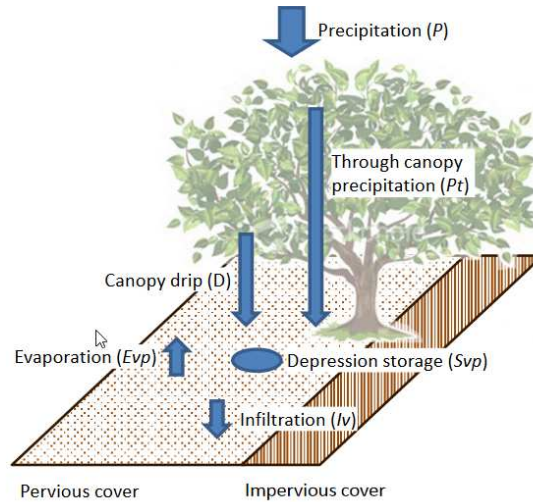


Figure 40. Première phase de l'interception des précipitations par la couverture perméable, commençant lorsque les précipitations (P) commencent et se terminant lorsque le stockage en dépression de la couverture perméable (Svp) atteint Sp_{max} .

L'évaporation de la surface imperméable au temps t (Evp_t , en mètres), est calculé suivant l'équation :

$$Evp_t = (Svp_t / Sp_{max}) PEg_t,$$

où PEg_t est l'évaporation potentielle du sol et est fournie par les données météo.

L'infiltration au temps t (Iv_t , en m) est alors donnée par :

$$Iv_t = (Pt_t + Dt_t) - (Sp_{max} - Svp_{t-1}) - Evp_t$$

Pendant la deuxième phase, la capacité de stockage des dépressions est égale à la capacité maximale ($Svp_t = Sp_{max}$), l'évaporation est calculée par l'équation énoncée précédemment, et l'infiltration est donnée par :

$$Iv_t = (Pt_t + Dt_t) - Evp_t$$

Durant la troisième phase, seule l'évaporation est considérée, puisqu'il n'y a plus de précipitations. Elle est déterminée au moyen de l'équation précédemment citée

Scénario sans végétation

Dans le cas du scénario où aucune végétation n'est présente sur la surface étudiée, les estimations se font alors de la même manière que dans le scénario précédent (avec végétation), mais en considérant que l'entièreté des précipitations atteint le sol. Dans ce cas, il est également considéré que 74,5 % de la surface est perméable et 25,5 % est imperméable.

Interception des précipitations annuelles

Dans les sections précédentes, les processus d'interception des précipitations horaires sont définis en termes de profondeur (en m). Pour le processus annuel, ceux-ci peuvent être convertis en termes de volumes en tenant compte de la superficie de la zone étudiée. Dans notre cas, on considère que 100 % de la surface est couverte par de la végétation (inventaire complet) lors du scénario « réel », et que l'entièreté de cette surface n'a pas de végétation dans le scénario hypothétique.

Toutes les variables (précipitations, précipitations sur la canopée, précipitations à travers la canopée, stockage par la végétation, évaporation par la végétation, égouttement et ruissellement), peuvent être exprimés en termes de volumes annuels en multipliant la somme des valeurs horaire obtenues sur l'année, par la superficie considérée.

Pour rappel, le ruissellement évité annuel net (S , en m^3) est la différence entre les résultats des simulations basées sur les deux scénarios (hypothétique et réel).

$$S = Rh_{\text{total}} - Rr_{\text{total}}$$

Interception des précipitations individuelle des arbres

Les résultats totaux de l'interception des précipitations par la végétation (S , en m^3) peuvent alors être convertis au niveau de l'arbre ou de l'espèce, avec les formules suivantes :

$$Si_{(g,s)} = S \times (LA_{i(g,s)}) / (\sum LA_i)$$

$$S_s = \sum Si_{(g,s)}$$

Avec,

$Si_{(g,s)}$ = volume annuel de précipitations interceptées

S_s = volume annuel de précipitations interceptées par tous les arbres d'une même espèce

$LA_{i(g,s)}$ = surface foliaire de l'arbre i , du genre g et de l'espèce s

$\sum LA_i$ = somme des surfaces foliaires de tous les arbres

3.1.2.5. Dépollution de l'air

i-Tree Eco estime les dépôts sec horaires pour l' O_3 , le SO_2 , le NO_2 , le CO , les PM_{10} et les $PM_{2,5}$. Pour cela, nous avons fourni à i-Tree nos données horaires de pollution et de précipitations pour l'année 2018.

Le dépôt sec est modélisé par un flux vertical descendant F ($g \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$) calculé selon la formule :

$$F = V_d C$$

Avec:

V_d = vitesse de dépôt (m/s),

C = concentration en polluant (g/m^3).

La vitesse de dépôt est calculée via un modèle de résistance (Baldocchi *et al.* 1987):

$$V_d = 1 / (R_a + R_b + R_c)$$

Avec:

R_a = résistance de la couche limite atmosphérique,

R_b = résistance de la couche limite quasi laminaire,

R_c = résistance de la canopée.

R_a et R_b sont calculés pour chaque heure en tenant compte de la météo selon des formules standards de résistance (Killus *et al.* 1984, Nowak *et al.* 1998, Pederson *et al.* 1995):

$$R_a = u(z) u_*^{-2}$$

$$R_b = 2 (Sc)^{2/3} (Pr)^{-2/3} (k u_*)^{-1}$$

Leur effet est relativement faible comparé aux effets de la résistance de la canopée (R_c).

Le calcul horaire de R_c pour l’ozone (O_3), le dioxyde de soufre (SO_2) et le dioxyde d’azote (NO_2) se base sur un modèle hybride de dépôt sur une grande feuille et de dépôt sur une canopée multi-couches (Baldocchi *et al.*, 1987; Baldocchi, 1988). La résistance de la canopée a trois composantes: la résistance stomatale (r_s), la résistance mésophylle (r_m) et la résistance cuticulaire (r_t). Elle est calculée via la formule:

$$1/R_c = 1/(r_s+r_m) + 1/r_t$$

r_m vaut 0 s/m pour le SO_2 (Wesely 1989), 10 s/m pour l’ O_3 (Hosker and Lindberg, 1982) et 100 s/m pour le NO_2 (Lovett, 1994), tandis que r_t vaut 8000 s/m pour le SO_2 , 10000 s/m pour l’ O_3 et 20000 s/m pour le NO_2 (Lovett, 1994).

Les données horaires nécessaires pour calculer la résistance de la canopée sont la radiation photosynthétiquement active (PAR; $\mu E/m^2/s$), la température de l’air (K), la vitesse du vent (m/s), la vitesse de friction (m/s), la concentration en CO_2 (fixée initialement à 390 ppm) et l’humidité absolue (kg/m^3). La température de l’air, la vitesse du vent, la vitesse de friction et l’humidité absolue sont fournies par les données météorologiques horaires NCDC. La PAR est calculée comme étant 46 % de la radiation solaire totale, elle-même déterminée par le modèle météorologique/statistique (METSTAT) avec en entrée les données NCDC.

L’élimination par la végétation du CO et des PM_x n’étant pas directement lié à la transpiration, R_c a été fixé pour le CO à 50.000 s/m pendant la saison avec feuilles et à 1.000.000 s/m pendant la saison sans feuille (Bidwelle and Fraser, 1972). Pour les particules PM_{10} , la vitesse de dépôt médiane pendant la saison avec feuilles est de 0,0128 m/s selon Lovett (1994). Une vitesse de dépôt de base de 0,0064 m/s, tenant compte d’un LAI de 6 et d’un taux de resuspension de 50 %, est utilisée pour les PM_x (Zinke, 1967). Cette vitesse est alors adaptée en fonction du LAI réel et des paramètres de saison avec ou sans feuilles. Pour les $PM_{2,5}$, la vitesse de dépôt et le taux de resuspension varient avec la vitesse du vent comme détaillée dans Nowak *et al.* (2013). Enfin, les vitesses de dépôt sont mises à 0 pendant les périodes de précipitations.

Le calcul de dépollution se limitant aux dépôts secs, les vitesses de dépôt sont fixées à 0 lors des périodes de précipitations. Le modèle calcule le dépôt pour l’entièreté de la population arborée. Le flux de dépollution horaire moyen déterminé pour l’ensemble du site (g/m^2 de canopée) est multiplié

par la surface totale de canopée (m^2). La dépollution relative à chaque arbre est alors déterminée, par classe de diamètre, par la formule (Nowak, 1994):

$$I_x = R_t \times (LA_x / LA_t)$$

Avec:

I_x = dépollution individuelle de l'arbre (kg),

R_t = dépollution totale par tous les arbres (kg),

LA_x = surface foliaire totale de l'arbre ou des arbres de l'espèce (m^2)

LA_t = surface foliaire totale pour l'entièreté de la population arborée (m^2).

Finalement, la variation de concentration due au dépôt sur la végétation est calculée de la sorte

$$\Delta C = \Delta P_t / (BL \times CA)$$

où ΔP_t est la variation de concentration de masse de polluant due au flux (μg), BL la hauteur de la couche limite (m) et CA la surface de la zone d'étude (m^2).

3.1.3. Résultats

Dans cette section, les résultats sont présentés successivement, pour les trois services écosystémiques étudiés : d’abord annuellement à la fois à l’échelle d’un individu moyen des 22 espèces dominantes sur le territoire communal (tableaux 34-36), à l’échelle des quartiers (figures 41-44) et à l’échelle des différents ensembles arborés (tableaux 38 et 39), et enfin mensuellement au niveau du territoire communal (tableaux 40 et 41).

3.1.3.1. Stockage et séquestration du carbone

Tableau 34. Abondance, diamètre à hauteur de poitrine (DBH) et services écosystémiques rendus par un individu moyen de chacune des 22 espèces d'arbres sélectionnées. Précisons que ne sont considérés ici que les individus dont le genre et l'espèce sont renseignés (au niveau du genre, *Betula* et *Quercus* représentent respectivement 11,6 % et 22,1 % du couvert arboré liégeois).

Espèce	Nombre d'arbres	Pourcentage sur la totalité des arbres	DBH (cm)	Séquestration de carbone (kg/an)	Stockage de carbone (kg)
<i>Acer platanoides</i>	17156	1,78	29.27	16.61	339.76
<i>Acer pseudoplatanus</i>	78382	8,15	26.02	11.26	280.06
<i>Aesculus hippocastanum</i>	4724	0,49	43.15	24.23	934.53
<i>Betula pendula</i>	51753	5,38	20.29	10.86	147.12
<i>Carpinus betulus</i>	46135	4,79	31.58	8.77	421.24
<i>Castanea sativa</i>	9793	1,02	33.40	12.64	500.54
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	7292	0,76	21.08	6.11	182.54
<i>Corylus avellana</i>	12004	1,25	14.33	3.11	60.53
<i>Fagus sylvatica</i>	96715	10,05	36.42	13.02	713.95
<i>Fraxinus excelsior</i>	64709	6,73	27.28	13.24	293.12
<i>Pinus sylvestris</i>	23320	2,42	34.11	10.64	250.03
<i>Platanus sp.</i>	3341	0,35	53.84	16.34	882.54
<i>Prunus avium</i>	8815	0,92	24.31	7.32	299.98
<i>Prunus cerasifera</i>	1715	0,18	18.89	7.85	130.56
<i>Prunus cerasus</i>	9300	0,97	24.31	10.23	325.19
<i>Quercus petraea</i>	99876	10,38	20.76	5.51	172.20
<i>Quercus robur</i>	20947	2,18	33.20	16.50	416.49
<i>Robinia pseudoacacia</i>	55412	5,76	28.55	16.14	266.69
<i>Sorbus aucuparia</i>	30824	3,20	10.62	4.49	25.60
<i>Taxus baccata</i>	9851	1,02	17.72	3.45	90.85
<i>Tilia cordata</i>	761	0,08	30.71	10.84	344.64

<i>Tilia x europaea</i>	1663	0,17	46.77	17.17	681.34
-------------------------	------	------	-------	-------	--------

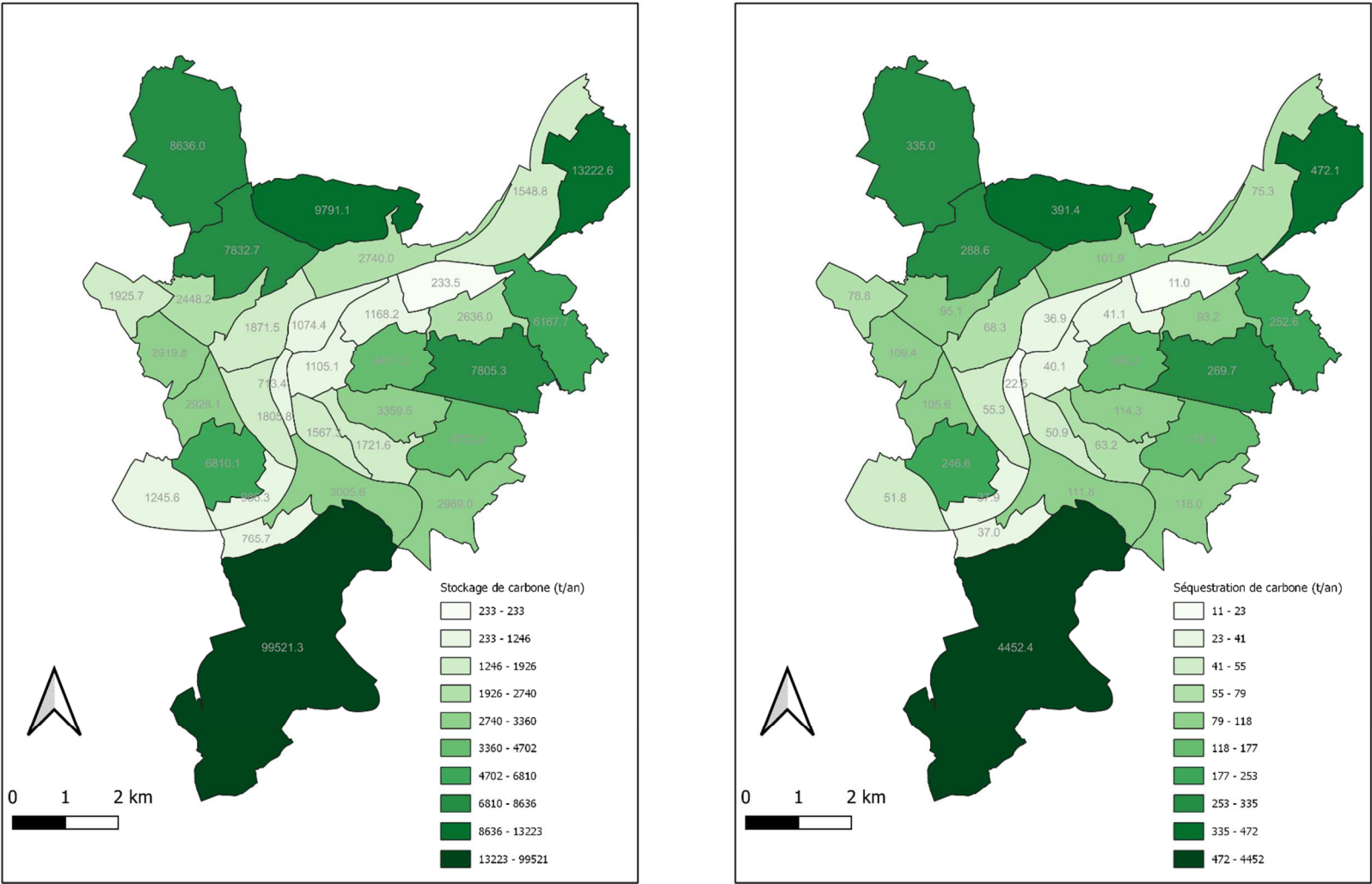


Figure 41. Estimation du stockage et séquestration du carbone par les arbres par quartier (résultats i-Tree).

3.1.3.2. Interception des pluies et ruissellement

Tableau 35. Abondance, diamètre à hauteur de poitrine (DBH) et services écosystémiques rendus par un individu moyen de chacune des 22 espèces d'arbres sélectionnées. L'eau interceptée reprend les volumes d'eau interceptés par la canopée et la couverture du sol, et le ruissellement évité est la différence entre les quantités d'eaux de ruissellement simulées avec ou sans végétation. Précisons que ne sont considérés ici que les individus dont le genre et l'espèce sont renseignés (au niveau du genre, *Betula* et *Quercus* représentent respectivement 11,6 % et 22,1 % du couvert arboré liégeois).

Espèce	Nombre d'arbres	Pourcentage sur la totalité des arbres	DBH (cm)	Eau interceptée (m³/an)	Ruissellement évité (m³/an)
<i>Acer platanoides</i>	17156	1,78	29.27	3.52	0.73
<i>Acer pseudoplatanus</i>	78382	8,15	26.02	5.02	1.03
<i>Aesculus hippocastanum</i>	4724	0,49	43.15	8.51	1.74
<i>Betula pendula</i>	51753	5,38	20.29	4.16	0.86
<i>Carpinus betulus</i>	46135	4,79	31.58	6.68	1.39
<i>Castanea sativa</i>	9793	1,02	33.40	8.55	1.78
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	7292	0,76	21.08	2.19	0.46
<i>Corylus avellana</i>	12004	1,25	14.33	1.19	0.25
<i>Fagus sylvatica</i>	96715	10,05	36.42	11.37	2.36
<i>Fraxinus excelsior</i>	64709	6,73	27.28	5.52	1.13
<i>Pinus sylvestris</i>	23320	2,42	34.11	6.60	1.37
<i>Platanus</i>	3341	0,35	53.84	13.56	2.80
<i>Prunus avium</i>	8815	0,92	24.31	2.84	0.59
<i>Prunus cerasifera</i>	1715	0,18	18.89	1.79	0.37
<i>Prunus cerasus</i>	9300	0,97	24.31	2.87	0.61
<i>Quercus petraea</i>	99876	10,38	20.76	4.06	0.84
<i>Quercus robur</i>	20947	2,18	33.20	5.81	1.19
<i>Robinia pseudoacacia</i>	55412	5,76	28.55	3.74	0.74
<i>Sorbus aucuparia</i>	30824	3,20	10.62	0.42	0.10
<i>Taxus baccata</i>	9851	1,02	17.72	1.27	0.26
<i>Tilia cordata</i>	761	0,08	30.71	5.05	1.04
<i>Tilia x europaea</i>	1663	0,17	46.77	9.31	1.93

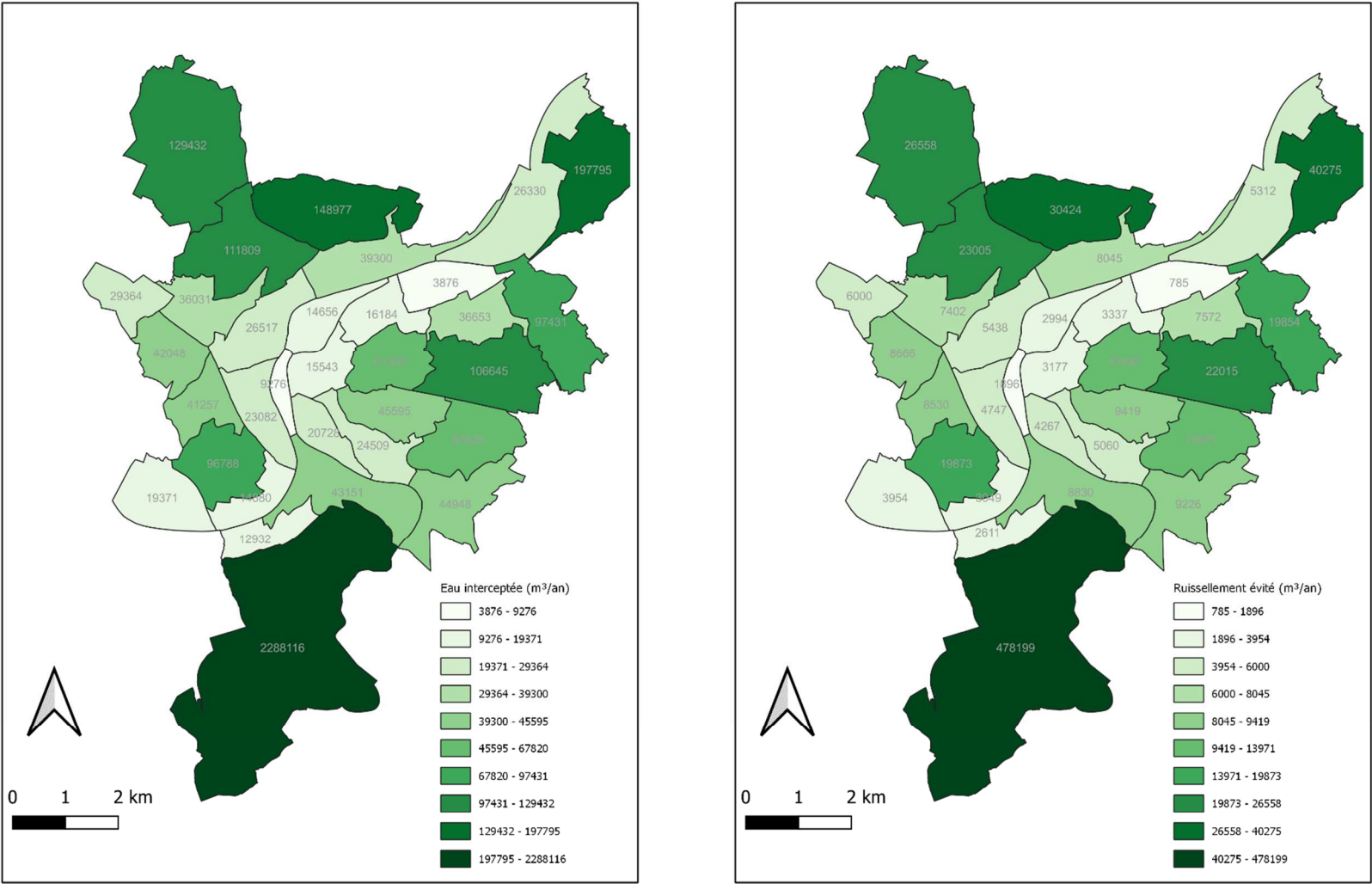


Figure 42. Estimation de l’eau interceptée (par la canopée et la couverture du sol) et du ruissellement évité par les arbres par quartier (résultats i-Tree).

3.1.3.3. Fixation des particules fines et adsorption des polluants atmosphériques

Tableau 36. Abondance, diamètre à hauteur de poitrine (DBH) et services écosystémiques rendus par un individu moyen de chacune des 22 espèces d'arbres sélectionnées. Précisons que ne sont considérés ici que les individus dont le genre et l'espèce sont renseignés (au niveau du genre, *Betula* et *Quercus* représentent respectivement 11,6 % et 22,1 % du couvert arboré liégeois).

