

Faculté des bioingénieurs

Caractérisation de deux types contrastés de conditions stationnelles d'arbres urbains.

Etude du cas des arbres de rue et de parc du patrimoine
arboré public d'ornement de la ville de Liège.

Auteure : Apolline Dufrasne
Promoteur(s) : Pr. Quentin Ponette (SST/ELI/ELIE),
Mr. Thomas Halford
Lecteur(s) : Audric Bos,
Olivier Baudry
Année académique 2024-2025

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mes deux co-promoteurs, M. Ponette et M. Halford pour les relectures et conseils.

Je tiens ensuite à remercier, de tout cœur, mes cokotteuses : Flavie, Josiane et Satine. Merci d'avoir supporté tout au long de cette année mes différents états d'âmes par rapport à ce travail. Merci pour le temps, les discussions, les conseils avisés, et bien sûr merci pour les chaussettes.

Merci également à l'équipe d'aménagiste pour ces deux dernières années passées ensemble. Impossible de ne pas remercier en même temps les restaurants universitaires de la place Galilée pour les nombreux repas partagés là-bas.

Table des matières

Remerciements.....	1
Table des figures	4
Table des tableaux.....	6
Glossaire	7
Introduction	8
1. État de l’art	9
1.1 Contexte climatique et volontés politiques.....	9
1.2 Arbres en villes et services écosystémiques	10
1.2.1 Atténuation de l’effet d’îlot de chaleur	10
1.2.2 Service écosystémique : interception des eaux de ruissèlement.....	15
1.3 Contraintes rencontrées par les arbres en milieu urbain.....	16
1.3.1 Les sols urbains	16
1.3.2 Impacts de la qualité de l’air : température et composition	20
1.3.3 Influence de la pollution lumineuse.....	21
1.3.4 Dépérissement des arbres urbains	22
2. Objectifs	24
3. Matériel et méthode.....	25
3.1 Zone d’étude	25
3.2 Démarche générale :.....	27
3.3 Arbres de références.....	28
3.4 Caractérisation de l’environnement des arbres de référence	30
3.5 Microclimat.....	33
3.6 Sol.....	35
3.7 Analyse des données	38
4. Résultats	40
4.1 Caractérisation dendrométrique des arbres de rues et des arbres de parcs 40	
4.2 Comparaison de l’environnement entre arbres de rues et de parc	40
4.3 Relations entre paramètres	51
4.4 Analyses multivariées	55

4.5	Potentiel hydrique et qualité des sols	61
5.	Discussion	66
5.1	Limites et pertinence des variables étudiées	66
5.2	Interprétations des résultats principaux obtenus	68
5.3	Réponses physiologiques.....	70
6.	Conclusion et perspectives	72
	Annexes A, état de l’art :.....	73
	Annexes B, campagne de mesures sur le terrain :	75
	Annexes C, résultats supplémentaires :	78
	Bibliographie	86
	Résumé	91

Table des figures

FIGURE 1 — EXPOSITION DE LA POPULATION AUX JOURS DE CANICULE DANS LA REGION DE LIEGE POUR LES CONDITIONS ACTUELLES (2010) ET FUTURES (2030), COMPTE TENU DU SCENARIO CLIMATIQUE RCP 8.5 ET DU DEVELOPPEMENT URBAIN « BUSINESS AS USUAL », ET EN TENANT COMPTE DE L'EVOLUTION PROJETEE DE LA POPULATION	9
FIGURE 2 — A) FAIBLES EFFETS DE PIEGEAGE DU RAYONNEMENT SOLAIRE DANS UN CANYON URBAIN AVEC DE FAIBLES VALEURS D'ALBEDO ET UN SVF ELEVE ; (B) FORTS EFFETS DE PIEGEAGE DU RAYONNEMENT SOLAIRE DANS UN CANYON URBAIN AVEC DES VALEURS D'ALBEDO ELEVEES ET UN SVF FAIBLE. (LOPEZ-CABEZA ET AL. 2022)	11
FIGURE 3 — SKY VIEW FACTOR (LOPEZ-CABEZA ET AL. 2022)	12
FIGURE 4 — ÉCHANGES D'ÉNERGIE DIURNE ENTRE UN ARBRE, L'ENVIRONNEMENT ET UN BATIMENT URBAIN (OKE 1982) .	13
FIGURE 5 — ECART DE TEMPERATURES (ARMSON ET AL 2012).....	15
FIGURE 6 — CONTRAINTES URBAINES AUXQUELLES LES ARBRES EN MILIEU URBAIN FONT FACE (CZAJA ET AL. 2020)	17
FIGURE 7 — ZONE D'ÉTUDE	25
FIGURE 8 - OCCUPATION DU SOL DE LIEGE – WALOUS 2018 (SPW).....	26
FIGURE 9 — PROCESSUS DE COLLECTE DE DONNEES ET D'ANALYSES	27
FIGURE 10 — TYPES DE PLANTATIONS, (A) POLYGONE ; (B) LIGNE ; (C) POINT	30
FIGURE 11 - CARACTERISATION DE L'EFFET D'ÎLOT DE CHALEUR - MODELE COMPOSITE URBCLIM DE 1996 A 2014.....	35
FIGURE 12 — BOXPLOT DE LA FRACTION DE CANOPEE DANS UN RAYON DE 30 M POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES	41
FIGURE 13 — BOXPLOT POUR L'INDICE HEGYI POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES	42
FIGURE 14 — BOXPLOT DE LA PROPORTION SURFACE ARTIFICIELLE DANS UN RAYON DE 30 M POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES.....	44
FIGURE 15 — BOXPLOT DE LA PROPORTION DE SURFACE BATIE DANS UN RAYON DE 30 M POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES.....	45
FIGURE 16 — BOXPLOT DES VALEURS DE DISTANCES AU BATIMENT LE PLUS PROCHE POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES	46
FIGURE 17 — BOXPLOT DES VALEURS DE SVF POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES	47
FIGURE 18 — BOXPLOT DES EFFETS D'ÎLOT DE CHALEUR URBAINS ISOLES DEPUIS LE MODELE URBCLIM POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES	48
FIGURE 19 — BOXPLOT DES VALEURS DE COMPACTION DU SOL MESUREES EN PSI POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES	49
FIGURE 20 — BOXPLOT DES VALEURS DE L'INDICE DE PERMEABILITE SOUS LA COURONNE POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES.....	50
FIGURE 21 — MATRICE DE CORRELATION POUR TOUS LES ARBRES CONFONDUS.....	52
FIGURE 22 — MATRICE DE CORRELATION, ARBRES DE PARC.....	53
FIGURE 23 — MATRICE DE CORRELATION, ARBRE DE RUES	54
FIGURE 24 — CERCLE DES CORRELATIONS POUR TOUTES LES VARIABLES PRISES EN COMPTE.....	55
FIGURE 25 — ACP DES INDIVIDUS, UN FILTRE EST APPLIQUE POUR DIFFERENCIER LES ARBRES DE RUE ET DE PARC.....	56
FIGURE 26 — ACP DES INDIVIDUS SELON LE TYPE DE PLANTATION POINT, LIGNE OU POLYGONE.....	56
FIGURE 27 — ACP DES INDIVIDUS, UN FILTRE REPRENANT LES TROIS REVETEMENTS DE SOL SOUS LA COURONNE LES PLUS FREQUEMMENT OBSERVES EST APPLIQUE	57
FIGURE 28 — GRAPHIQUE EN RADAR POUR LES DEUX CLUSTERS FORMES PAR LOGICIEL K-MEANS CLUSTERING. LES DEUX CLUSTERS S'APPARENTENT RESPECTIVEMENT A DES ENVIRONNEMENTS DE RUE ET DE PARC.	58
FIGURE 29 — GRAPHIQUE EN RADAR POUR LES DEUX CLUSTERS FORMES PAR LOGICIEL K-MEANS CLUSTERING. LES QUATRE CLUSTERS S'APPARENTENT RESPECTIVEMENT A DES ENVIRONNEMENTS DE RUE, RUE DENSE ET DE PARC ET PARC AMENAGES.	60

FIGURE 30 — CLASSIFICATION DES ARBRES DE RUE (JAUNE) ET DE RUES DENSES (BLEU)	61
FIGURE 31 — CLASSIFICATION DES ARBRES DE PARC AMENAGE (ROUGE) ET DE PARC (GRIS)	61
FIGURE 32 — POTENTIEL HYDRIQUE A 25 CM DE PROFONDEUR POUR LES ARBRES DE PARC.....	61
FIGURE 33 — POTENTIEL HYDRIQUE POUR LES ARBRES DE RUES MESURE A UNE PROFONDEUR DE 25 CM POUR TOUS LES SITES HORMIS LE BOULEVARD FRANKIGNOUL OU LA SONDE EST PLACEE A 15 CM DE PROFONDEUR	62
FIGURE 34 - EVOLUTION DU POTENTIEL HYDRIQUE DU SOL, RUE D'AVROY POUR DES ARBRES PRESENTS EN RUES ET EN PARC.	63
FIGURE 35 — PROFIL DE SOL : PARC DE DROIXHE	65
FIGURE 36 — PROFIL DE SOL : PARC DE DROIXHE	65
FIGURE 37 — PROFIL DE SOL : RUE LAIRESSE.....	65
FIGURE 38 — PROFIL DE SOL : RUE DU MARCHE	65
FIGURE 39 — COURBE DE BUKYDO	73
FIGURE 40 — VARIATIONS MOYENNES DES COMPOSANTES DU MICROCLIMAT SUR LES SITES ETUDIES DU 23 AU 28 JUILLET 2013, A NANJING (CHINE). (KONG ET AL. 2016).....	73
FIGURE 41 — REPONSE A LA TEMPERATURE DE L'ASSIMILATION DU CO2 CHEZ LES SEMIS D'EPICEA NOIR A BASSE TEMPERATURE ET A HAUTE TEMPERATURE (A) ASSIMILATION NETTE DE CO2 ET (B) ASSIMILATION BRUTE DE CO2 SUR LA BASE DE LA SURFACE FOLIAIRE PROJETEE ; (C) ASSIMILATION BRUTE DE CO2 SUR LA BASE DE L'AZOTE FOLIAIRE. (WAY ET SAGE 2008).....	74
FIGURE 42 — FICHE 1 POUR LE RELEVER DE DONNEES DURANT LA CAMPAGNE DE MESURES	75
FIGURE 43 — FICHE 2 POUR LE RELEVER DE DONNEES DURANT LA CAMPAGNE DE MESURES	76
FIGURE 44 — PROTOCOLE D'ECHANTILLONNAGE DE SOL DANS LE CADRE DE L'ELABORATION DE L'IQSW	77
FIGURE 45 — ACP REPRENANT TOUTES LES VARIABLES ANALYSEES.....	78
FIGURE 46 — SVF POUR UNE PARTIE DE LA VILLE DE LIEGE, UNE VALEUR PROCHE DE 1 INDIQUE UNE GRANDE OUVERTURE DU CIEL. À L'INVERSE UNE VALEUR PROCHE DE 0 INDIQUE UNE FAIBLE OUVERTURE	79
FIGURE 47 — DIAGRAMME DU COUDE	80
FIGURE 48 — DENDROGRAMME DU CLUSTERING HIERARCHIQUE	80
FIGURE 49 — POTENTIEL HYDRIQUE DU SOL EN RELATION AVEC LES PRECIPITATIONS. BOULEVARD D'AVROY	81
FIGURE 50 — POTENTIEL HYDRIQUE DU SOL EN RELATION AVEC LA TEMPERATURE DU SOL MESUREE. RUE D'AVROY.....	81
FIGURE 51 — POTENTIEL HYDRIQUE DES ARBRES DE PARC EN RELATION AVEC LES PRECIPITATIONS. PARC D'AVROY.....	82
FIGURE 52 — POTENTIEL HYDRIQUE DU SOL EN RELATION AVEC LA TEMPERATURE DU SOL MESUREE. PARC D'AVROY	82
FIGURE 53 — ARBRES DE L'ECHANTILLONS CLASSES SELON LEURS PROFILS	83
FIGURE 54 - EVOLUTION TEMPORELLE DES POTENTIELS HYDRIQUES MESURES DANS LE SOL POUR LES SITES DE RUE	84
FIGURE 55 - EVOLUTION TEMPORELLE DES POTENTIELS HYDRIQUES MESURES POUR LES ARBRES DE PARC	85

Table des tableaux

TABLEAU 1 — NOMBRE D'ARBRES PAR CONFIGURATION DE PLANTATION : POINT, LIGNE OU POLYGONE.....	40
TABLEAU 2 — VALEURS DES MOYENNES, ECART TYPE ET COEFFICIENT DE VARIATION POUR LA FRACTION DE CANOPEE DANS UN RAYON DE 30 POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES	41
TABLEAU 3 — VALEURS DES MOYENNES, ECART TYPE ET COEFFICIENT DE VARIATION POUR LES VALEURS DE L'INDICE HEGYI POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES	42
TABLEAU 4 — VALEURS DES MOYENNES, ECART TYPE ET COEFFICIENT DE VARIATION POUR LA FRACTION DE SURFACE ARTIFICIELLE DANS UN RAYON DE 30 POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES	44
TABLEAU 5 — VALEURS DES MOYENNES, ECART TYPE ET COEFFICIENT DE VARIATION POUR LA FRACTION DE SURFACE BATIE DANS UN RAYON DE 30 POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES	45
TABLEAU 6 — VALEURS DES MOYENNES, ECART TYPE ET COEFFICIENT DE VARIATION POUR LES DISTANCES AU BATIMENT LE PLUS PROCHE POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES ..	46
TABLEAU 7 — VALEURS DES MOYENNES, ECART TYPE ET COEFFICIENT DE VARIATION POUR LE SVF POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES.....	47
TABLEAU 8 — VALEURS DES MOYENNES, ECART TYPE ET COEFFICIENT DE VARIATION POUR LES EFFETS D'ILOT DE CHALEUR URBAINS ISOLÉS DEPUIS LE MODELE URBCLIM POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES	48
TABLEAU 9 — VALEURS DES MOYENNES, ECART TYPE ET COEFFICIENT DE VARIATION DE LA COMPACTION DU SOL POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES	49
TABLEAU 10 — VALEURS DES MOYENNES, ECART TYPE ET COEFFICIENT DE VARIATION DE L'INDICE DE PERMEABILITE SOUS LA COURONNE POUR : TOUS LES ARBRES DE MANIERE CONFONDUE, LES ARBRES DE PARC ET LES ARBRES DE RUES.....	50
TABLEAU 11 - VALEUR MOYENNES DES VARIABLES ETUDIEES POUR FORMER DEUX CLUSTERS.....	58
TABLEAU 12 - VALEURS MOYENNES OBSERVEES POUR LES VARIABLES DES QUATRE CLUSTERS FORMES	60
TABLEAU 13 — SCORE DES QUATRE SERVICES ECOSYSTEMIQUES CALCULES PAR L'IQSB PRO	64
TABLEAU 14 — SCORE DES INDICES DE DEGRADATION CALCULES PAR L'IQSB PRO.....	64

Glossaire

ALAN : artificial light at night (lumière artificielle nocturne)

ET : évapotranspiration

IQSW : indice de qualité des sols wallons

PCI : park cool island (îlot de fraîcheur)

PET : physiological Equivalent Temperature (température physiologique équivalente)

DPV : déficit de pression de vapeur

SIG : système d'informations géoréférencées

SVF : sky view factor (facteur de visibilité du ciel)

TSS : température de surface du sol

Introduction

Face aux conséquences du changement climatique, les arbres apparaissent comme une solution pertinente pour rendre les villes plus résilientes. Si de nombreuses études se concentrent sur les réponses physiologiques des arbres en milieux urbains, peu s'attachent à caractériser finement l'environnement complexe dans lequel ils évoluent. Ce travail vise à explorer et quantifier les différentes variables propres aux milieux urbains afin de mieux comprendre les conditions de croissance des arbres en ville.

La première partie de ce mémoire présente une synthèse de la littérature sur les enjeux urbains liés au changement climatique et le rôle des arbres dans leur atténuation, avant de détailler les contraintes spécifiques auxquelles ces arbres sont soumis. Les chapitres suivants exposent les objectifs du travail, le matériel et la méthodologie utilisés, puis présentent les résultats et leurs analyses. Enfin, des perspectives d'amélioration et de poursuite de cette recherche sont proposées.

1. État de l'art

Les sections qui suivent présentent de façon synthétique les défis auxquels sont confrontées les villes, à savoir les îlots de chaleur et l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des inondations. Ensuite, les différentes contraintes auxquelles sont exposés les arbres en milieu urbain sont brièvement expliquées.

1.1 Contexte climatique et volontés politiques

Les villes occupent seulement 2 % de territoire mondial, mais accueillent pourtant plus de 50 % de la population mondiale et d'ici 2050 66 % de la population mondiale y vivra. Les principaux problèmes rencontrés en ville aujourd'hui sont l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des inondations et des vagues de chaleurs. Les vagues de chaleurs sont amplifiées par les îlots de chaleur, ils sont caractérisés par une différence de température d'au moins 2° entre le centre-ville et la zone rurale avoisinante, cette différence est montée à 8 °C à Liège en juillet 2019 au plus fort de la canicule. Alors que ce phénomène est favorable pour les régions du monde plus froides, il est très néfaste pour les régions tempérées, car il augmente grandement la consommation d'énergie utile pour le refroidissement des bâtiments, et provoque de l'inconfort thermique pour les habitants (European Environment Agency 2020).

La fréquence des événements climatiques extrêmes augmente au fil des ans. Différents projets ont été mis en place, notamment un dans la zone d'étude de ce travail : le projet Smartpop. Il a mis en évidence le fait que la ville est en moyenne plus chaude de 4 °C par rapport aux zones les plus froides environnantes en raison de l'effet d'ICU. Actuellement, les habitants du centre-ville de Liège connaissent jusqu'à 5 jours de canicule par an, contre 1 à 2 jours pour les habitants des zones rurales. Selon le scénario RCP 8,5 et en tenant compte du développement urbain habituel à

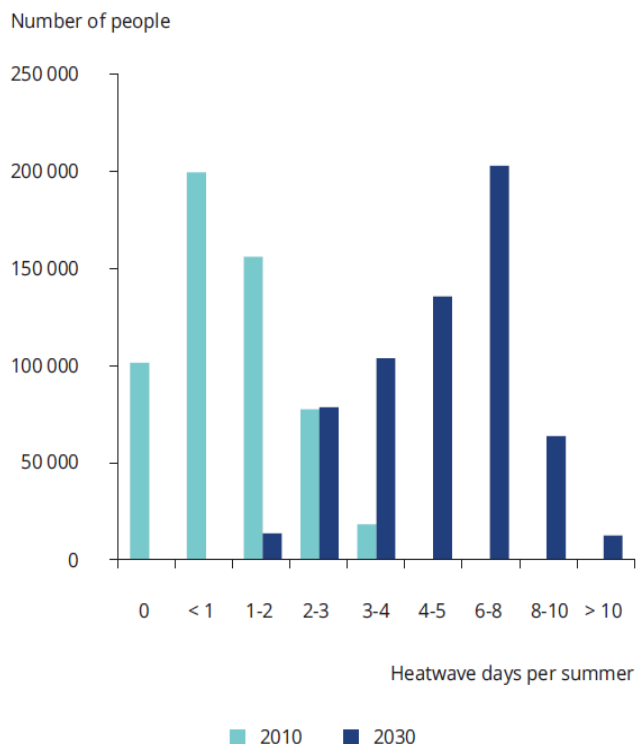


Figure 1 — Exposition de la population aux jours de canicule dans la région de Liège pour les conditions actuelles (2010) et futures (2030), compte tenu du scénario climatique RCP 8.5 et du développement urbain « business as usual », et en tenant compte de l'évolution projetée de la population

Liège, le nombre de jours de canicule doublera avant le milieu du siècle et sera multiplié par cinq d'ici la fin du siècle.

Pour pallier cette situation, les villes s'équipent de plus en plus de toitures végétalisées et le nombre d'arbres plantés en ville augmente chaque année. La ville de Liège a par conséquent adopté le Plan Canopée, soit un plan qui vise à augmenter le patrimoine arboré de la ville de Liège par la plantation de 8 000 arbres en domaine public, et de 16 000 arbres en domaine privé à l'horizon 2030. Les effets bénéfiques procurés par l'installation d'espaces verts en ville sont détaillés dans le point 1. Le point 2 passe en revue les contraintes propres au milieu urbain face auxquelles les arbres doivent s'adapter.

1.2 Arbres en villes et services écosystémiques

Les arbres en villes apportent de nombreux services écosystémiques répartis en trois grandes catégories : service de production, de régulation et culturels (SPW 2025, s. d.). Seuls les services de régulation sont présentés dans les deux points qui suivent.

1.2.1 Atténuation de l'effet d'îlot de chaleur

a. Mécanisme général

Les propriétés physiques des matériaux de surface ainsi que l'agencement des éléments dans l'espace modifient le bilan énergétique de surface du milieu urbain. L'urbanisation induit une augmentation de la TSS (température de surface au sol), ce qui augmente le flux de chaleur sensible et conduit à une hausse significative de la température de l'air. (Marques 2023) (Oke 1982). Les îlots de chaleurs sont caractérisés par une différence de température d'au moins 2° entre la température de la zone urbaine mesurée et celle de la température la plus fraîche de la zone rurale avoisinante.

Afin de caractériser le phénomène, il est important de mesurer la température dans les différentes couches d'air. La couche canopée désigne la couche d'air qui s'étend du sol jusqu'à la hauteur moyenne des toits des bâtiments de la ville. Au-dessus se trouve la couche limite urbaine, son épaisseur varie de quelques centaines de mètres la nuit à un kilomètre la journée. L'augmentation de température se mesure soit au niveau de la couche canopée par des capteurs, soit au niveau de la surface par le traitement d'images satellites. Selon la couche d'air étudiée, il est possible de distinguer trois types d'ICU :

- Ilot de chaleur de la canopée (Canopy Layer Heat Island, CLHI) ;
- Ilot de chaleur de la couche limite (Boundary Layer Heat Island, BLHI) ;
- Ilot de chaleur de surface (Surface Heat Island, SHI).

Les deux premiers font référence à un réchauffement de l'atmosphère urbaine quand l'îlot de chaleur de surface se réfère lui à un réchauffement de la surface. (Fabrizi et al 2010) Les îlots de chaleurs sont une réponse à l'association de plusieurs variables, certaines sont propres à l'environnement et sont donc incontrôlables, d'autres sont propres aux activités humaines et sont donc modulables (Rizwan et al 2008).

Concernant les variables incontrôlables, le lien entre climat et ICU a été démontré dans la littérature. Les ICU connaissent des fluctuations saisonnières, journalières et leur

intensité dépend de la localisation géographique ainsi que des conditions météorologiques. En Europe, les ICU sont plus fréquemment observés en été, au mois d'août, et durant la nuit. En été les températures sont plus élevées, associées aux propriétés physiques des matériaux urbains, elles favorisent la formation d'ICU. Les ICU sont plus fréquemment enregistrés la nuit, car les différences de températures sont plus marquées la nuit. Car il y a un refroidissement nocturne plus faible en ville, en effet il y a une émission d'infrarouge thermique (Marques 2023). Enfin, les conditions météorologiques ainsi que la position géographique sont deux variables qui influencent la fréquence et l'intensité des ICU. En fonction de la position sur la Terre, l'inclinaison par rapport au soleil est différente et les mouvements des masses d'air changent. Les zones côtières enregistrent des épisodes d'ICU de plus faible intensité que les zones au milieu des terres. De plus, les ICU se produisent donc principalement lorsque la zone est en condition radiative : ciel clair et vent faible. À contrario, les conditions dépressionnaires : nébulosité, vent et précipitations réduisent la formation d'ICU (Rizwan et al. 2008).

À l'inverse du climat qui est un élément incontrôlable, certains facteurs primaires favorisant les ICU peuvent être identifiés et modifiés. Parmi eux, l'occupation du sol, la structure du bâti et les matériaux utilisés. Les effets de l'occupation du sol sont détaillés dans la section b.

La structure du bâti, l'organisation des rues, la porosité et la rugosité des constructions d'une ville sont des éléments influençant l'intensité des ICU. Concernant l'organisation spatiale des bâtiments, certaines configurations favorisent le piégeage des rayonnements comme le montre la figure 2, il s'agit des canyons urbains (Choi et al. 2018). Le piégeage des rayonnements apparaît lorsque le rayonnement solaire incident continue de rebondir sur les surfaces urbaines (façades des bâtiments et routes). Le manque d'espaces ouverts dans une zone densément construite empêche la libération d'air chaud dans l'atmosphère, les bâtiments de grande hauteur diminuent quant à eux la vitesse du vent et diminuent ainsi ses effets de refroidissement. Enfin, les enveloppes de bâtiment à forte capacité de stockage de chaleur, avec un albédo proche de zéro, renforcent l'effet de canyon urbain comme l'indique la figure 2 (Choi et al. 2018).

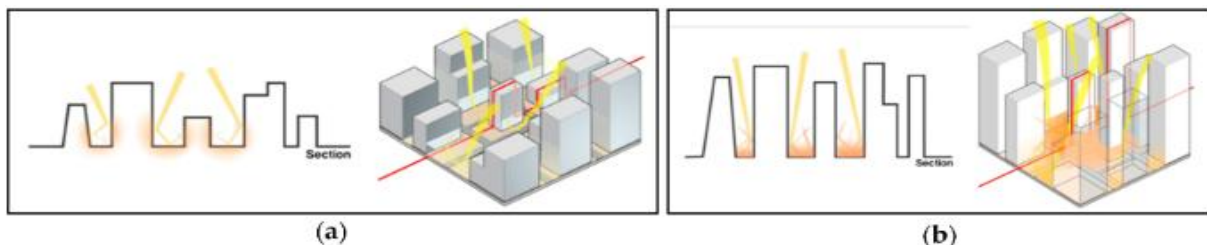


Figure 2 — a) faibles effets de piégeage du rayonnement solaire dans un canyon urbain avec de faibles valeurs d'albédo et un SVF élevé ; (b) forts effets de piégeage du rayonnement solaire dans un canyon urbain avec des valeurs d'albédo élevées et un SVF faible. (Lopez-Cabeza et al. 2022)

Le facteur de vue du ciel, ou sky view factor SVF, est un indicateur utile afin de mesurer l'effet journalier des canyons sur l'intensité des ICU. Au-delà de la seule structure du bâti, il décrit l'ouverture du ciel au-dessus du sol, qu'elle soit influencée par la présence de bâtiments ou d'arbres, comme l'illustre la Figure 3. L'impact de cet effet a été démontré notamment par régression linéaire où une augmentation de 50 % de l'ouverture peut amener une réduction de la température moyenne annuelle minimum de 1,75 °C à 2,18 °C. (Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro et al. 2015). De plus, en fonction du SVF mesuré l'effet albédo d'un matériau ne sera pas le même, les matériaux avec un haut albédo seront d'autant plus efficaces que le SVF est haut. Cependant, des matériaux avec un haut albédo utilisés dans des configurations où le SVF est faible peuvent augmenter la température radiante moyenne et générer un stress thermique. Dans ce cas, les réflexions multiples du rayonnement solaire produites par ces matériaux ne peuvent pas aller dans l'atmosphère à cause de la géométrie de l'espace (Lopez-Cabeza et al. 2022). Les ICU peuvent fort varier d'un point à l'autre en fonction de la densité du bâti (Lin et al. 2017).

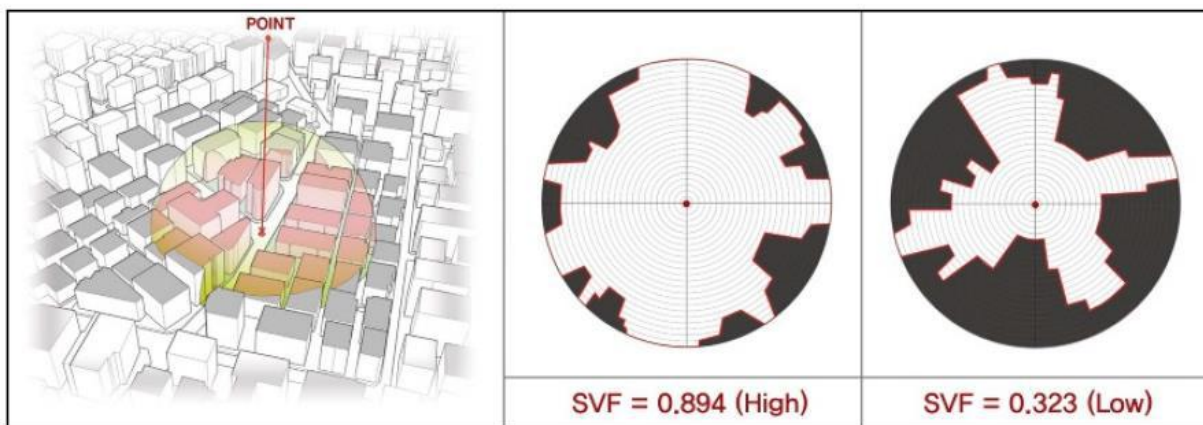


Figure 3 — Sky view factor (Lopez-Cabeza et al. 2022)

La rugosité et la porosité sont deux paramètres qui influencent la ventilation du milieu urbain en créant des corridors et amenant ainsi des conditions thermiques plus confortables (circulation de l'air et réduction de la température).

Enfin, parmi les facteurs aggravant le phénomène d'ICU, il y a la densité de population, le trafic routier, résidentiel et de transit, soit plus généralement les activités anthropiques. Une étude menée au Canada lors de la pandémie a permis de mettre en évidence une corrélation entre la diminution du trafic de 80 % par rapport à la normale et une réduction de la TSS de 1 °C (Teufel et al. 2021).

b. Bénéfices de la végétation pour limiter l'effet d'ICU

Plusieurs solutions existent afin de limiter l'effet d'ICU, l'ajout de végétation (arbres, parcs, zone enherbée, toitures végétalisées) et de points d'eau est les solutions les plus souvent proposées, car elles permettent de modifier le bilan énergétique de surface. Les

points d'eau permettent un refroidissement de l'atmosphère, car soit ils absorbent la chaleur et la déplacent ailleurs, soit l'eau s'évapore en absorbant l'énergie thermique de l'atmosphère (Kleerekope et al, 2012). L'impact d'un point d'eau en présence de vent peut d'ailleurs être perçu dans un rayon de quelques dizaines de mètres (Tominaga et al 2015).

L'installation de parcs en ville permet de créer des îlots de fraîcheur (Parc Cool Island). Un PCI est défini dès lors que la température moyenne à l'intérieur des limites du parc est inférieure à la température environnante, l'impact de ces îlots de fraîcheurs est déterminé en soustrayant la température moyenne du parc à la température environnante. Au plus le parc est grand, présente une grande densité d'arbre et un grand LAI, au plus grands seront ses effets d'atténuation (Lin et al. 2017). La végétation en ville apporte des avantages pour réguler le microclimat, par le biais des processus d'ombrage, d'évapotranspiration et de modification des propriétés radiatives de surface principalement, les différents processus et apports ou pertes de chaleur sont présentés dans la figure 4. De plus, l'installation de végétation permet de créer l'effet d'îlot de fraîcheur.

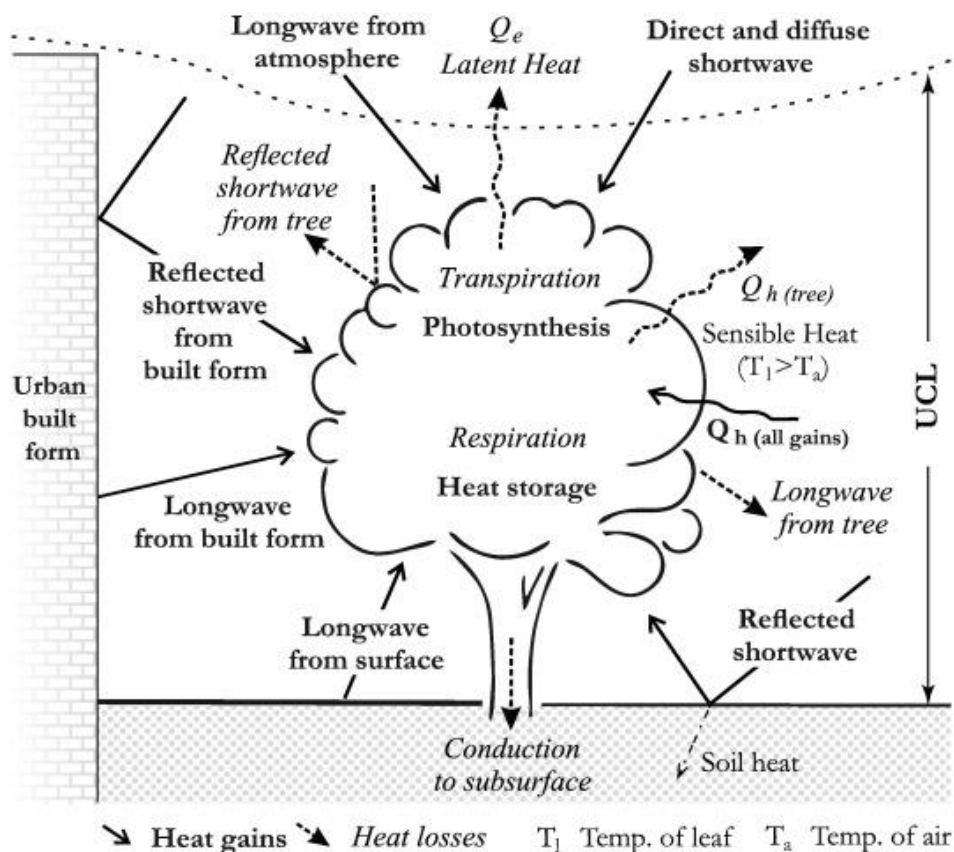


Figure 4 — Échanges d'énergie diurne entre un arbre, l'environnement et un bâtiment urbain (Oke 1982)

Grâce à l'effet d'ombrage, la canopée réduit la température sous son couvert ainsi que celle des surfaces environnantes, limitant ainsi le stockage et le flux de chaleur sensible responsables des ICU. L'ombrage procuré par les arbres dépend de la structure et de la

densité de la canopée, de la répartition de la surface foliaire, ainsi que de l'angle solaire. Une partie des rayons solaires est réfléchi, une autre absorbée, ce qui réduit la fraction atteignant le sol. Les espèces d'arbres présentant un indice de surface foliaire plus élevé offrent un meilleur refroidissement de la surface sous la canopée, permettant une réduction significative de la température physiologique équivalente (PET) et améliorant ainsi le confort thermique humain ((Rahman et al. 2020). La structure de la canopée et la taille des feuilles sont des facteurs clefs : les espèces à petites feuilles ont tendance à être plus efficaces pour le refroidissement, car elles maintiennent des températures de couronne plus basses que les espèces à grandes feuilles. De plus, dans l'étude sourcée ici, les forêts mixtes de feuillus présentaient l'effet de refroidissement le plus faible en raison de leurs canopées clairsemées et des hauteurs de cime élevées (Kong et al. 2016). Cet effet varie également selon l'espèce et le milieu de croissance, il peut différer jusqu'à un facteur quatre selon l'essence et atteindre un facteur cinq en fonction des conditions locales (topographie urbaine, structure des canyons de rue, isolement de l'arbre) (Kong et al. 2016).

L'effet de refroidissement fluctue aussi au cours de la journée, car l'ombre projetée s'allonge le matin et diminue vers midi en raison de l'augmentation de l'angle solaire. À l'inverse, le SVF (Sky View Factor) reste constant. Des études montrent une relation statistiquement significative entre SVF, ombrage et effet de refroidissement (Kong et al., 2016).

Ensuite, d'un point de vue physiologique, les végétaux évapotranspirent. Ce processus absorbe de la chaleur de l'environnement immédiat, humidifie l'air – qui se refroidit ainsi – et conduit à une réduction de l'énergie stockée dans le sol. Les flux de chaleurs sensibles sont partiellement transformés en chaleur latente. Ce mécanisme dépend des conditions climatiques, du type d'installation et de la conductance stomatique des végétaux. Le refroidissement par évapotranspiration est étroitement lié à la croissance et à la tolérance au stress des différentes essences d'arbres. Les espèces à croissance rapide, présentant un indice de surface foliaire (LAI) et une conductivité stomatique plus élevés, offrent ainsi un meilleur refroidissement (Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro et al. 2015).

L'évapotranspiration quotidienne mesurée est la plus élevée en milieu urbain, intermédiaire dans les parcs et la plus basse en milieu rural. Il existe une relation linéaire positive entre le taux de diminution des îlots de chaleur et l'ET. Par ailleurs, les pertes d'énergies par unité de surface foliaire varient fortement selon les essences étudiées et la période concernée. Le taux annuel d'ET par unité de surface de canopée des arbres à feuilles persistantes – qui bénéficient d'un LAI plus élevé et d'une saison de croissance plus longue – est presque deux fois plus élevé que celui des arbres à feuilles caduques sur une année ((A. Rahman et al. 2015). Concernant les pelouses et bandes enherbées, elles puisent l'eau pour l'évapotranspiration moins en profondeur, par conséquent lors

des épisodes de fortes chaleurs l'évapotranspiration des pelouses sera plus rapidement nulle que celle des arbres.

Enfin, pour déterminer l'effet bénéfique des arbres en ville, des campagnes de mesures ont été mises en place. Ces études comparent les températures de différents matériaux sous des conditions d'irradiation identiques. Les résultats montrent que le bitume se réchauffe 1,6 à 2,1 fois plus vite que l'air ambiant, tandis que l'herbe ne se réchauffe que 1,1 à 1,3 fois plus vite. La figure 5 illustre ces différences de températures enregistrées à l'ombre des arbres et au soleil selon les surfaces (Armson et al 2012).