Espèce	Nombre d'arbres	Pourcentage sur la totalité des arbres	DBH (cm)	Dépollution en O3 (g/an)	Dépollution en NO2 (g/an)	Dépollution en SO2 (g/an)	Dépollution en PM10 (g/an)	Dépollution en PM2.5 (g/an)
<i>Acer platanoides</i>	17156	1,78	29.27	98.43	34.71	3.10	44.00	10.28
<i>Acer pseudoplatanus</i>	78382	8,15	26.02	140.71	49.41	4.41	62.27	14.45
<i>Aesculus hippocastanum</i>	4724	0,49	43.15	239.84	84.22	7.52	107.85	25.05
<i>Betula pendula</i>	51753	5,38	20.29	112.68	39.88	3.61	48.79	11.50
<i>Carpinus betulus</i>	46135	4,79	31.58	184.81	64.78	5.86	79.29	18.29
<i>Castanea sativa</i>	9793	1,02	33.40	227.06	81.67	7.36	98.82	24.00
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	7292	0,76	21.08	59.41	21.08	1.92	25.62	6.05
<i>Corylus avellana</i>	12004	1,25	14.33	32.11	11.39	1.03	13.90	3.29
<i>Fagus sylvatica</i>	96715	10,05	36.42	309.41	109.54	9.84	136.39	32.18
<i>Fraxinus excelsior</i>	64709	6,73	27.28	154.30	54.12	4.85	67.77	15.68
<i>Pinus sylvestris</i>	23320	2,42	34.11	178.56	63.18	5.73	76.40	17.99
<i>Platanus</i>	3341	0,35	53.84	370.27	130.79	11.70	164.98	38.80
<i>Prunus avium</i>	8815	0,92	24.31	76.95	27.26	2.47	33.01	7.79
<i>Prunus cerasifera</i>	1715	0,18	18.89	47.43	17.03	1.54	20.93	5.05
<i>Prunus cerasus</i>	9300	0,97	24.31	76.80	27.41	2.49	33.26	7.96
<i>Quercus petraea</i>	99876	10,38	20.76	110.38	39.01	3.53	47.36	11.12
<i>Quercus robur</i>	20947	2,18	33.20	163.79	57.68	5.15	73.07	17.06

<i>Robinia pseudoacacia</i>	55412	5,76	28.55	106.53	37.35	3.33	48.00	11.08
<i>Sorbus aucuparia</i>	30824	3,20	10.62	11.51	4.04	0.34	5.05	1.18
<i>Taxus baccata</i>	9851	1,02	17.72	34.01	12.14	1.10	14.74	3.52
<i>Tilia cordata</i>	761	0,08	30.71	137.83	48.69	4.36	61.41	14.44
<i>Tilia x europaea</i>	1663	0,17	46.77	250.27	89.46	8.01	110.76	26.63

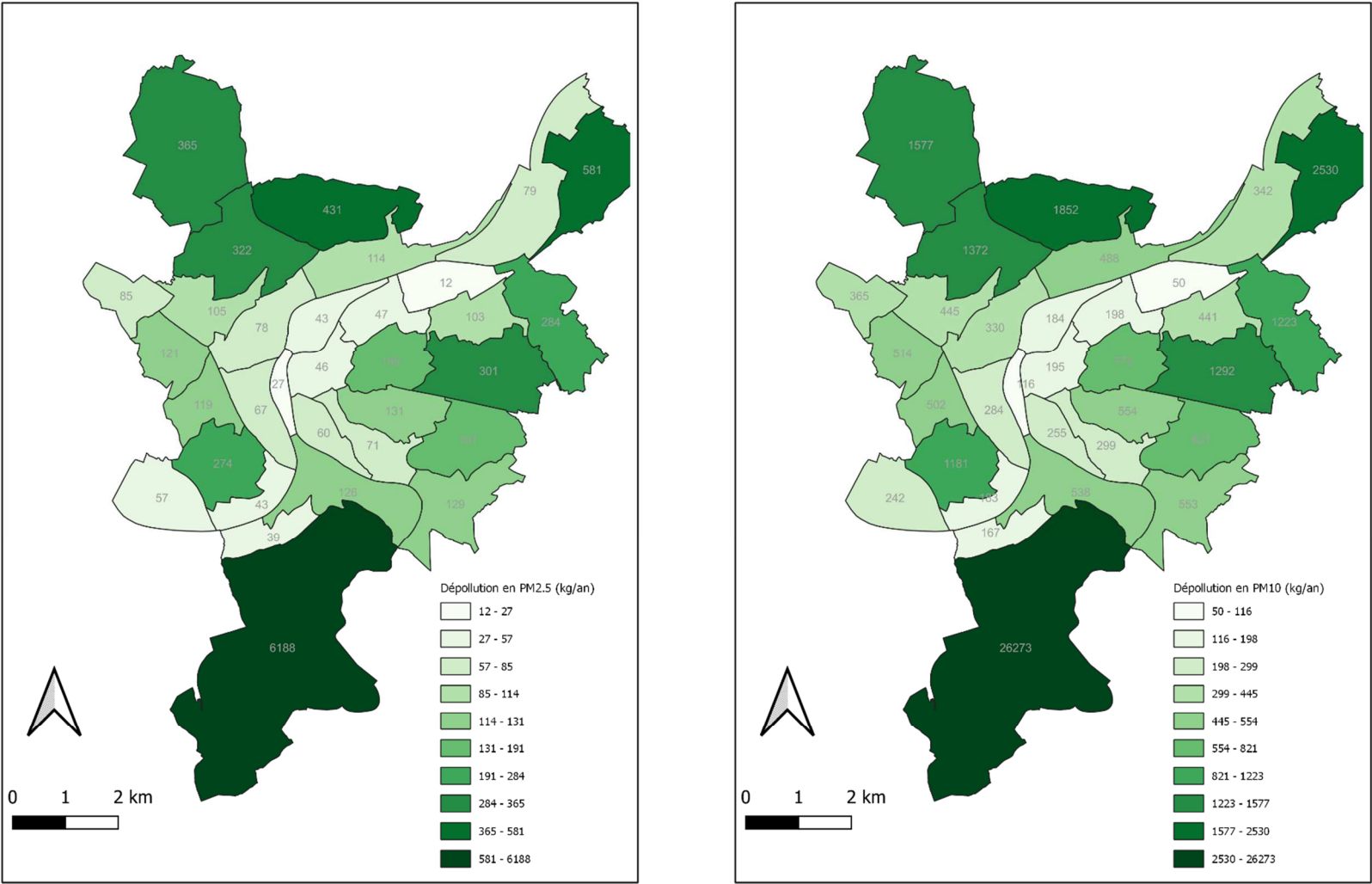


Figure 43. Estimation de la quantité de particules fines éliminée par les arbres par quartier (résultats i-Tree).

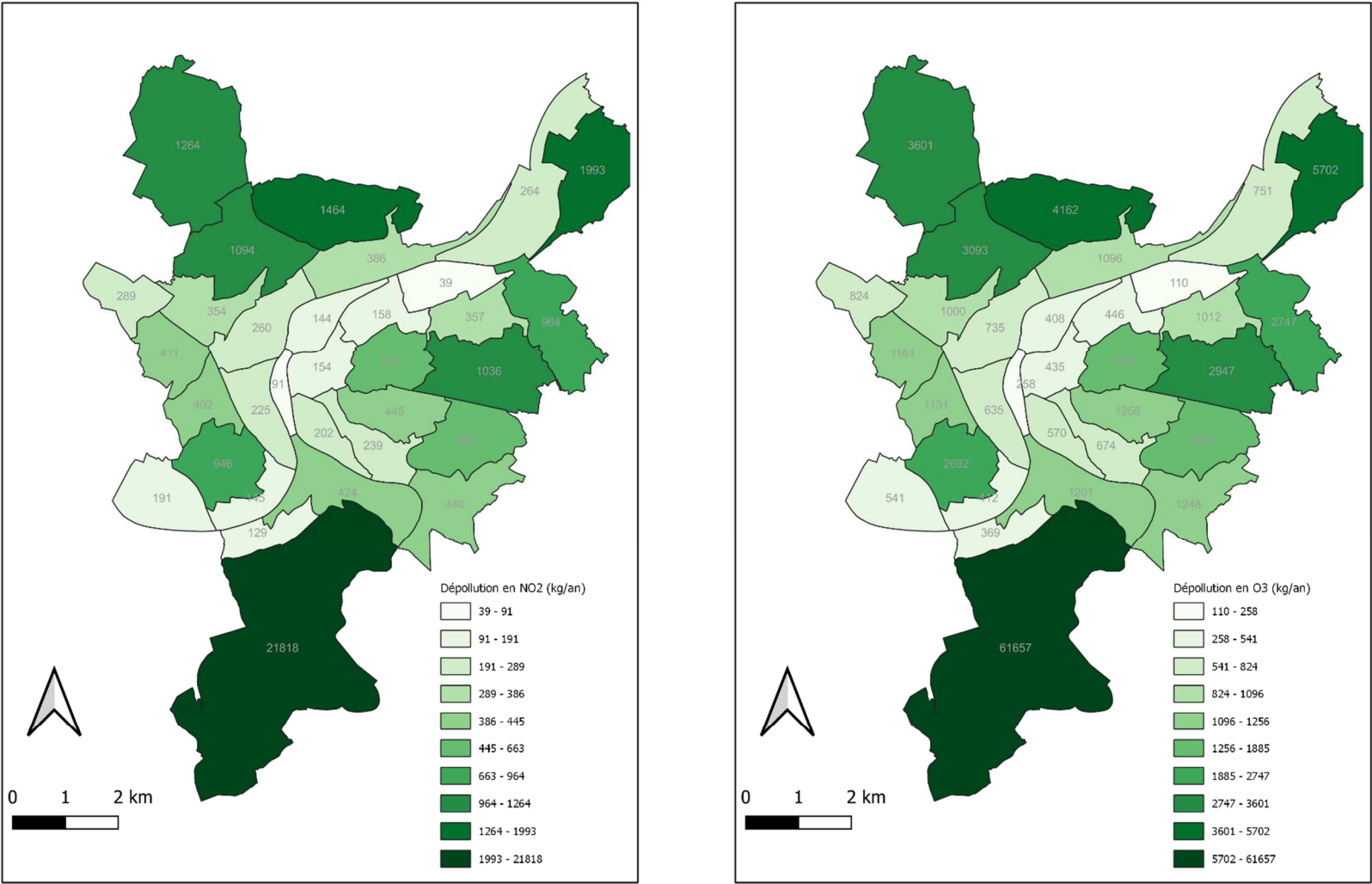


Figure 44. Estimation de la quantité de dioxyde d’azote (NO₂) et d’ozone (O₃) par les arbres par quartier (résultats i-Tree).

3.1.3.4. Estimation par strate

La possibilité de différencier les arbres urbains et les arbres en forêt dans i-Tree Eco a été testée. En début de simulation, il est possible de spécifier s'il s'agit d'arbres urbains (« street ») ou pas (« non-street »). Nous avons testé l'impact de cette caractérisation supplémentaire sur des arbres identiques. Nous avons constaté que cela n'avait aucune influence sur les résultats et que cela permettait juste de faire une « classification » des arbres. Définir l'occupation du sol n'a également aucun impact. Le seul paramètre testé ayant une influence sur les résultats est l'exposition de la couronne (CLE – *Crown Light Exposure*, *cfr* section 3.1.2.2.). Etant donné que nous n'avions pas cette information, la valeur par défaut (CLE = 2-3) a été utilisée. Il est dès lors possible qu'il y ait une surestimation de celle-ci pour les arbres forestiers, et une sous-estimation pour les arbres non forestiers (publics et privés). Ce sont uniquement l'essence et la distribution des diamètres des troncs qui déterminent les résultats. La distribution des diamètres à hauteur de poitrine (DBH) diffère d'un ensemble arboré à l'autre (figure 45 et tableau 37).

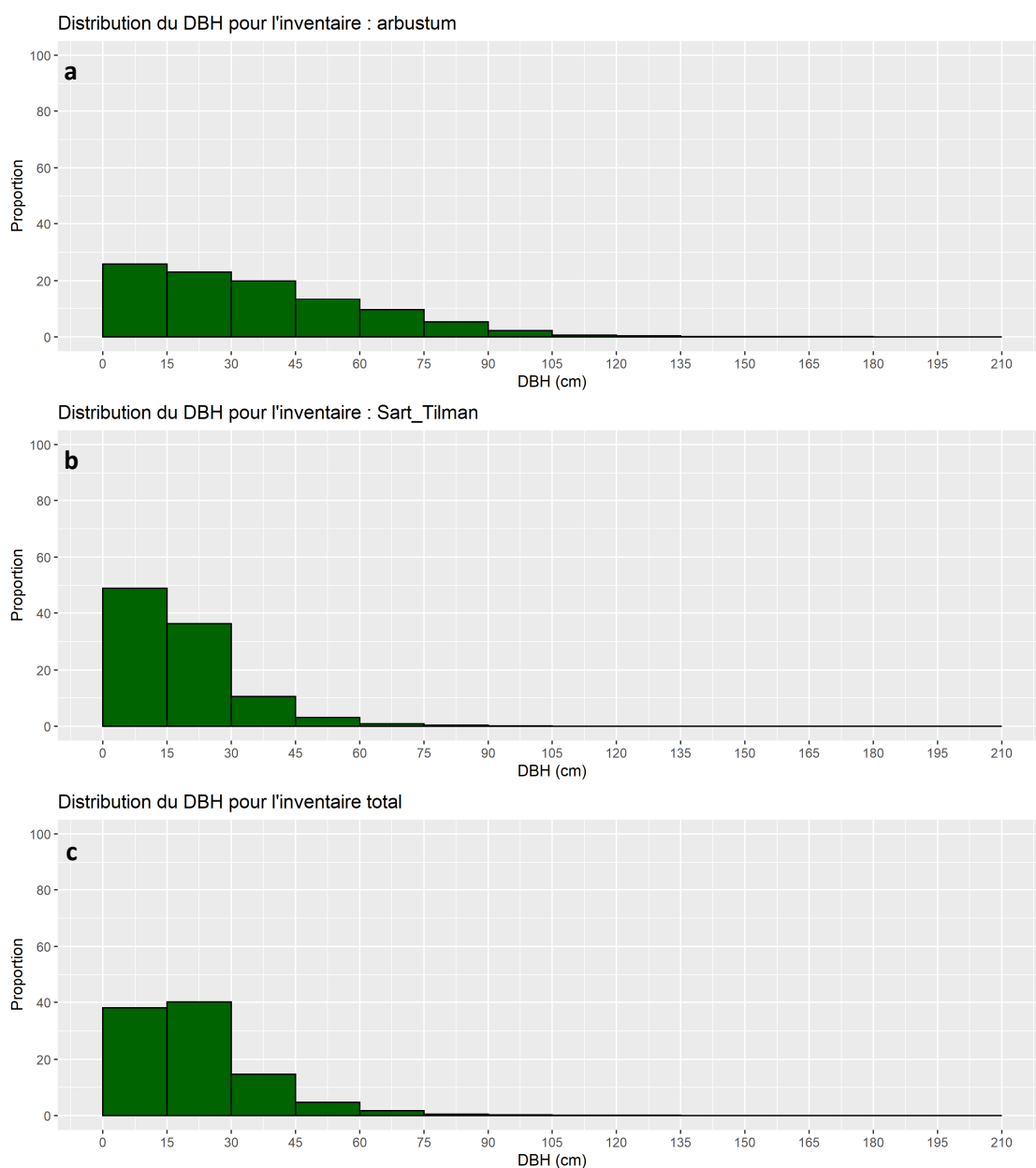


Figure 45. Distribution du diamètre à hauteur de poitrine (DBH) pour (a) les arbres repris dans l'arbustum, (b) inventoriés dans le domaine boisé du Sart Tilman et (c) l'ensemble du patrimoine arboré liégeois.

Tableau 37. Diamètre à hauteur de poitrine (DBH) et services écosystémiques rendus par un individu moyen inventorié dans l'espace public non forestier liégeois (Arbustum) et dans le domaine boisé du Sart Tilman.

	DBH moyen (cm)	Séquestration de carbone moyenne (kg C/an)	Stockage de carbone moyen (kg C)	Quantité moyenne d'eau interceptée (m³/an)	Ruissellement moyen évité (m³/an)	Dépollution moyenne en NO ₂ (g/an)	Dépollution moyenne en PM _{2,5} (g/an)
Arbustum	35,86	13,95	621,47	6,76	1,39	65,17	19,33
Sart-Tilman	18,88	9,19	200,67	3,66	0,77	34,84	9,85

Les tableaux 38 et 39 résument respectivement la structure des différents ensembles arborés de Liège et l'estimation des services écosystémiques rendus par ceux-ci.

Tableau 38. Couverture, population et structure des différents ensembles arborés.

Sous-strate	Ensemble	Couvert arboré (ha)	Couvert arboré_Proportion du total	Nombre d'arbres	Nombre d'arbres_Proportion du total	DBH moyen (cm)
Sart Tilman	Sart Tilman	659	30,5%	587 406	61,0%	18,9
Bois de Wandre	Bois de Wandre	75	3,5%	31 975	3,3%	24,8
Bois communaux non soumis	Fayembois	28	1,3%	1 941	0,2%	51,4
Bois communaux non soumis	Chartreuse	41	1,9%	4 427	0,5%	36,2
Bois communaux non soumis	Autres bois	60	2,8%	11 111	1,2%	28,3
Bois restants publics	Talus, terrils,...	401	18,5%	63 967	6,6%	30,4
Bois restants privés	Talus, terrils,...	390	18,0%	63 967	6,6%	30,4
Arbustum	Arbustum	111	5,1%	23 081	2,4%	35,9
Densité faible	Jardins	398-?		52 920	5,5%	25,4
Densité modérée	Jardins	398-?		71 604	7,4%	23,9
Densité forte	Jardins	398	18,4%	49 788	5,2%	27,3
Total		2161	100,0%	962 187	100,0%	22,4

Tableau 39. Estimation des services écosystémiques rendus par les différents ensembles arborés.

Sous-strate	Ensemble	Stockage C (t)	Séquestration C (t/an)	Dépollution PM10 (kg/an)	Dépollution PM2.5 (kg/an)	Dépollution CO (kg/an)	Dépollution O3 (kg/an)	Dépollution NO2 (kg/an)	Dépollution SO2 (kg/an)	Interception eau (m³/an)	Evitement ruissellement (m³/an)
Sart Tilman	Sart Tilman	90989	4088	24551	5785	0	57813	20462	1864	2149780	449978
Bois de Wandre	Bois de Wandre	10541	373	2097	481	0	4685	1635	146	159913	32402
Bois communaux non soumis	Fayembois	1749	48	238	56	0	526	186	17	19170	4002
Bois communaux non soumis	Chartreuse	2002	78	387	89	0	854	299	26	29208	5835
Bois communaux non soumis	Autres bois	2643	151	647	150	0	1419	499	44	50025	10305
Bois restants publics	Talus, terrils,...	18981	943	4249	984	0	9333	3274	290	326193	65733
Bois restants privés	Talus, terrils,...	18814	935	4211	975	0	9251	3245	287	323335	65157
Arbustum	Arbustum	14349	322	1897	446	0	4258	1504	135	156057	32159
Densité faible	Jardins	14515	564	2814	671	0	6327	2251	202	235004	48412
Densité modérée	Jardins	21659	692	3243	725	0	7847	2714	249	280800	58266
Densité forte	Jardins	16068	517	2451	606	0	5590	2030	183	212890	45040
Total		212308¹	8712	46785	10969	0	107904	38098	3441	3942375	817290

¹ Si on considère également le carbone stocké dans le sol sous couvert forestier (jardins privés et Arbustum non compris), soit 1807.6 ha x 110 tC/ha (cfr figure 4) = 198 836 tC, l'estimation de la quantité de carbone stockée par la strate arborée est quasi doublée (212 308 tC + 198 836 tC = 411 144 tC).

3.1.3.5. Estimations mensuelles à l'échelle du territoire communal

Tableau 40. Interception (évapotranspiration et stockage) et ruissellement évité par les arbres du territoire de la commune de Liège ainsi que les taux d'interception et de ruissellement évité au regard des précipitations à l'échelle mensuelle et annuelle. Remarquons que le modèle i-Tree ne considère que le stockage foliaire (et pas le stockage par l'écorce), ce qui mène certainement à une sous-estimation de la quantité d'eau interceptée et stockée par les arbres.

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Année
Précipitations (mm)	69.5	83.6	50.8	72.8	77.4	126.4	52.1	44.0	9.8	30.2	56.8	14.6	688.0
Interception par le couvert arboré (10³ m³/an)	125	128	148	578	429	948	422	444	136	281	260	43	3942
Taux d'interception à l'échelle du territoire communal¹ (%)	2.6	2.2	4.2	11.6	8.1	10.9	11.8	14.7	20.3	13.6	6.7	4.3	8.3
Taux d'interception à l'échelle du couvert arboré² (%)	8.4	7.1	13.5	36.8	25.7	34.8	37.5	46.8	64.7	43.2	21.2	13.7	26.6
Ruissellement évité grâce au couvert arboré (10³ m³/an)³	32	32	35	127	82	196	81	72	25	67	58	12	817
Pourcentage de ruissellement évité à l'échelle du territoire communal¹ (%)	0.7	0.6	1.0	2.5	1.5	2.3	2.3	2.4	3.7	3.2	1.5	1.2	1.7
Pourcentage de ruissellement évité à l'échelle du couvert arboré² (%)	2.1	1.8	3.2	8.1	4.9	7.2	7.2	7.6	11.9	10.3	4.7	3.7	5.5

¹ Superficie de 6865 ha

² Superficie de 2161 ha

³ Le ruissellement évité est estimé en modélisant le scénario avec et sans arbre. Sans arbres, il y a de nombreuses surfaces sur lesquelles les précipitations peuvent tomber, s'infiltrer sans devenir du ruissellement. Ainsi, une grande partie de l'eau interceptée par les arbres ne deviendrait pas non plus du ruissellement en l'absence d'arbres.

Tableau 41. Capture des polluants par le couvert arboré et taux de dépollution mensuels et annuels au regard des émissions estimées à l'échelle du territoire communal liégeois.

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Année
Dépollution en particules PM_{2.5} (t)¹	0.2	0.2	0.2	1.5	1.2	2.6	0.9	0.7	0.2	1.7	1.3	0.3	11.0
Taux de dépollution des particules PM_{2.5} (% des émissions sur le territoire communal estimées à 230 t/an)	0.1	0.1	0.1	0.7	0.5	1.1	0.4	0.3	0.1	0.7	0.6	0.1	4.8
Dépollution en particules PM₁₀ (t)	0.8	0.9	1.6	4.6	6.2	5.8	4.6	5.5	6.4	5.5	3.3	1.5	46.8
Taux de dépollution des particules PM₁₀ (% des émissions sur le territoire communal estimées à 294 t/an)	0.3	0.3	0.5	1.6	2.1	2.0	1.6	1.9	2.2	1.9	1.1	0.5	15.9
Dépollution en ozone (t)	2.0	2.0	2.8	10.7	19.2	13.9	18.5	15.9	13.8	4.4	3.3	1.3	107.9
Dépollution en dioxyde d'azote (t)	1.3	1.4	1.8	3.6	4.1	3.6	3.6	4.3	4.9	4.5	2.8	2.3	38.1
Taux de dépollution en NO₂ (% des émissions sur le territoire communal estimées à 1335 t/an)	0.1	0.1	0.1	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	0.4	0.3	0.2	0.2	2.9
Dépollution en dioxyde de soufre (t)	0.1	0.1	0.1	0.2	0.3	0.3	0.7	0.8	0.5	0.2	0.1	0.2	3.4
Taux de dépollution en SO₂ (% des émissions sur le territoire communal estimées à 104 t/an)	0.1	0.1	0.1	0.2	0.3	0.3	0.7	0.7	0.5	0.1	0.1	0.2	3.3

¹ Dans le modèle, les précipitations interagissent avec les PM_{2.5} d'une manière différente qu'avec les autres polluants. Selon l'intensité de l'événement pluvieux, on suppose que les PM_{2.5} accumulées sur les feuilles sont lessivées sur les surfaces du sol et moins susceptibles d'être remises en suspension (Nowak *et al.*, 2013). Pour cette raison, les années avec des précipitations plus abondantes il y a souvent moins de particules dans l'air et la couverture arborée est un facteur contributif. Le même modèle n'est pas utilisé pour les particules de diamètre supérieur à 2,5 µm.

3.1.4. Discussions

Les estimations des services écosystémiques rendus par les arbres en ville restent difficiles à réaliser et à valider. Des mesures de la structure et de la croissance des arbres en ville sont limitées. La rareté de ces données empêche la quantification précise des services écosystémiques. La comparaison est aussi compliquée, même avec des études qui utilisent la même technique d'estimation (dans ce cas-ci, le modèle i-Tree) car la configuration des expériences ou des simulations sont différentes (conditions environnementales dépendant de la zone ou de l'année étudiée, méthodes d'inventaire (échantillonnage ou inventaire complet), version du modèle, ...).

Les simulations avec le modèle i-Tree Eco ont été réalisées avec les données météorologiques et de pollution de l'année 2016 uniquement. L'année 2016 est très proche des moyennes météorologiques de ces 30 dernières années (meteobelgique.be). Il n'était pas possible d'utiliser des données postérieures à 2020 et il était préférable de ne pas travailler sur l'année 2020 qui est anormale en termes de pollution atmosphérique en raison du Covid.

En 2019, Selmi et Teller (2021) ont réalisé un échantillonnage de la végétation arborée de la ville de Liège. Ces auteurs ont estimé le nombre d'arbres urbains et forestiers respectivement à 395 000 (47 % dans les zones résidentielles et 18 % dans les espaces de loisirs) et à 379 500 (49 %), soit un total de 774 500 arbres (962 187 arbres selon la présente étude). Avec le modèle i-Tree et des données environnementales pour 2019, ils ont estimé que les arbres liégeois stockaient environ 318 000 tC (212 308 tC pour la présente étude) et séquestraient 7845 tC/an (8712 tC/an pour la présente étude). Les arbres de la ville permettraient de retenir environ 561 000 m³/an d'eau de ruissellement (817 290 m³/an pour la présente étude). En ce qui concerne la qualité de l'air, les arbres de la ville de Liège élimineraient environ 0,002 t/an de CO (taux quasi nul pour la présente étude en raison de concentrations en CO extrêmement faibles), 26 t/an de NO₂ (38 t/an pour la présente étude), 75 t/an d'O₃ (108 t/an pour la présente étude), 2 t/an de SO₂ (3 t/an pour la présente étude), 8 t/an de PM_{2,5} (11 t/an pour la présente étude) et 69 t/an de PM₁₀ (47 t/an pour la présente étude).