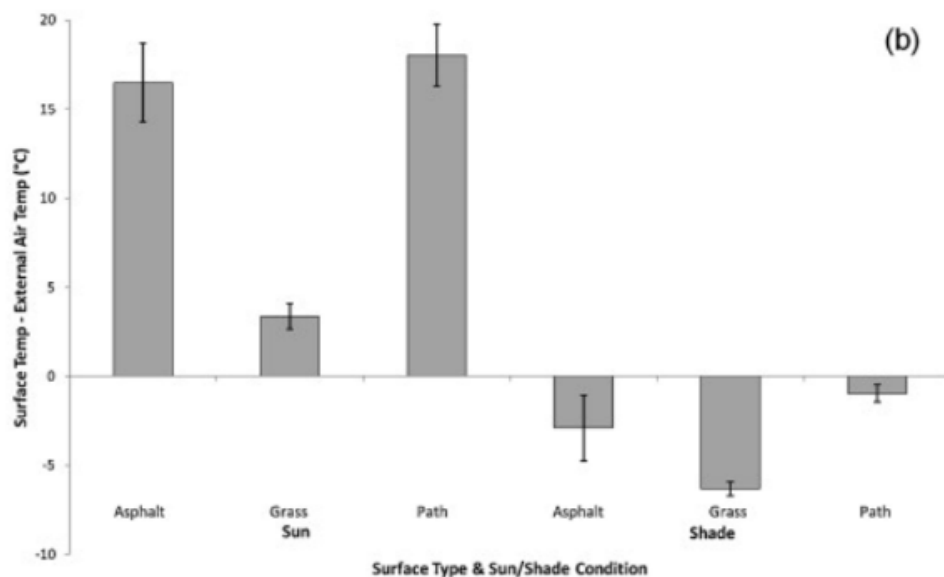


Figure 5 — écart de températures (Armson et al 2012)

L'effet de refroidissement des arbres et parc en ville dépend aussi et surtout du taux d'urbanisation de la ville, une étude a révélé que lorsque les surfaces artificielles dépassent 60-70 % de l'espace urbain, leur effet réchauffant dépasse le pouvoir rafraichissant de la végétation. Pour maintenir un équilibre thermique optimal en ville, la recherche préconise une couverture forestière d'environ 30 % et un taux global de végétation de 70-80 %, tout en limitant les surfaces imperméables à moins de 70 % de l'espace urbain (Liu et al. 2021).

La présence d'arbres en ville permet de diminuer la température mesurée par différents processus. Les ordres des grandeurs sont les suivants : baisse de 1 °C par apport de 10 % de couvert arboré, -10 °C grâce à l'ombrage, et -1 à -3 °C grâce à l'évapotranspiration (Klemm et al. 2015), (Middel et al. 2015).

1.2.2 Service écosystémique : interception des eaux de ruissèlement

Le deuxième service écosystémique important apporté par les arbres est la régulation du cycle hydrologique en ville. L'augmentation des précipitations extrêmes induites par le réchauffement climatique associées à de hauts taux d'imperméabilisation du sol conduit à une augmentation du ruissèlement engendrant une augmentation de

l'intensité et de la fréquence des inondations. Lorsqu'il pleut, une partie de l'eau est interceptée par la canopée : elle peut soit s'évaporer, soit s'écouler le long du tronc, soit traverser la canopée et atteindre directement le sol. L'eau qui atteint le sol (les précipitations nettes) s'infiltre dans le sol où elle est soit absorbée par les racines soit continue de percoler, tandis que le reste ruisselle en surface, le ruissellement se produit si le sol est saturé en eau. Grâce à ces mécanismes, les zones boisées et arborées avec une surface drainante (parc, bois, etc.) contribuent à atténuer l'intensité des inondations urbaines. D'une part ils peuvent temporairement stocker une partie des précipitations, ce qui lamine les crues en aval. D'autre part, la présence d'arbres crée des ouvertures dans les surfaces imperméables, permettant ainsi l'infiltration des eaux de ruissellement. En dehors des épisodes de forte intensité, les arbres restent utiles, car ils diminuent le volume d'eau que le réseau d'égouts doit traiter. Les arbres de Santa Monica, en Californie, interceptent par exemple en moyenne 1,6 % des précipitations annuelles. Une étude d'Asadian et Weiler (2009) a d'ailleurs démontré que les arbres urbains interceptent deux fois plus d'eau que leurs équivalents forestiers, probablement en raison des ICU et de la plus grande distance entre les arbres (les diamètre des couronnes sont plus grands donc la surface foliaire est plus grande l'interception est plus grande par rapport à un arbre forestier) (Smets et al. 2019).

Les arbres sont souvent présentés comme une solution efficace pour limiter les effets des îlots de chaleur urbains et des précipitations extrêmes. Une étude menée en Allemagne a notamment révélé que des sols secs avant une tempête peuvent réduire le ruissellement de 10 %, tandis que des sols humides avant une vague de chaleur favorisent un refroidissement accru par évaporation (Pace et al. 2025). Il existe cependant un compromis entre rétention d'eau et refroidissement urbain : une ville ne peut pas maximiser simultanément ces deux effets. Dans les environnements où l'eau est limitée, la capacité de rétention tend à augmenter avec l'aridité. Le potentiel de refroidissement est lui plus élevé dans les climats où l'énergie est le facteur limitant. Selon la courbe de Bukydo, Annexe A : figure 38, les environnements énergétiquement limités se situent sur la partie gauche de la courbe, où le ratio entre l'évapotranspiration potentielle et les précipitations (PET/P) est inférieur à 1. Cela signifie que ces milieux disposent de suffisamment d'eau, mais que leur évapotranspiration est contrainte par l'énergie disponible. Par conséquent, bien que les volumes d'eau évapotranspirés y soient inférieurs aux précipitations totales, le refroidissement urbain par évapotranspiration y est plus efficace (Cuthbert et al. 2022).

1.3 Contraintes rencontrées par les arbres en milieu urbain

1.3.1 Les sols urbains

Les différentes contraintes auxquelles les arbres en milieu urbain font face sont détaillées dans la figure 6. Les contraintes associées aux sols urbains sont détaillées dans cette section, les contraintes concernant la qualité de l'air et la pollution lumineuse seront détaillées dans les sections suivantes.

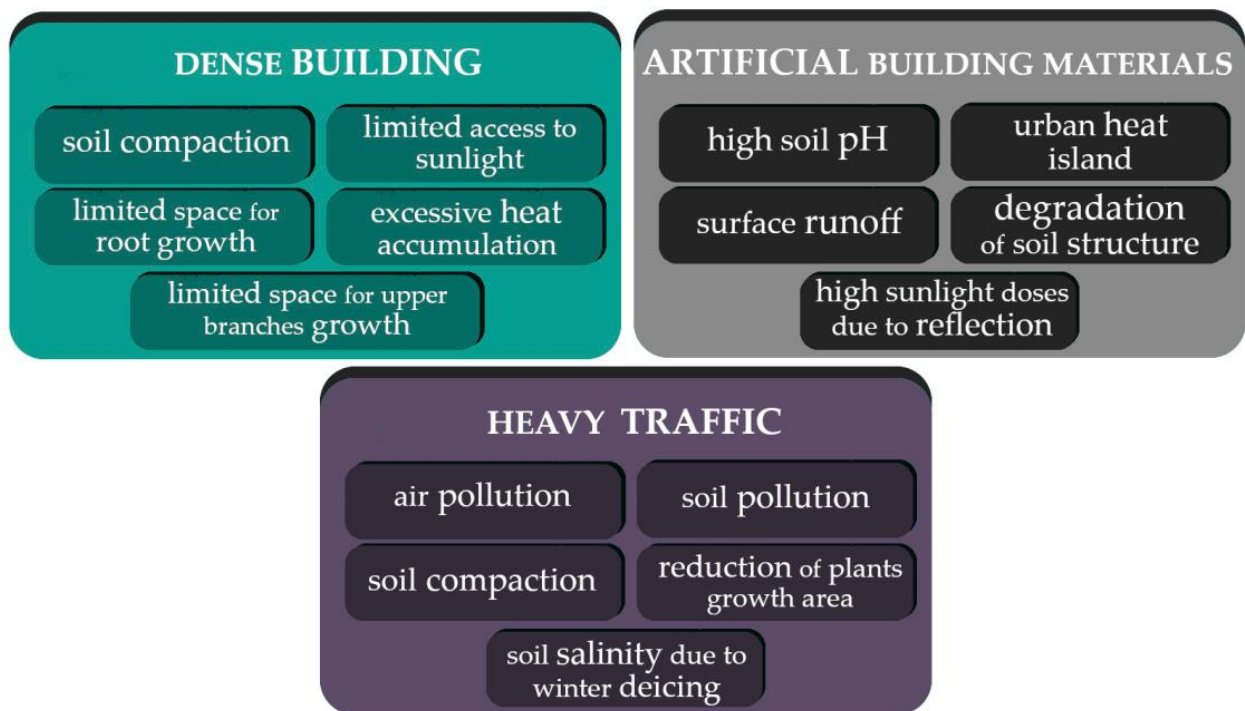


Figure 6 — contraintes urbaines auxquelles les arbres en milieu urbain font face (Czaja et al. 2020)

Les sols urbains, définis ici par leur délimitation géographique (et non pédologique), sont les sols générés lors des processus d'urbanisation, situés en zones urbaines et périurbaines et fortement impactés par les activités humaines (Craul 1985).

Ces sols sont de mauvaise qualité en raison de contraintes chimiques et physiques. Les contraintes physiques sont soit des éléments barrières qui réduisent l'espace d'enracinement, soit le degré de compaction du sol. Les contraintes chimiques concernent elles le pH, et l'accumulation de polluants issus de la circulation ou des travaux de construction (Watson et Kelsey 2006). La croissance des arbres est limitée par ces contraintes, cette diminution n'est cependant pas linéaire, elle résulte d'interactions complexes entre les propriétés du sol et les processus physiologiques des arbres, qui varient selon les espèces (Siegel-Issem et al. 2005).

La circulation de poids lourds, la densité des bâtiments et les travaux de construction fréquents sont les causes principales qui augmentent la densité apparente des sols urbains. Cette augmentation modifie la structure, la résistance et la porosité du sol. La caractérisation de la compaction s'effectue par la mesure de la densité apparente du sol ou par l'évaluation de la résistance à la pénétration à l'aide d'un pénétromètre, ces deux méthodes étant complémentaires pour évaluer l'état du sol (S. D. Day et Bassuk 1994).

Les impacts sur le développement racinaire sont significatifs : la pénétration des racines est restreinte et ralentie, ce qui provoque une augmentation de la ramification et un épaississement radial des racines (Bengough et al. 2011). La résistance limitant de manière critique la croissance des arbres est estimée à 2,3 MPa, ces valeurs seuils sont importantes, car elles influencent la capacité des racines à pénétrer dans le sol (S. D.

Day et Bassuk 1994). Cependant, la réponse des arbres varie selon les essences : une étude australienne a démontré que certaines espèces peuvent se développer même dans des sols compactés, par exemple : *Corymbia maculata*, *Eucalyptus polyanthemos*, et *Cupressus sempervirens* (Moore et al, 2019). La croissance des racines pivotantes de *Ailanthus altissima* est par exemple plus limitée par un sol limono-sableux avec une densité apparente de $1,64 \text{ g/cm}^3$ que par un sable de maçonnerie avec une densité apparente de $1,67 \text{ g/cm}^3$ (S. D. Day et Bassuk 1994).

La compaction du sol n'est donc pas le seul élément influençant la croissance racinaire. La texture et l'humidité du sol sont deux autres facteurs à prendre en compte, l'association de ces éléments détermine la résistance du sol. Par exemple, en Allemagne, l'excavation de plusieurs tilleuls âgés de 20 à 40 ans a permis de mettre en évidence que la texture du sol influe sur le développement racinaire : les couches de sable et de graviers purs ainsi que les sols limoneux et argileux très compactés limitaient ou empêchaient la pénétration des racines. Par ailleurs, une plus grande prolifération de racines a été observée dans les zones irriguées, confirmant l'importance de l'humidité du sol (Moore et al. 2019).

La compaction diminue la porosité du sol, restreignant ainsi l'infiltration de l'air et de l'eau. L'humidité est un facteur clef afin d'atténuer la résistance du sol, plus la densité apparente augmente, plus la teneur en eau nécessaire pour réduire la résistance est élevée. Dans un sol sablo-limoneux, la teneur en eau volumétrique à laquelle la résistance du sol est tombée en dessous de la limite critique était d'environ 20 % pour une densité apparente de $1,18 \text{ g/cm}^3$, contre environ 30 % pour une densité apparente de $1,26 \text{ g/cm}^3$ (S. Day et al. 2010). Il est d'autant plus important en milieu urbain de surveiller le taux d'humidité du sol que les arbres poussant dans des conditions de sécheresse subissent une coloration et une chute accélérées des feuilles en automne. À long terme, la sécheresse affecte négativement la croissance radiale des arbres urbains et diminue significativement la photosynthèse nette maximale, comme cela a été montré pour *Fraxines chinensis* et *Ginkgo biloba* poussant dans des zones pavées (Wang et al. 2019).

Malgré les contraintes physiques, les arbres arrivent tout de même à développer un système racinaire, il endommage d'ailleurs souvent les revêtements urbains. Une des techniques fréquemment utilisées en ville afin de contrôler la croissance racinaire afin qu'elle n'endommage pas les revêtements est d'installer une couche de gravier. L'impédance de ce matériau ainsi que la dessiccation des interstices d'air limitent fortement le développement des racines. L'espace entre un trottoir en béton et la surface du sol offre une combinaison idéale d'humidité et d'oxygène, les densités racinaires sont souvent concentrées sous les joints de trottoir à proximité immédiate (< 2 m) des troncs d'arbres et concentrés dans les parties supérieures du matériau de base sous les installations de trottoirs standards (North et al. 2017). De plus, afin de favoriser

le développement des racines et ainsi la longévité des arbres urbains l'apport de compost sur les sols urbains est une solution. La littérature montre une amélioration des propriétés physiques des sols, telles que la masse volumique apparente, l'infiltration et la conductivité hydraulique. Les données sur la longévité des bénéfices du compost sont limitées, mais suggèrent que certains de ses effets persistent après cinq ans (Kranz et al. 2020).

Ensuite, les sols urbains présentent des intervalles de températures plus élevés que des sols forestiers comme présenté dans la section précédente (1.2.1.b). Des températures du sol plus élevées que l'amplitude écologique tolérée par les essences en question entraînent le ralentissement de la croissance des racines. Les arbres en région tempérée poussent dans des sols qui observent une amplitude de température entre 2 °C et 25 °C au cours de l'année (S. Day et al. 2010). La disponibilité des nutriments est notamment altérée par cette augmentation de température (Pregitzer et al. 2000).

La contamination des sols urbains est un dernier facteur affectant le développement racinaire. Lors des travaux de construction, les horizons de sols sont mélangés et sont en contact avec des matériaux en aluminium, acier, béton ou encore ciment. La circulation et les déchets ménagers sont deux autres sources de pollution des sols. La pollution des sols à proximité des routes a déjà fait l'objet d'études, elle dépend de plusieurs facteurs dont la durée d'exposition et la distance à la source. Les arbres de rues sont donc particulièrement concernés par cette contrainte. Les principaux polluants retrouvés dans le sol sont des oxydes d'azotes, de soufre, l'ammoniac ainsi que des éléments traces métalliques. Les particules issues de l'usure des pneus de voitures se retrouvent aussi dans le sol (S. Day et al. 2010). Les oxydes d'azote et de soufre émis par les transports réagissent dans l'atmosphère avec la vapeur d'eau, puis retournent sur terre sous forme de pluies acides. La libération de métaux lourds, le lessivage des nutriments et la stérilisation des sols urbains sont les effets les plus importants de ces précipitations modifiées (Czaja et al. 2020).

Malgré les retombées de pluies acides, les sols urbains ont un pH basique du à l'utilisation de béton et autres matériaux de construction calcaires. Le pH moyen mesuré sur 100 sites de prélèvements en ville Chine était d'en moyenne 8,68. La disponibilité de certains nutriments est réduite à mesure que le pH augmente, c'est le cas pour le B, Cu, Fe, Mn et Zn (à un pH trop élevé, ces éléments ne sont plus sous une forme assimilable par la plante), les essences d'arbres les moins adaptatives souffrent donc de carences. De plus, un pH élevé peut modifier la composition et l'abondance des champignons endo mycorhiziens qui peuplent le sol, ce qui pourrait influencer la colonisation du système racinaire et donc la capacité d'absorption des nutriments. L'alcalinité du sol permet cependant de réduire la solubilité de certains composés toxiques tels que l'Aluminium (S. Day et al. 2010).

Certains métaux ou oligoéléments peuvent s'accumuler dans les sols urbains jusqu'à atteindre des niveaux de concentration toxiques. Ces éléments en excès provoquent une phytotoxicité via plusieurs mécanismes : altération de la perméabilité des membranes cellulaires, perturbation des processus métaboliques ou encore substitution d'ions essentiels. Au niveau racinaire, les métaux freinent la croissance en affectant la division et l'élongation des cellules. Par exemple chez le hêtre européen (*Fagus sylvatica*), la formation des poils racinaires a été fortement inhibée par des concentrations de plomb à 44 ppm et totalement supprimée à 283 ppm (Day et al., 2010). De plus, l'absorption des nutriments peut être réduite en raison de la compétition directe avec les ions métalliques. Par exemple, des concentrations plus faibles en nutriments ont été observées dans les racines de nombreuses espèces d'arbres exposées aux métaux lourds, en raison d'une absorption réduite et d'une augmentation des fuites à travers les membranes cellulaires. Ainsi, les métaux lourds présents en milieu urbain peuvent à la fois limiter l'exploration des racines dans le sol et restreindre l'absorption des nutriments et de l'eau (S. Day et al. 2010).

En hiver, l'utilisation de sels de déneigement est une autre source de pollution du sol bien qu'elle ne soit utilisée que quelques jours par an. Des concentrations de NaCl élevées imposent deux types de stress aux racines ; d'abord, le stress osmotique résulte d'un potentiel hydrique réduit dans la solution du sol et ensuite, le stress ionique résulte de changements de concentrations d'ions spécifiques dans la solution du sol et à l'intérieur des tissus en croissance (S. Day et al. 2010).

Enfin, en ville il y a différentes manières de planter des arbres, certains sont plantés de manière isolée, seule, d'autres sont en ligne les uns à côté des autres dans une même tranchée. Et les derniers sont sous forme de polygone, ce sont principalement les arbres de parc, ils ne sont pas contraints dans l'espace pour leur développement racinaire. Selon l'indice de qualité des sols urbains, USQUI, les sols de type polygones et lignes présentent une meilleure qualité que ceux de type point. (Hyun et al. 2022)

1.3.2 Impacts de la qualité de l'air : température et composition

Les îlots de chaleurs provoquent une hausse de la température ambiante moyenne, cette température est montée jusqu'à 40 °C à Angleur lors des épisodes de canicules à Liège en 2019. Pour la plupart des espèces, la température optimale pour la photosynthèse se situe entre 20 et 30 °C chez les espèces d'angiospermes et de gymnospermes boréales, tempérées et tropicales(Choi et al. 2018). Jusqu'à un certain point, l'augmentation de la température de l'air est corrélée positivement avec les taux de photosynthèse et photorespiration. À mesure que la température ambiante augmente, le taux de CO₂ rejeté par les plantes dans l'atmosphère augmente et le taux d'humidité dans le sol diminue. La hausse de la température induit aussi une augmentation du déficit de pression de vapeur, DPV, passé un certain seuil, il y a une fermeture progressive des stomates. Une étude menée sur *Tilia cordata* a mis en

évidence une corrélation négative entre DPV et la croissance du tronc, et une corrélation positive avec le flux de sève diurne. La respiration et la photosynthèse diminuent donc progressivement au-delà d'un seuil critique, d'une température limite comme l'indique la figure 41, annexe A(Choi et al. 2018). De plus, si les feuilles sont exposées durant trop de temps à de fortes températures de dommages foliaires peuvent être observés tels que le blanchiment des aiguilles pour le *Picea mariana*. Une exposition préalable des semis à des températures élevées permet néanmoins d'augmenter la tolérance des arbres aux stress thermiques (Teskey et al. 2015) ; (Grossiord et al. 2020).

Une autre contrainte en milieu urbain concerne les polluants atmosphériques issus de la circulation, les principaux sont le SO₂, le CO, et le NO₂. Ces composés sous forme gazeuse peuvent se déposer sur la végétation par différents mécanismes : diffusion, interception, impaction et sédimentation. Les polluants gazeux pénètrent essentiellement dans la feuille par diffusion au travers des stomates pour 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. 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 (PM2.5) est incorporée de façon définitive dans la cuticule des organes aériens, tandis que le reste est remis en suspension en fonction de la vitesse du vent. 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. Sous réserve qu'elle occupe une surface suffisamment importante, la végétation urbaine permet de réduire les concentrations atmosphériques en polluants gazeux. Une étude réalisée sur 55 villes américaines 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) (Czaja et al. 2020); (« Plan Canopée — Liège », s. d.). Bien que l'accumulation des particules fines par les feuilles des arbres soit bénéfique pour la qualité de l'air des citoyens, elle a des effets négatifs sur le fonctionnement des plantes. L'exposition des arbres à des niveaux élevés de particules fines est associée à une diminution de la teneur relative en eau des feuilles et à une réduction des pigments photosynthétiques (chlorophylle et caroténoïdes) (X. Chen et al. 2015). L'exposition des arbres à de grandes teneurs en polluants est d'autant plus accentuée par les effets de canyons urbains, dans ces rues les hauts bâtiments entravent la ventilation et favorisent donc l'accumulation de polluants (Fu et al. 2017).

1.3.3 Influence de la pollution lumineuse

En milieu urbain l'apport d'énergie lumineuse est augmenté de différentes manières durant la journée. Du fait des canyons urbains et de l'albédo élevé des matériaux urbains, la lumière est réfléchiée, cependant un excès d'énergie lumineuse augmente la photo inhibition par les plantes, les conséquences d'une intensité lumineuse excessive sont renforcées par les sécheresses. De plus, dans les quartiers densément bâtis de la

ville, les arbres de rue ou ceux qui poussent sur de petites places peuvent avoir un accès limité à la lumière tout au long de la journée.

À l'inverse dans certaines configurations, les immeubles de grande envergure font de l'ombre aux arbres qui poussent à proximité, le rayonnement photosynthétique actif à l'ombre de ces bâtiments peut être réduit jusqu'à 50 %, par rapport aux arbres placés en plein soleil. Lorsque le rapport hauteur largeur des bâtiments augmente les températures de l'air ont tendance à diminuer en raison d'une exposition solaire réduite. Plusieurs études menées sur des arbres en milieu urbain rapportent des réponses physiologiques différentes en fonctions des essences, certaines espèces montrent des performances photosynthétiques élevées même sous des conditions de faible intensité de rayonnement. Il est donc important de connaître les caractéristiques d'ensoleillement de la parcelle à aménager ainsi que le caractère héliophile ou non (Czaja et al. 2020).

En villes nombreuses sont les voiries éclairées la nuit, la lumière émise est dispersée ou réfléchi. Ces lumières modifient les réponses photopériodiques des arbres de rues. Une étude menée en Grande-Bretagne sur des arbres à feuilles caduques a mis en évidence les effets de l'éclairage artificiel sur l'émergence des bourgeons, ces derniers émergent jusqu'à 7 jours plus tôt dans les zones présentant de la pollution lumineuse par rapport à des zones moins polluées. Les effets sont différents selon le type de lumières et selon l'essence considérée, mais la tendance est similaire. L'éclairage artificiel a aussi un impact sur les phénophases automnales, le début de ces dernières peut être retardé de jusqu'à 22 jours chez les arbres poussant à proximité immédiate d'un lampadaire. Un déploiement précoce des feuilles ainsi qu'une sénescence tardive pourraient être interprétés comme des éléments bénéfiques, car cela rallonge la période durant laquelle les feuilles font de la photosynthèse, mais cela expose surtout plus fort les arbres aux épisodes de gels et aux conséquences qui en résultent. L'éclairage artificiel de nuit peut également perturber la transpiration nocturne. En conditions naturelles, cette dernière est suffisamment faible pour permettre aux plantes de récupérer du flétrissement causé par des taux de transpiration élevés en journée. Cependant, même de faibles quantités de lumière nocturne favorisent l'ouverture des stomates, et une intensité lumineuse plus élevée accentue encore ce phénomène (Czaja et al. 2020), (C. Chen et al. 2012).

Ainsi, l'exposition prolongée à la lumière artificielle pendant la nuit peut accroître la transpiration des plantes, augmentant leur besoin en eau, ce qui peut poser problème dans les environnements urbains où l'accès à l'eau est souvent limité ((C. Chen et al. 2012) ;(Czaja et al. 2020)).

1.3.4 Dépérissement des arbres urbains

Les villes sont en constantes évolutions et par conséquent les contraintes auxquelles font face les arbres en milieux urbains sont hétérogènes et changent d'intensité au fil des

ans. Par exemple, de plus en plus les villes installent des revêtements perméables dans les cours de récréation, en remplacement des revêtements pour le stationnement, etc. D'autres initiatives citoyennes sont mises en place afin par exemple d'apporter plus d'ombres dans les rues, ou végétaliser des espaces abandonnés.

En ville, les racines des arbres se développent souvent au niveau des joints entre le sol et le bitume, lors du remplacement des trottoirs, les racines d'arbres sont endommagées, le processus de régénération est fonction de l'espèce (North et al. 2017). De plus, la phase d'installation des arbres est une phase critique, de nombreux jeunes arbres meurent dans les quelques années suivant leur installation à cause de l'intensité des stress urbains, l'espérance de vie moyenne est de 30 ans, elle peut cependant être plus grande pour les arbres installés dans les quartiers résidentiels ou l'intensité des stress est plus faible (Czaja et al. 2020).

Une fois les arbres plantés, s'en suit une période d'adaptation, les arbres subissent un stress lié au changement des conditions environnementales, cette phase peut aller de 2 à 6 ans pour les essences *Acer campestre*, *Platanus acerifolia* et *Quercus rubra*. Cette période d'adaptation est significativement favorisée lorsque les citoyens sont impliqués dans l'entretien des plantations. Le développement racinaire de nombreuses plantes ligneuses en milieu tempéré est intensifié durant l'automne, la période de plantation est donc idéale. (S. Day et al. 2010) Les principaux facteurs affectant la survie des arbres nouvellement plantés étant en premier lieu l'arrosage les deux premières années de la plantation et les détériorations (vandalisme, accidents de la route...). Ensuite, les attributs de l'arbre, l'environnement biophysique, l'implication des personnes et des institutions et la période de plantation. La préparation adéquate de l'arbre en pépinière est le dernier aspect clef, les arbres soumis à des stress dès la période de production présentent de meilleures chances d'installation. Le taux de mortalité des arbres le plus haut est observé dans les zones très fréquentées avec une forte circulation ou une activité piétonnière et de faibles dépenses d'entretien. Enfin, les coupes des arbres en ville sont souvent excessives et affaiblissent les arbres, les tailles raisonnées (ou douces) permettent une meilleure résilience des arbres (Czaja et al. 2020).

2. Objectifs

Ce mémoire s'inscrit de manière globale dans le cadre d'un projet de recherche étudiant l'influence de la sécheresse et de la canicule sur la résilience des arbres urbains en Europe de l'Ouest et les implications pour la gestion adaptative dans un contexte de changements globaux. Le projet analyse comparativement le patrimoine arboré d'ornement de la ville de Liège au niveau d'un contexte urbain de rue et de parc. La présente étude s'inscrit dans ce projet, avec pour objectif de caractériser de manière quantitative et multivariée ces deux types de conditions stationnelles contrastées d'arbres urbains.

Dans ce contexte, les objectifs du travail sont donc les suivants :

- (i) Mettre au point une méthode pour caractériser l'environnement dans ces deux types de milieux ;
- (ii) Comparer sur cette base les deux types de milieux, en considérant notamment les contraintes ;
- (iii) Déterminer si la dichotomie administrative Rue-Parc est suffisante

3. Matériel et méthode

3.1 Zone d'étude

La zone étudiée au travers de ce travail se situe dans l'est de la Belgique, elle concerne une partie de la ville de Liège. D'une superficie de 42 km², la zone est délimitée en coordonnées géographiques (WGS84), par le point sud-ouest (5.541047° E, 50.604340° N), le point nord-ouest (5.541047° E, 50.679343° N), le point nord-est (5.621267° E, 50.679343° N) et le point sud-est (5.621267° E, 50.604340° N). Elle comprend 122 arbres situés dans des rues et 168 situés dans des parcs.

De manière générale, la ville constitue une aire d'influence majeure au sein du territoire wallon, c'est l'un des trois pôles économiques de Wallonie, les deux autres étant Mons et Charleroi. Celle-ci est densément artificialisée avec 54 % de sa superficie en zones artificialisées (Bousbaine 2020). De plus, cette agglomération est la plus peuplée de Wallonie et la troisième de Belgique avec 500 000 habitants ((Bousbaine 2020).

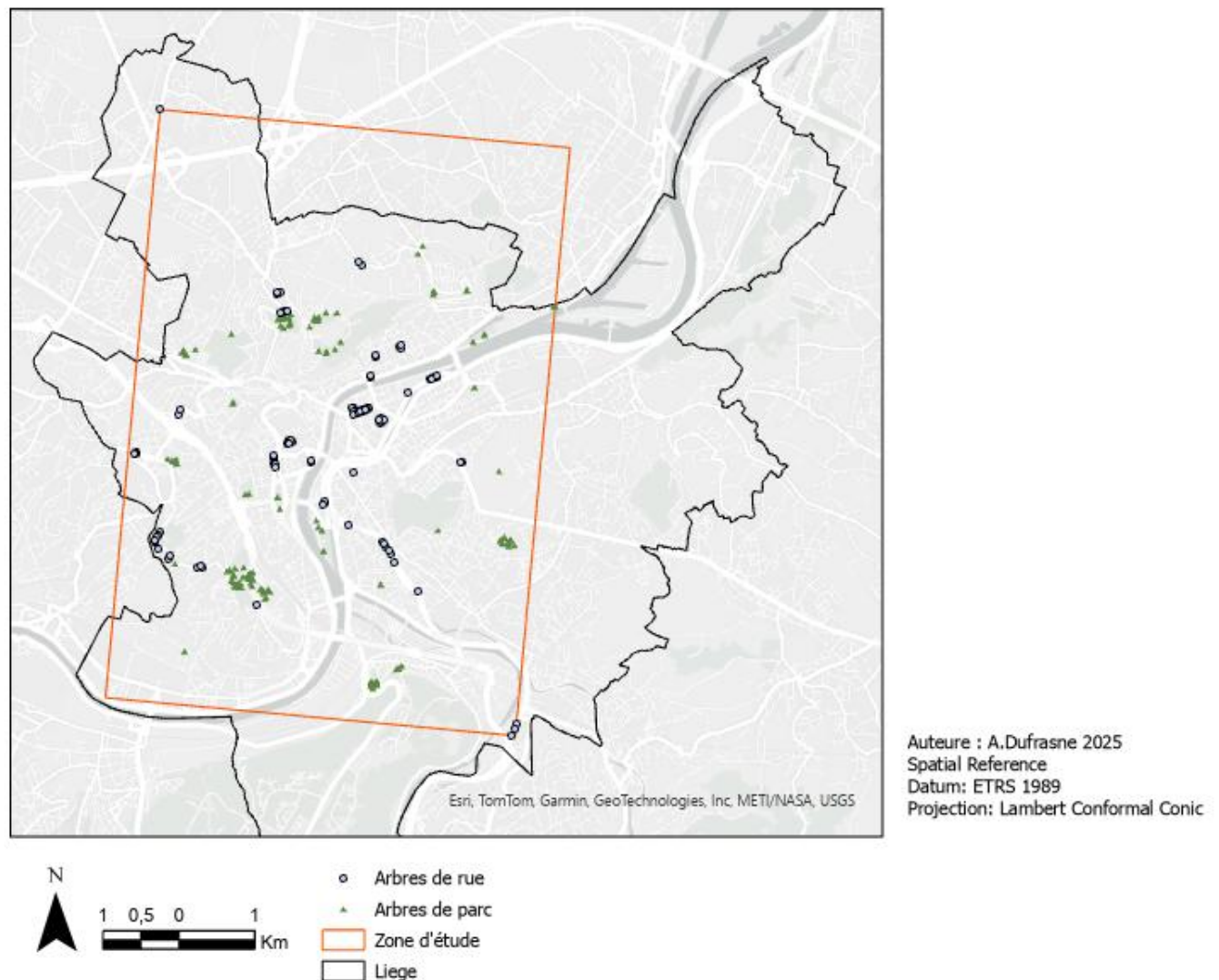


Figure 7 — zone d'étude

En 2020, le centre-ville présentait une densité de 2 851,8 habitants/km² (Bousbaine 2020). La ville se situe au confluent de la Meuse, de l'Ourthe et de la Vesdre. Le climat de Liège est tempéré. Les précipitations annuelles totales moyenne sont de 900 mm et la température moyenne annuelle est de 9,5 °C (janvier 1986 à décembre 2005 : Perre et al. 2015).

La figure 8 présente l'occupation du sol dans la zone étude. La zone analysée concerne principalement le centre-ville, ayant une densité élevée en bâtis. Des zones boisées, des cultures et des constructions peu denses sont visibles vers l'extérieur du centre-ville et sur les plateaux et versants. De plus, la Meuse traverse la zone d'étude. Cette figure met aussi en évidence que le centre-ville est très urbanisé, il est principalement destiné aux fonctions économiques et résidentielles.

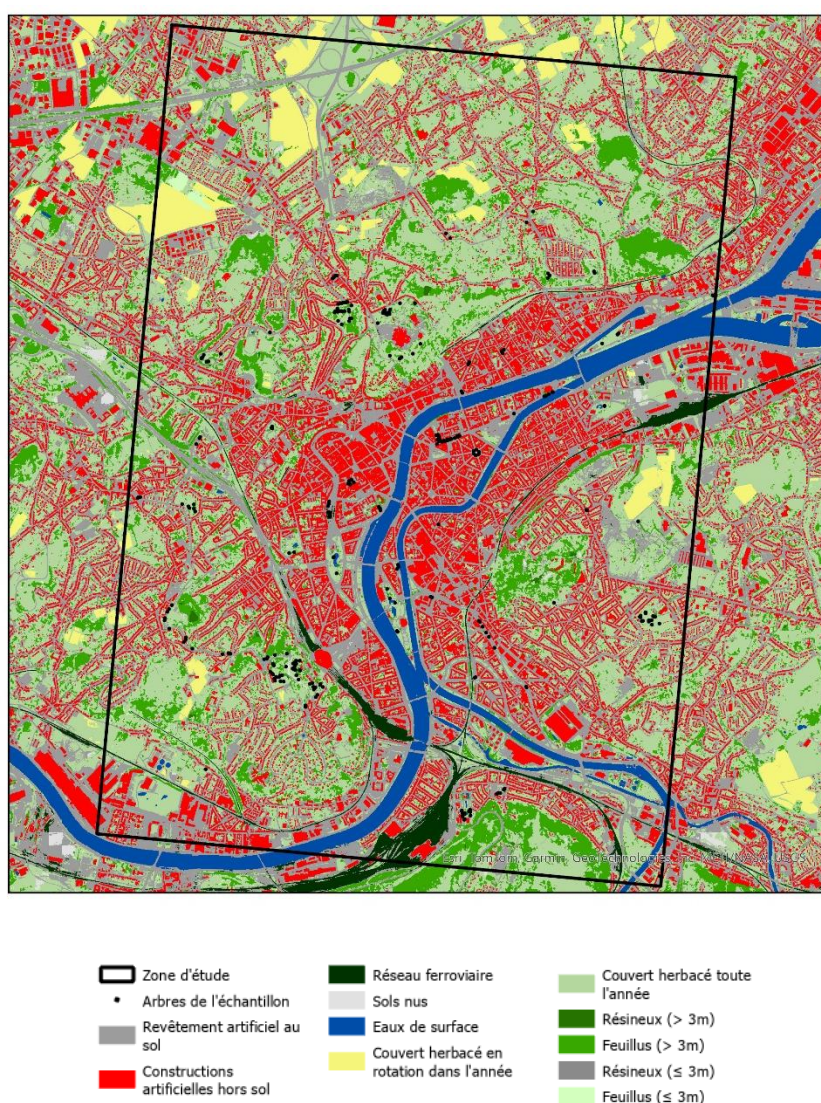


Figure 8 - occupation du sol de Liège – Walouss 2018 (SPW)

3.2 Démarche générale :

La figure ci-dessous, figure 9, reprend de manière synthétique le déroulement de ce travail, depuis la collecte de données, sur terrain ou par SIG, jusqu'aux analyses statistiques et résultats.

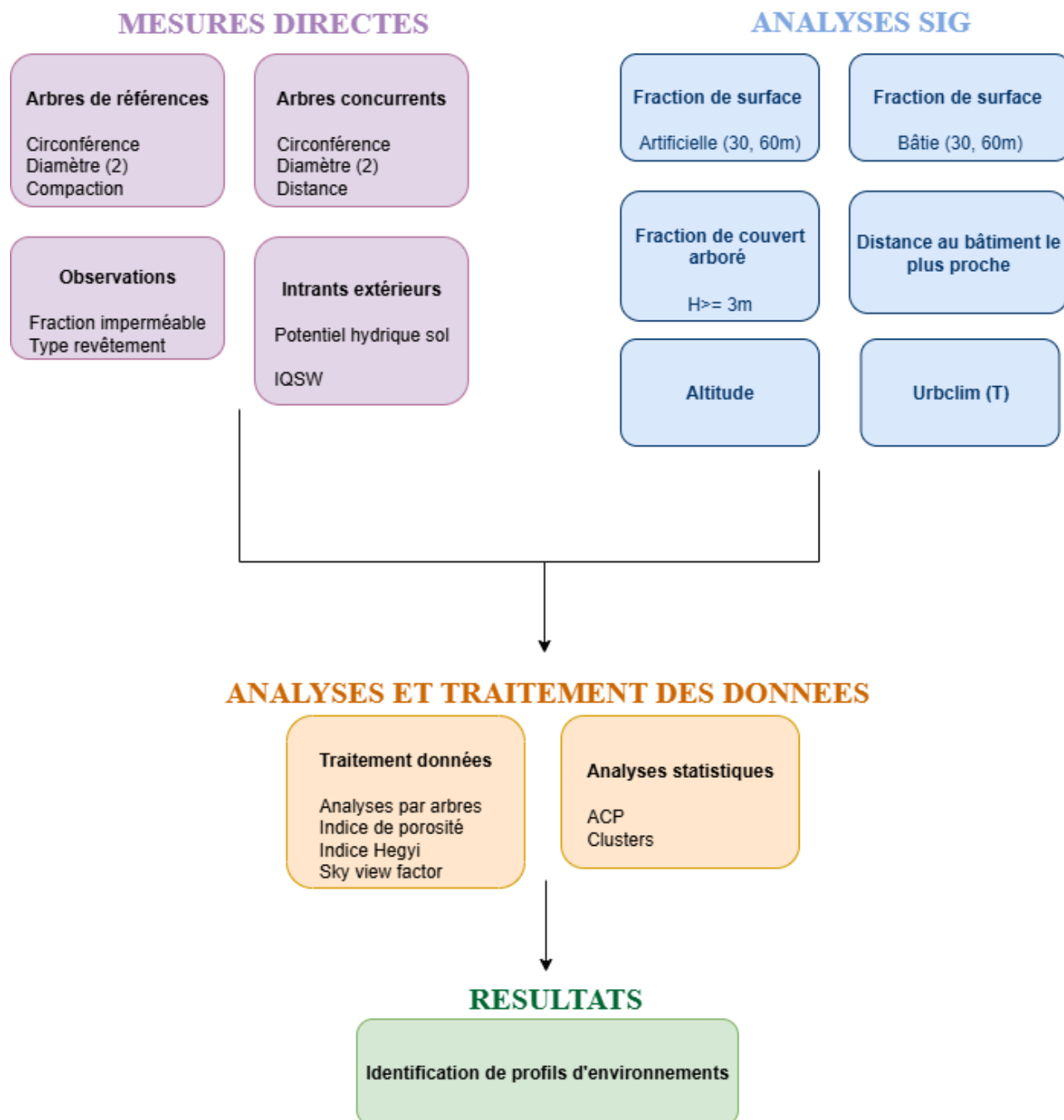


Figure 9 — processus de collecte de données et d'analyses

3.3 Arbres de références

Dans la suite de ce travail, les données utilisées pour le calcul des différents indicateurs, ainsi que leurs modalités d'utilisation, sont présentées. L'organisation retenue suit un enchaînement progressif : les mesures et indicateurs relatifs aux arbres de référence sont abordés en premier, puis viennent ceux décrivant leur environnement local, suivis des indicateurs du degré d'artificialisation, des caractéristiques du microclimat et, enfin, des propriétés du sol.