Les valeurs des services écosystémiques estimées par Selmi et Teller (2021) diffèrent de celles de la présente étude. L'impact de la méthode d'inventaire sur la détermination du patrimoine arboré, sa composition (répartition entre espèces) et sa structure (DBH notamment) est important. Selmi (2016) discute l'impact de l'extrapolation de données issues d'un échantillonnage. Leurs estimations réalisées avec le modèle i-Tree sont néanmoins plus proches que celles obtenues avec le modèle NVE (cfr section 3.3).

Un autre point tout aussi sensible est l'utilisation d'équations allométriques déterminées pour d'autres zones géographiques/climatiques (américaines le plus souvent) ou contextes environnementaux (forestier ou urbain) en absence de relations déterminées localement. Les études consacrées à la croissance des arbres, particulièrement urbains, restent rares en Europe comparé aux États-Unis (McPherson *et al.*, 2016). McHale *et al.* (2009) ont essayé d'évaluer la variabilité et l'étendue de l'erreur potentielle associée à l'utilisation de relations développées en dehors des environnements urbains. Ils constatent que certaines équations tirées de la littérature et déterminées pour le contexte forestier prédisent une biomasse similaire aux estimations urbaines, mais que la variabilité pour les arbres individuels est supérieure à 300 %. Ils conseillent de déterminer pour les villes des équations moyennes. Inévitablement, le manque de données terrain (inventaire biométrique évolutif des arbres, quantification de la biomasse) rendent malheureusement la validation de toute équation compliquée voire impossible. Plusieurs études (Aguaron et McPherson, 2012; Russo *et al.*, 2014) indiquent d'ailleurs que la variabilité (incertitude) associée à l'approche (équation) utilisée

n'est pas très importante par rapport à la variabilité des densités de stockage et de piégeage du CO₂ entre les villes.

Ainsi, par manque de données locales, beaucoup d'études européennes sont réalisées à l'aide du modèle i-Tree et des nombreuses données collectées par l'USDA (*e.g.*, Tiwary *et al.* (2016) portant sur la ville de Newcastle au Royaume-Uni, tableau 42).

Tableau 42. Paramètres constitutifs et méthodes d'évaluation utilisés pour estimer l'ensemble des caractères de multifonctionnalité et de résilience (Tiwary *et al.*, 2016).

Trait	Constituent parameter	Method	Literature source
<i>Multi-functionality</i>			
Pollutant flux potential (PPF)	Leaf area index (LAI) ^a	Inventoried literature data	Nowak <i>et al.</i> (2006); USDA (2008)
	Intra-annual leaf cover (IAL) ^b	Field survey	
	Pollutant deposition (P_{dep}) ^a (g yr ⁻¹)	Estimated as annual average total removal of CO, PM ₁₀ , NO ₂ , O ₃ , and SO ₂ per unit tress cover area (m ²)	USDA (2008)
	Pollutant emission (P_{emit}) ^a (g yr ⁻¹)	Estimated as annual average total emission of isoprene, monoterpene, and other VOCs	USDA (2008)
Carbon sequestration potential (CSP) (kg yr ⁻¹)	Diameter at breast height (DBH) ^b (cm)	Field survey	
	Height of crown base ^b (m)	Field survey	
	Above Ground Biomass (AGB) ^a (kg yr ⁻¹)	Estimated using DBH and stand height data in empirical biomass equations.	Various (see Appendix Table B.1)
Thermal Comfort Potential (TCP) ^c	Canopy area (m ²) ^a	Inventoried literature data	USDA (2008)
Noise Attenuation Potential (NAP) ^c	Leaf area index (LAI) ^a		
	Avg. leaf biomass (kg) ^a	Inventoried literature data	USDA (2008)
	Canopy area (m ²) ^a		
	Avg. stand height (m) ^a		
	Intra-annual leaf cover (IAL) ^b	Field survey	
Biomass energy potential (BEP) (MJ yr ⁻¹)	Chemical composition (C, H, O, N, S and Ash) ^a (% wt./wt. of dry biomass)	Acquired from the literature measurements based on elemental analysis following standard CEN/TS 14961:2005 (see Section 3.2 for details). Ash content measured in a furnace, adhering to standard DD CEN/TS 14775:2004.	Obernberger <i>et al.</i> (2005); AIEL (2008); Tumuluru <i>et al.</i> (2011)
	Heating values ^a (MJ kg ⁻¹)	Obtained from heating value of tree biomass on a dry basis, mainly the woody stock from chips, bark and pruning using literature data (see Section 2.3).	BISYPLAN (2012); Sagani <i>et al.</i> (2014)
<i>Resilience</i>			
Environmental stress tolerance (EST)	Leaf Ascorbic acid content ^b (mg g ⁻¹ fresh weight)	Determined from spectrophotometric analysis of supernatant samples obtained from snap-frozen leaf discs using the formula: $\frac{E_0 - E_s - E_t}{W \times 100} \times 100$ where V is the volume of the extract, W is the weight of the leaf sample (g), and E ₀ , E _s and E _t are optical densities of blank sample, plant sample and sample with ascorbic acid respectively.	Keller and Schwager (1977); Prajapati and Tripathi (2008); Pathak <i>et al.</i> (2011)
	Total chlorophyll content ^b (mg g ⁻¹)	Determined from spectrophotometric analysis of optical densities of solutions of leaf pigment extracts (obtained in dark to avoid photo-oxidation of pigments) at 645 and 663 nm wavelengths (D ₆₄₅ and D ₆₆₃ respectively) using the formula: $1.62 (D_{645}) + 0.64 (D_{663})$	Prajapati and Tripathi (2008); Yan-ju and Ding (2008)
	Leaf pH ^b	Determined using a digital pH meter from supernatant samples of crushed and homogenized 0.5 g of leaf.	Prajapati and Tripathi (2008)
	Relative water content ^b (%)	Calculated from leaf weight (LW) using the following formula: $RWC = \frac{LW_{fresh} - LW_{dry}}{LW_{sat} - LW_{dry}} \times 100$	Pathak <i>et al.</i> (2011)

^a Representative estimates based on literature data.

^b Direct field measurements.

^c Parameters used for evaluation of qualitative trends only (see Sections 2.3 and 2.4).

Le modèle i-Tree est connu pour avoir tendance à sous-estimer le stockage du carbone (Aguaron et McPherson, 2012; Russo *et al.*, 2014). La principale raison serait qu'il se base presque exclusivement sur des équations forestières et qu'un facteur de correction de 0,80 est appliqué (historiquement) aux arbres isolés (*i.e.*, les résultats de Nowak (1994) et de McHale *et al.* (2009) semblaient montrer que le recours au modèle forestier pour quantifier le taux de carbone stocké par les arbres urbains conduit à une surestimation de 20 à 30 %). Par manque d'information, la valeur par défaut correspondant à des arbres avec une couronne moyennement exposée à la lumière moyenne (*Crown Light Exposure* = 2 ou 3) a été conservée dans nos simulations pour le calcul de la surface foliaire. À titre d'exemple, le tableau 43 montre que l'estimation de la biomasse totale des 60 individus *Fraxinus excelsior* inventoriés dans les jardins privés liégeois avec l'équation de biomasse utilisée dans le modèle i-Tree pour *Fraxinus pennsylvanica* est assez proche de l'estimation obtenue avec l'équation de Vonderach et Akontz (2022) pour *Fraxinus excelsior* en milieu urbain.

Tableau 43. Estimation de la biomasse totale des 60 individus *Fraxinus excelsior* inventoriés dans les jardins privés liégeois à l'aide de trois équations de biomasse différentes.

Étude	Espèce	Contexte	Équation allométrique	Biomasse (kg)
i-Tree	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	USA - forêt	$y = e^{(-2.19052 + 0.8403 * \ln(X) + (0.13692/2))}$	20 816
McHale et al. (2009)	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Colorado - ville	Volume (m³) = $0,00059 * DBH^2,206$	41 471
Vonderach et Akontz (2022)	<i>Fraxinus excelsior</i>	Allemagne - ville	$\log(y) = (\alpha + a_{aoo} + a_{spp}) + (\beta + b_{spp}) \cdot \log(d1) + (\gamma + c_{spp}) \cdot h$	17 329

Russo *et al.* (2014) ont comparé les estimations du stockage et de la séquestration du carbone à l'aide de mesures dendrométriques spécifiques à la ville et d'équations allométriques de biomasse provenant principalement d'Europe et de deux autres modèles américains (figures 7 et 8): le modèle UFORE (Urban Forest Effects Model, ancien i-Tree Eco) et le CUFR Tree Carbon Calculator (CTCC). Les estimations de stockage de carbone du modèle UFORE/i-Tree étaient les plus basses, tandis que les estimations de séquestration de carbone du CUFR Tree Carbon Calculator (CTCC) étaient les plus élevées. Le tableau 44 présente les forces et les faiblesses des trois approches.

Tableau 44. Quelques forces et faiblesses générales de trois méthodes d'estimation du stockage et de la séquestration du carbone appliquées à Bolzano (Italie, Russo *et al.*, 2014): équations allométriques, Center for Urban Forest Research Tree Carbon Calculator (CTCC) et Urban Forest Effects/Eco (UFORE/i-Tree Eco).

Table 6. Some general strengths and weaknesses for three carbon storage and sequestration estimation methods applied in Bolzano, Italy: Urban Forest Effects/Eco (UFORE), Allometric equations, and Center for Urban Forest Research Tree Carbon Calculator (CTCC).

	Allometric equations	CTCC	UFORE
Strengths	Local – regional equations Species-specific Requires only species, DBH, and height Local growth rates	User-friendly formatted spread sheet Freely available on internet Requires only species, DBH or age Urban tree based equations	User-friendly (i-Tree Eco) model interface Freely available on internet Species-specific Calculates additional ecosystem services
Weaknesses	Time-consuming literature review and compilation of equations Forest-based tree biomass equations Equations, coefficients, measurements, and calculations need to be entered and calculated manually using spread sheet or other data-processing software	North American urban-based equations Limited number of species North American growth rates US climate zones	North American biomass equations Forest tree biomass equations Requires species, DBH, height, land use and tree condition field measurements North American land-use based growth rates More expensive as specialists needed for data collection of over 20 measurements (Natural England 2013) Professional field data costs were 1000 Euros per 100 trees in Bolzano

Note: DBH: Diameter at Breast Height; CTCC: Center for Urban Forest Research Tree Carbon Calculator; UFORE: Urban Forest Effects.

Dans sa thèse sur les services écosystémiques rendus par la végétation de la ville de Strasbourg, Selmi (2014) a comparé les estimations du carbone stocké issues du modèle i-Tree Eco avec celles issues d'un modèle de volume de bois dans un contexte forestier français et considère qu'elles ne sont pas significativement différentes si on applique un facteur de conversion de 0,8 au modèle forestier français. Selmi (2014) conclut que le recours au modèle i-Tree Eco permet de construire une première

base empirique pour l'évaluation des services et desservices de la végétation arborée et qu'une application de ce modèle sur d'autres villes françaises pourrait apporter d'autres éclairages sur ce modèle et sur l'éventualité de l'adapter au contexte français d'une part et européen d'autre part. Dale (2013) montre que les chiffres relatifs au carbone fournis par i-Tree Eco sont comparables aux méthodes néo-zélandaises et que ce modèle peut donc être considéré comme un outil de calcul du carbone des arbres approprié pour une application en Nouvelle-Zélande, caractérisée par un climat de type tempéré océanique. Selon cet auteur, l'inclusion de la densité du bois des espèces et la prise en compte des différentes structures de croissance des arbres, comme le fait i-Tree Eco, améliorent la précision des estimations du stockage du carbone.

Sur la base des données relatives à la surface des feuilles et des données météorologiques horaires locales, i-Tree Eco estime l'interception de la pluie, l'évaporation des surfaces foliaires, l'évapotranspiration potentielle, la transpiration et les valeurs de ruissellement évitées. Ces calculs sont basés sur des processus qui sont généralisables en tout lieu. La couverture imperméable sous les arbres, supposée être de 25,5 % (moyenne nationale pour les États-Unis ; Nowak et Greenfield, 2012), correspond au taux d'imperméabilisation de 24,4 % des sols de la commune de Liège (ULB *et al.*, 2015). Le fait que le modèle i-Tree ne considère que le stockage foliaire (et pas le stockage par l'écorce) mène certainement à une sous-estimation de la quantité d'eau interceptée et stockée par les arbres (tableau 49).

i-Tree Eco estime l'élimination des PM_{2,5} en simulant une vitesse de dépôt et un taux de remise en suspension identique pour toutes les espèces d'arbres et qui varient uniquement en fonction de la surface foliaire et de la vitesse du vent. Pace et Grote (2020) ont montré qu'une distinction des vitesses de dépôt au moins entre les conifères et les feuillus est importante pour les résultats du modèle, notamment parce que l'efficacité des conifères à éliminer les particules est plus grande. Ils discutent des améliorations nécessaires à apporter aux modèles. Pace *et al.* (2021) présentent la première validation de l'élimination des particules par i-Tree Eco avec des données expérimentales, ce qui est un point de départ pour l'amélioration de la paramétrisation du modèle et de l'estimation des particules éliminées par les arbres urbains. Les flux modélisés et mesurés montrent une bonne concordance globale. Leur analyse de sensibilité des paramètres du modèle indique qu'une meilleure représentation des flux de dépôt de particules pourrait être obtenue en ajustant les vitesses de dépôt. Selon Pace *et al.* (2021), l'hypothèse d'une élimination complète des particules, après des précipitations qui dépassent la capacité de stockage d'eau de la canopée, devrait être reconsidérée afin de mieux prendre en compte les caractéristiques spécifiques des feuilles. Gaglio *et al.* (2022) ont proposé une amélioration du calcul du modèle standard en introduisant un indice de traits foliaires pour distinguer l'effet de l'espèce sur l'élimination nette des particules.

Selmi *et al.* (2016) ont estimé la dépollution de l'air par les arbres dans les espaces verts publics à Strasbourg (France) à l'aide de i-Tree Eco. Ils obtiennent pour une année entière une élimination de la pollution de 0,92 g m⁻² de couvert arboré pour le NO₂ (1,76 g m⁻² pour la présente étude), 3,73 g m⁻² pour l'O₃ (5 g m⁻² pour la présente étude), 0,79 g m⁻² pour les PM₁₀ (2.16 g m⁻² pour la présente étude) et 0,3 g m⁻² pour les PM_{2,5} (0,5 g m⁻² pour la présente étude). Les auteurs comparent l'élimination des différents polluants simulée par le modèle et les émissions locales: les arbres publics de Strasbourg réduiraient d'environ 7 % les émissions de PM₁₀ dans l'atmosphère de la ville alors que l'effet sur les autres polluants atmosphériques serait faible. Selon Orlandi *et al.* (2022), les valeurs d'absorption des PM₁₀ par les arbres, estimées avec i-Tree, semblent similaires à celles rapportées dans des études antérieures, en particulier les mesures réalisées par Sæbø *et al.* (2012).

Dans Baraldi *et al.* (2019), l'élimination annuelle de l'O₃ et des PM₁₀ par les espèces d'arbres étudiées à Bologne (Italie) se situait entre 58 et 140 arbre⁻¹ an⁻¹ et entre 17 et 139 g arbre⁻¹ an⁻¹, respectivement.

Le stockage total de CO₂ par les arbres était compris entre 164 et 215 kg arbre⁻¹ et la séquestration annuelle brute de CO₂ entre 11 et 20 kg arbre⁻¹ an⁻¹.

Étant donné que seul l'arbustum de la ville de Liège est spatialisé (les autres inventaires ayant été extrapolés au reste du territoire liégeois), il ne serait pas pertinent de spatialiser l'estimation des services écosystémiques sur une grille de 100 x 100 m.

3.1.5. Description des livrables géographiques joints au rapport

3.1.5.1. Fichiers géographiques (shapefiles)

Ces fichiers sont disponibles dans les dossiers partagés par l'équipe Plan Canopée sur « Microsoft Teams » à l'adresse suivante :

« PlanCanopée »

Documents>General>Modèles>iTree>Couches_canopée>Couches_canopee_last_version.zip »

Arbres non forestiers publics (« arbustum_buffer »)

Cette couche correspond à la conversion de l'inventaire de l'Arbustum en couche polygonale. Attention que cette couche a été adaptée pour un meilleur rendu visuel (conflit avec la couche Forêt) et que les superficies peuvent donc différer de celle utilisée pour estimer la superficie de canopée réellement couverte par les arbres non-forestiers publics. Pour cette dernière, une zone tampon correspondant à la couronne (rayon du tampon égal à la moitié du diamètre de couronne inventorié) a été ajoutée autour de chaque arbre.

« Arbres_non_forestiers_privés »

Cette couche regroupe l'ensemble de la canopée des jardins privés de la ville de Liège (avec une classification en fonction de la densité d'habitat). Attention que l'extrapolation et l'inventaire des jardins ont été réalisés en considérant la strate herbacée et la strate canopée.

« Arbres_Forestiers »

Cette couche regroupe et identifie toutes les zones de boisées (Sart-Tilman, Bois communaux non-soumis au régime forestier, Wandre, « reste des bois »). Cette couche a été croisée avec le masque « canopée » de manière à ne prendre en compte que la superficie couverte par la canopée.

Ces trois fichiers « shapefiles » sont en coordonnées Lambert 72.

3.1.5.2. Fichiers « Excel » (.csv ou .xlsx)

« Plan Canopée>Documents>General>Modèles>i-Tree>Résultats>Individus>2016 »

« resultats_individuels.csv » reprend la structure et les différents services écosystémiques rendus par les 962 187 arbres inventoriés et extrapolés sur la Ville de Liège.

« Plan Canopée>Documents>General>Modèles>i-Tree>Résultats>Espèces>2016 »

Les trois fichiers « .xlsx » reprennent par espèce respectivement les valeurs minimales, maximales et moyennes de l'allométrie et des différents services écosystémiques étudiés.

« Plan Canopée>Documents>General>Modèles>i-Tree>Résultats>Strates>2016 »

« resultats_strates.csv » (précédemment nommé « TRANCHE5_ANALYSE.xlsx ») reprend la structure et les différents services écosystémiques rendus par les différentes strates et sous-strates d'arbres.

« Plan Canopée>Documents>General>Modèles>i-Tree>Résultats>Quartiers>SE_quartiers>2016 »

Ce dossier comprend 6 fichiers « .csv » correspondant aux différents services écosystémiques étudiés avec le modèle i-Tree, totalisés par quartier. Le fichier « VOC_emission.csv » est fourni à titre indicatif; ses résultats ne sont pas discutés dans cette étude.

« Plan Canopée>Documents>General>Modèles »

« Comparaison_NVE-iTree.xlsx » reprend les services écosystémiques rendus par l'ensemble de la canopée liégeoise (total des SE rendus par tous les individus) estimés par les modèles NVE et i-Tree. Le rapport entre les valeurs NVE et i-Tree est aussi indiqué.

3.1.5.3. Fichiers images (.png)

« Plan Canopée>Documents>General>Modèles>i-Tree>Résultats>Quartiers>Cartes_quartiers>2016 »

Ce dossier contient les différentes cartes reprenant les services écosystémiques à l'échelle du quartier, présentées plus haut.

« Plan Canopée>Documents>General>Modèles>i-Tree> Résultats>Services_DBH_poly2 ou 3 2016.zip »

Ce dossier contient 22 dossiers (un pour chacune des 22 espèces sélectionnées). Dans chacun de ces dossiers sont repris les graphes (type nuage de points) mettant en relation suivant une équation polygonale d'ordre 2 ou 3 le DBH et les différents services écosystémiques étudiés.

3.2. NVE

L'outil NVE (Nature Value Explorer, Liekens *et al.*, 2013) a été développé en 2011 pour l'administration flamande de l'Environnement par le VITO, en collaboration avec l'Ecosystem Management Research Group - Université d'Anvers¹. Il a pour objectif de permettre une exploration rapide de l'impact d'un changement d'occupation du sol donné sur la production d'un sous-ensemble de services écosystémiques. Le public ciblé pour son utilisation se compose d'architectes paysagistes/aménageurs, de bureaux d'études (notamment pour les études d'incidences), d'universités (à des fins éducatives), d'administrations (pour juger par exemple de la qualité de tel ou tel projet), d'ONG, ... Une nouvelle version dédiée aux services écosystémiques en milieu urbain a été développée en 2015 (Hendrix *et al.*, 2015). Une version wallonne a été lancée en 2022 (SPW, 2022).

Cet outil permet par exemple de comparer des scénarios et de mettre en évidence des changements marginaux sur la production des services écosystémiques ou d'aborder les choses sous un angle concret, à des fins de sensibilisation et d'information. Il ne permet par contre pas de mesurer la valeur totale des écosystèmes (seule une dizaine de services sont calculés à ce jour), ni de produire des cartes de ces services.

Son utilisation est facilitée par une interface web accessible moyennant une inscription gratuite et l'outil permet d'obtenir des résultats rapidement, avec un minimum de données à remplir par l'utilisateur.

Après avoir choisi sa zone d'étude, l'utilisateur doit dessiner les polygones de son futur projet et leur attribuer un type d'occupation du sol donné. Outre une série de données complémentaires qu'il peut éventuellement compléter pour plus de précision, il est ensuite dirigé vers une page de résultats exportables en xls et vers des graphiques et des tableaux de bord didactiques qui lui permettent de consulter les données d'entrée proposées par le modèle ainsi qu'un détail sur les calculs utilisés. Les données d'entrée non fournies par l'utilisateur (par exemple les cartographies) ne sont pas consultables sur l'outil directement et servent uniquement pour les calculs du programme.

3.2.1. Données

Toutes les données ci-dessous sont à la résolution d'un mètre et en format image.

3.2.1.1. Stockage et séquestration du carbone

- Carte d'occupation du sol WAL-OCS 2018
- Carte de la texture du sol
- Carte des différentes classes de drainage des sols
- Carte de profil du sol

Les trois dernières cartes sont basées sur la carte numérique des sols de Wallonie. Cette cartographie ne reprend pas toutes les zones et par exemple, les zones bâties ou les camps militaires n'ont pas été cartographiés

- Sorties du modèle Sim4Tree pour la croissance nette des arbres (*cfr* Méthodologie)
- Chiffres clés pour la séquestration de carbone dans la biomasse (*cfr* Méthodologie)

¹ <https://www.uantwerpen.be/en/research-groups/ecobe/>

3.2.1.2. Interception des eaux pluviales et de ruissellement

- Carte d'occupation du sol WAL-OCS 2018
- Précipitations annuelles (mm/an) en 2019
- Coefficients de rétention d'eau par type de végétation (*cfr* Méthodologie)

3.2.1.3. Fixation des particules fines

- Carte d'occupation du sol WAL-OCS 2018
- Carte de la canopée d'arbres
- Concentrations moyennes annuelles en PM₁₀ (µg/m³) en 2018 (modèle ATMO-Street)
- Concentrations moyennes annuelles en PM_{2,5} (µg/m³) en 2018 (modèle ATMO-Street)

3.2.2. Méthodologie

L'ensemble de la ville de Liège ne peut pas être calculé en une seule fois par Nature Value Explorer car le périmètre maximal pour un scénario est de 250 ha dans la version ville du modèle. Par conséquent, nous avons utilisé les méthodes derrière l'outil pour créer des cartes des services écosystémiques pour la ville de Liège. Nous avons calculé les trois services écosystémiques demandés avec tous les types de végétation (y compris l'eau) à Liège (périmètre légèrement plus grand) et un sur la base de la carte de la canopée uniquement (seulement les arbres). Il faudrait réaliser des scénarios sur de plus petites zones pour avoir une gamme plus large de services écosystémiques que celle étudiée dans cette étude.