3.3.1 Stratégie de sélection

Les arbres sélectionnés ont un diamètre à hauteur de poitrine supérieur ou égal à 40 cm afin de garantir des séries chronologiques assez longues pour pouvoir analyser les effets des sécheresses durant la période 2000-2023.

Les arbres sélectionnés doivent répondre aux exigences suivantes :

- Présenter un bon état sanitaire pour éviter les effets liés au dépérissement ;
- Être exempt de défauts au niveau du tronc (e.a. carie, fissure, cannelure, fibre torse) pour éviter les déformations ou l'absence de cernes ;
- Ne pas être dominé par un sujet dominant ou faire partie du sous-étage d'un parc à l'ombre des grands arbres ;
- Ne pas être ni trop jeune ni trop âgé pour éviter les effets marqués liés à l'âge ou et stade de développement ;
- Être exempt de travaux de génie civil récents au pied pour éviter les effets liés à une perte de vigueur à la suite de dégâts racinaires ;
- Être en port semi-libre pour éviter les effets de réduction de la croissance radiale dues aux tailles sévères antérieures ;
- Ne pas être implanté le long d'un fleuve (Meuse, Ourthe) pour éviter les effets liés à un sol trop bien approvisionné en eau ;
- Ne pas être implanté dans un cimetière car ceux-ci ont été désherbés chimiquement massivement jusqu'en 2016 avec un effet non évalué des herbicides sur les arbres ;
- Ne pas être un cultivar horticole mais uniquement l'espèce ; exception faite pour le cèdre de l'atlas (*Cedrus atlantica* 'Glauc').

Les 290 arbres étudiés sont parmi les onze espèces majoritaires du patrimoine du site d'étude.

3.3.2 Localisation (X, Y) et altitude (Z)

L'ensemble des arbres échantillonnés disposent de coordonnées géographiques intégrées dans un fichier shapefile avec leurs positions X et Y. Pour la préparation du

travail de terrain, les coordonnées GPS de tous les arbres de référence ont été extraites du shapefile puis converties au format GPX. Grâce à une application, GPX viewer Pro il a été possible de voir sur GSM la position de tous les arbres de l'échantillon, avec une précision limitée à environ 5m. Grâce au fichier Excel imprimé qui reprend la localisation des arbres ainsi que leurs arbotags, il a été possible de redéterminer sur le terrain quels étaient les arbres de références. Lorsqu'il manquait des arbotag, il fallait ouvrir l'open data de liège et sur base de l'enchaînement des arbotags indiqués déduire quel était l'arbre qu'il fallait échantillonner. Cette technique a permis d'identifier et de retrouver presque tous les arbres de l'échantillon afin d'y effectuer toutes les analyses.

Pour l'altitude, le Modèle Numérique de Terrain (MNT) de la Wallonie, a été utilisé. Ce modèle raster a été généré à partir de données LIDAR acquises entre 2021 et 2022, offrant une résolution spatiale fine de 0,5 mètre.

Le MNT représente l'altitude du terrain dénué de tous les éléments en surface : bâtiments, végétation, ponts, véhicules, etc. Il s'agit donc d'une représentation fidèle du relief naturel du sol. Ce modèle utilise le système de coordonnées Lambert Belge 2008 (EPSG :3812) et se réfère au Deuxième Nivellement Général (EPSG :5710) pour l'altitude. La précision altimétrique est d'environ 0,12 mètre, ce qui garantit une fiabilité suffisante pour des analyses à l'échelle locale (SPW 2022).

Afin d'extraire la valeur d'altitude de chaque arbre, sur ArcGIS pro l'outil « Extract Values to Points » a été utilisé. Une jointure spatiale a ensuite été nécessaire afin de joindre les données d'altitude aux coordonnées des arbres dans un même fichier.

3.3.3 Caractérisation dendrométrique individuelle (grosueur, surface de projection du houppier)

Les mesures dendrométriques des arbres de référence et concurrents ont été faites à l'aide des instruments de mesure suivants : un mètre forestier Spencer de 20 m de long, une roue de mesure et un télémètre Nikon Forestry Pro II.

La circonférence des troncs des arbres de référence et concurrents a été mesurée à hauteur de buste à l'aide du spencer.

Les mesures des diamètres des canopées des arbres de référence et concurrents ont été prises avec le spencer quand elles étaient inférieures à 7 m et avec le laser quand elles étaient supérieures à ce seuil. Le laser ne calcule la distance qu'à partir de 7 m. Pour les mesures faites avec le laser, il fallait se placer au point le plus extrême de la canopée, viser le tronc et ensuite multiplier cette mesure par deux. Les mesures de diamètres ont été prises d'abord dans l'axe nord-sud, puis ouest-est.

Les distances entre les arbres de référence et concurrents ont été mesurées à l'aide du spencer ou du télémètre en fonction de la distance les séparant.

3.4 Caractérisation de l'environnement des arbres de référence

3.4.1 Contexte arboré local

a. Typologie (point/ligne/polygone)

En ville, différentes configurations existent pour planter un arbre. Trois grands types spatiaux peuvent être distingués : « point », « ligne » et « polygone ». Ces configurations diffèrent non seulement par leur forme, mais aussi par la structure de la végétation (présence d'arbustes ou d'herbacées), la densité de plantation, le volume de sol disponible, et les pratiques de gestion mises en place. Les arbres de point sont plantés en rue, seuls, dans une petite fosse remplie de terre, généralement au milieu d'une surface imperméabilisée comme un trottoir. Aucun autre végétal ne les accompagne, chaque arbre fonctionne comme une unité isolée.

Les arbres de ligne sont également plantés en rue, mais à la différence des arbres isolés, ils ne sont pas seuls et ils sont aussi présents en parc. En rue, une tranchée continue est creusée, permettant de planter plusieurs arbres les uns à côté des autres. En parc ces arbres sont plantés de manière rapprochée en ligne, généralement le long d'un chemin.

Les arbres de polygone sont implantés dans des espaces plus vastes, comme les parcs ou les forêts urbaines. Ils bénéficient d'un volume de sol plus important et sont souvent accompagnés d'autres types de végétation. La gestion y est généralement plus extensive. La figure ci-dessous, figure 10 illustre ces trois configurations.



(a) Plantation de type polygone



(b) Plantation de type ligne



(c) Plantation de type point

Figure 10 — types de plantations, (a) polygone ; (b) ligne ; (c) point

b. Fraction de canopée

La fraction de canopée locale ou proportion de couvert arboré local correspond ici à la part de canopée des autres arbres (excluant l'arbre étudié) présente dans un rayon donné autour de cet arbre, soit 30 soit 60 m.

Cette couche, issue des travaux réalisés dans le cadre du Plan Canopée de la Ville de Liège, a été développée entre 2021 et 2024 par un consortium scientifique composé de l'Institut Scientifique de Service Public (ISSeP), de l'Earth & Life Institute de l'UCLouvain et du VITO (Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek).

Les houppiers des arbres de référence ont été modélisés séparément sous QGIS à partir de mesures collectées sur le terrain, puis retirés de la couche de canopée afin d'exclure leur propre couvert. La proportion de couvert arboré a ensuite été calculée sous ArcGIS pour deux distances, 30 m et 60 m, en divisant l'aire de canopée restante dans le rayon par la surface totale de ce rayon.

c. Concurrence

L'indice d'Hegyi a été utilisé comme indicateur de la compétition qui entoure les arbres de référence. La circonférence du tronc et les diamètres des houppiers ont été mesurés pour tous les arbres se situant dans un rayon de 15 m autour des arbres de références. Ce rayon a été déterminé de manière empirique en considérant la taille moyenne des houppiers des arbres, ainsi que leur hauteur.

Ensuite, l'indice a été calculé suivant cette formule :

$$C = \sum_{j=1}^n \left(\frac{D_j}{D_i * d} \right)$$

Où :

C = Indice de compétition pour l'arbre de référence i

D_j = Diamètre à hauteur de poitrine du tronc de l'arbre concurrent j [m]

D_i = Diamètre à hauteur de poitrine du tronc de l'arbre de référence i [m]

d = Distance entre l'arbre de référence i et l'arbre concurrent j [m]

Le protocole de mesures prévoyait une mesure de la compétitivité qui entoure les arbres de références dans un rayon de 15 m, les arbres concurrents se trouvaient parfois dans des propriétés privées, écoles ou jardins. De plus, afin de mesurer tous les arbres pertinents, il a aussi fallu composer avec des obstacles « naturels » comme la présence

de buissons de 2 m de haut tout autour des arbres de références ou le terrain parfois fort escarpé. Il n'a donc pas toujours été possible de mesurer correctement les diamètres de la canopée. Dans ce cas, les diamètres ont soit été estimés à vue d'œil soit déduits par la formule du rayon multiplié par deux.

3.4.2 Degré d'artificialisation local

a. Distance au bâtiment le plus proche

Afin de déterminer la distance au bâtiment le plus proche, la couche vectorielle (shapefile) PICC, Projet Informatique de Cartographie Continue, a été utilisée. Cette carte reprend tous les éléments identifiables du paysage wallon avec une précision de 25 cm, il y a donc : les bâtiments et ouvrages d'art ; équipements (taques, poteaux, pylônes, etc.) ; réseau ferroviaire ; réseau hydrographique ; occupation du sol (arbres isolés, lisières, terrains de sport, etc.) ; éléments du relief (talus, etc.) ; voiries (axes, bords, trottoirs, etc.). Depuis décembre 2014, le PICC couvre toute la Wallonie (SPW 2025).

Sur ArcGIS Pro, il a ensuite été possible de calculer puis extraire la distance au bâtiment le plus proche pour chaque arbre.

b. Pourcentage de surface artificielle

Afin de calculer la proportion de surface artificialisée dans les deux rayons choisis (30 et 60 m), la carte d'occupation du sol en Wallonie, Walous 2020, a été choisie comme carte d'occupation du sol. Sa grande résolution spatiale (1 m) décrit finement la couverture physique et biologique de la surface terrestre. Cette couche dépeint la cartographie de l'occupation du sol de l'ensemble du territoire wallon. Elle a été réalisée dans le cadre du projet de recherche Wallonie Occupationnel Utilisation du Sol (WALOUS 2017-2020) par un consortium de deux universités (l'UCLouvain et l'ULB) et un centre de recherche public (l'ISSeP) via une subvention de la Région wallonne. La carte est fournie dans le système de projection Lambert belge 2008 (Lennert et al. 2019).

Ce jeu de données détaille la couverture du sol en 12 classes réparties de la façon suivante : « Eaux de surface », « Sols nus », « Revêtement artificiel au sol », « Réseau ferroviaire », « Constructions artificielles hors sol », « Serres », « Couvert herbacé en rotation dans l'année », « Couvert herbacé toute l'année », « Feuillus (> 3 m) », « Feuillus ($\leq$ 3 m) », « Résineux (> 3 m) » et « Résineux ($\leq$ 3 m) » (SPW-Géomatique 2024).

Concernant la classe « Revêtement artificiel du sol », tous les revêtements artificiels du sol, de nature peu ou pas perméable, y sont repris. En termes d'utilisation, cela fait référence aux réseaux routiers, trottoirs, terrasses, parkings et les terrains ou pistes de sport en matériaux synthétiques.

Après avoir téléchargé le fichier WALOUS au format shapefile, et l'avoir clippé sur la zone d'étude, les classes 1, 2 et 3 ont été fusionnées avec l'outil « Merge » d'ArcGIS Pro. La

classe 1 correspond aux revêtements artificiels au sol, la classe 2 aux constructions artificielles hors sol, et la classe 3 au réseau ferroviaire. Des buffers de 30 et 60 m ont à nouveau été modélisés autour des arbres de références. Étant donné qu'il s'agit d'une couche raster et non vectorielle, l'outil « Tabulate area » a été utilisé afin d'extraire la proportion de surface artificielle dans les buffers. Après une jointure de table, pour joindre le fichier avec les arbotags au fichier avec les valeurs de surface artificielles, il a fallu diviser la proportion surface artificielle par l'aire des buffers en question pour obtenir des pourcentages.

Des chemins de terre passent souvent de part et d'autre des arbres, ils ne sont pas ici considérés comme des surfaces artificialisées bien qu'ils soient pourtant imperméables au vu des niveaux élevés de compaction du sol.

c. Pourcentage de construction hors sol

Afin de déterminer le pourcentage de construction hors sol, la carte PICC, présentée au point 3.5.1 a été utilisée.

Après avoir modélisé des buffers de 30 et 60 m centrés sur les arbres de références grâce à ArcGIS pro, l'outil « Intersect » a été utilisé afin d'extraire la proportion de surface bâtie hors sol dans ces deux rayons. L'outil « Summarize within » a permis de diviser la surface bâtie par la surface du buffer pour chaque arbre et chaque rayon. En divisant ensuite ces proportions par les valeurs d'aires des buffers. Des pourcentages de surface bâtie hors sol ont ainsi été obtenus

3.5 Microclimat.

3.5.1 SVF — *Sky View Factor*

Le sky view factor (SVF), représente la proportion de ciel visible en chaque point, il a été calculé pour l'ensemble de la ville, une portion du territoire est reprise en annexe C, figure 46, annexe B. Dedans, chaque pixel est associé à une valeur de SVF, une valeur proche de 1, en blanc, indique une grande proportion de ciel visible, raison pour laquelle la Meuse est aussi bien détournée. À l'inverse, une valeur proche de 0, indiquée en noir, indique une faible proportion de ciel visible. Pour une meilleure représentativité, la valeur moyenne du SVF sous la couronne de chaque arbre a été extraite et utilisée pour les analyses. Les données puis la méthode de calcul sont détaillées ci-après.

Pour les données, une couche de données 3D des bâtiments a été utilisée, « Bâtiments 3D 2013-2014 » afin de caractériser le tissu urbain en trois dimensions. Grâce à cette couche, il a été possible de simuler l'environnement urbain en volume, et ainsi déterminer de manière réaliste l'ouverture du ciel à différents emplacements. Cette couche provient de la plateforme WallonMap et est issue du projet européen INSPIRE (Infrastructure for Spatial Information in Europe), qui vise à harmoniser l'information géographique à l'échelle européenne. La donnée représente les bâtiments wallons selon le niveau de détail LoD1 (Level of Detail 1), c'est une modélisation en blocs extrudés à

partir de leur emprise au sol et de leur hauteur moyenne. Ces volumes ont été calculés à partir de données LIDAR acquises en 2013-2014, combinées à l'emprise des bâtiments issue du PICC, au Modèle Numérique de Terrain (MNT), et au Modèle Numérique de Surface (MNS). La hauteur des bâtiments est déterminée en soustrayant l'altitude du sol (MNT) de celle du toit (MNS), au sein de chaque polygone d'emprise bâti. Cette approche permet de générer une géométrie 3D simplifiée, mais fidèle au bâti réel. Malgré leur ancienneté (données de 2014-2015), ces informations restent pertinentes à l'échelle de l'agglomération, offrant une bonne approximation du tissu bâti dans les zones peu modifiées depuis leur acquisition (SPW 2014).

De plus, le modèle numérique de terrain, présenté au point 3.2.2, a été utilisé.

Concernant la méthodologie, le SVF a été déterminé à partir de la couche SIG « Bâtiments 3D 2013-2014 ». Cette couche, au format .gml a été convertie en format vectoriel, puis transformée en format raster pour extraire uniquement les valeurs de hauteur des bâtiments. La résolution initiale des pixels (1 m×1 m) a nécessité un rééchantillonnage pour correspondre à la résolution de la couche MNT (0,5 m×0,5 m), opération réalisée à l'aide de l'outil « Resample » d'ArcGIS Pro. Les deux couches ont ensuite été exportées au format .tiff.

Ensuite, le logiciel QGIS comprend l'extension « Terrain Shading », elle a été installée et utilisée pour la suite de la modélisation. L'extension SAGA a également été installée et configurée pour le calcul du SVF. Les couches MNT et bâtiments ont été additionnées via l'outil « Raster Calculator » afin d'obtenir l'élévation totale du terrain, cette opération étant précédée d'un calibrage des couches sur une même étendue spatiale (extent). Le calcul du SVF s'est basé sur une analyse radiale selon la méthode décrite par (Häntzschel et al. 2005). L'analyse a été effectuée dans un rayon de 200 mètres autour de chaque point, avec une division angulaire de 36 secteurs de 10° chacun. Cette approche permet d'évaluer l'environnement immédiat selon des angles réguliers pour quantifier la portion de ciel visible depuis chaque position.

3.5.2 Effet d'îlot de chaleur

Dans le cadre du plan canopée de la ville de Liège, l'intensité de l'ICU lors des vagues de chaleur de la période 1996-2014 pour les températures maximales a été utilisée (différence de températures maximales par jour par rapport au pixel de référence de type rural moyennées sur la période 1996-2014)(Ville de Liège 2022). Ce modèle n'est pas défini pour caractériser les microclimats car il a une résolution de 100 m. Cependant, il permet de mettre en évidence des différences d'effet d'ICU entre les quartiers de la ville, et ainsi caractériser d'une certaine manière des différences de conditions stationnelles.

Les valeurs de températures (d'effet d'ICU) ont été extraites, pour chaque arbre, depuis la couche raster du modèle Urbclim grâce à l'outil Extract Values to Point de ArcGIS Pro.