3.2.2.1. Stockage et séquestration du carbone

a) Méthode lorsque les caractéristiques du sol et les informations sur les espèces étaient disponibles

Pour calculer le stockage annuel de carbone, on estime le volume « bois fort tige » auquel on ajoute un volume de branches et de racines. Pour ce faire, NVE utilise les facteurs d'expansion de la biomasse (BEF). Une fois le volume total de l'arbre estimé (parties aérienne et racinaire), l'outil transforme le volume (m³ ha⁻¹ an⁻¹) en valeur de carbone (C ha⁻¹ an⁻¹) sur base de la densité de carbone spécifique à l'espèce (exprimée en tonnes de C m⁻³). La densité de carbone spécifique par essence se calcule sur base d'un facteur de densité du bois spécifique à l'essence qui est multiplié par une constante de 0,5 communément utilisée pour estimer la part de carbone stockée dans la biomasse ligneuse (tableau 45).

$$\text{Séquestration de C (t C/ha.an)} = I * \text{BEF} * f * 0,5$$

où

I = accroissement annuel moyen de bois (m³/ha)

BEF = Facteur d'expansion de la biomasse, variable en fonction de l'essence (permet notamment de prendre en compte le volume racinaire)

f = facteur de densité du bois, variable en fonction de l'essence

0,5 = facteur de conversion en C

I, *BEF* et *f* sont dérivés du modèle SIM4Tree model (Kint *et al.*, 2011).

Tableau 45. Séquestration annuelle moyenne de carbone dans la biomasse (kg C/m²) pour différents indices de sites et durées d'exploitation (OT = operating time) (modèle SIM4Tree).

tree species	site index 1		site index 2		site index 3		site index 4		site index 5	
	min OT	max OT	min OT	max OT	min OT	max OT	min OT	max OT	min OT	max OT
Birch	1,1	0,8	1	0,7	0,9	0,6	0,7	0,5	0,6	0,4
Beech	1,4	0,8	1,2	0,7	1,1	0,7	0,9	0,6	0,7	0,5
Oak	1,2	0,7	1	0,6	0,9	0,6	0,8	0,5	0,6	0,4
Poplar	1,6	1	1,4	0,9	1,3	0,8	1,1	0,7	0,9	0,6
European larch	2,2	1,4	1,9	1,3	1,6	1,1	1,3	0,9	0,9	0,7
Norway spruce	2,5	1,3	2	1,1	3	1,6	2	1,1	1,1	0,6
Corsican pine	2	1,5	1,8	1,3	1,5	1,2	1,3	1	1	0,8
Scotch fir	1,4	0,8	1,3	0,7	1,1	0,6	0,9	0,5	0,7	0,4
other coniferous	2,3	1,1	2,1	1	1,8	0,9	1,6	0,8	1,3	0,6
other deciduous	0,9	0,6	0,8	0,5	0,7	0,5	0,6	0,4	0,4	0,3

Cette méthode a été utilisée pour les bois de Wandre et du Sart-Tilman en utilisant la distribution des espèces d'arbres et en utilisant le type de sol, le profil et la classe de drainage les plus courants.

b) Méthode en l'absence de données sur le sol et/ou de localisation spécifique de l'espèce d'arbre

Pour les cellules pour lesquelles aucune donnée sur le sol n'était disponible, nous avons utilisé des valeurs génériques pour des types de végétation spécifiques. Pour les arbres, il n'y a qu'une distinction entre les feuillus et les conifères, et non entre les espèces. Ces valeurs sont basées sur une analyse de la littérature réalisée dans le cadre de la thèse de maîtrise de Thyssen (2011). Ces valeurs clés sont attribuées aux classes de végétation de la carte d'occupation du sol WAL-OCS.

Nous avons dérivé des séquestrations de carbone minimale et maximale (tableau 46) basées sur des fourchettes trouvées dans la littérature et basées sur la séquestration de carbone dans des conditions de croissance (non) optimales (une bonne approximation est l'indice de site²) et sur les temps d'exploitation³ des forêts de production et des forêts naturelles (Vrebos *et al.*, 2017). Cette méthode est utilisée pour la plupart des arbres, jardins et parcs de Liège. Pour certains d'entre eux, elle pourrait être plus détaillée si nous connaissions l'espèce exacte sur un certain site.

² Une mesure couramment utilisée pour caractériser la qualité de l'habitat est l'"indice de site", qui indique (généralement sur la base de la hauteur des arbres) la qualité de la croissance des arbres.

³ Il s'agit du temps qui s'écoule entre le rajeunissement de la forêt (par exemple, la plantation) et l'abattage final de l'arbre adulte.

Tableau 46. Séquestrations de carbone minimale et maximale utilisées dans le modèle NVE.

Code	Nom	kg C/m ² min (min site index)	kg C/m ² max (max site index)
1	Revêtement artificiel au sol	0	0
2	Constructions artificielles hors sol	0	0
3	Réseau ferroviaire	0	0
4	Sols nus	0	0,05
5	Eaux de surface	0	0
6	Couvert herbacé en rotation dans l'année (ex: culture annuelle)	0,05	0,4
7	Couvert herbacé toute l'année	0,05	0,4
8	Résineux (> 3m)	0,79	1,18
9	Feuillus (> 3m)	0,79	1,18
11	Revêtement artificiel au sol (pont)	0	0
15	Revêtement artificiel au sol (sous eau)	0	0
18	Revêtement artificiel au sol (sous résineux)	0	0
19	Revêtement artificiel au sol (sous feuillus)	0	0
28	Constr. artificielles hors sol (sous résineux)	0	0
29	Constr. artificielles hors sol (sous feuillus)	0	0
31	Revêtement artificiel au sol (pont sur réseau ferroviaire)	0	0
38	Réseau ferroviaire (sous résineux)	0	0
39	Réseau ferroviaire (sous feuillus)	0	0
51	Ponts sur l'eau	0	0
55	Eaux de surface (2 niveaux)	0	0
58	Eaux de surface (sous résineux)	0	0
59	Eaux de surface (sous feuillus)	0	0
62	Serres	0	0
71	Couvert herbacé toute l'année (sous pont)	0,05	0,4
75	Couvert herbacé toute l'année (sous canal)	0,05	0,4
80	Résineux (= 3m)	0,79	1,18
81	Résineux (sous pont)	0,79	1,18
90	Feuillus (= 3m)	0,79	1,18
91	Feuillus (sous pont)	0,79	1,18
93	Feuillus (sous réseau ferroviaire)	0,79	1,18

3.2.2.2. Interception des eaux pluviales et de ruissellement

Les coefficients de rétention (CR) sont calculés en faisant la différence 1 - coefficient de ruissellement par type de végétation (tableau 47). Les coefficients de ruissellement sont simplifiés à partir d'une étude de Verbeeck *et al.* (2013). Les coefficients de ruissellement ont été simplifiés en moyennant les différentes valeurs proposées notamment pour l'orientation des toits et des façades, les sols semi-perméables mais aussi des classes de couverture végétale des bordures, des pelouses et des diamètres de la couronne des arbres.

Pour les arbres sur sol en béton ("revêtement ou constructions artificielles"), nous avons pris les chiffres de la thèse de maîtrise de Van Rompay (2012, *cfr* Verbeeck *et al.*, 2013). Pour les autres arbres, nous avons supposé un sous-sol perméable et calculé la combinaison des arbres et du sous-sol perméable (par exemple l'herbe). Pour la végétation sous "constructions artificielles", nous supposons qu'il n'y a pratiquement pas de rétention d'eau.

Nous avons ensuite calculé l'eau totale interceptée par la végétation à l'aide de la formule suivante :

$$\text{Coefficient de rétention}/100 \times \text{précipitations annuelles (mm/an)}$$

Tableau 47. Coefficients de rétention d'eau utilisés dans le modèle NVE.

CODE	Nom	RC %
1	Revêtement artificiel au sol	2
2	Constructions artificielles hors sol	2
3	Réseau ferroviaire	2
4	Sols nus	70
5	Eaux de surface	100
6	Couvert herbacé en rotation dans l'année (ex: culture annuelle)	90
7	Couvert herbacé toute l'année	100
8	Résineux (> 3m)	100
9	Feuillus (> 3m)	95
11	Revêtement artificiel au sol(pont)	2
15	Revêtement artificiel au sol (sous eau)	100
18	Revêtement artificiel au sol (sous résineux)	35
19	Revêtement artificiel au sol (sous feuillus)	14
28	Constr. artificielles hors sol (bovengronds constructie) (sous résineux)	35
29	Constr. artificielles hors sol (sous feuillus)	14
31	Revêtement artificiel au sol (pont sur réseau ferroviaire)	2
38	Réseau ferroviaire (sous résineux)	35
39	Réseau ferroviaire (sous feuillus)	14
51	Ponts sur l'eau	2
55	Eaux de surface (2 niveaux)	100
58	Eaux de surface (sous résineux)	100
59	Eaux de surface (sous feuillus)	100
62	Serres	2
71	Couvert herbacé toute l'année (sous pont)	2
75	Couvert herbacé toute l'année (sous canal)	2
80	Résineux (= 3m)	81

81	Résineux (sous pont)	2
90	Feuillus (= 3m)	78
91	Feuillus (sous pont)	2
93	Feuillus (sous réseau ferroviaire)	2

3.2.2.3. Fixation des particules fines

L'outil NVE se limite à estimer le service de capture des particules fines, car celles-ci sont responsables d'environ 60 % de la charge totale de morbidité causée par la pollution de l'environnement. Le cœur de l'analyse est l'estimation des taux de dépôt.

Les concentrations et les dépôts secs en PM₁₀ ont été calculés avec le modèle OPS⁴ du VITO à une résolution de 1 km. Afin de prendre en compte à la fois les particules primaires directement émises et les particules secondaires formées par réactions chimiques dans l'atmosphère, plusieurs calculs sont nécessaires dans OPS. Sur base des émissions de particules, le modèle peut calculer les concentrations en particules primaires. En ce qui concerne les particules secondaires, le modèle calcule les concentrations et les dépôts d'ammonium, de nitrate et de sulfate à partir des émissions d'ammoniac, d'azote et d'oxyde de soufre.

Sur base des concentrations et des dépôts calculés par OPS, un taux de dépôt est alors calculé pour chacun de ces calculs. Ces différents taux de dépôt sont ensuite combinés en un taux de dépôt "global" pour l'ensemble des particules. Pour combiner les taux de dépôt individuels, nous tenons compte du poids de la contribution de chacun des composants individuels dans la concentration totale. Nous obtenons ainsi une carte de vitesse de dépôt à 1 km. Enfin, en combinant les résultats et en les moyennant en fonction de l'occurrence des types d'utilisation du sol sur la grille, nous pouvons calculer un taux de dépôt moyen par type d'utilisation du sol (tableau 48).

Pour les graminées et les feuillus, la modélisation VITO cadre bien avec les mesures et les modélisations trouvées dans la littérature (Oosterbaan *et al.*, 2006; Liqueste *et al.*, 2015; Nowak, 2015). Pour les forêts de conifères, les estimations ont été ajustées à la hausse sur base d'une modélisation détaillée des forêts de conifères en Flandre réalisée par l'Université de Gand (Schaubroeck, 2015), et sont maintenant plus conformes à celles de la littérature (Liqueste *et al.*, 2015; Nowak, 2015). Les valeurs définies pour les arbustes et l'eau sont plus incertaines.

Lorsqu'aucune donnée n'était disponible pour un écosystème, les chiffres existants pour les champs, les prairies, les arbustes et les forêts ont été extrapolés en fonction du type de végétation dans l'écosystème concerné (par exemple, la bruyère était assimilée aux arbustes). Pour traduire cela en classes de la carte WAL-OCS, nous avons également fait quelques hypothèses, par exemple que la végétation sous les constructions artificielles ne capture aucune particule fine. Il s'agit probablement d'une sous-estimation.

Les taux de dépôt pour les PM_{2,5} (tableau 48) sont basés sur la modélisation d'Aherne *et al.* (2016), utilisée dans le nouveau guide sur la comptabilisation du capital naturel récemment élaborées.

⁴ OPS = Operationele Prioritaire stoffenmodel. Modèle développé par le RIVM, Pays-Bas (<https://www.rivm.nl/operationele-prioritaire-stoffen-model>). Il s'agit d'un programme de calcul permettant de simuler la propagation des polluants dans l'air. En outre, le modèle calcule la quantité de ces substances qui se retrouve sur le sol ou les cultures par hectare (dépôt).

Tableau 48. Taux de dépôt des PM₁₀ et PM_{2,5} utilisés dans le modèle NVE.

Code	Nom	Taux de Dépôt PM ₁₀ (cm/s)	Taux de Dépôt PM _{2,5} (cm/s)
1	Revêtement artificiel au sol	0	0
2	Constructions artificielles hors sol	0	0
3	Réseau ferroviaire	0	0
4	Sols nus	0,1	0,05
5	Eaux de surface	0,1	0,05
6	Couvert herbacé en rotation dans l'année (ex: culture annuelle)	0,28	0,18
7	Couvert herbacé toute l'année	0,28	0,18
8	Résineux (> 3m)	1,6	0,348
9	Feuillus (> 3m)	0,5	0,3
11	Revêtement artificiel au sol (pont) -	0	0
15	Revêtement artificiel au sol (sous eau)	0,1	0,05
18	Revêtement artificiel au sol (sous résineux)	0,7	0,348
19	Revêtement artificiel au sol (sous feuillus)	0,5	0,3
28	Constr, artificielles hors sol sous résineux)	0,7	0,348
29	Constr, artificielles hors sol (sous feuillus)	0,5	0,3
31	Revêtement artificiel au sol (pont sur réseau ferroviaire)	0	0
38	Réseau ferroviaire (sous résineux)	0,7	0,348
39	Réseau ferroviaire (sous feuillus)	0,5	0,3
51	Ponts sur l'eau brug over water	0	0
55	Eaux de surface (2 niveaux)	0,1	0,05
58	Eaux de surface (sous résineux)	0,7	0,348
59	Eaux de surface (sous feuillus)	0,5	0,3
62	Serres	0	0
71	Couvert herbacé toute l'année (sous pont)	0	0
75	Couvert herbacé toute l'année (sous canal)	0,1	0,05
80	Résineux (= 3m) naalhout	0,7	0,348
81	Résineux (sous pont)	0	0
90	Feuillus (= 3m) loofhout	0,5	0,3
91	Feuillus (sous pont)	0	0
93	Feuillus (sous reseau ferroviaire)	0	0

La formule suivante est utilisée pour déterminer la capture nette:

$$\text{Capture} = (D * C_{PM10} * 0,31536) * R$$

où

Capture est la capture de particules PM₁₀ mesurée en g m²⁻¹.an⁻¹

D est le taux de dépôt (cm.s⁻¹)

C_{PM10} est la concentration en PM₁₀ en µg.m⁻³

0.31536 est un facteur de conversion pour obtenir des g m²⁻¹ an⁻¹

R est une constante de remise en suspension de 1 à 50 %

3.2.3. Résultats

Les résultats du modèle sont présentés sous la forme de deux séries de cartes. La première série reprend la fourniture des trois services écosystémiques étudiés pour toute l'infrastructure verte et bleue (y compris les arbres, les haies, les buissons, les bordures, l'herbe et l'eau) de la ville de Liège. La deuxième série montre l'estimation des services fournis par les arbres uniquement (utilisation de la carte de canopée d'arbres).

Selon le modèle NVE, la végétation de la ville de Liège retient 39 millions de m³ d'eau de pluie par an (évapotranspiration, interception et infiltration), capture 15 973 kg de PM_{2,5}/an et séquestre entre 19 et 34 millions de kg de carbone dans la biomasse et le sol. Si nous traduisons cela en quelques indicateurs, cela signifie que la quantité d'eau retenue par l'ensemble de l'infrastructure verte et bleue de la ville de Liège permet de limiter les inondations pluviales (une modélisation hydrologique est nécessaire pour voir quel est l'effet exact). Elle capture une quantité de particules fines (PM_{2,5}) équivalente aux émissions de 531 millions de voitures-kilomètres et séquestre une quantité de carbone équivalente aux émissions de C de 703 millions de voitures-kilomètres.

Si l'on considère uniquement les arbres du centre de la ville (carte de la canopée d'arbres), les arbres retiennent 21 millions de m³ d'eau/an (54 % du service rendu par la végétation totale), capturent 11 391 kg de PM_{2,5}/an (71 % du SE de la végétation totale) et séquestrent dans leur biomasse entre 18 à 28 millions de kg de carbone par an (entre 82 % et 94 % du SE de la végétation totale).

3.2.4. Description des livrables géographiques joints au rapport

Les cartes fixation_pm10 et fixation_pm25 donnent les g PM/m² par an capturés par la végétation par an.

La carte fixation_PM2.5_arbres donne les g PM/m² par an capturés par les arbres uniquement.

La carte interception_eauxpluviales donne les mm d'eau interceptés par m² (cellule) par an.

La carte interception_eauxpluviales_arbres donne les mm d'eau interceptés par les arbres uniquement en mm par m² par an.

Les cartes sequestration_C_min et sequestration_C_max donnent respectivement les séquestrations minimale et maximale de carbone dans la biomasse et le sol en kg/m² par an.

Les cartes sequestration_C_min_arbres et sequestration_C_max_arbres donnent les séquestrations minimale et maximale annuelles de carbone dans la biomasse des arbres uniquement en kg/m².

3.3. Comparaison entre les modélisations

Il y a une différence d'un facteur 3 entre les estimations des services écosystémiques rendus par l'ensemble du patrimoine arboré de la Ville de Liège réalisées avec les modèles i-Tree Eco (estimations plus faibles) et Nature Value Explorer (estimations plus élevées, tableau 49). Les outils sont difficilement comparables mais plusieurs éléments peuvent expliquer ces différences. Le principal est que le modèle i-Tree travaille à l'échelle de l'individu et de son espèce (extrapolation des inventaires liégeois) avec une surface foliaire qui est déterminée à partir du diamètre et de la hauteur de couronne de chaque arbre ainsi que d'un facteur d'ombrage, alors que le modèle du VITO fonctionne par m² de canopée (utilisation de la couche canopée d'arbres de la tranche 1) avec une distinction uniquement entre les conifères et les feuillus. Le modèle i-Tree ne simule aussi que les dépôts secs.

Tableau 49. Comparatif des services écosystémiques calculés par NVE et par i-Tree.

	Fixation PM2.5 (kg/an)	Interception eaux pluviales (m³/an)	Séquestration C min (kg C/an)	Séquestration C max (kg C/an)
NVE	11 391	21 181 478	18 000 000	28 000 000
i-Tree	10 969	3 942 375	8 711 716	8 711 716
Rapport	1.04	5.37	2.07	3.21

3.4. Connectivité écologique

3.4.1. Données

3.4.1.1. Choix des espèces

Une espèce de mammifère et une espèce d'oiseau ont été sélectionnées dans cette étude sur base de leur présence dans la Ville de Liège, de l'échelle de leurs déplacements, de leur préférence pour les milieux boisés, et de la disponibilité des informations les concernant dans la littérature. Ces deux espèces sont l'écureuil roux et la mésange charbonnière.

L'écureuil roux est un mammifère terrestre qui privilégie le déplacement dans les couronnes d'arbres. Son mode de déplacement d'arbre en arbre lui est spécifique, mais les aménagements en faveur de l'écureuil sont susceptibles de favoriser la mobilité de la plupart des petits mammifères (hérissons, campagnols, ...). Une étude dans la Ville de Bruxelles a permis d'ajuster les paramètres de son réseau écologique fonctionnel (Verbeylen *et al.*, 2003). Les coûts de déplacement ont été adaptés à la Ville de Liège sur base des données disponibles. Il y a une grosse différence de coût entre les arbres, les zones herbacées, et les autres occupations du sol. Par ailleurs, l'eau et les bâtiments ont un coût tel qu'ils sont en pratique infranchissables. Enfin, les parcs d'Avroy et de la Boverie pourraient atteindre la taille minimale pour une présence régulière d'écureuil si leur canopée était plus étoffée. Leur superficie totale est en effet supérieure aux 5 ha déterminés par l'étude de Verbeylen, mais leur surface boisée est inférieure et fragmentée. Ces deux parcs sont par ailleurs assez mal connectés au reste du réseau écologique et fort fréquentés, ce qui ne les place pas dans des conditions optimales pour l'écureuil roux, d'où la décision de ne pas les inclure actuellement

Occupation du sol	Coût de déplacement de l'écureuil roux
Arbre	1
Herbage	15
Buissons	200
Zones cultivées	700
Routes, rails, sols nu	800
Eau	100000
Bâtiments	100000

La mésange charbonnière est un oiseau considéré comme forestier qui nécessite des zones boisées d'au minimum 5 ha, mais qui s'accommode bien de la présence humaine. Pour ses déplacements, cette espèce est représentative de la plupart des petits passereaux que l'on retrouve plus rarement en ville du fait de leurs besoins plus spécifiques. La matrice de friction augmente selon les types d'occupation du sol sans qu'il n'y ait d'obstacle infranchissable. Par ailleurs, les portions sans arbres dépassant 45 m sont fortement pénalisées car il a été observé que les petits passereaux s'aventuraient moins volontiers dans des espaces où ils n'apercevaient pas d'arbres (Grafius *et al.*, 2017). Vu la meilleure mobilité des oiseaux, les zones de 5 ha ont cette fois été définies en agrégeant les éléments situés à moins de 10 m. Il découle de cette opération que les parcs de la Boverie et d'Avroy forment des habitats de taille suffisante.

Occupation du sol	Coût de déplacement de la mésange charbonnière
Zones boisées plus grandes de 5 ha	1
Groupes de grands arbres	2
Autres arbres	5
Buissons	10
Herbage	25
Sol nu	30
Eau	45
Bâtiments	50
Distance supérieure à 45 m	Initial +50

3.4.2. Méthodologie

3.4.2.1. Les modèles de connectivité

Calabrese et Fagan (2004) distinguent trois types de connectivité: la connectivité structurelle, fonctionnelle et réelle. La connectivité structurelle tient compte de la manière dont sont disposés les différents éléments paysagers. Elle analyse par exemple la taille, la forme et l'emplacement des taches d'habitat, mais ne prend pas en compte la capacité de dispersion. La connectivité fonctionnelle combine à la fois la structure spatiale du paysage et le comportement des individus. Pour une espèce donnée, la connectivité fonctionnelle dépend des interactions d'un individu avec les taches d'habitat et de la matrice qui l'entourent. La connectivité réelle est estimée en observant les déplacements d'un individu dans les différents éléments paysagers. Elle fournit une estimation concrète des liens entre les éléments du paysage et les taches d'habitat. L'étude de cette dernière nécessite la mobilisation de technologies avancées pour retracer les déplacements des individus concernés, ce qui sort du cadre de cette étude.

Le calcul de la connectivité structurelle se base sur l'analyse de la répartition spatiale des éléments d'un paysage binaire. Dans notre étude, les éléments d'intérêt sont les arbres et arbustes. Par ailleurs, afin d'adapter la connectivité structurelle au contexte urbain, nous considérons les bâtiments et l'eau comme des obstacles infranchissables qui doivent être contournés pour construire une distance euclidienne « entravée » en plus de la distance euclidienne « à vol d'oiseaux » (figure 46).

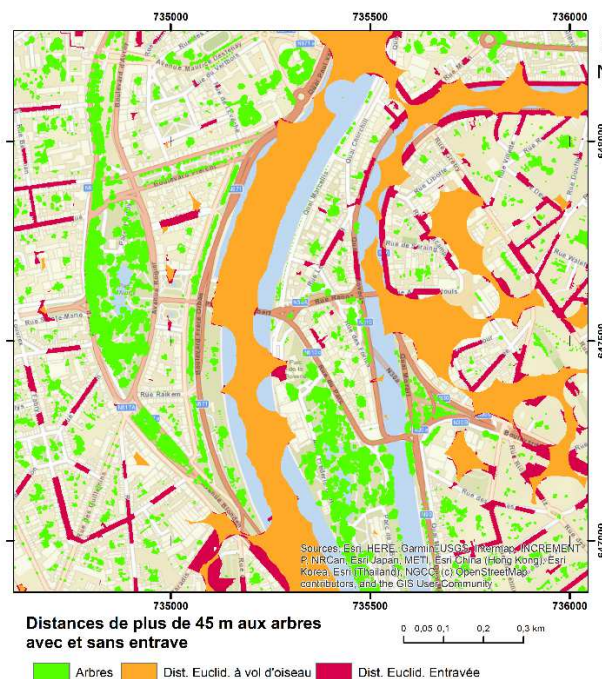


Figure 46. Zones situées à plus de 45 m (avec ou sans entrave) d'un arbre.