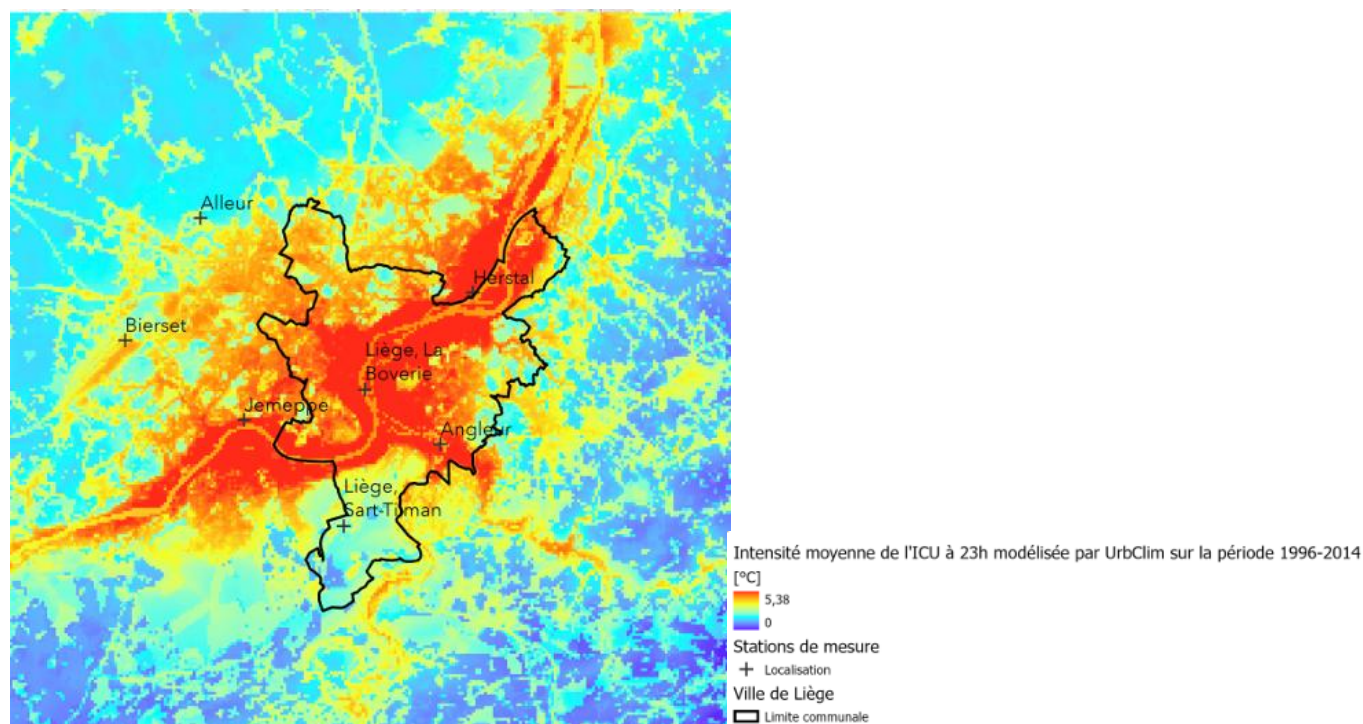


Figure 11 - caractérisation de l'effet d'îlot de chaleur - Modèle composite UrbClim de 1996 à 2014

3.6 Sol

3.6.1 Compaction

Afin de mesurer le taux de compaction du sol un pénétromètre a été utilisé. Composé d'une tige de 12 mm de diamètre en acier inoxydable avec une butée ainsi que de deux pointes de sondes : pour sols légers (diam 19 mm) ou lourds (diam 13 mm). Deux grilles de lecture sont prévues sur le manomètre selon le type de sol (unité de mesure PSI — Pound per Square Inch). Seule la petite pointe a été utilisée pour ce travail.

La conversion est la suivante : 1 p. s. i. = 0,068 94 bar. Les mesures brutes, en PSI, ont été utilisées afin de caractériser le niveau de compaction du sol.

Entre deux et quatre mesures ont été prises pour chaque arbre, selon la configuration et la facilité de prises de mesures. Elles ont toutes été prises dans un rayon de moins d'un mètre par rapport au tronc.

3.6.2 Type de revêtement(s)

Les types de revêtements sous la couronne ont été déterminés sur base de la liste suivante :

- Dolomie
- Asphalte
- Dalle en béton

- Pavé
- Gravier
- Pelouse
- Sol nu

Seul le revêtement « pelouse » a été considéré comme revêtement perméable. Lorsque plusieurs revêtements étaient présents, leurs proportions ont été renseignées dans la base de données. Pour les analyses statistiques, les proportions de chaque type de revêtement n'ont pas été prises en compte, seule l'association des revêtements présents a été retenue.

3.6.3 Fraction imperméable

La fraction imperméable sous la couronne a été estimée à vue d'œil selon des intervalles (<5 ; 5<x<25 ; 25<x<50 ; 50<x<75 ; 75<x<100 %). Lorsqu'il y avait plusieurs revêtements sous la couronne, ils ont été documentés et sont repris dans la base de données créée.

Sur base de ces données et de l'aire du houppier de chaque arbre, il a été possible de calculer un « indice de perméabilité sous la couronne » en suivant cette équation :

$$Ip = \frac{Ap}{Atotale}$$

Où :

Ip, est l'indice de perméabilité

Ap, est l'aire estimée de la surface perméable sous la couronne [m²]

Atotale, est l'aire totale de la couronne [m²]

3.6.4 Potentiel hydrique

Afin d'évaluer le potentiel hydrique des sols urbains plusieurs sondes tentiométriques Watermark de la société Urbasense ont été installées par la ville de Liège. Huit sondes sont placées en rue et onze en parc. Les sondes ont été installées dans des zones ouvertes à l'écart de la couronne des arbres existants.

Pour les analyses, les données prises concernent la période allant du 2 décembre au 8 août 2025, soit la date à partir de laquelle les sondes ont été implantées jusqu'au moment de l'extraction des données pour ce mémoire. Les sondes sont actuellement toujours en fonctionnement. Les mesures sont prises en centibars.

3.6.5 Indices de qualité des sols wallons et Bruxellois

Développé dans le cadre du Plan de relance de la Wallonie, l'Indice de Qualité des Sols wallons est le fruit d'une collaboration entre l'UCLouvain, le Centre wallon de Recherches Agronomiques (CRA-W) et le bureau d'études ARIES Consultants. L'IQSW

aura pour but d'objectiver les services écosystémiques rendus par les sols, en s'appuyant sur des mesures de terrain et des analyses de laboratoire. Prévu pour 2026, cet outil devrait permettre d'évaluer et de mieux prendre en compte la qualité des sols, notamment dans les projets d'aménagement du territoire. J'ai collaboré avec l'équipe s'occupant de cet indice afin d'échantillonner deux points dans le parc de la Citadelle. Les différents prélèvements réalisés ainsi que le matériel utilisé sont détaillés en annexe B, figure 44. L'IQSW n'a pas pu être défini à temps pour apparaître dans ce mémoire, il garde malgré tout vocation à être utilisé in fine dans le projet de thèse de M. Halford.

Afin de tout de même exploiter brièvement les données récoltées, les données ont été exploitées et analysées à l'aide de l'indice de qualité des sols bruxellois. Ces données ne représentent que des résultats temporaires.

L'indice de qualité des sols bruxellois, évaluer la capacité du sol à fournir un ou plusieurs services écosystémiques. Il faut identifier un site, le découper en plusieurs zones homogènes pour y faire les analyses, calculer un indice de qualité par zone, puis calculer un indice de qualité pour le site en question. Un indice global est calculé sur base de l'agrégation des indices de chaque zone du site. D'autres indices permettent de calculer les services écosystémiques et les indices de dégradations.

L'indice par site est calculé suivant cette formule :

$$IQS_{Bi\ Pro} = \frac{\sum (P_i)}{N_p}$$

Où

- $IQS_{Bi\ Pro}$: Indicateur de qualité des sols bruxellois au sein d'une zone homogène i
- P_i : Valeur de référence de chaque paramètre de la zone homogène i
- NP : Nombre total de paramètres mesurés

L'indice global pour le site est calculé suivant cette formule :

$$IQS_{BG\ Pro} = \frac{\sum (IQS_{Bi\ Pro} * A_i)}{A_i}$$

Où :

- $IQS_{BG\ Pro}$: Indicateur global de qualité des sols bruxellois pour l'ensemble de la parcelle
- A_i : surface de la zone homogène i sur la parcelle
- AI : surface de l'ensemble des zones homogènes de la parcelle

L'indice permet aussi de calculer un score pour les services écosystémiques rendus par le sol de même que pour les dégradations, ou menaces de dégradation du sol.

Les services écosystémiques suivants sont analysés :

- Le service de support pour la croissance des plantes et habitat pour la biodiversité (abri pour la faune et la flore) ;
- Le service d'approvisionnement en nourriture (production de denrées alimentaires) ;
- Le service de régulation du cycle de l'eau (filtration des eaux de surfaces, séquestration du carbone atmosphérique) ;
- Le service de régulation du climat (stockage de carbone).

Les dégradations suivantes sont analysées :

- Perte de matière organique ;
- Perte de biodiversité ;
- Érosion ;
- Perte de nutriments ;
- Compaction.

3.7 Analyse des données

Différentes analyses statistiques ont été réalisées sur Rstudio : des matrices de corrélation, des analyses en composantes principales et des clusters. Les matrices de corrélation mettent en évidence la force et la direction de la corrélation qui existe entre deux variables, elles peuvent être négatives ou positives.

Les premières analyses mettent en avant les différences entre les arbres de rues et de parc, pour chaque variable étudiée, grâce au test statistique Anova.

Les variables environnementales présentent des unités et des gammes de valeurs très contrastées, par exemple le SVF se mesure entre 0 et 1, et les distances aux bâtiments les plus proches se mesurent en mètres. Une standardisation a été donc appliquée avant l'ACP et les clusters. Cette procédure centre chaque variable autour de sa moyenne ($\mu=0$) et réduit sa variance ($\sigma=1$), permettant ainsi d'accorder un poids équivalent à chaque variable dans l'analyse multivariée, indépendamment de son unité de mesure.

Les analyses en composantes principales permettent de visualiser la variation présente dans un jeu de données comportant un grand nombre de variables. L'ACP permet d'identifier des groupes d'observations similaires et de déterminer quelles variables rendent un groupe différent d'un autre.

Pour estimer le nombre optimal de groupes (k) à utiliser dans l'algorithme de clustering k-means, la méthode du coude a été appliquée au jeu de données (Annexe C, figure 47) (Syakur et al. 2018). Elle indique une séparation nette en deux groupes distincts. Une autre séparation est possible, en quatre groupes distincts. Deux analyses de

classification (clustering) ont donc été réalisées, la première sur base de deux clusters, la deuxième sur base de 4. Les clusters ont été déterminés de manière hiérarchique. Ensuite, un test ANOVA a été réalisé, il compare les moyennes de plusieurs groupes afin de déterminer s'il existe des différences significatives entre les groupes formés. Les conditions d'applications n'étaient pas respectées, donc un test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été effectué. Le résultat de ces tests sont des p valeurs, si elles sont inférieures à 0,05 cela signifie qu'il y a des différences significatives entre les groupes.

Enfin, des graphiques en radar ont été produits afin de visualiser les profils d'environnement et leurs caractéristiques. Les moyennes de toutes les variables ont toutes été normalisées entre 0 et 1.

Les différentes analyses statistiques : matrices de corrélations, ACP, clustering, boxplot ont été faites sur le logiciel Rstudio sur base de fichiers Excel. Ces derniers résultent de l'export au format .xls des fichiers SIG sur lesquels toutes les manipulations ont été effectuées.

4. Résultats

Les variables décrivant l'environnement local de l'arbre ont été groupées en quatre catégories. La première est la catégorie contexte arboré local, avec la part de couvert arboré et les mesures de compétition (indice Hegyi). La deuxième concerne le degré d'artificialisation locale avec la fraction artificielle au sol, la fraction de surface bâtie et la distance au bâtiment le plus proche. La troisième catégorie est la catégorie Microclimat, elle comprend le SVF et l'ICU. Et la dernière est le Sol avec les variables de compaction du sol, de revêtements de sol, la fraction imperméable sous la couronne et les valeurs de potentiel hydrique.

Après une brève analyse des caractéristiques dendrométriques des arbres de rues et de parcs, la présentation des variables est structurée selon ces quatre compartiments. Les données des sondes tensiométriques ne s'appliquent à aucun arbre, car elles sont placées dans des fosses vides en contexte de rue ou dans des trouées en contexte de parc.

4.1 Caractérisation dendrométrique des arbres de rues et des arbres de parcs

L'aire moyenne de la couronne pour les arbres de rues est de 96,7 m² pour les arbres de parc, et de 85,9 m² pour les arbres de rues.

Les arbres en point sont par définition uniquement présents en rues, les arbres polygones sont eux, présents en très grande majorité dans les parcs (tableau 1). Il y a cependant quelques exceptions, certains arbres polygones se retrouvent tout de même en rue. Les arbres de ligne se retrouvent en proportion relativement équivalentes en parc et rue au regard de la taille de l'échantillon.

Tableau 1 — Nombre d'arbres par configuration de plantation : point, ligne ou polygone

Configuration	Rue	Parc
Point	62	0
Ligne	54	31
Polygone	9	134

4.2 Comparaison de l'environnement entre arbres de rues et de parc

Dans les sections suivantes se trouvent les boîtes à moustaches, puis le tableau récapitulatif des moyennes et variances pour les variables étudiées. D'abord pour celles concernant le contexte arboré, puis le degré d'artificialisation local, le microclimat et enfin le sol.

Dans chacune des boîtes à moustaches qui suivent se trouvent trois catégories différentes, la première : « Tous » reprend tous les arbres confondus, le deuxième « Parc » ne reprend que les arbres de parc, et la dernière « Rue » ne reprend que les arbres de rues.

4.2.1 Contexte arboré local

a. Fraction de canopée

La fraction de canopée dans un rayon de 30 m est significativement ($p < 0,001$) plus élevée en parc (66,1 %), qu'en rue (27,5 %) comme l'indique la figure 12.

De plus, la variabilité relative est forte en rue (50,1 %) et modérée en parc (30,2 %), ce qui indique que les situations sont plus hétérogènes le long des rues, alors que les parcs présentent des proportions de couvert arboré plus homogènes (tableau 2).

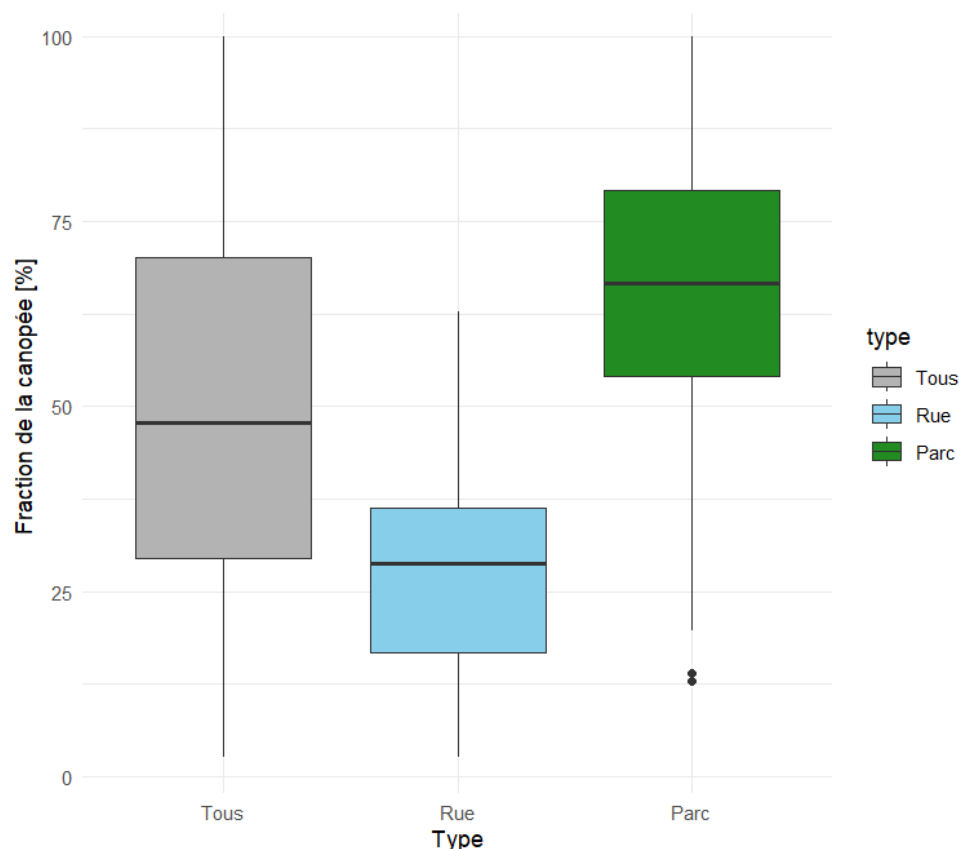


Figure 12 — Boxplot de la fraction de canopée dans un rayon de 30 m pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Tableau 2 — Valeurs des moyennes, écart type et coefficient de variation pour la fraction de canopée dans un rayon de 30 pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Type d'environnement	Moyenne [%]	Écart-type	Coefficient de variation [%]
Tous	49,6	26	52,4
Rue	27,5	13,8	50,1
Parc	66,1	20	30,2

b. Concurrence

L'indice d'Hegyi est significativement ($p < 0,001$) plus élevé en parc (0,6), qu'en rue (0,3) comme l'indique la figure 13.

De plus, la variabilité relative est faible pour les arbres de parc (10,9 %), ce qui indique des situations très homogènes contrairement aux arbres de rues qui présentent un plus haut coefficient de variabilité (79,3 %) (tableau 3).

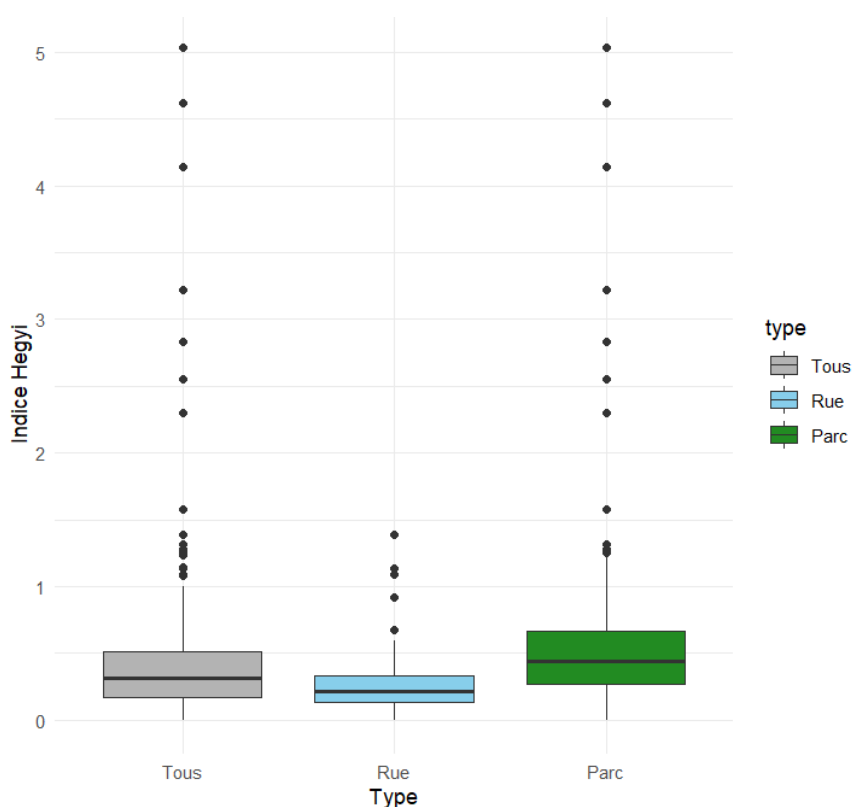


Figure 13 — Boxplot pour l'indice Hegyi pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Tableau 3 — Valeurs des moyennes, écart type et coefficient de variation pour les valeurs de l'indice Hegyi pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Type d'environnement	Moyenne	Écart type	Coefficient de variation [%]
Tous	0,456	0,591	119
Rue	0,258	0,218	79,3
Parc	0,603	0,0724	10,9

Par ailleurs, le nombre de concurrents moyens est très variable pour ces catégories, en moyenne deux arbres concurrents pour les arbres de rue avec un écart type d'un. En moyenne cinq arbres concurrents pour les arbres de parc avec un écart type de trois.

Le tableau ci-dessous, tableau, reprend les principales analyses concernant le nombre moyen de concurrents entourant chaque arbre. Le nombre de concurrents est plus élevé pour les arbres de parc compte tenu de la densité d'arbres dans ce type d'espace.