Les modèles de connectivité fonctionnelle dépendent des traits de chaque espèce. En effet, chaque espèce vit dans un biotope qui lui est propre, possède des aptitudes particulières de déplacement et de dispersion, et nécessite des surfaces de domaine vital différentes (Bourgeois *et al.*, 2017). Les modèles de connectivité fonctionnelle ne considèrent donc plus que le paysage est binaire, mais tiennent compte de la perméabilité de chaque occupation du sol au déplacement des espèces, ainsi que la capacité maximale de déplacement pour l'espèce concernée selon le type de déplacement envisagé (recherche de nourriture, dispersion ou migration). On choisit donc des espèces caractéristiques qui représentent au mieux le réseau d'intérêt, en l'occurrence le réseau arboré dans notre cas. Par ailleurs, nous étudierons les comportements de recherche de nourriture vu que ce sont ces derniers qui permettent l'agrandissement du domaine vital des espèces concernées.

3.4.2.2. Logiciels utilisés

Deux logiciels complémentaires sont utilisés pour analyser la connectivité écologique: Omniscap et Graphab. Le premier permet la mise en évidence des principaux flux de déplacement, et le second permet d'identifier les principaux nœuds du réseau écologique avec leurs connexions.

Omniscap

Omniscap permet de modéliser les continuités écologiques en calculant les aires potentielles de dispersion à partir des taches d'habitat d'une espèce. Lors de ce calcul, il prend en compte l'hétérogénéité du paysage en faisant intervenir le concept de "perméabilité" des milieux. Celle-ci se définit comme « l'attractivité du milieu pour une espèce donnée et la facilité avec laquelle elle peut s'y déplacer » (Landau *et al.*, 2021)

En SIG, la perméabilité des milieux est traduite sous forme d'un raster de friction, appelé aussi raster de résistance. Chaque pixel prend une valeur de coût, représentant l'énergie nécessaire à l'espèce pour traverser un pixel de ce type d'occupation du sol. Des coûts faibles sont attribués aux milieux facilement traversables par l'espèce (perméables), alors que des coûts élevés sont attribués aux milieux difficilement traversables (imperméables). Ces coûts sont généralement nommés comme le

raster auquel ils font référence: soit coefficient de friction, soit coefficient de résistance. Les rasters de friction sont de plus en plus utilisés en écologie du paysage, remplaçant les classifications binaires habitat/non-habitat de la biogéographie insulaire (MacArthur, 2001) par une approche plus nuancée qui permet de représenter au mieux la variation de la qualité de l'habitat (Ricketts, 2001).

Graphab

Graphab est un outil de modélisation des réseaux écologiques basé sur la théorie des graphes. Ce logiciel a été développé par le laboratoire ThéMA, qui est spécialisé en géographie théorique et quantitative (Foltête *et al.*, 2015).

La théorie des graphes est un cadre largement appliqué en géographie, en technologie de l'information et en informatique (Bunn *et al.*, 2000). Un graphe représente la structure et les connexions d'un ensemble complexe dans le but d'exprimer les relations entre les différents éléments le composant. Les circuits électriques, les réseaux routiers ou encore les interactions entre espèces animales en sont des exemples concrets. Depuis une dizaine d'années, la théorie des graphes est de plus en plus appliquée en écologie pour modéliser des réseaux d'habitats et mesurer la connectivité paysagère.

Graphab permet ainsi une représentation simplifiée du réseau écologique sous forme d'un réseau d'objets interconnectés où les nœuds correspondent aux taches d'habitats, et les liens représentent les chemins de déplacement potentiels entre ces nœuds et donc un flux potentiel d'individus. Le logiciel comporte trois modules principaux. Le premier module (a) est destiné à la création de graphes à partir d'une carte du paysage avec identification des taches d'habitat et des liens. Le deuxième module (b) calcule les métriques de connectivité à partir du graphe. Le troisième module (c) intègre les métriques de connectivité dans un modèle de distribution de l'espèce.

L'étude de la connectivité à l'aide des graphes paysagers offre de nombreuses possibilités. Ils permettent de hiérarchiser l'importance des taches d'habitat et des corridors en termes de connectivité. De plus, ils s'avèrent utiles pour tester des alternatives d'aménagement ayant pour but de renforcer la connectivité. Ils permettent aussi d'évaluer les conséquences d'un changement d'occupation du sol, comme la construction de nouvelles infrastructures de transport, sur la connectivité. Graphab est dès lors un précieux outil d'aide à la décision dans l'étude territoriale.

3.4.3. Résultats

La distance euclidienne entravée, mesurée pour l'analyse de la connectivité structurelle, permet d'identifier les portions du territoire non connectées au réseau arboré sans a priori sur une espèce particulière. Sur base des distances maximales, les quartiers qui ont les tronçons les plus isolés sont ceux du « Centre » et de « Guillemins-Fragnée », alors qu'à l'inverse le « Thier à Liège » et le « Thier Trou Souris » sont les mieux connectés (figure 47). Si l'on regarde la proportion d'éléments éloignés de plus de 45 m, on peut voir que les mêmes quartiers sont les mieux connectés (figure 48). Cependant, les quartiers non connectés ne sont pas les mêmes.

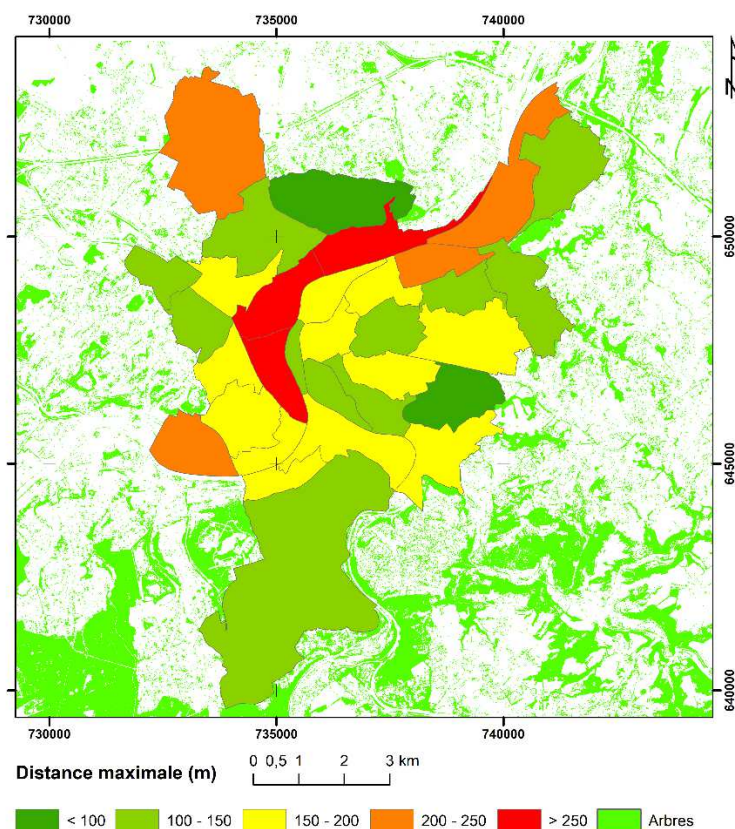


Figure 47. Quartiers de Liège colorisés en fonction de leur distance euclidienne entravée maximale.

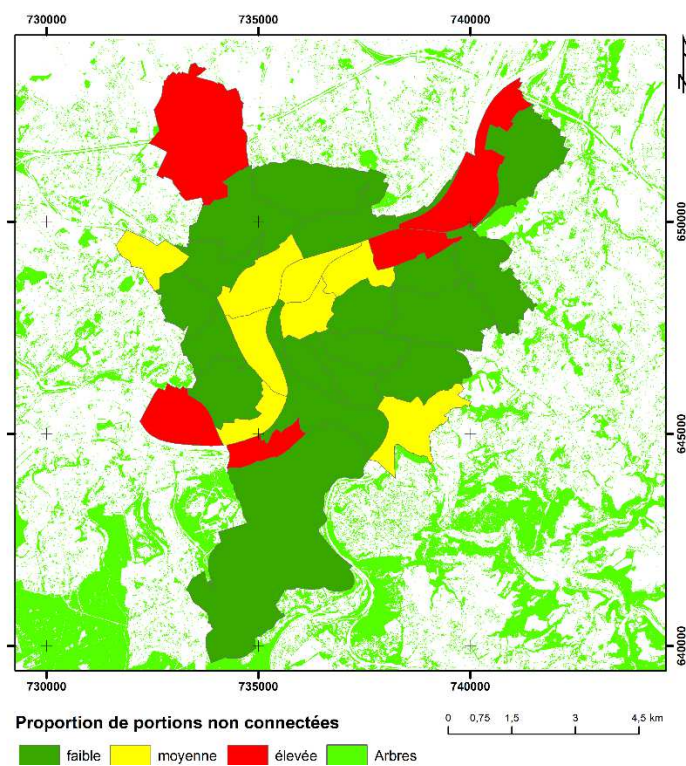


Figure 48. Quartiers de Liège colorisés en fonction de leur proportion en surface des zones situées à plus de 45 m d'un arbre.

Il est possible de réduire efficacement la distance moyenne aux arbres les plus proches en aménageant prioritairement les tronçons les plus isolés (figure 49). En effet, seuls 3 % des tronçons pouvant convenir à la plantation d'arbres sont à plus de 100 m d'un arbre, et 0.5 % à plus de 150 m. La plantation d'arbres à ces endroits fortifierait la connectivité et maximiserait le nombre d'habitants ayant des arbres à moins de 100 m de chez eux. La majorité des répondants à une enquête au Mexique indiquaient en effet préférer avoir un arbre près de chez eux (Camacho-Cervantes *et al.*, 2014), et nous pensons qu'il en est de même en Europe. A cet effet, le reboisement des quais de la Meuse serait particulièrement opportun vu que ces arbres seraient en outre très visibles depuis l'autre rive et profiteraient donc à plus de monde que dans une rue étroite. De plus, l'espace disponible permettrait de planter des arbres de première grandeur, rendant dès lors plus de services écosystémiques. Il faut toutefois noter que ces arbres le long de l'eau sont d'un intérêt plus faible pour la connectivité.

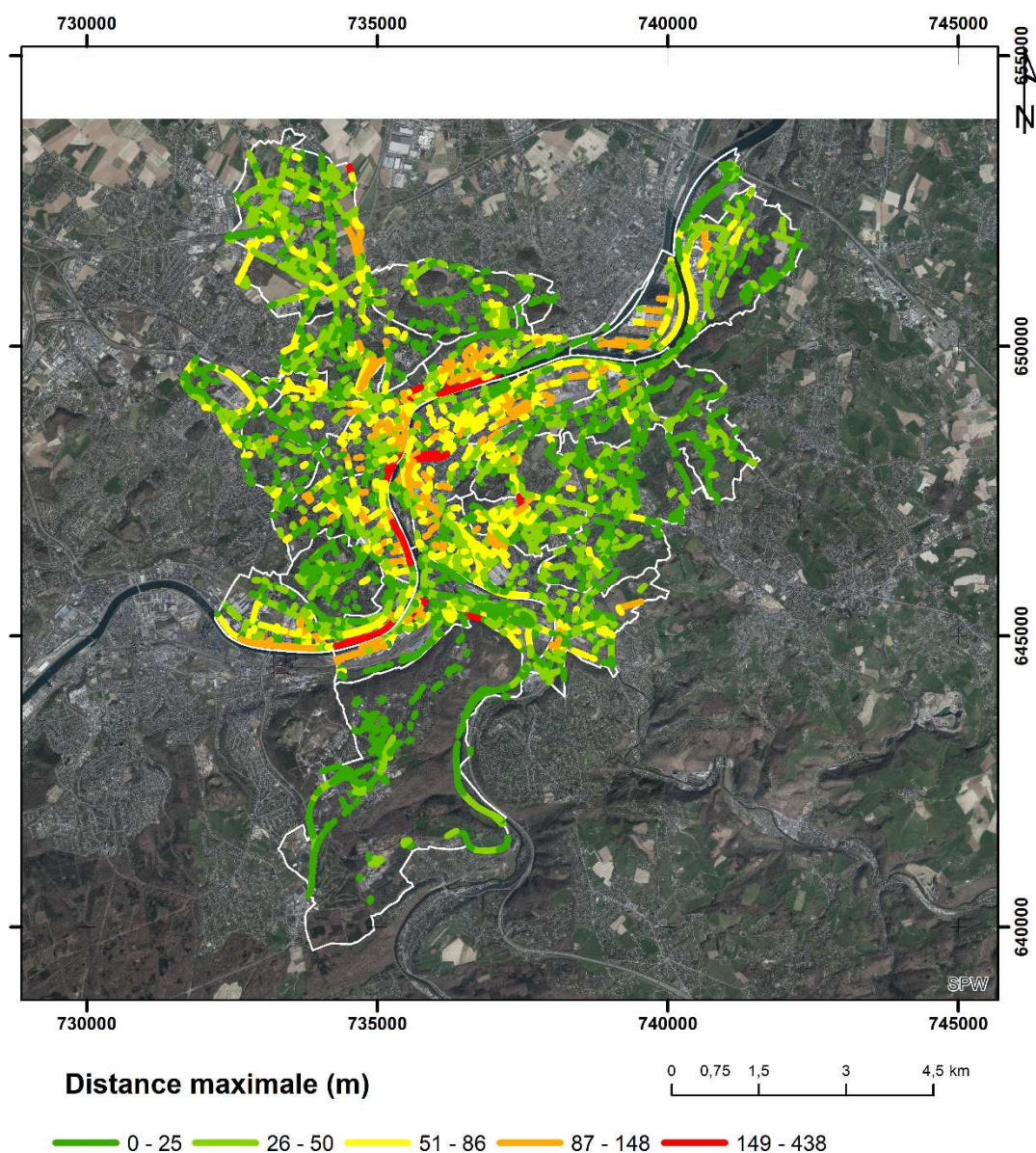


Figure 49. Tronçons.

La connectivité fonctionnelle tient compte des caractéristiques spécifiques d'une espèce et doit donc être interprétée en fonction de l'espèce étudiée. Pour l'écureuil roux, l'analyse des graphes met en évidence trois sous-réseaux isolés, d'une part, par la Meuse et, d'autre part, par l'autoroute et le chemin de fer (figure 42). Des observations d'écureuils ont été effectuées dans chacun de ces sous-réseaux, mais le réseau de la rive droite est beaucoup plus résilient que les deux autres de par sa taille, son nombre de connexions et la taille de ses poches d'habitat. Il pourrait donc s'avérer utile de consolider les deux sous-réseaux de la rive gauche en y améliorant la connectivité, voire en aménageant des zones boisées de plus grande taille.

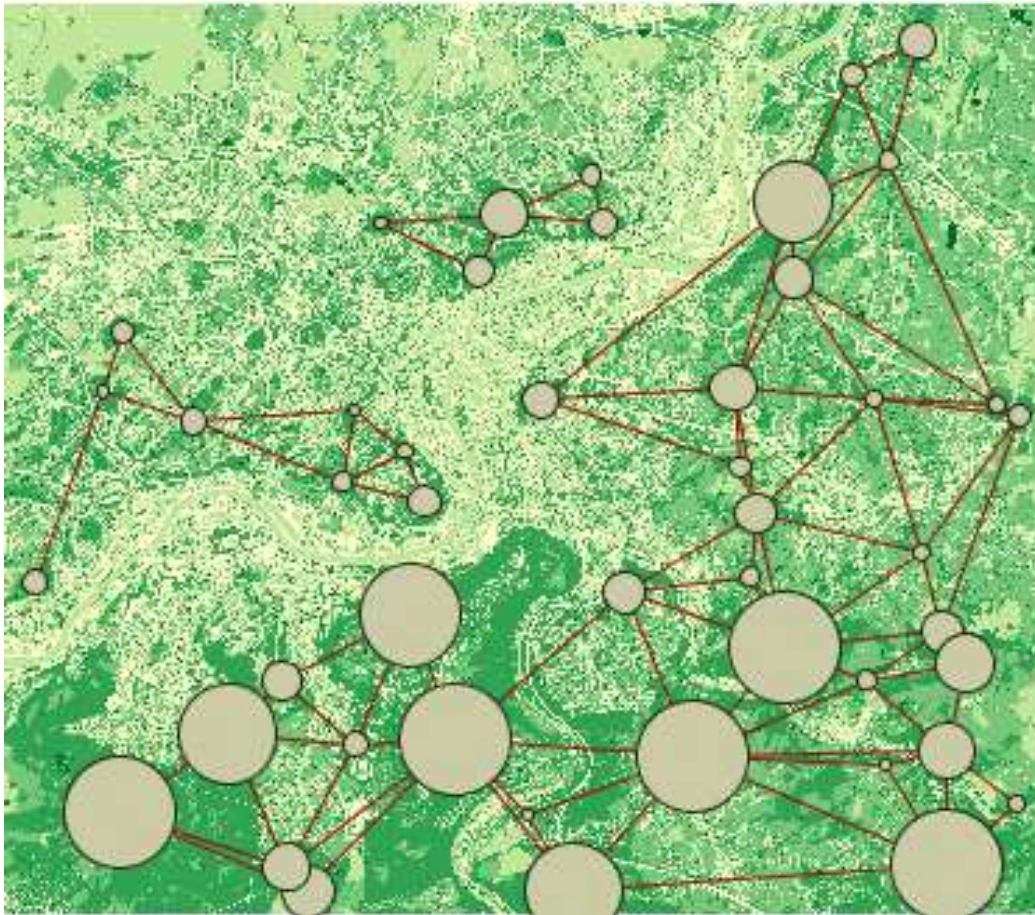


Figure 50. Principaux nœuds et connectivité schématique pour l'écureuil roux pour la Ville de Liège.

En ce qui concerne les flux de déplacement, l'analyse des circuits donne des flux plutôt homogènes, ce qui indique une bonne résilience du réseau car plusieurs chemins sont possibles (figure 43). Il existe malgré tout quelques chemins prioritaires entre les sites les plus importants, et ces chemins pourraient être encore renforcés à partir des tronçons qui les intersectent.

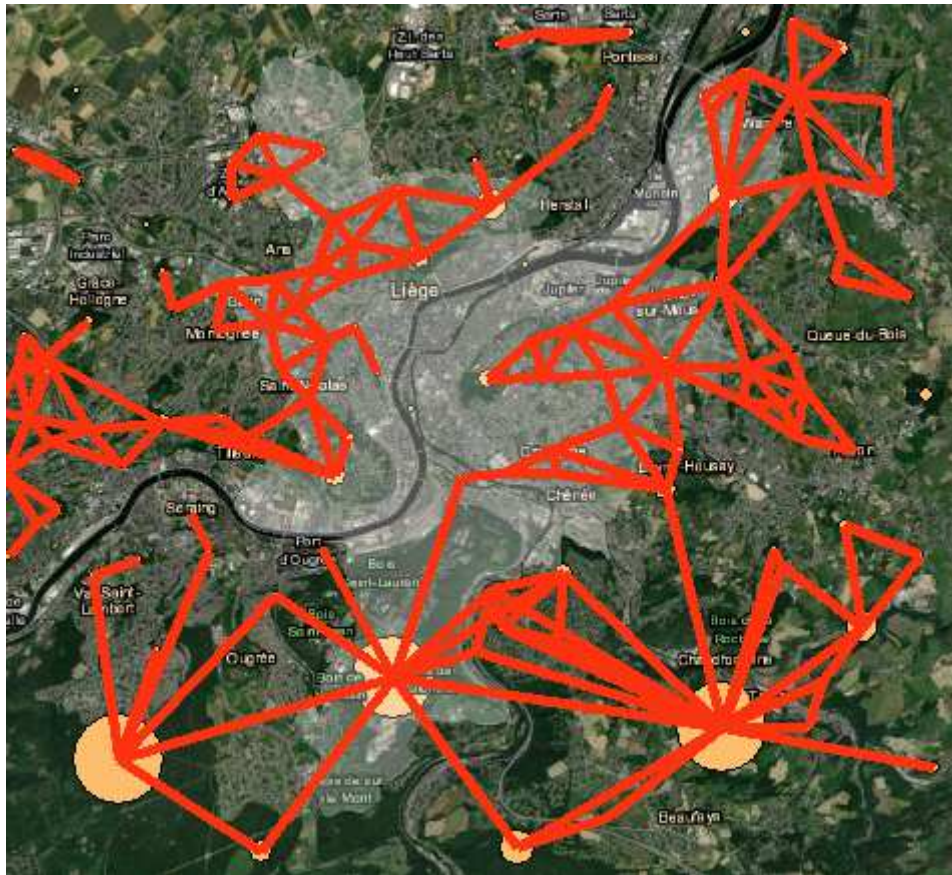


Figure 51. Principaux nœuds et connectivité schématique pour la Mésange charbonnière pour la Ville de Liège.

Pour les petits passereaux représentés par la mésange charbonnière, on peut voir une meilleure pénétration jusqu'au centre de la ville, notamment jusqu'au Parc d'Avroy, ainsi qu'une plus grande résilience des sous réseaux de la rive gauche. Contrairement à celui de l'écureuil roux, le réseau de la mésange charbonnière est en effet complet sur la rive gauche de la commune. Par ailleurs, comme indiqué précédemment, les parcs d'Avroy et de la Boverie deviennent des lieux où ces oiseaux peuvent se maintenir. On constate toutefois que la Meuse et la dérivation continuent à faire obstacle aux déplacements des oiseaux, ce qui isole le parc de la Boverie du réseau principal. Vu que la taille du Parc de la Boverie est à la limite de ce qui est considéré comme viable pour les populations de passereaux, une consolidation de l'habitat boisé dans et à proximité immédiate du Parc de la Boverie serait conseillée. Un autre parc a également une taille limite pour servir d'habitat permanent mais un manque de connectivité: le Parc Astrid. Dans ce cas, il sera très important que le nouveau quartier de Coronmeuse établisse la connexion avec le terroir de Bernalmont. Cette connectivité serait d'autant plus renforcée en agissant également au niveau de la Place de Coronmeuse. Par ailleurs, tout comme pour l'écureuil, le nombre de chemins possibles reste important car il y a peu de corridors préférentiels et une multiplicité de chemins de coût moyen.

3.4.4. Description des livrables géographiques joints au rapport

Lineaire_liege est une donnée au format « shapefile » reprend l'ensemble des tronçons potentiels pour la plantation d'arbre avec une indication de la distance aux arbres les plus proches sous contrainte des bâtiments. La distance est exprimée en mètre. Le minimum, le maximum et la moyenne des distances aux arbres sont calculés pour chaque tronçon (min_dist, max_dist et mean_dist, respectivement).

Nœuds_mesange et nœuds_ecureuil sont des données au format shapefile contenant des entités ponctuelles qui représentent les nœuds principaux des réseaux de dispersion de la mésange charbonnière et de l'écureuil roux, respectivement. Le champ capacity est proportionnel à l'importance du nœud dans le réseau.

Graphe_mesange et graphe_ecureuil sont des données au format shapefile contenant des entités linéaires. Ces droites représentent les liens privilégiés entre les différents nœuds du réseau de dispersion des deux espèces, fournissant dès lors une représentation schématique des déplacements possibles. DistM est la distance à vol d'oiseau (en mètre) et Dist est le coût de déplacement entre les deux nœuds (ID1 et ID2).

Corridor_ecureuil est une données complémentaires de graphe_ecureuilt, également stockée sous la forme d'un shapefile d'entités linéaires. Il s'agit des chemins les plus probablement empruntés par un écureuil souhaitant se déplacer d'un nœud à l'autre. Les corridors ne sont pas fournis pour les mésanges car ils sont moins marqués. DistM est la longueur du corridor (en mètre) et Dist est le coût de déplacement entre les deux nœuds (ID1 et ID2).

Flux_ecureuil.tif et flux_mesange.tif sont des fichiers matriciels d'analyse des flux selon la théorie des "circuits" (https://circuitscape.org/pubs/Dickson_et_al_ConsBio.pdf pour des exemples d'application), qui mettent en évidence les goulots d'étranglement possibles.

Ces fichiers sont disponibles dans les dossiers partagés par l'équipe Plan Canopée sur « Microsoft Teams » à l'adresse suivante :

« PlanCanopée>Documents>General>Modèles>Connectivité>finaux_connect.zip »

Conclusion

Un travail minutieux a été réalisé pour évaluer le patrimoine arboré du territoire communal liégeois à partir des inventaires disponibles. Près d'un million d'arbres ont ainsi été estimés. Cet « inventaire complet » original de la canopée à Liège a été introduit dans le modèle i-Tree Eco développé par l'USDA Forest Service pour quantifier une série de services écosystémiques fournis par les arbres. La synthèse bibliographique menée en parallèle a permis d'illustrer toute la complexité d'estimer ces services, particulièrement en milieu urbain où la structure et la croissance des arbres est peu étudiée. Dans ce contexte, i-Tree Eco, dont les faiblesses ont été discutées dans le présent rapport, nous a semblé le seul outil capable d'estimer quantitativement (sur base de l'allométrie) les services de régulation rendus par l'ensemble des arbres du territoire à l'échelle de l'espèce. Nous avons également travaillé avec le modèle Nature Value Explorer mais son analyse avec une distinction uniquement entre les conifères et les feuillus limite les enseignements.