<i>Configuration</i>	Concurrents moyens	Concurrents moyens Rue	Concurrents moyens Parc
<i>Point</i>	3	3	/
<i>Ligne</i>	3	2	4
<i>Polygone</i>	4	2	5

4.2.2 Degré d'artificialisation local

a. Fraction artificielle

La fraction artificielle dans un rayon de 30m, soit la part de surface artificielle est significativement ($p < 0,001$) plus élevée en rue (87,5 %) qu'en parc (15,1 %) comme l'indique la figure 14.

La variabilité relative est très élevée pour les arbres de parc (125 %), là où elle est plus faible pour les arbres de rues (19,1 %) (tableau 4). Ce qui indique que les situations sont plus hétérogènes pour les arbres de parc, les arbres de rues présentent eux des proportions de surfaces artificielles plus constantes.

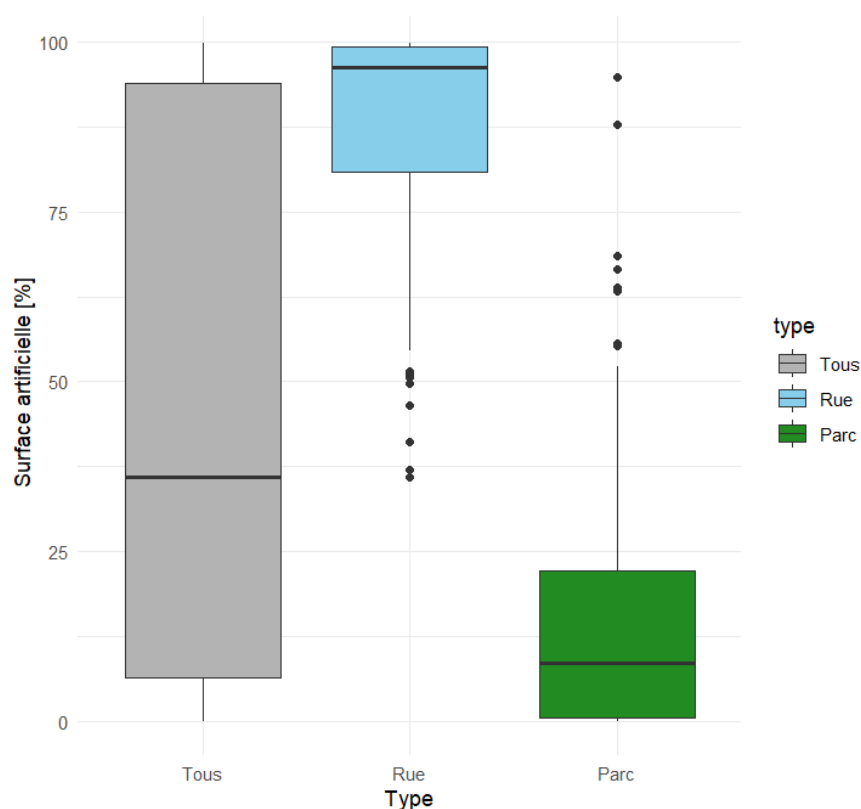


Figure 14 — Boxplot de la proportion surface artificielle dans un rayon de 30 m pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Tableau 4 — Valeurs des moyennes, écart type et coefficient de variation pour la fraction de surface artificielle dans un rayon de 30 pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Type d'environnement	Moyenne [%]	Écart type	Coefficient de variation [%]
Tous	46,1	40,1	87
Rue	87,5	16,7	19,1
Parc	15,1	18,9	125

b. Fraction de surface bâtie

La part de surface bâtie (soit la fraction bâtie) dans un rayon de 30m est significativement ($p < 0,001$) plus élevée en rue (15,7 %) qu'en parc (2,64 %) comme l'indique la figure 15.

La variabilité relative est très élevée pour les arbres de parc (210 %) alors qu'elle est plus modérée pour les arbres de rues (67,5 %) (tableau 5). Ceci indique que les situations sont hétérogènes tant pour les rues que pour les parcs, mais elles le sont particulièrement pour les parcs. Le boxplot confirme cette hétérogénéité avec la présence de nombreux outliers pour les deux types d'environnement.

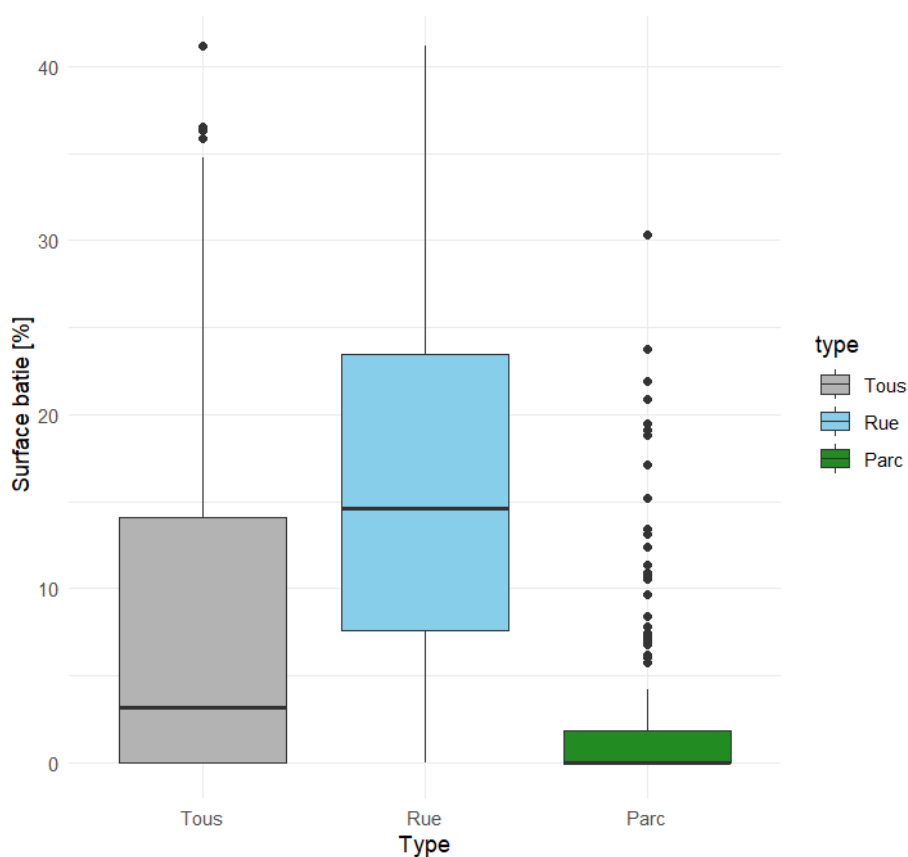


Figure 15 — Boxplot de la proportion de surface bâtie dans un rayon de 30 m pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Tableau 5 — Valeurs des moyennes, écart type et coefficient de variation pour la fraction de surface bâtie dans un rayon de 30 pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Type d'environnement	Moyenne [%]	Écart type	Coefficient de variation [%]
Tous	8,23	10,4	126
Rue	15,7	10,6	67,5
Parc	2,64	5,54	210

c. Distance au bâtiment le plus proche

La distance au bâtiment le plus proche est significativement ($p < 0,001$) plus élevée pour les arbres de parcs (42,9 m) que pour les arbres de rues (15,7 m), figure 16.

La variabilité relative est élevée pour les arbres de parc (64,7 %), elle est plus faible, mais reste importante, pour les arbres de rues (47 %) (tableau 6).

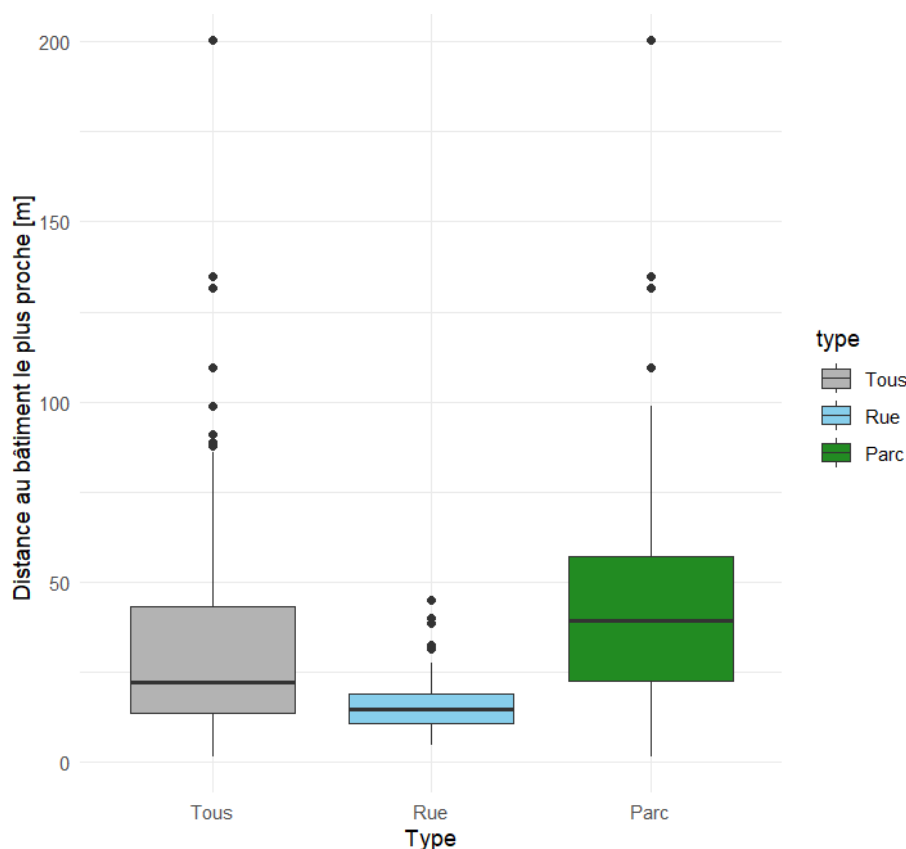


Figure 16 — Boxplot des valeurs de distances au bâtiment le plus proche pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Tableau 6 — Valeurs des moyennes, écart type et coefficient de variation pour les distances au bâtiment le plus proche pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Type d'environnement	Moyenne [m]	Écart type	Coefficient de variation [%]
Tous	31,3	25,4	81,3
Rue	15,7	7,37	47
Parc	42,9	27,8	64,7

4.2.3 Microclimat

a. Sky view factor

Le sky view factor est significativement ($p < 0,001$) plus élevé pour les arbres de parc (0,97) que pour les arbres de rues (0,92), figure 17. Les arbres de parcs ont une ouverture vers le ciel plus grande que ceux des arbres de rues. Les arbres de rues présentent des situations plus hétérogènes que ceux des parcs, principalement dues à l'architecture des bâtiments en villes variable.

La variabilité relative est faible pour les arbres de parc (5,99 %), ainsi que pour les arbres de rues (7,69 %) (tableau 6).

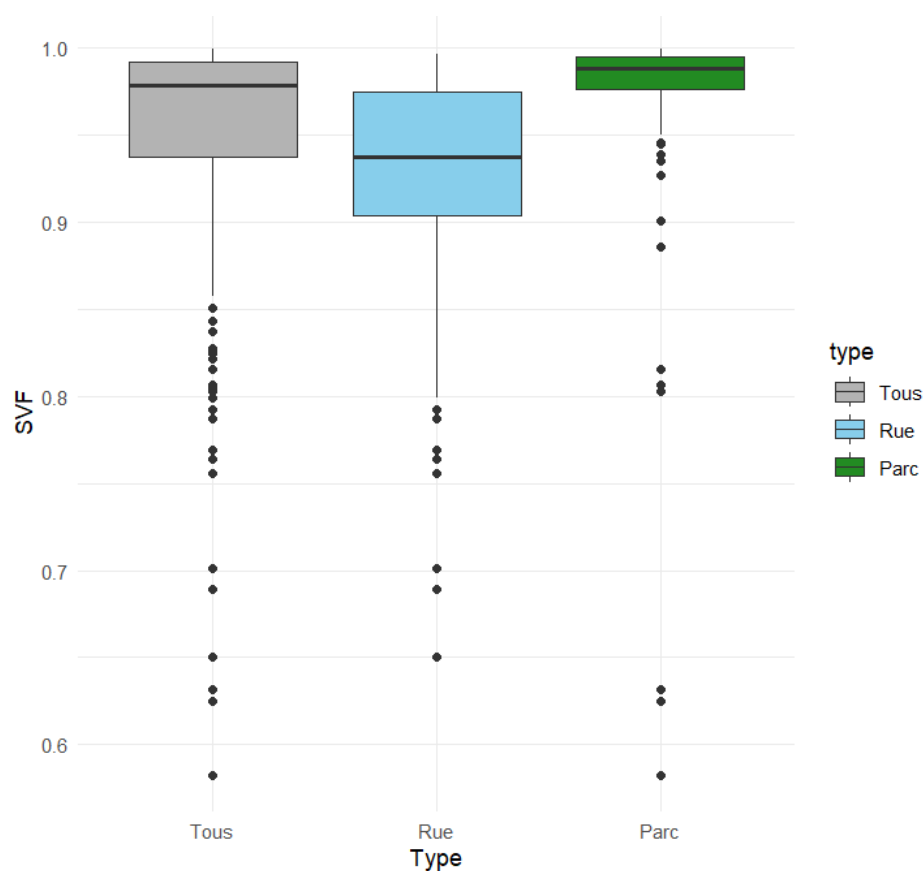


Figure 17 — Boxplot des valeurs de SVF pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Tableau 7 — Valeurs des moyennes, écart type et coefficient de variation pour le SVF pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Type d'environnement	Moyenne	Écart type	Coefficient de variation [%]
Tous	0,952	0,068 3	7,17
Rue	0,924	0,071	7,69
Parc	0,973	0,058 3	5,99

b. Effet d'îlot de chaleur urbain

Les effets d'îlots de chaleur urbains sont relativement semblables pour les arbres de rues (5,9) et de parc (5,38), figure 18, ils sont significativement différents l'un de l'autre ($p < 0,001$).

Le coefficient de variation est plus élevé pour les arbres de rues (17,4 %) qu'il ne l'est pour les arbres de parc (8,77) ce qui indique des situations plus homogènes en parc.

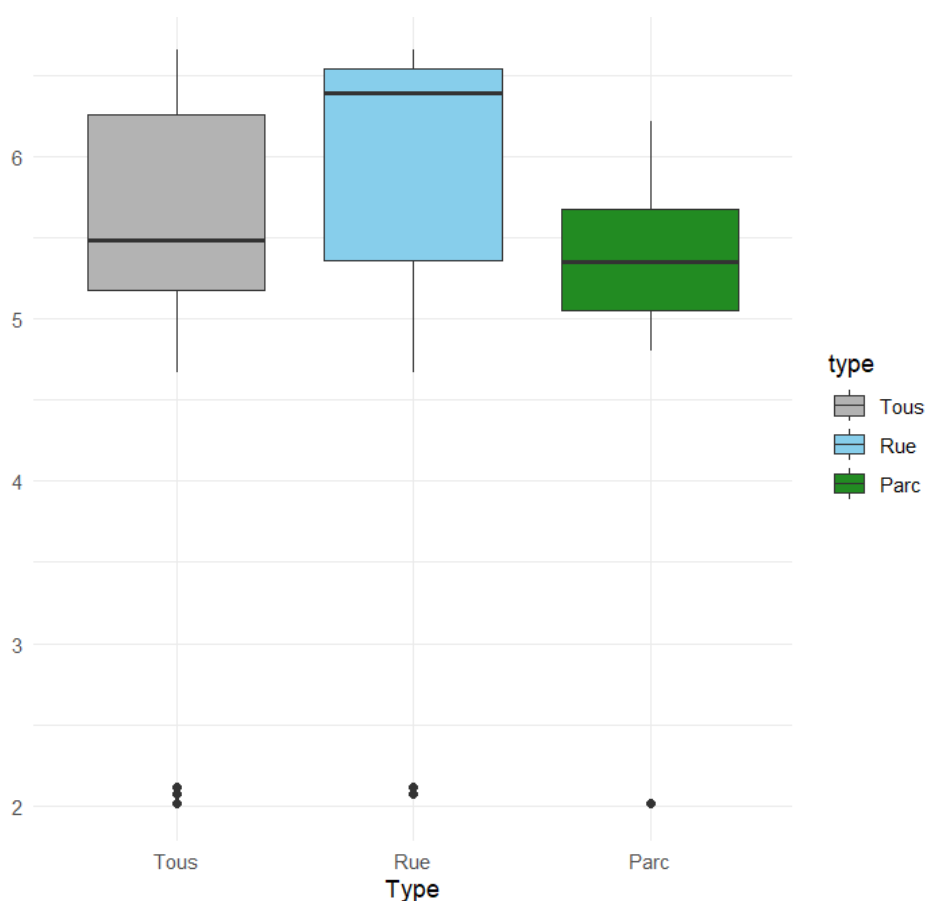


Figure 18 — Boxplot des effets d'îlot de chaleur urbains isolés depuis le modèle Urbclim pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Tableau 8 — Valeurs des moyennes, écart type et coefficient de variation pour les effets d'îlot de chaleur urbains isolés depuis le modèle Urbclim pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Type d'environnement	Moyenne	Écart type	Coefficient de variation [%]
Tous	5,6	0,801	14,3
Rue	5,9	1,03	17,4
Parc	5,38	0,471	8,77

4.2.4 Sols

a. Compaction

Les parcs présentent une valeur de compaction moyenne (191) significativement ($p < 0,001$) plus faible que celle des arbres de rues (300), figure 19. Le coefficient de variation est faible pour les deux catégories, 8,63 % en rue et 6,92 % en parc, ce qui indique une variable homogène sur l'ensemble des sites étudiés.

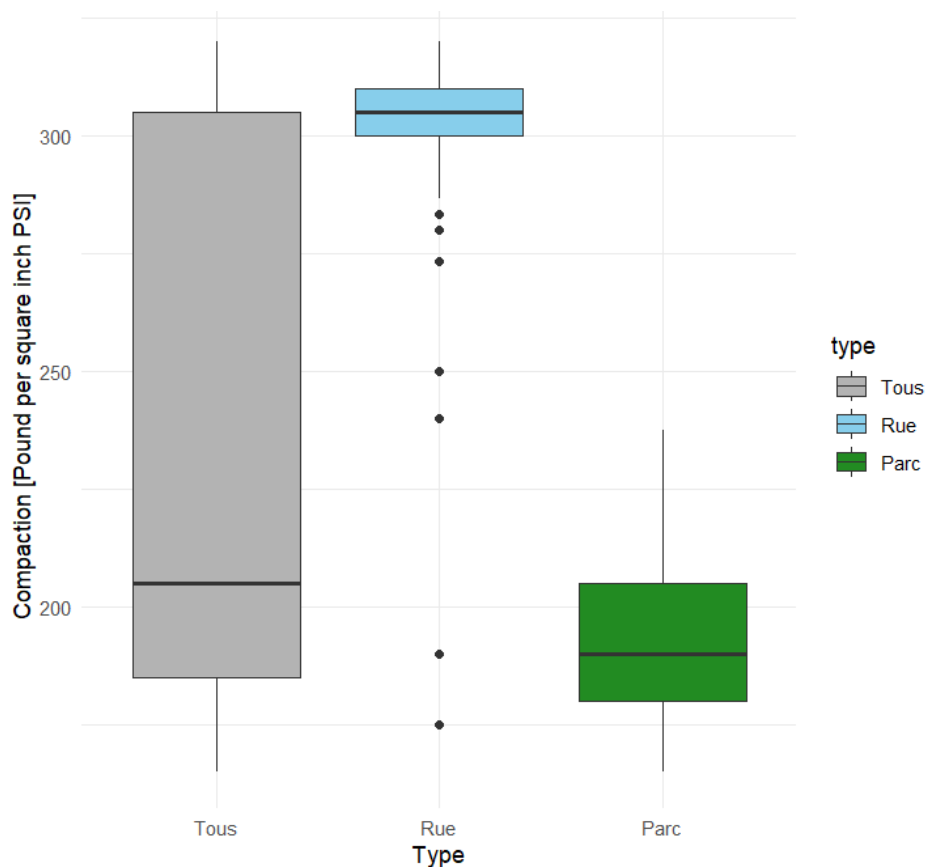


Figure 19 — Boxplot des valeurs de compaction du sol mesurées en PSI pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Tableau 9 — Valeurs des moyennes, écart type et coefficient de variation de la compaction du sol pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Type d'environnement	Moyenne [PSI]	Écart type	Coefficient de variation [%]
Tous	237	57,3	24,2
Rue	300	25,9	8,63
Parc	191	13,2	6,92

b. Part de surface perméable sous la couronne (indice de perméabilité)

L'indice de perméabilité, figure 20, est significativement ($p < 0,001$) plus élevé pour les arbres de parcs (0,891) que pour les arbres de rues (0,251).