Les espèces les plus abondantes sur le territoire liégeois (représentant 45 % du patrimoine arboré) sont *Quercus petraea* (le chêne sessile), *Fagus sylvatica* (le hêtre), *Acer pseudoplatanus* (l'érable sycomore), *Robinia pseudoacacia* (le Robinier faux-acacia), *Betula pendula* (le bouleau) et *Fraxinus excelsior* (le frêne), les populations variant bien entendu selon l'ensemble arboré considéré (e.g., les bois du Sart Tilman ou les espaces publics caractérisés dans l'Arbustum). Comme dans la plupart des villes européennes, moins de dix genres d'arbres peuplent plus de la moitié des espaces publics de Liège (*Platanus*, *Acer*, *Tilia*, *Aesculus*, *Carpinus*, *Prunus*, *Betula* et *Fagus*).

Trois services écosystémiques de régulation ont été étudiés pour le Plan Canopée de la Ville de Liège: la séquestration et le stockage du carbone, l'interception et le ruissellement des eaux pluviales ainsi que la capture des polluants atmosphériques. Selon i-Tree Eco, si l'on considère l'individu moyen des 22 populations dominantes à Liège, ce sont les *Tilia europaea*, *Platanus acerifolia*, *Aesculus hippocastanum*, *Acer platanoides* et *Castanea sativa* les plus performants. L'objectif n'est pas d'orienter directement les futures plantations car d'autres paramètres sont à prendre en compte comme la résistance aux changements climatiques mais aussi les inconvénients possibles (e.g., la production de pollen allergène et de composés organiques volatils). Si la compétition est peut-être moins importante en ville, les arbres subissent plus de stress : thermique (îlot de chaleur urbain), hydrique (sols imperméables) et lié à la pollution. Comme la revue bibliographique le montre, les conditions de plantation en ville sont un facteur déterminant (e.g., fosses de plantation) avec des types d'habitat presque aussi nombreux (e.g., parcs, arbres isolés, rangée d'arbres) qu'en zone naturelle. Tout cela doit être pris en compte dans le choix de l'espèce à planter.

Le plan canopée permettra le renforcement de la connectivité écologique pour les espèces à préférence forestière. Deux petits mammifères ont été sélectionnés pour tenir compte de mode de déplacements différents à l'échelle où la plantation d'arbres en alignement a le plus d'impact : l'écureuil, qui se déplace préférentiellement de couronnes en couronnes et comble les trous en marchant sur le sol, et la mésange, espèce généraliste représentative des petits passereaux.

Des études antérieures ont mis en évidence certaines caractéristiques importantes de ces espèces, et ces informations ont été utilisées dans la modélisation de leur capacité de dispersion. Deux faits principaux sont valables pour les espèces étudiées. D'une part, la Meuse et la dérivation constituent des obstacles quasi infranchissables. Même si les ponts et les passerelles étaient aménagés pour faciliter le passage de petits mammifères forestiers, il est peu probable que cela crée une connexion régulière entre les deux rives. Vu que la ville est entourée de réservoir important. D'autre part, le centre-ville très densément artificialisé comprend deux parcs (Avroy et Boverie) dont la surface est à la limite de pouvoir constituer un îlot d'habitat pour ces petits mammifères. Le renforcement de la

végétation arborée à proximité immédiate de ces parcs permettrait de consolider leur rôle de réservoir potentiel, ce qui est un préalable important. Pour le reste, tout renforcement de la connectivité structurelle améliorera la connectivité fonctionnelle, qui est très diffuse mais présente une bonne redondance.

L'analyse de la connectivité écologique ligneuse n'est qu'une composante partielle d'un écosystème urbain accueillant pour la biodiversité. De nombreuses espèces anthropophiles (moineaux domestique, rouge-queue noire...) sont en déclin sur la commune de Liège, et ce déclin ne semble pas lié à la diminution de la connectivité. Les causes les plus probables sont, d'une part, la diminution du nombre de sites de nidification (notamment à cause de l'isolation des bâtiments) et, d'autre part, la pauvreté en nourriture. Le choix diversifié d'arbres produisant des graines pour les oiseaux et abritant de nombreux insectes (frênes, tilleuls, charmes, bouleaux...) est donc à privilégier lors de la plantation de nouveaux arbres, cependant le bouleau est à éviter dans un contexte urbain car il est très allergisant.

Bibliographie

Stockage et séquestration du carbone

Aguaron, E., & McPherson, E. G. (2011). Comparison of Methods for Estimating Carbon Dioxide Storage by Sacramento's Urban Forest. In *Carbon Sequestration in Urban Ecosystems* (pp. 43–71). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-2366-5_3

Annighöfer, P., Ameztegui, A., Ammer, C., Balandier, P., Bartsch, N., Bolte, A., Coll, L., Collet, C., Ewald, J., Frischbier, N., Gebereyesus, T., Haase, J., Hamm, T., Hirschfelder, B., Huth, F., Kändler, G., Kahl, A., Kawaletz, H., Kuehne, C., ... Mund, M. (2016). Species-specific and generic biomass equations for seedlings and saplings of European tree species. *European Journal of Forest Research*, 135(2), 313–329. <https://doi.org/10.1007/s10342-016-0937-z>

Bartelink, H. . (1997). Allometric relationships for biomass and leaf area of beech (*Fagus sylvatica* L.). *Annales Des Sciences Forestières*, 54(1), 39–50. <https://doi.org/10.1051/forest:19970104>

Böhm, C., Quinkenstein, A. & Frees, D. (2011). Yield prediction of young black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) plantations for woody biomass production using allometric relations. *Annals of Forest Research*, 54(2), 215–227.

Boukili, V. K. S., Bebbber, D. P., Mortimer, T., Venicx, G., Lefcourt, D., Chandler, M., & Eisenberg, C. (2017). Assessing the performance of urban forest carbon sequestration models using direct measurements of tree growth. *Urban Forestry & Urban Greening*, 24, 212–221. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.015>

Briere, M., François, C., Lebourgeois, F., Seynave, I., Vincent, G., Korboulewsky, N., Ningre, F., Perot, T., Perret, S., Calas, A., & Dufrêne, E. (n.d.). Leaf area index estimation of even-aged oak (*Quercus petraea*) forests using in situ stand dendrometric parameters. 1–30. <https://doi.org/10.1101/2021.08.05.454476>

Carl, C., Biber, P., Landgraf, D., Buras, A., & Pretzsch, H. (2017). Allometric Models to Predict Aboveground Woody Biomass of Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in Short Rotation Coppice in Previous Mining and Agricultural Areas in Germany. *Forests*, 8(9), 328–. <https://doi.org/10.3390/f8090328>

Cerema (2019). SESAME. Services écosystémiques rendus par les arbres, modulés selon l'essence. 163 p.

Chakraborty, T., Saha, S., & Reif, A. (2016). Biomass equations for European beech growing on dry sites. *IForest (Viterbo)*, 9(5), 751–757. <https://doi.org/10.3832/ifer1881-009>

Chojnacky, D. C., Heath, L. S., & Jenkins, J. C. (2014). Updated generalized biomass equations for North American tree species. *Forestry (London)*, 87(1), 129–151. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpt053>

Coombes, A., Martin, J., & Slater, D. (2019). Defining the allometry of stem and crown diameter of urban trees. *Urban Forestry & Urban Greening*, 44, 126421–. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126421>

- Dahlhausen, J., Biber, P., Rötzer, T., Uhl, E., & Pretzsch, H. (2016). Tree species and their space requirements in six urban environments worldwide. *Forests*, 7(6), 111–111. <https://doi.org/10.3390/f7060111> *Aesculus hippocastanum* + *Tilia cordata* Mill.
- Dahlhausen, J. J. (2018). Structure and growth of trees modified by the environmental conditions in forests and urban areas. PhD Thesis.
- Darcy, J. & Forrest, M. (2010). *Carpinus betulus* Fastigiata - Their growth and development in suburban Dublin. *Arboricultural Journal* 33, 77-82. <https://doi.org/10.1080/03071375.2010.9747597>
- Davies, Z. G., Edmondson, J. L., Heinemeyer, A., Leake, J. R., & Gaston, K. J. (2011). Mapping an urban ecosystem service: quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale. *The Journal of Applied Ecology*, 48(5), 1125–1134. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02021.x>
- Dobrowolska, D., Hein, S., Oosterbaan, A., Wagner, S., Clark, J., & Skovsgaard, J. (2011). A review of European ash (*Fraxinus excelsior* L.): implications for silviculture. *Forestry* (London), 84(2), 133–148. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpr001>
- Dutcă, I., Zianis, D., Petrișan, I. C., Bragă, C. I., Ștefan, G., Yuste, J. C., & Petrișan, A. M. (2020). Allometric Biomass Models for European Beech and Silver Fir: Testing Approaches to Minimize the Demand for Site-Specific Biomass Observations. *Forests*, 11(11), 1136–. <https://doi.org/10.3390/f11111136>
- Evans, M. R., Moustakas, A., Carey, G., Malhi, Y., Butt, N., Benham, S., Pallett, D., & Schäfer, S. (2015). Allometry and growth of eight tree taxa in United Kingdom woodlands. *Scientific Data*, 2(1), 150006–150006. <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.6> (*Corylus avellana* + *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, *Fagus sylvatica*, *Betula* spp.)
- Fornaciari, M., Marrapodi, S., Proietti, C., Ruga, L. & Orlandi, F. (2022). Evaluation of the productive, economic, and ecosystem potential of fruit species in urban settings. *Research Square*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2097122/v1>
- Forrester, D. I., Tachauer, I. H. H., Annighoefer, P., Barbeito, I., Pretzsch, H., Ruiz-Peinado, R., Stark, H., Vacchiano, G., Zlatanov, T., Chakraborty, T., Saha, S., & Sileshi, G. W. (2017). Generalized biomass and leaf area allometric equations for European tree species incorporating stand structure, tree age and climate. In *Forest ecology and management* (Vol. 396, pp. 160–175). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.04.011>
- Hein, S., & Spiecker, H. (2008). Crown and tree allometry of open-grown ash (*Fraxinus excelsior* L.) and sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.). *Agroforestry Systems*, 73(3), 205–218. <https://doi.org/10.1007/s10457-008-9145-2> (*Acer pseudoplatanus* L. + *Fraxinus excelsior* L.)
- Hein, S., Collet, C., Ammer, C., Le Goff, N., Skovsgaard, J. P. & Savill, P. (2008). A review of growth and stand dynamics of *Acer pseudoplatanus* L. in Europe: implications for silviculture. 52 pp. <http://www.valbro.uni-freiburg.de/>
- Istrefi, E., Toromani, E., Çollaku, N., & Thaçi, B. (2019). Allometric biomass equations for young trees of four broadleaved species in Albania. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 49(8), 1–14. <https://doi.org/10.33494/nzjfs492019x51x> *Carpinus betulus* + *Castanea sativa* Mill.
- Jenkins, J. C., Chojnacky, D. C., Heath, L. S., & Birdsey, R. A. (2003). National-scale biomass estimators for United states tree species. *Forest Science*, 49(1), 12–35.

- Konijnendijk, C. C., Ricard, R. M., Kenney, A., & Randrup, T. B. (2006). Defining urban forestry – A comparative perspective of North America and Europe. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3), 93–103. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2005.11.003>
- Konôpka, B., Murgaš, V., Pajtik, J., Šebeň, V., & Barka, I. (2023). Tree Biomass and Leaf Area Allometric Relations for *Betula pendula* Roth Based on Samplings in the Western Carpathians. *Plants (Basel)*, 12(8), 1607–. <https://doi.org/10.3390/plants12081607>
- Kostić, S., Čukanović, J., Orlović, S., Ljubojević, M., & Mladenović, E. (2019). Allometric Relations of Sycamore Maple (*Acer pseudoplatanus*) and its Red Leaf Cultivar (*A. pseudoplatanus* “*Atropurpureum*”) in Street and Park Habitats of Novi Sad (Serbia, Europe). *Journal of Forestry*, 117(2), 114–127. <https://doi.org/10.1093/jofore/fvy078>
- Kostić, S., Orlović, S., Karaklić, V., Kesić, L., Zorić, M., & Stojanović, D. B. (2021). Allometry and Post-Drought Growth Resilience of Pedunculate Oak (*Quercus robur* L.) Varieties. *Forests*, 12(7), 930–. <https://doi.org/10.3390/f12070930>
- Krejza, J., Světlík, J., & Bednář, P. (2017). Allometric relationship and biomass expansion factors (BEFs) for above- and below-ground biomass prediction and stem volume estimation for ash (*Fraxinus excelsior* L.) and oak (*Quercus robur* L.). *Trees (Berlin, West)*, 31(4), 1303–1316. <https://doi.org/10.1007/s00468-017-1549-z> (*Fraxinus excelsior* L. + *Quercus robur* L.)
- Kükenbrink, D., Gardi, O., Morsdorf, F., Thürig, E., Schellenberger, A., & Mathys, L. (2021). Above-ground biomass references for urban trees from terrestrial laser scanning data. *Annals of Botany*, 128(6), 709–724. <https://doi.org/10.1093/aob/mcab002>
- Le Goff, N., Granier, A., Ottorini, J.-M., & Peiffer, M. (2004). Biomass increment and carbon balance of ash (*Fraxinus excelsior*) trees in an experimental stand in northeastern France. *Annals of Forest Science*, 61(6), 577–588. <https://doi.org/10.1051/forest:2004053>
- Levinsson, A., van den Bosch, C. K., Öxell, C., & Fransson, A.-M. (2015). Visual assessments of establishment success in urban *Prunus avium* (L.) and *Quercus rubra* (L.) in relation to water status and crown morphological characteristics. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(2), 218–224. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.02.002>
- 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 allometric relationships developed specifically for urban trees? *Urban Ecosystems*, 12(1), 95–113. <https://doi.org/10.1007/s11252-009-0081-3>
- McPherson, E. G. & Simpson, J. R. (2004). Carbon dioxide reduction through urban forestry: Guidelines for Professional and Volunteer Tree Planters. *Arboriculture & Urban Forestry*, 30(6), 380–.
- McPherson, E. G., van Doorn, N. S., Peper, P. J. (2016). Urban Tree Database and Allometric Equations. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-235. Albany, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Research Station. 86 p.
- Morhart, C., Sheppard, J. P., Schuler, J. K., & Spiecker, H. (2016). Above-ground woody biomass allocation and within tree carbon and nutrient distribution of wild cherry (*Prunus avium* L.) – a case study. *Forest Ecosystems*, 3(1), 1–. <https://doi.org/10.1186/s40663-016-0063-x>

- Moser, A., Rötzer, T., Pauleit, S., & Pretzsch, H. (2015). Structure and ecosystem services of small-leaved lime (*Tilia cordata* Mill.) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in urban environments. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(4), 1110–1121. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.10.005>
- Moser-Reischl, A., Rahman, M. A., Pauleit, S., Pretzsch, H., & Rötzer, T. (2019). Growth patterns and effects of urban micro-climate on two physiologically contrasting urban tree species. *Landscape and Urban Planning*, 183, 88–99. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.11.004> *Robinia Pseudoacacia* + *Tilia cordata* Mill.
- Moser-Reischl, A., Rötzer, T., Pauleit, S., & Pretzsch, H. (2021). Urban Tree Growth Characteristics of Four Common Species in South Germany. *Arboriculture & Urban Forestry*, 47(4), 150–169. <https://doi.org/10.48044/jauf.2021.015> *Aesculus hippocastanum* + *Tilia cordata*, *Robinia pseudoacacia*
- Muukkonen, P. (2007). Generalized allometric volume and biomass equations for some tree species in Europe. *European Journal of Forest Research*, 126(2), 157–166. <https://doi.org/10.1007/s10342-007-0168-4>
- Nord-Larsen, T., & Pretzsch, H. (2017). Biomass production dynamics for common forest tree species in Denmark – Evaluation of a common garden experiment after 50 yrs of measurements. *Forest Ecology and Management*, 400, 645–654. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.035> (*Chamaecyparis lawsoniana* + *Fagus sylvatica*, *Quercus robur*)
- Nyamjav, B., Herzog, S. & Krabel, D. (2022). Reaction of oak seedlings (*Quercus robur* L. and *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) to water limitation. *Austrian Journal of Forest Science*, 2, 117-136.
- O’Sullivan, O. S., Holt, A. R., Warren, P. H., & Evans, K. L. (2017). Optimising UK urban road verge contributions to biodiversity and ecosystem services with cost-effective management. *Journal of Environmental Management*, 191, 162–171. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.062>
- Pajtik & Konopka (2015). Quantifying edible biomass on young *Salix caprea* and *Sorbus aucuparia* trees for *Cervus elaphus*: Estimates by regression models. *Austrian Journal of Forest Science*, 2, 61-80.
- Pauleit, S. (2003). Urban street tree plantings: identifying the key requirements. *Proc. ICE Munic. Eng.* 156 (1), 43e50.
- Peper, P., McPherson, E. & Mori, S. (2001) Equations for predicting diameter, height, crown width, and leaf area of San Joaquin Valley street trees. *Journal of Arboriculture* 27(6), 306-317.
- Perkins, D., Uhl, E., Biber, P., du Toit, B., Carraro, V., Rötzer, T., & Pretzsch, H. (2018). Impact of Climate Trends and Drought Events on the Growth of Oaks (*Quercus robur* L. and *Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) within and beyond Their Natural Range. *Forests*, 9(3), 108–. <https://doi.org/10.3390/f9030108>
- Picard, N., Saint-André, L. & Henry, M. (2012). Manuel de construction d’équations allométriques pour l’estimation du volume et la biomasse des arbres: de la mesure de terrain à la prédiction. FAO et CIRAD, Rome, Montpellier, 220 pp.

Pretzsch, H., Biber, P., Uhl, E., Dahlhausen, J., Rötzer, T., Caldentey, J., Koike, T., van Con, T., Chavanne, A., Seifert, T., Toit, B. du, Farnden, C., & Pauleit, S. (2015). Crown size and growing space requirement of common tree species in urban centres, parks, and forests. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(3), 466–479. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.04.006>

Rogers, K., Lawrence V. & Hutchings, T.R. (XXXX). Determining Tree Growth in the Urban Forest. Trees, people and the built environment II. Parallel Session 1b: Urban Climate and Tree Growth.

Rötzer, T., Moser-Reischl, A., Rahman, M.A., Grote, R., Pauleit, S. & Pretzsch, H. (2021). Modelling Urban Tree Growth and Ecosystem Services: Review and Perspectives. *Progress in Botany*, 82. https://doi.org/10.1007/124_2020_46

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 & Management*, 10:1, 54-70. <https://doi.org/10.1080/21513732.2013.873822>

Semenzato, P., Cattaneo, D., & Dainese, M. (2011). Growth prediction for five tree species in an Italian urban forest. *Urban Forestry & Urban Greening*, 10(3), 169–176. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.05.001> (Acer platanoides + Prunus cerasifera “pissardi” (Carriere) L.H. Bailey)

Shupe, H. A., Jensen, K., & Ludewig, K. (2022). Adapting a *Quercus robur* allometric equation to quantify carbon sequestration rates on the Middle Elbe floodplain. *MethodsX*, 9, 101800–101800. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2022.101800>

Škema, M., Mikšys, V., Aleinikovas, M., Šilinskas, B., & Varnagirytė-Kabašinskienė, I. (2018). Biomass structure and morphometric parameters for non-destructive biomass estimation of common forest underbrush species in Lithuania. *Polish Journal of Environmental Studies*, 27(1), 325–333. <https://doi.org/10.15244/pjoes/74899> (*Corylus avellana*)

Stimm, K., Heym, M., Nagel, R.-V., Uhl, E., & Pretzsch, H. (2022). Long-Term Productivity of Monospecific and Mixed Oak (*Quercus petraea* [Matt.] Liebl. and *Quercus robur* L.) Stands in Germany: Growth Dynamics and the Effect of Stand Structure. *Forests*, 13(5), 724–. <https://doi.org/10.3390/f13050724>

Strohbach, M. W., Arnold, E., & Haase, D. (2012). The carbon footprint of urban green space—A life cycle approach. *Landscape and Urban Planning*, 104(2), 220–229. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.10.013>

Suchomel, C., Pyttel, P., Becker, G., & Bauhus, J. (2012). Biomass equations for sessile oak (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) and hornbeam (*Carpinus betulus* L.) in aged coppiced forests in southwest Germany. *Biomass & Bioenergy*, 46, 722–730. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.06.021>

Tanhuanpää, T., Kankare, V., Setälä, H., Yli-Pelkonen, V., Vastaranta, M., Niemi, M. T., Raisio, J., & Holopainen, M. (2017). Assessing above-ground biomass of open-grown urban trees: A comparison between existing models and a volume-based approach. *Urban Forestry & Urban Greening*, 21, 239–246. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.12.011> *Betula pendula*

Tziaferidis, S., Spyroglou, G., Fotelli, M., & Radoglou, K. (2022). Allometric models for the estimation of foliage area and biomass from stem metrics in black locust. *IForest (Viterbo)*, 15(4), 281–288. <https://doi.org/10.3832/ifor3939-015>

- Urban, J., Rebrosová, K., Dobrovolný, L., & Schneider, J. (2010). Allometry of four European beech stands growing at the contrasting localities in small-scale area. *Folia Oecologica*, 37(1), 103–.
- Van Damme, F. V., Mertens, H., Heinecke, T., Lefevre, L., De Meulder, T. D., Portillo-Estrada, M., Roland, M., Gielen, B., Janssens, I. A., Verheyen, K., & Campioli, M. (2022). The impact of thinning and clear cut on the ecosystem carbon storage of scots pine stands under maritime influence in Flanders, Belgium. *Forests*, 13, 1679. <https://doi.org/10.3390/f13101679>
- Van Den Berge, S., Vangansbeke, P., Baeten, L., Vanhellemont, M., Vanneste, T., De Mil, T., Van den Bulcke, J., & Verheyen, K. (2021). Biomass increment and carbon sequestration in hedgerow-grown trees.
- Vaz Monteiro, M., Doick, K. J., & Handley, P. (2016). Allometric relationships for urban trees in Great Britain. *Urban Forestry & Urban Greening*, 19, 223–236. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.07.009>
- Vonderach, C. & Akontz, A. (2022). Learning from forest trees: improving urban tree biomass functions. Research Square. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2230425/v1>
- Widlowski, J.-L., Verstraete, M., Pinty, B. & Gobron, N. (2003). Allometric relationships of selected European tree species. European Commission. Joint Research Centre.
- Wutzler, T., Wirth, C., & Schumacher, J. (2008). Generic biomass functions for Common beech (*Fagus sylvatica*) in Central Europe: predictions and components of uncertainty. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(6), 1661–1675. <https://doi.org/10.1139/X07-194>
- Yang, M., Zhou, X., Liu, Z., Li, P., Tang, J., Xie, B., & Peng, C. (2022). A Review of General Methods for Quantifying and Estimating Urban Trees and Biomass. *Forests*, 13(4), 616–. <https://doi.org/10.3390/f13040616>
- Xiao, C.-W., & Ceulemans, R. (2004). Allometric relationships for below- and aboveground biomass of young Scots pines. *Forest Ecology and Management*, 203(1), 177–186. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.062>
- Zianis, D., Muukkonen, P., Mäkipää, R. & Mencuccini, M. (2005) Biomass and stem volume equations for tree species in Europe. *Silva Fennica Monographs*, 4, 63 p.

Hydrologie

André, F., Jonard, M., & Ponette, Q. (2008a). Precipitation water storage capacity in a temperate mixed oak-beech canopy. *Hydrological Processes*, 22(20), 4130–4141. <https://doi.org/10.1002/hyp.7013>

André, F., Jonard, M., & Ponette, Q. (2008b). Influence of species and rain event characteristics on stemflow volume in a temperate mixed oak-beech stand. *Hydrological Processes*, 22(22), 4455–4466. <https://doi.org/10.1002/hyp.7048>

André, F., Jonard, M., Jonard, F., & Ponette, Q. (2011). Spatial and temporal patterns of throughfall volume in a deciduous mixed-species stand. *Journal of Hydrology*, 400(1-2), 244-254. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.01.037>

Armson, D., Stringer, P., & Ennos, A. R. (2013a). The effect of street trees and amenity grass on urban surface water runoff in Manchester, UK. *Urban Forestry & Urban Greening*, 12(3), 282–286. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.04.001>

Asadian, Y. & Weiler, M. (2009). A new approach in measuring rainfall interception by urban trees in Coastal British Columbia. *Water Qual. Res. J. Can.*, 44(1), 16-25.

Aussenac, G. (1968). Interception des précipitations par le couvert forestier. *Annales Des Sciences Forestières*, 25(3), 135–156. <https://doi.org/10.1051/forest/19680302>

Barcellona-Corte, M., Bianchet, B., Privot, J., Schelings, C. & Teller, J. (2022). Schéma stratégique multidisciplinaire du bassin versant de la Vesdre. Diagnostic approfondi et multithématique. Contributions de la TEAM Vesdre – ULiège. Université de Liège.

Bartens, J., Day, S. D., Harris, J. R., Dove, J. E., & Wynn, T. M. (2008). Can Urban Tree Roots Improve Infiltration through Compacted Subsoils for Stormwater Management. *Journal of Environmental Quality*, 37(6), 2048–2057. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0117>

Bean, R., Pitt, R., Voorhees, J. & Elliott, M. (2021). Urban Tree Rainfall Interception Measurement and Modeling in WinSLAMM, the Source Loading and Management Model. *Journal of Water Management Modeling* 29, C475. <https://doi.org/10.14796/JWMM.C475>

Berland, A., Shiflett, S. A., Shuster, W. D., Garmestani, A. S., Goddard, H. C., Herrmann, D. L., & Hopton, M. E. (2017). The role of trees in urban stormwater management. *Landscape and Urban Planning*, 162(C), 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.02.017>

Breuer, L., Eckhardt, K., & Frede, H.-G. (2003). Plant parameter values for models in temperate climates. *Ecological Modelling*, 169(2), 237–293. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00274-6](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00274-6)

Elliott, R. M., Adkins, E. R., Culligan, P. J., & Palmer, M. I. (2018). Stormwater infiltration capacity of street tree pits: Quantifying the influence of different design and management strategies in New York City. *Ecological Engineering*, 111, 157–166. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.003>

Friesen, J., & Van StanII, J. T. (2019). Early European Observations of Precipitation Partitioning by Vegetation: A Synthesis and Evaluation of 19th Century Findings. *Geosciences (Basel)*, 9(10), 423–. <https://doi.org/10.3390/geosciences9100423>

- Gerrits, M. & Savenije, H. (2011). Forest Floor Interception. *Forest Hydrology and Biogeochemistry*, 216, 445-454. https://doi.org/10.1007/978-94-007-1363-5_22
- Gill, S., Handley, J., Ennos, A. & Pauleit, S. (2007). Adapting Cities for Climate Change: The Role of the Green Infrastructure. *Built Environment*, 33(1), 115-133. <https://doi.org/10.2148/benv.33.1.115>
- Gillner, S., Vogt, J., Tharang, A., Dettmann, S., & Roloff, A. (2015). Role of street trees in mitigating effects of heat and drought at highly sealed urban sites. *Landscape and Urban Planning*, 143, 33-42. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.06.005>
- Herbst, M., Rosier, P. T. W., McNeil, D. D., Harding, R. J., & Gowing, D. J. (2008). Seasonal variability of interception evaporation from the canopy of a mixed deciduous forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 148(11), 1655-1667. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2008.05.011>
- Kermavnar, J., & Vilhar, U. (2017). Canopy precipitation interception in urban forests in relation to stand structure. *Urban Ecosystems*, 20(6), 1373-1387. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0689-7>
- Khodadad, M., Aguilar-Barajas, I., & Khan, A. Z. (2023). Green Infrastructure for Urban Flood Resilience: A Review of Recent Literature on Bibliometrics, Methodologies, and Typologies. *Water*, 15, 523. <https://doi.org/10.3390/w15030523>
- Klamerus-Iwan, A. & Witek, W. (2018). Variability in the Wettability and Water Storage Capacity of Common Oak Leaves (*Quercus robur* L.). *Water (Basel)*, 10(6), 695-. <https://doi.org/10.3390/w10060695>
- Klamerus-Iwan, A., Link, T.E., Keim, R.F., Van Stan II, J.T. (2020). Storage and Routing of Precipitation Through Canopies. In: Van Stan, II, J., Gutmann, E., Friesen, J. (eds) *Precipitation Partitioning by Vegetation*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-29702-2_2
- Livesley, S. J., Baudinette, B., & Glover, D. (2014). Rainfall interception and stem flow by eucalypt street trees – The impacts of canopy density and bark type. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(1), 192-197. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.09.001>
- Medina Camarena, K. S., Wübbelmann, T., & Förster, K. (2022). What Is the Contribution of Urban Trees to Mitigate Pluvial Flooding? *Hydrology*, 9(6), 108-. <https://doi.org/10.3390/hydrology9060108>
- Moser, A., Rötzer, T., Pauleit, S., & Pretzsch, H. (2016). The Urban Environment Can Modify Drought Stress of Small-Leaved Lime (*Tilia cordata* Mill.) and Black Locust (*Robinia pseudoacacia* L.). *Forests*, 7(12), 71-. <https://doi.org/10.3390/f7030071>
- Muzylo, A., Llorens, P., Valente, F., Keizer, J. ., Domingo, F., & Gash, J. H. . (2009). A review of rainfall interception modelling. *Journal of Hydrology (Amsterdam)*, 370(1-4), 191-206. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.02.058>
- Pflug, S., Voortman, B. R., Cornelissen, J. H. ., & Witte, J. P. M. (2021). The effect of plant size and branch traits on rainfall interception of 10 temperate tree species. *Ecohydrology*, 14(8), 1-17. <https://doi.org/10.1002/eco.2349>
- Rahman, M. A., Moser, A., Rötzer, T., & Pauleit, S. (2019). Comparing the transpirational and shading effects of two contrasting urban tree species. *Urban Ecosystems*, 22(4), 683-697. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00853-x>

- Rahman, M. A., Hartmann, C., Moser-Reischl, A., von Strachwitz, M. F., Paeth, H., Pretzsch, H., Pauleit, S., & Rötzer, T. (2020). Tree cooling effects and human thermal comfort under contrasting species and sites. *Agricultural and Forest Meteorology*, 287, 107947–. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.107947>
- Roth, B. E., Slatton, K. C., & Cohen, M. J. (2007). On the potential for high-resolution lidar to improve rainfall interception estimates in forest ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5(8), 421–428. <https://doi.org/10.1890/060119.1>
- Schooling, J. T. & Carlyle-Moses, D. E. (2015). The influence of rainfall depth class and deciduous tree traits on stemflow production in an urban park. *Urban Ecosystems*, 18(4), 1261–1284. <https://doi.org/10.1007/s11252-015-0441-0>
- Szota, C., Coutts, A. M., Thom, J. K., Virahsawmy, H. K., Fletcher, T. D., & Livesley, S. J. (2019). Street tree stormwater control measures can reduce runoff but may not benefit established trees. *Landscape and Urban Planning*, 182, 144–155. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.10.021>
- ULB, IGEAT et ANAGÉO (2015). Cartographie des surfaces imperméables en Wallonie (CASIM). Rapport final. Étude réalisée pour le compte du SPW - DGO3 – DRCE.
- Van Campenhout, J., Hallot, E., & Petit, F. (2007). Les inondations en région liégeoise : étude basée sur les interventions des services d'incendie et les archives de démergement. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, 41–51.
- Vanguelova, E. I., Benham, S., Pitman, R., Moffat, A. J., Broadmeadow, M., Nisbet, T., Durrant, D., Barsoum, N., Wilkinson, M., Bochereau, F., Hutchings, T., Broadmeadow, S., Crow, P., Taylor, P., & Durrant Houston, T. (2010). Chemical fluxes in time through forest ecosystems in the UK – Soil response to pollution recovery. *Environmental Pollution* (1987), 158(5), 1857–1869. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.10.044>
- Xiao, Q., McPherson, E. G., Ustin, S. L., & Grismer, M. E. (2000). A new approach to modeling tree rainfall interception. *Journal of Geophysical Research, Washington, DC*, 105(D23), 29173–29188. <https://doi.org/10.1029/2000JD900343>
- Xiao, Q., & McPherson, Eg. (2002). Rainfall interception by Santa Monica's municipal urban forest. *Urban Ecosystems*, 6(4), 291–302. <https://doi.org/10.1023/B:UECO.0000004828.05143.67>
- Zabret, K., & Šraj, M. (2019). Evaluating the Influence of Rain Event Characteristics on Rainfall Interception by Urban Trees Using Multiple Correspondence Analysis. *Water (Basel)*, 11(12), 2659–. <https://doi.org/10.3390/w11122659>
- Zabret, K., & Šraj, M. (2019b). Rainfall Interception by Urban Trees and Their Impact on Potential Surface Runoff. *Clean : Soil, Air, Water*, 47(8), 1800327–n/a. <https://doi.org/10.1002/clen.201800327>

Pollution

- Abhijith, K. V., Kumar, P., Gallagher, J., McNabola, A., Baldauf, R., Pilla, F., Broderick, B., Di Sabatino, S., & Pulvirenti, B. (2017). Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments – A review. *Atmospheric Environment* (1994), 162, 71–86. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.014>
- Aherne, J., Wilkins, K. & Cathcart, H. (2016). Nitrogen–Sulfur Critical Loads: Assessment of the Impacts of Air Pollution on Habitats (2016-CCRP-MS.43). EPA Research Report. Prepared for the Environmental Protection Agency by Trent University. EPA RESEARCH PROGRAMME 2021–2030
- Baraldi, R., Chieco, C., Neri, L., Facini, O., Rapparini, F., Morrone, L., Rotondi, A., & Carriero, G. (2019). An integrated study on air mitigation potential of urban vegetation: From a multi-trait approach to modeling. *Urban Forestry & Urban Greening*, 41, 127–138. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.03.020>
- Barwise, Y. & Kumar, P. (2020). Designing vegetation barriers for urban air pollution abatement: a practical review for appropriate plant species selection. *NPJ Climate and Atmospheric Science*, 3(1). <https://doi.org/10.1038/s41612-020-0115-3>
- Beck, I., Jochner, S., Gilles, S., McIntyre, M., Buters, J. T. M., Schmidt-Weber, C., Behrendt, H., Ring, J., Menzel, A., & Traidl-Hoffmann, C. (2013). High environmental ozone levels lead to enhanced allergenicity of birch pollen. *PloS One*, 8(11), e80147–. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080147>
- Beckett, K. P., Freer-Smith, P. H., & Taylor, G. (2000). Particulate pollution capture by urban trees: effect of species and windspeed. *Global Change Biology*, 6(8), 995–1003. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00376.x>
- Blanusa, T., Fantozzi, F., Monaci, F., & Bargagli, R. (2015). Leaf trapping and retention of particles by holm oak and other common tree species in Mediterranean urban environments. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(4), 1095–1101. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.10.004>
- Brantley, H. L., Hagler, G. S. W., J. Deshmukh, P., & Baldauf, R. W. (2014). Field assessment of the effects of roadside vegetation on near-road black carbon and particulate matter. *The Science of the Total Environment*, 468-469, 120–129. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.001>
- Brunet, Y. (2016). Impact de la végétation sur le microclimat urbain et la qualité de l'air, Colloque Chimie et grandes villes, 9 novembre.
- Calfapietra, C., Fares, S., Manes, F., Morani, A., Sgrigna, G., & Loreto, F. (2013). Role of Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOC) emitted by urban trees on ozone concentration in cities: A review. *Environmental Pollution* (1987), 183, 71–80. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.012>
- Dzierżanowski, K., Popek, R., Gawrońska, H., Sæbø, A., & Gawroński, S. W. (2011). Deposition of Particulate Matter of Different Size Fractions on Leaf Surfaces and in Waxes of Urban Forest Species. *International Journal of Phytoremediation*, 13(10), 1037–1046. <https://doi.org/10.1080/15226514.2011.552929>
- Ferrini, F., Fini, A., Mori, J., & Gori, A. (2020). Role of Vegetation as a Mitigating Factor in the Urban Context. *Sustainability* (Basel, Switzerland), 12(10), 4247–. <https://doi.org/10.3390/su12104247>

- Freer-Smith, P. H., Beckett, K. P., & Taylor, G. (2005). Deposition velocities to *Sorbus aria*, *Acer campestre*, *Populus deltoides* × *trichocarpa* “Beaupré”, *Pinus nigra* and × *Cupressocyparis leylandii* for coarse, fine and ultra-fine particles in the urban environment. *Environmental Pollution* (1987), 133(1), 157–167. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.03.031>
- Gaglio, M., Pace, R., Muresan, A. N., Grote, R., Castaldelli, G., Calfapietra, C., & Fano, E. A. (2022). Species-specific efficiency in PM_{2.5} removal by urban trees: From leaf measurements to improved modeling estimates. *The Science of the Total Environment*, 844. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157131>
- Gallagher, J., Baldauf, R., Fuller, C. H., Kumar, P., Gill, L. W., & McNabola, A. (2015). Passive methods for improving air quality in the built environment: A review of porous and solid barriers. *Atmospheric Environment* (1994), 120, 61–70. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.075>
- Grote, R., Samson, R., Alonso, R., Amorim, J. H., Cariñanos, P., Churkina, G., Fares, S., Le Thiec, D., Niinemets, Ü., Mikkelsen, T. N., Paoletti, E., Tiwary, A., & Calfapietra, C. (2016). Functional traits of urban trees: air pollution mitigation potential. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14(10), 543–550. <https://doi.org/10.1002/fee.1426>
- Hagler, G. S. W., Lin, M.-Y., Khlystov, A., Baldauf, R. W., Isakov, V., Faircloth, J., & Jackson, L. E. (2012). Field investigation of roadside vegetative and structural barrier impact on near-road ultrafine particle concentrations under a variety of wind conditions. *The Science of the Total Environment*, 419, 7–15. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.12.002>
- Janhall, S. (2015). Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment* (1994), 105, 130–137. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>
- Jeanjean, A. P. R., Monks, P. S., & Leigh, R. J. (2016). Modelling the effectiveness of urban trees and grass on PM_{2.5} reduction via dispersion and deposition at a city scale. *Atmospheric Environment* (1994), 147, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.09.033>
- Jeanjean, A. P. R., Buccolieri, R., Eddy, J., Monks, P. S., & Leigh, R. J. (2017). Air quality affected by trees in real street canyons: The case of Marylebone neighbourhood in central London. *Urban Forestry & Urban Greening*, 22, 41–53. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.009>
- Kocic, K., Spasic, T., Urosevic, M. A., & Tomasevic, M. (2014). Trees as natural barriers against heavy metal pollution and their role in the protection of cultural heritage. *Journal of Cultural Heritage*, 15(3), 227–233. <https://doi.org/10.1016/j.culher.2013.05.001>
- Langner, M., Kull, M., & Endlicher, W. R. (2011). Determination of PM₁₀ deposition based on antimony flux to selected urban surfaces. *Environmental Pollution* (1987), 159(8-9), 2028–2034. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.017>
- Litschke, T. & Kuttler, W. (2008). On the reduction of urban particle concentration by vegetation - A review. *Meteorologische Zeitschrift*, 17(3), 229–240.
- Lovett, G.M. (1994). Atmospheric deposition of nutrients and pollutants in North America: an ecological perspective. *Ecological Applications*, 4(4), 629–650. <https://doi.org/10.2307/1941997>
- Mestayer, P. ., & Brunet, Y. (2015). Impact de la végétation urbaine sur la qualité de l’air. *Innovations Agronomiques*, 45, 35–45. <https://doi.org/10.15454/1.4622651014844446E12>

- Muhammad, S., Wuyts, K. & Samson, R. (2019). Atmospheric Net Particle Accumulation on 96 Plant Species with Contrasting Morphological and Anatomical Leaf Characteristics in a Common Garden Experiment. *Atmospheric Environment*, 202, 328–44. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.01.015>
- Muvuna, J., Boutaleb, T., Mickovski, S. B., Baker, K., Mohammad, G. S., Cools, M., & Selmi, W. (2020). Information Integration in a Smart City System—A Case Study on Air Pollution Removal by Green Infrastructure through a Vehicle Smart Routing System. *Sustainability (Basel, Switzerland)*, 12(12), 5099–. <https://doi.org/10.3390/su12125099>
- McDonald, R., Kroeger, T., Boucher, T., Longzhu, W. & Salem, R. (2016). Planting Healthy Air. Nature Conservancy Report.
- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3), 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>
- Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Bodine, A., & Hoehn, R. (2013). Modeled PM_{2.5} removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects. *Environmental Pollution* (1987), 178, 395–402. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.050>
- Pace, R., & Grote, R. (2020). Deposition and Resuspension Mechanisms Into and From Tree Canopies: A Study Modeling Particle Removal of Conifers and Broadleaves in Different Cities. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00026>
- Pace, R., Guidolotti, G., Baldacchini, C., Pallozzi, E., Grote, R., Nowak, D. J., & Calfapietra, C. (2021). Comparing i-Tree Eco Estimates of Particulate Matter Deposition with Leaf and Canopy Measurements in an Urban Mediterranean Holm Oak Forest. *Environmental Science & Technology*, 55(10), 6613–6622. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07679>
- Pugh, T. A. M., MacKenzie, A. R., Whyatt, J. D., & Hewitt, C. N. (2012). Effectiveness of Green Infrastructure for Improvement of Air Quality in Urban Street Canyons. *Environmental Science & Technology*, 46(14), 7692–7699. <https://doi.org/10.1021/es300826w>
- Räsänen, J. V., Leskinen, J. T. T., Holopainen, T., Joutsensaari, J., Pasanen, P., & Kivimäenpää, M. (2017). Titanium dioxide (TiO₂) fine particle capture and BVOC emissions of *Betula pendula* and *Betula pubescens* at different wind speeds. *Atmospheric Environment* (1994), 152, 345–353. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.01.003>
- Schaubroeck, T., Deckmyn, G., Neiryneck, J., Staelens, J., Adriaenssens, S., Dewulf, J., Muys, B., & Verheyen, K. (2014). Multilayered Modeling of Particulate Matter Removal by a Growing Forest over Time, From Plant Surface Deposition to Washoff via Rainfall. *Environmental Science & Technology*, 48(18), 10785–10794. <https://doi.org/10.1021/es5019724>
- Sgrigna, G., Baldacchini, C., Dreveck, S., Cheng, Z., & Calfapietra, C. (2020). Relationships between air particulate matter capture efficiency and leaf traits in twelve tree species from an Italian urban-industrial environment. *The Science of the Total Environment*, 718, 137310–. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137310>

- Speak, A. F., Rothwell, J. J., Lindley, S. J., & Smith, C. L. (2012). Urban particulate pollution reduction by four species of green roof vegetation in a UK city. *Atmospheric Environment* (1994), 61, 283–293. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.043>
- Tiway, A., Williams, I. D., Heidrich, O., Namdeo, A., Bandaru, V., & Calfapietra, C. (2016). Development of multi-functional streetscape green infrastructure using a performance index approach. *Environmental Pollution* (1987), 208(Pt A), 209–220. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.003>
- Vardoulakis, S., Fisher, B. E. ., Pericleous, K., & Gonzalez-Flesca, N. (2003). Modelling air quality in street canyons: a review. *Atmospheric Environment*, 37(2), 155–182. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00857-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00857-9)
- Vigevani, I., Corsini, D., Mori, J., Pasquinelli, A., Gibin, M., Comin, S., Szwatko, P., Cagnolati, E., Ferrini, F., & Fini, A. (2022). Particulate Pollution Capture by Seventeen Woody Species Growing in Parks or along Roads in Two European Cities. *Sustainability* (Basel, Switzerland), 14(3), 1113–. <https://doi.org/10.3390/su14031113>
- Vos, P. E. J., Maiheu, B., Vankerkom, J., & Janssen, S. (2013). Improving local air quality in cities: To tree or not to tree? *Environmental Pollution* (1987), 183, 113–122. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.10.021>
- Weerakkody, U., Dover, J. W., Mitchell, P., & Reiling, K. (2018). Evaluating the impact of individual leaf traits on atmospheric particulate matter accumulation using natural and synthetic leaves. *Urban Forestry & Urban Greening*, 30, 98–107. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.01.001>
- White, E. ., & Turner, F. (1970). Method of estimating income of nutrients in a catch of airborne particles by a woodland canopy. *The Journal of Applied Ecology*, 7(3), 441–461. <https://doi.org/10.2307/2401970>
- Yang, J., Chang, Y., & Yan, P. (2015). Ranking the suitability of common urban tree species for controlling PM2.5 pollution. *Atmospheric Pollution Research*, 6(2), 267–277. <https://doi.org/10.5094/APR.2015.031>
- Zhang, X., Lyu, J., Zeng, Y., Sun, N., Liu, C., & Yin, S. (2021). Individual effects of trichomes and leaf morphology on PM2.5 dry deposition velocity: A variable-control approach using species from the same family or genus. *Environmental Pollution* (1987), 272, 116385–. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116385>
- Zhang, X., Lyu, J., Chen, W. Y., Chen, D., Yan, J., & Yin, S. (2022). Quantifying the capacity of tree branches for retaining airborne submicron particles. *Environmental Pollution* (1987), 310, 119873–119873. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119873>

Connectivité écologique

Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O., Swartz, B., Quental, T. B., ... & Ferrer, E. A. (2011). Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?. *Nature*, 471(7336), 51-57.

Bourgeois, M., Cossart, É., & Fressard, M. (2017). Mesurer et spatialiser la connectivité pour modéliser les changements des systèmes environnementaux. Approches comparées en écologie du paysage et en géomorphologie. *Géomorphologie: relief, processus, environnement*, 23(4), 289-308.

Bunn, A. G., Urban, D. L., & Keitt, T. H. (2000). Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of environmental management*, 59(4), 265-278.

Burghardt, K. T., Tallamy, D. W., & Gregory Shriver, W. (2009). Impact of native plants on bird and butterfly biodiversity in suburban landscapes. *Conservation biology*, 23(1), 219-224.

Burghardt, K. T., Tallamy, D. W., Philips, C., & Shropshire, K. J. (2010). Non-native plants reduce abundance, richness, and host specialization in lepidopteran communities. *Ecosphere*, 1(5), 1-22.

Burghardt, K. T., & Tallamy, D. W. (2015). Not all non-natives are equally unequal: reductions in herbivore β -diversity depend on phylogenetic similarity to native plant community. *Ecology Letters*, 18(10), 1087-1098.

Calabrese, J. M., & Fagan, W. F. (2004). A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(10), 529-536.

Camacho-Cervantes, M., Schondube, J. E., Castillo, A., & MacGregor-Fors, I. (2014). How do people perceive urban trees? Assessing likes and dislikes in relation to the trees of a city. *Urban ecosystems*, 17, 761-773

Dickman, C. R. (1987). Habitat fragmentation and vertebrate species richness in an urban environment. *Journal of Applied Ecology*, 337-351.

De Laet, J., & Summers-Smith, J. D. (2007). The status of the urban house sparrow *Passer domesticus* in north-western Europe: a review. *Journal of Ornithology*, 148(Suppl 2), 275-278.

Donnelly, R., & Marzluff, J. M. (2006). Relative importance of habitat quantity, structure, and spatial pattern to birds in urbanizing environments. *Urban Ecosystems*, 9, 99-117.

Faeth, S. H., Bang, C., & Saari, S. (2011). Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223(1), 69-81.

Fergus, R., Louwe Kooijmans, J., & Kwak, R. G. M. (2013). Birdlife international global survey on the status of urban bird conservation. Birdlife International, Cambridge.

Foltête, J. C., Afonso, E., Clauzel, C., Girardet, X., Giraudoux, P., Li, L., ... & Vuidel, G. (2015). Graphab 2 (Doctoral dissertation, ThéMA, UMR 6049; Chrono-Environnement, UMR 6249; MSHE Ledoux, USR 3124).

Grafius, D. R., Corstanje, R., Siriwardena, G. M., Plummer, K. E., & Harris, J. A. (2017). A bird's eye view: using circuit theory to study urban landscape connectivity for birds. *Landscape Ecology*, 32, 1771-1787.

- Ibáñez-Álamo, J. D., Morelli, F., Benedetti, Y., Rubio, E., Jokimäki, J., Pérez-Contreras, T., ... & Díaz, M. (2020). Biodiversity within the city: Effects of land sharing and land sparing urban development on avian diversity. *Science of the Total Environment*, 707, 135477.
- Kang, W., Minor, E. S., Park, C. R., & Lee, D. (2015). Effects of habitat structure, human disturbance, and habitat connectivity on urban forest bird communities. *Urban ecosystems*, 18, 857-870.
- Kelcey, J. G., & Rheinwald, G. (Eds.). (2005). *Birds in European cities*. Ginster Verlag.
- Landau, V. A., Shah, V. B., Anantharaman, R., & Hall, K. R. (2021). Omniscape. jl: Software to compute omnidirectional landscape connectivity. *Journal of Open Source Software*, 6(57), 2829.
- Loss, S. R., & Marra, P. P. (2017). Population impacts of free-ranging domestic cats on mainland vertebrates. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(9), 502-509.
- MacArthur, R. H., & Wilson, E. O. (2001). *The theory of island biogeography* (Vol. 1). Princeton university press.
- MacGregor-Fors, I., & Schondube, J. E. (2011). Gray vs. green urbanization: relative importance of urban features for urban bird communities. *Basic and Applied Ecology*, 12(4), 372-381.
- Møller, A. P. (2014). Behavioural and ecological predictors of urbanization. *Avian urban ecology*, 54-68.
- Paquet, A. (2021) : Monitoring des Populations d'Oiseaux en Région de Bruxelles-Capitale : rapport 2020. Département Études Natagora, Rapport pour Bruxelles Environnement, 2020, 78 pp https://bruxellesbrabant.aves.be/fileadmin/Aves_Bruxelles-brabant/Publications/Oiseaux_de_Bruxelles/AVIBRU_Rapport_2020.pdf consulté en mai 2023
- Ramp, D., Wilson, V. K., & Croft, D. B. (2006). Assessing the impacts of roads in peri-urban reserves: road-based fatalities and road usage by wildlife in the Royal National Park, New South Wales, Australia. *Biological Conservation*, 129(3), 348-359.
- Ricketts, T. H. (2001). The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. *The American Naturalist*, 158(1), 87-99
- Snep, R. P., Kooijmans, J. L., Kwak, R. G., Foppen, R. P., Parsons, H., Awasthy, M., ... & van Heezik, Y. M. (2016). Urban bird conservation: presenting stakeholder-specific arguments for the development of bird-friendly cities. *Urban Ecosystems*, 19, 1535-1550.
- Verbeylen, G., De Bruyn, L., Adriaensen, F., & Matthysen, E. (2003). Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape?. *Landscape ecology*, 18, 791-805.

i-Tree

Baraldi, R., Chieco, C., Neri, L., Facini, O., Rapparini, F., Morrone, L., Rotondi, A., & Carriero, G. (2019). An integrated study on air mitigation potential of urban vegetation: From a multi-trait approach to modeling. *Urban Forestry & Urban Greening*, 41, 127–138. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.03.020>

Dale, M.J. (2013). Evaluation of methods for quantifying carbon storage of urban trees in new Zealand.

Hirabayashi, S. (2013). i-Tree Eco precipitation interception model descriptions. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service; Kent, OH: Davey Tree Expert Co.; and other cooperators. 21 p. [https://www.itreetools.org/documents/61/iTree Eco Precipitation Interception Model Descriptions.pdf](https://www.itreetools.org/documents/61/iTree_Eco_Precipitation_Interception_Model_Descriptions.pdf)

Maco, S., & McPherson, E. G. (2002). Assessing Canopy Cover Over Streets and Sideswalks in Street Tree Populations. *Arboriculture & Urban Forestry*, 28(6), 270–276. <https://doi.org/10.48044/jauf.2002.040>

McPherson, E. G., & Peper, P. (2012). Urban Tree Growth Modeling. *Arboriculture & Urban Forestry*, 38(5), 172–180. <https://doi.org/10.48044/jauf.2012.026>

Muvuna, J., Boutaleb, T., Mickovski, S. B., Baker, K., Mohammad, G. S., Cools, M., & Selmi, W. (2020). Information Integration in a Smart City System—A Case Study on Air Pollution Removal by Green Infrastructure through a Vehicle Smart Routing System. *Sustainability (Basel, Switzerland)*, 12(12), 5099–. <https://doi.org/10.3390/su12125099>

Nowak, D. J., & Crane, D. E. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution* (1987), 116(3), 381–389. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00214-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00214-7)

Nowak, David J. 2021. Understanding i-Tree: 2021 summary of programs and methods. General Technical Report NRS-200-2021. Madison, WI: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. 100 p. [plus 14 appendixes]. <https://doi.org/10.2737/NRS-GTR-200-2021>

Orlandi, F., Fornaciari, M., Ranfa, A., Proietti, C., Ruga, L., Meloni, G., Burnelli, M., & Ventura, F. (2022). LIFE-CLIVUT, ecosystem benefits of urban green areas: a pilot case study in Perugia (Italy). *IForest (Viterbo)*, 15(2), 133–140. <https://doi.org/10.3832/ifor3908-015>

Pace, R., & Grote, R. (2020). Deposition and Resuspension Mechanisms Into and From Tree Canopies: A Study Modeling Particle Removal of Conifers and Broadleaves in Different Cities. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.00026>

Pace, R., Guidolotti, G., Baldacchini, C., Pallozzi, E., Grote, R., Nowak, D. J., & Calfapietra, C. (2021). Comparing i-Tree Eco Estimates of Particulate Matter Deposition with Leaf and Canopy Measurements in an Urban Mediterranean Holm Oak Forest. *Environmental Science & Technology*, 55(10), 6613–6622. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07679>

Rossi, L., Menconi, M. E., Grohmann, D., Brunori, A., & Nowak, D. J. (2022). Urban Planning Insights from Tree Inventories and Their Regulating Ecosystem Services Assessment. *Sustainability (Basel, Switzerland)*, 14(3), 1684–. <https://doi.org/10.3390/su14031684>

Soares, A. L., Rego, F. C., McPherson, E. G., Simpson, J. R., Peper, P. J., & Xiao, Q. (2011). Benefits and costs of street trees in Lisbon, Portugal. *Urban Forestry & Urban Greening*, 10(2), 69–78. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2010.12.001>

Vaz Monteiro, M., Handley, P., Doick, K.J., Smith, A. (2018). i-Tree Eco valuation of public trees in Bicester: a provisional analysis. *Forest Research*, Farnham. 38pp.

Selmi, W. (2014). Services écosystémiques rendus par la végétation urbaine Application d’approches d’évaluation à la ville de Strasbourg. *Géographie*. Université de Strasbourg. tel- 01136771v3

Selmi, W., Weber, C., Rivière, E., Blond, N., Mehdi, L., & Nowak, D. (2016). Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France. *Urban Forestry & Urban Greening*, 17, 192–201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.04.010>

Selmi, W. & Teller, J. (2021). Bénéfices rendus par les arbres de la ville de Liège. Résultats préliminaires.

Westfall, J.A.; Nowak, D.J.; Henning, J.G.; Lister, T.W.; Edgar, C.B. [et al.]. 2020. Crown width models for woody plant species growing in urban areas of the U.S. *Urban Ecosystems*. 23(4): 905–917. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00988-2>

Yao, J., Chen, N., Guo, F., Liu, M., Chen, W., & He, X. (2022). Variation in ecosystem services of street tree assemblages can guide sustainable urban development. *Journal of Plant Ecology*, 15(6), 1241–1256. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtac024>

NVE

Dufrêne, M., Pairon, M., Liekens, I. & Broekx, S. (2022). Logiciel NVE – Wallonie. LOGICIEL NVE – Wallonie. Manuel utilisateur.

Hendrix, R.H., Liekens, I., De Nocker, L., Vranckx, S., Janssen, S., Lauwaet, D., Brabers, L., & Broekx, S. (2015). Waardering van ecosysteemdiensten in een stedelijke omgeving, een handleiding. Etude commandée par le LNE et le ANB.

Kint, V., Deckmyn, G., Campioli, M., Vansteenkiste, D., Aertsen, W., Bequet, R., Van Acker, J., Muys, B., Ceulemans, R. (2011). Een beleidsondersteunend computermodel voor duurzaam bosbeheer gebaseerd op ecofysiologische analyse en simulatie van boomontwikkeling. Eindrapport SimForTree project #060032, IWT-SBO.

Liekens, I., Smeets, N., Staes, J., Van der Biest, K., De Nocker, L. & Broekx, S. (2013). Waardering van ecosysteemdiensten, een handleiding. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid. Digitale versie maart 2018.

Liquete, C., Kleeschulte, S., Dige, G., Maes, J., Grizzetti, B., Olah, B. & Zulian, G. (2015), Mapping green infrastructure based on ecosystem services and ecological networks: A Pan-European case study, *Environmental Science & Policy*, Volume 54, 2015, Pages 268-280, ISSN 1462-9011.

Oosterbaan, A. & Tonneijck, A.E.G. (2006). Kleine landschapselementen als invangers van fijn stof en ammoniak (2006) , Alterra onderzoeksrapport LUWPUBRD_00350279_A502, U Wageningen.

Thyssen, N. (2011). Vegetatievariatie op extensieve groendaken en efficiëntie van koolstofopslag in de stad, Masterproef voorgedragen tot het behalen van de graad van Master in de bioingenieurswetenschappen: bos- en natuurbeheer, KU Leuven.

Van Rompay, R., Verbeeck, K., Van Orshoven, J., Hermy, M. (2012). Masterproef: Ecologische efficiëntie van percelen in stedelijke gebieden. KU Leuven.

Verbeeck, K., Van Rompuy, R., Hermy, M. & Van Orshoven, J. (2014). Infiltrating into the paved garden - a functional evaluation of parcel imperviousness in terms of water retention efficiency. *Journal of Environmental Planning and Management*, 57(10), 1552–1571. <https://doi.org/10.1080/09640568.2013.819317>

Vreboos, D., Staes, J., Broekx, S., De Nocker, L., Gabriels, K., Hermy, M., Liekens, I. *et al.* (2020). “Facilitating Spatially-Explicit Assessments of Ecosystem Service Delivery to Support Land Use Planning.” *One Ecosystem* 5 (April): e50540. <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e50540>.

Vreboos, D., Staes, J., Bennetsen, E., Broekx, S., De Nocker, L., Gabriels, K., Goethals, P., Hermy, M., Liekens, I., Marsboom, C., Ottoy, S., Van der Biest, K., van Orshoven, J. & Meire, P. (2017). ECOPLAN-SE: Ruimtelijke analyse van ecosysteemdiensten in Vlaanderen, een Q-GIS plugin, Versie 1.0, 017-R202 Universiteit Antwerpen, Antwerpen, 141 p. Doi. 10.13140/RG.2.2.16174.10565

Annexes

Annexe 1. Composition des espèces dans les différentes strates.

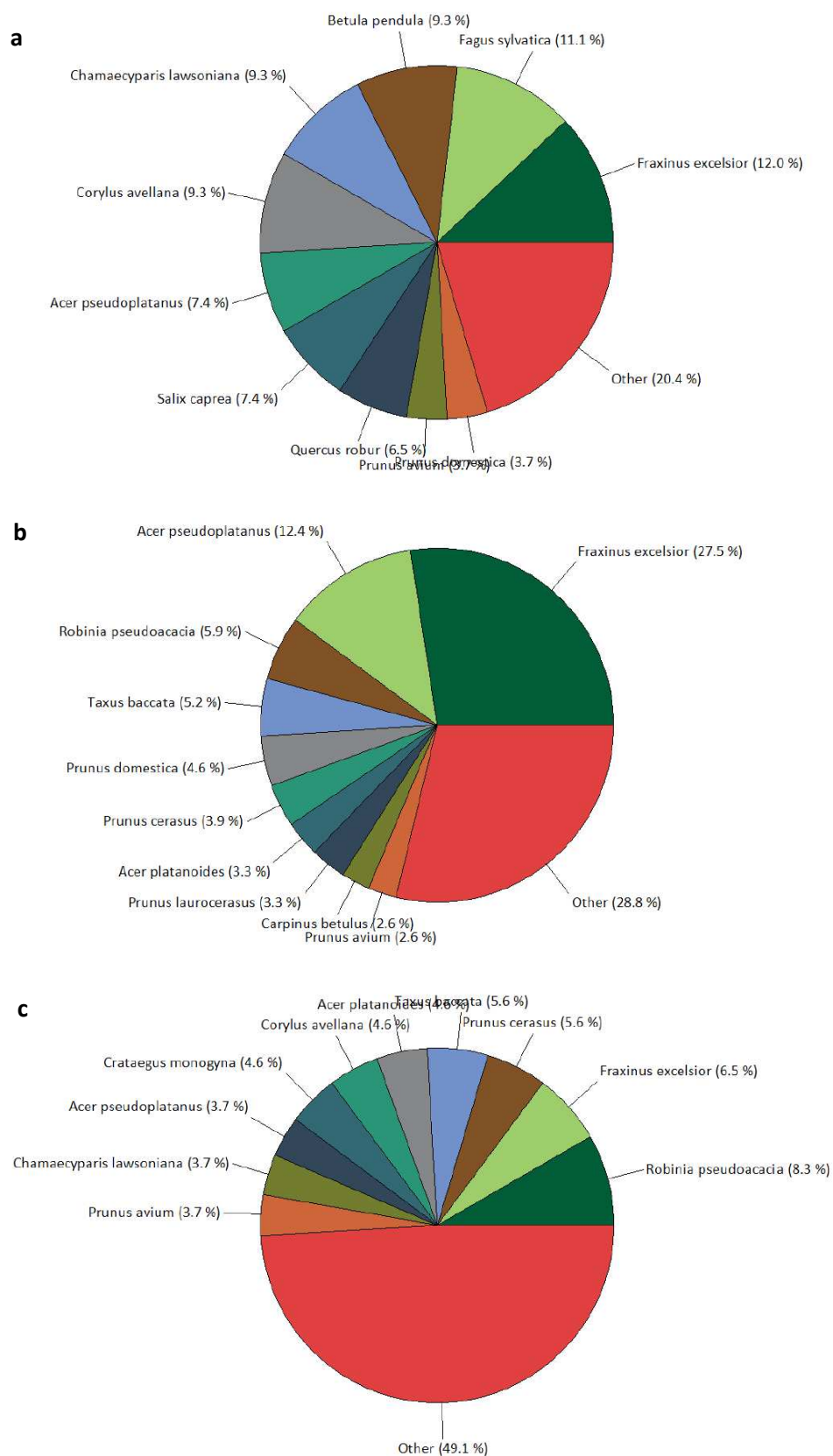


Figure 52. Composition des jardins privés pour des densités d'habitat (a) faible, (b) moyenne et (c) dense.

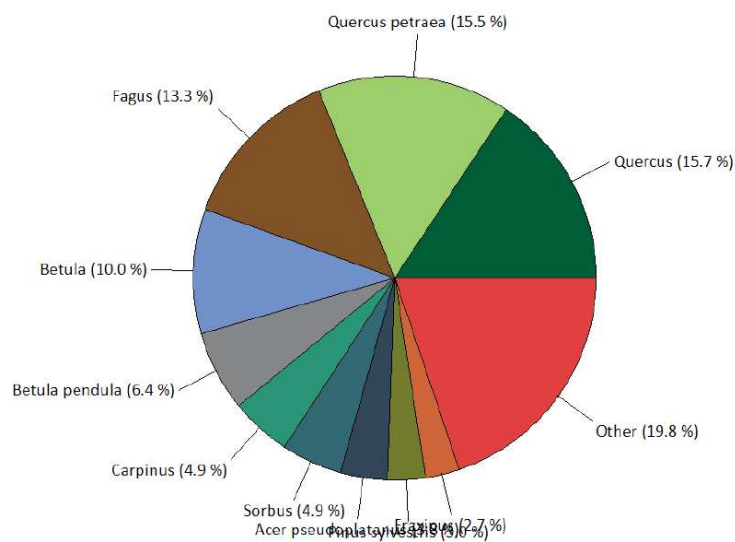


Figure 53. Composition des bois du Sart Tilman.

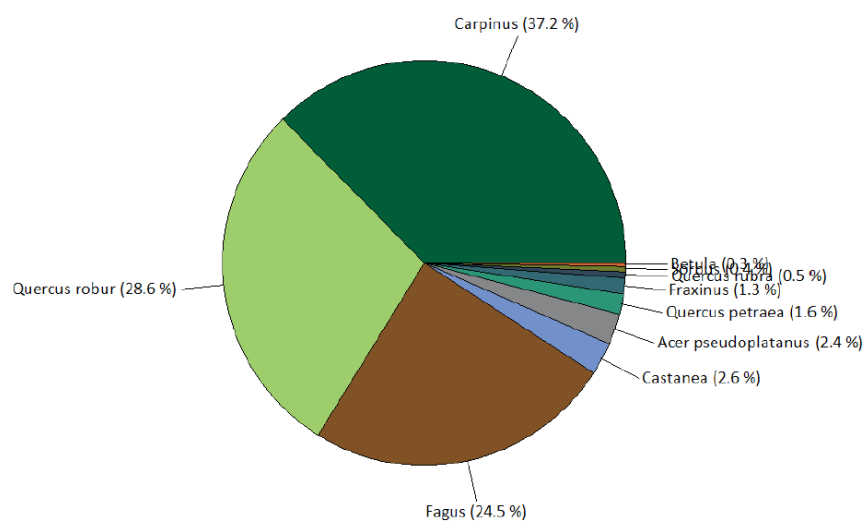


Figure 54. Composition du bois de Wandre.

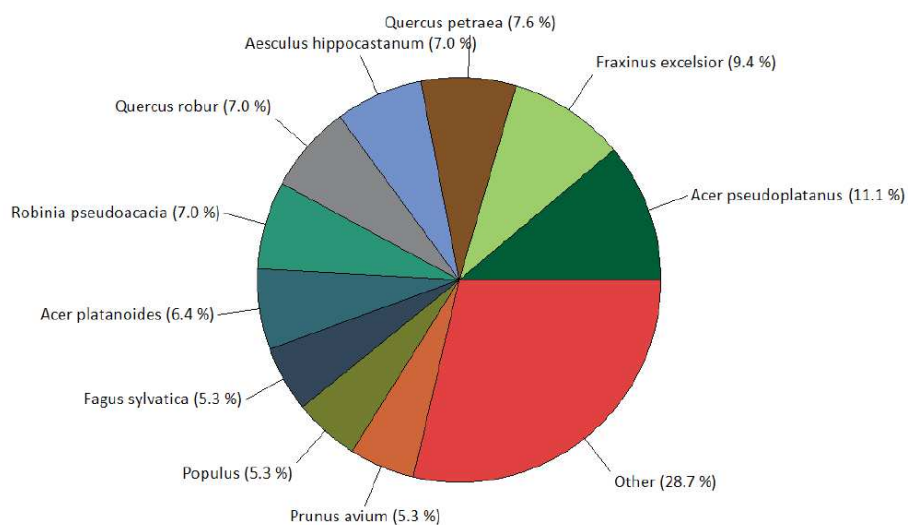


Figure 55. Composition du parc de la Chartreuse.

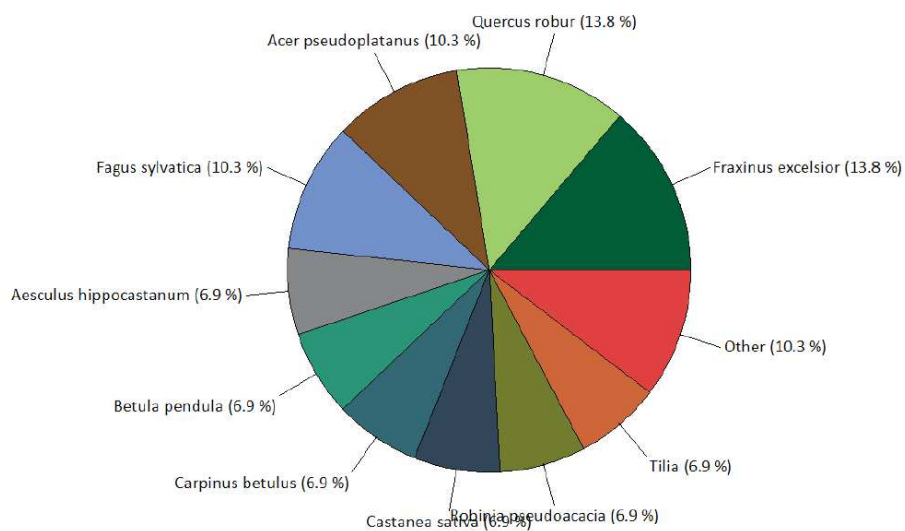


Figure 56. Composition de Fayembois.

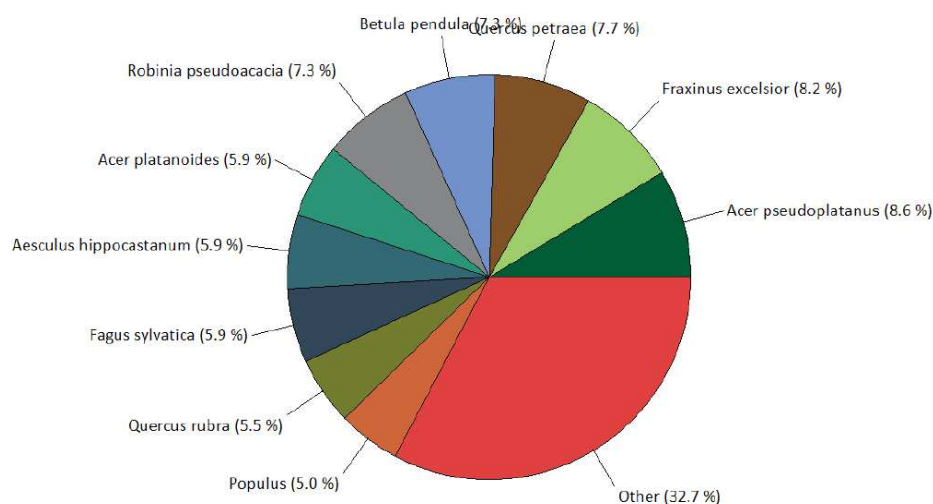


Figure 57. Composition des autres bois communaux non soumis au régime forestier.

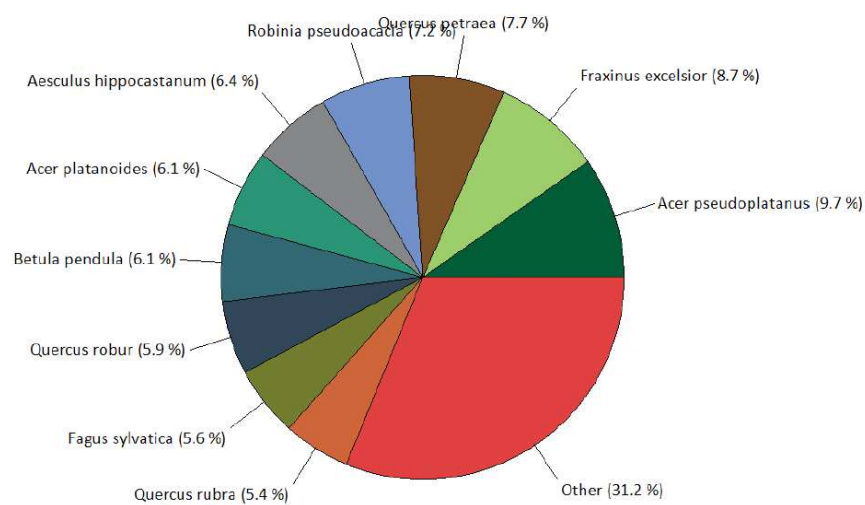


Figure 58. Composition des bois restants.

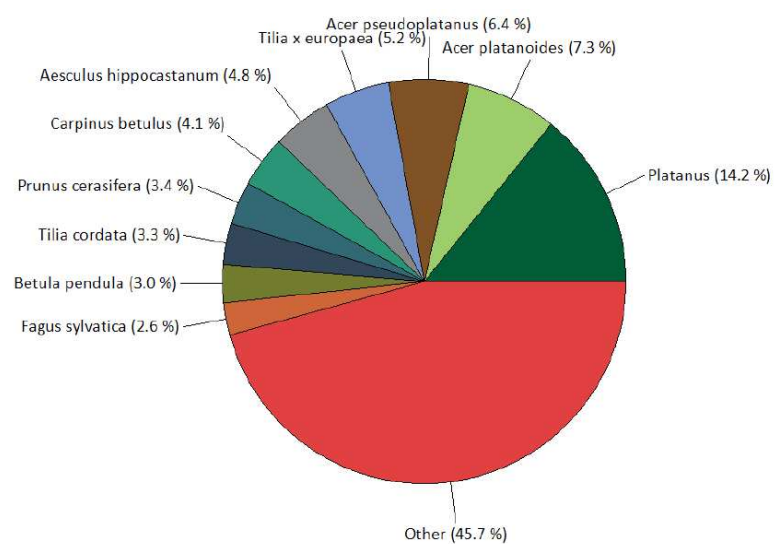


Figure 59. Composition de l'Arbustum.