De plus, les arbres en rues présentent un coefficient de variation très élevé (109 %) par rapport à celui des arbres de parcs (20 %), tableau 10. Les arbres de rues présentent des situations très hétérogènes selon les sites.

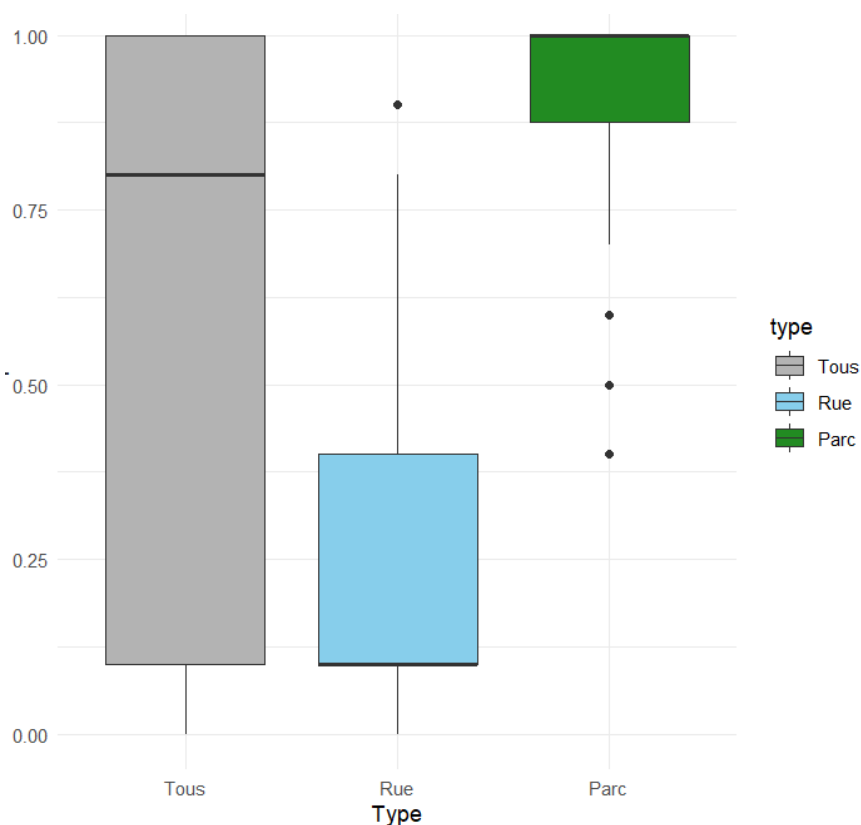


Figure 20 — Boxplot des valeurs de l'indice de perméabilité sous la couronne pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Tableau 10 — Valeurs des moyennes, écart type et coefficient de variation de l'indice de perméabilité sous la couronne pour : tous les arbres de manière confondue, les arbres de parc et les arbres de rues

Type d'environnement	Moyenne	Écart type	Coefficient de variation [%]
Tous	0,622	0,387	62,2
Rue	0,251	0,274	109
Parc	0,891	0,178	20

4.3 Relations entre paramètres

4.3.1 *Matrices de corrélations*

Les trois matrices ci-dessous concernent d'abord tous les arbres confondus, puis les arbres de parc, puis les arbres de rues. Les valeurs rouges indiquent des variables négativement corrélées entre elles, les bleues indiquent celles qui le sont positivement. Par souci de lisibilité les variables du buffer de 60 m ne sont pas reprises ci-dessous. De plus, certaines variables étudiées ne sont pas présentées, car elles sont estimées n'être finalement pas pertinentes. Ainsi, l'altitude, la distance au bâtiment le plus proche et la fraction bâtie sont absentes. La distance au bâtiment le plus proche et la fraction bâtie sont déjà prises en compte par le SVF.

Les matrices présentent d'abord les variables de l'environnement arboré local donc l'indice Hegyi et le couvert arboré. Puis, les variables concernant l'artificialisation : la fraction artificielle et le SVF. Puis celles concernant le microclimat donc : le SVF et l'effet d'ICU, et enfin celles concernant le sol avec la compaction et l'indice de perméabilité sous la canopée.

La première matrice, figure 21, indique que toutes les corrélations entre les variables étudiées sont significatives hormis pour la corrélation entre SVF et l'indice d'Hegyi.

La matrice indique une corrélation fortement positive entre la compaction et la fraction artificielle (0,82).

Des corrélations positives modérées sont observées entre la fraction de la canopée et l'indice de perméabilité sous la couronne (0,51), entre la fraction de la canopée et le SVF (0,42), et entre le SVF et l'indice de perméabilité sous la couronne (0,41).

À l'inverse, la fraction artificielle présente une corrélation fortement négative avec la fraction de canopée (-0,81), ainsi qu'avec l'indice de perméabilité sous la couronne (-0,75). De même qu'une corrélation modérée avec le SVF (-0,49).

De plus, la compaction présente une corrélation fortement négative avec l'indice de perméabilité sous la couronne (-0,78), ainsi qu'avec la fraction de la canopée (-0,71).

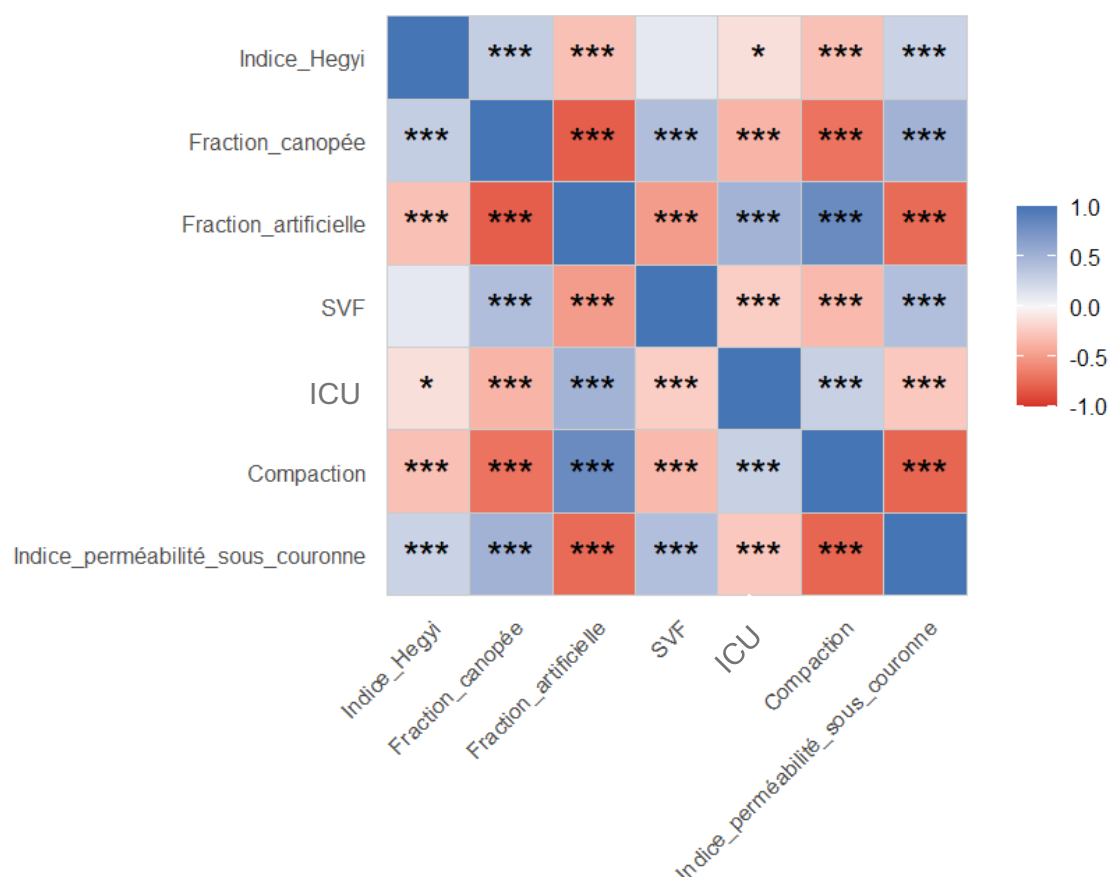


Figure 21 — matrice de corrélation pour tous les arbres confondus

La matrice ci-après, figure 22, concerne les arbres de parc. Elle indique des corrélations positives faibles, mais toutes significatives entre le SVF et la fraction de canopée (0,33), entre la compaction et ICU (0,23), ainsi qu'entre la fraction artificielle et l'ICU (0,28).

À l'inverse elle indique une corrélation négative élevée entre la fraction artificielle et la fraction de la canopée (-0,63). Des corrélations négatives modérées entre le SVF et la fraction artificielle (-0,56). Les deux corrélations étant très significatives.

Une faible corrélation négative, mais significative est mise en avant entre ICU et la fraction de canopée (-0,28). D'autres faibles corrélations négatives, moins significatives sont mises en avant entre ICU et le SVF (-0,2), entre la compaction et la fraction de canopée (-0,2) et entre la fraction de canopée et l'indice de perméabilité (-0,22).

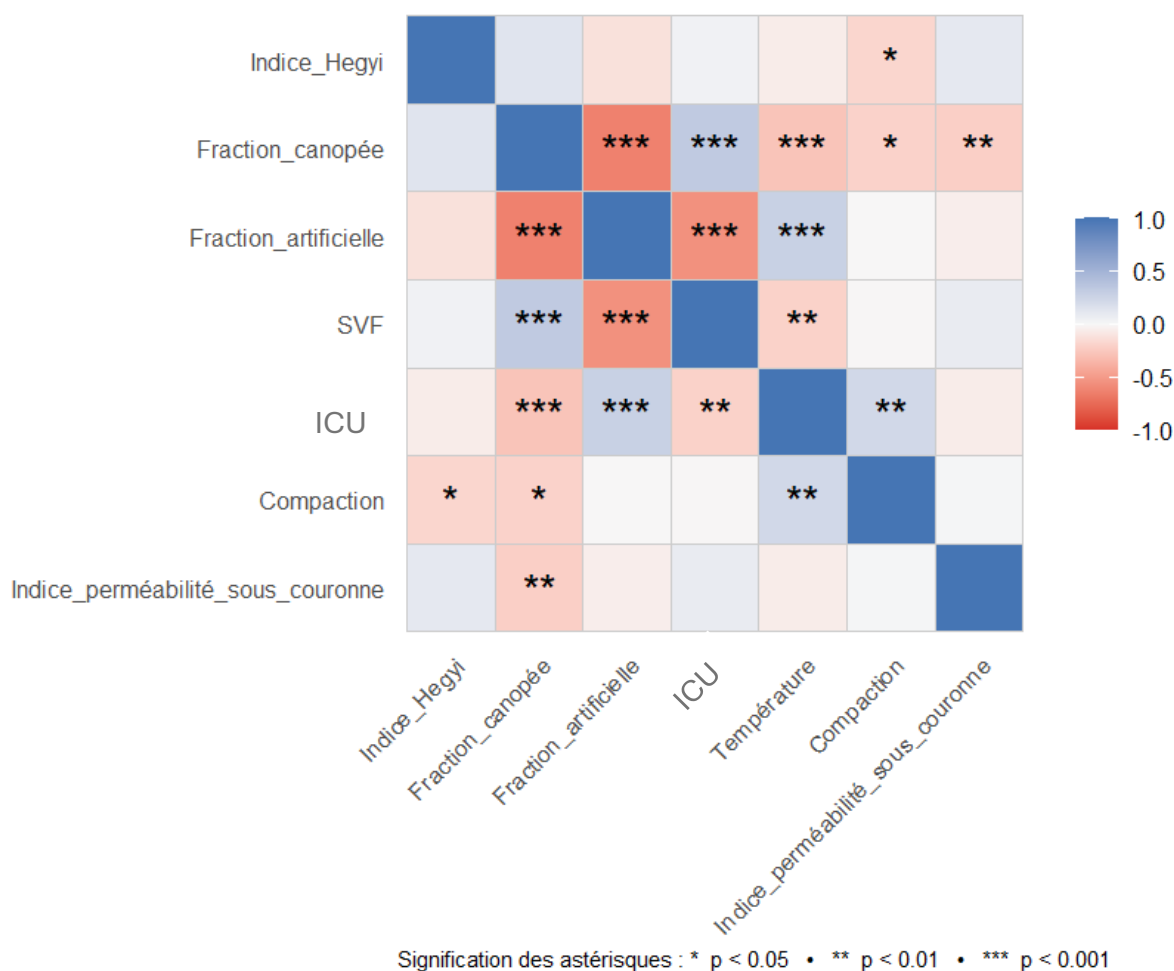


Figure 22 — matrice de corrélation, arbres de parc

La matrice de corrélation ci-dessous, figure 23, concerne les arbres de rues. Une forte corrélation positive et significative est observée entre la fraction artificielle et ICU (0,8). Une corrélation positive faible, mais très significative est observée entre le SVF et l'indice de perméabilité sous la couronne (0,33). Une corrélation positive faible et significative est observée entre la fraction de la canopée et l'indice Hegyi (0,22).

Des corrélations faiblement négatives, mais significatives sont mises en avant entre la fraction de la canopée et l'indice de perméabilité (-0,29), entre la fraction de canopée et la fraction artificielle (-0,25) de même qu'entre la fraction artificielle et le SVF.

D'autres corrélations faiblement négatives et moins significatives sont mises en avant entre ICU et la fraction de canopée (-0,21) ainsi qu'entre la compaction et la fraction artificielle (-0,19).

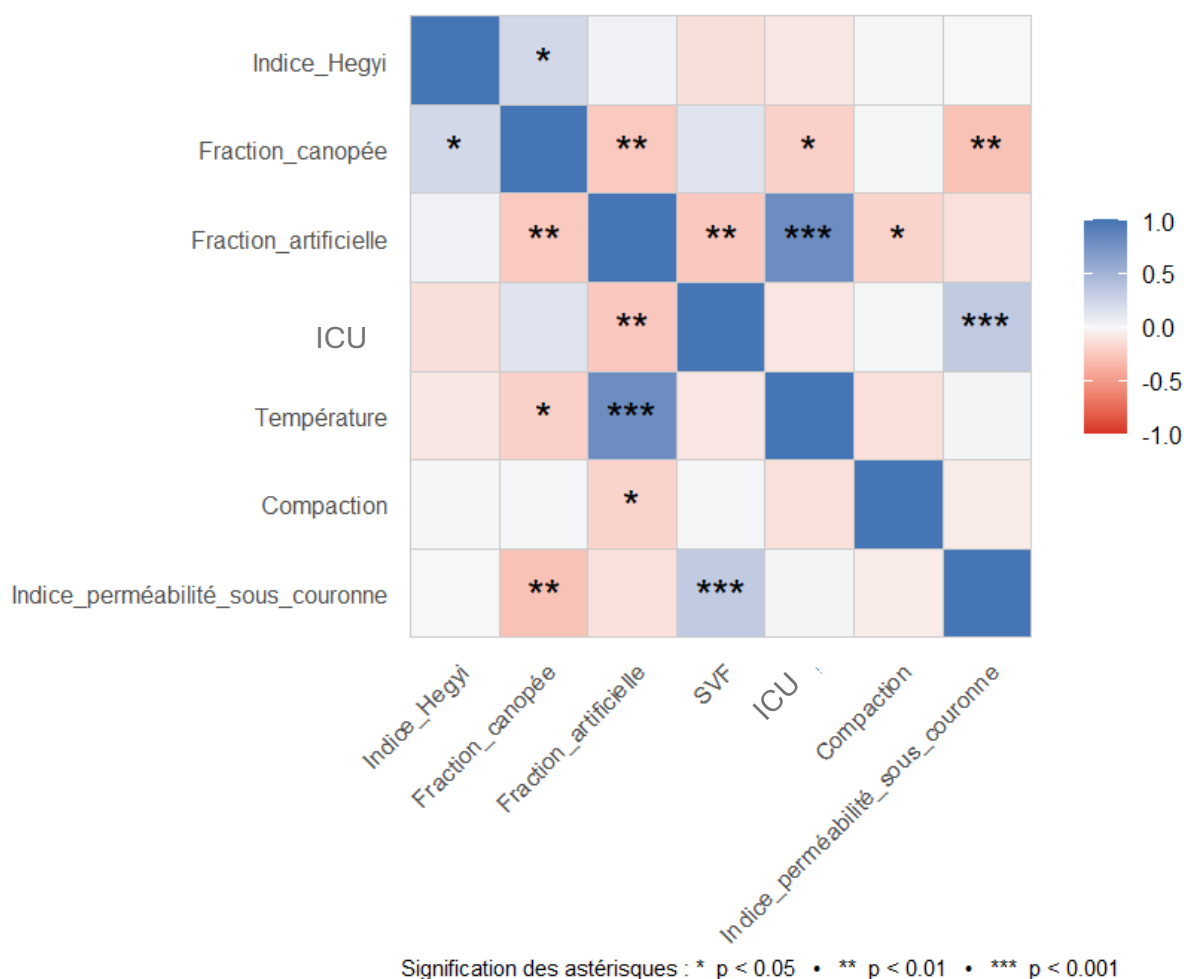


Figure 23 — matrice de corrélation, arbre de rues

4.4 Analyses multivariées

4.4.1 Analyses en composantes principales

Une analyse en composante principale a été effectuée, figure 24, en considérant seulement les variables analysées sur 30 m pour plus de lisibilité. Les analyses suivantes sont faites sur base de l'entièreté des variables étudiées, ce qui explique les différences de dimensions, le cercle des corrélations reprenant l'ensemble des variables confondues se trouve en annexe C, figure 45. Le cercle des corrélations illustre les deux premières dimensions qui expliquent, lorsque toutes les variables sont incluses, respectivement 59,8 % et 8,9 % de la variance. Les variables sont représentées grâce à leurs valeurs de $\cos^2$, celles-ci représentent la contribution des variables aux dimensions. La figure 24 ci-après met en évidence la présence de deux groupes distincts au sein de l'échantillon. Les variables de fractions artificielles, fraction bâtie, compaction et ICU sont représentées sur l'axe négatif de la dimension 1, les autres variables sont représentées du côté positif de cette dimension.

Certaines variables sont très bien représentées comme la fraction de surface artificielle ou le pourcentage d'imperméabilisation sous la couronne. L'indice de Hegyi et le SVF sont en revanche mal représentés. De plus il y a une nette opposition entre altitude et ICU.

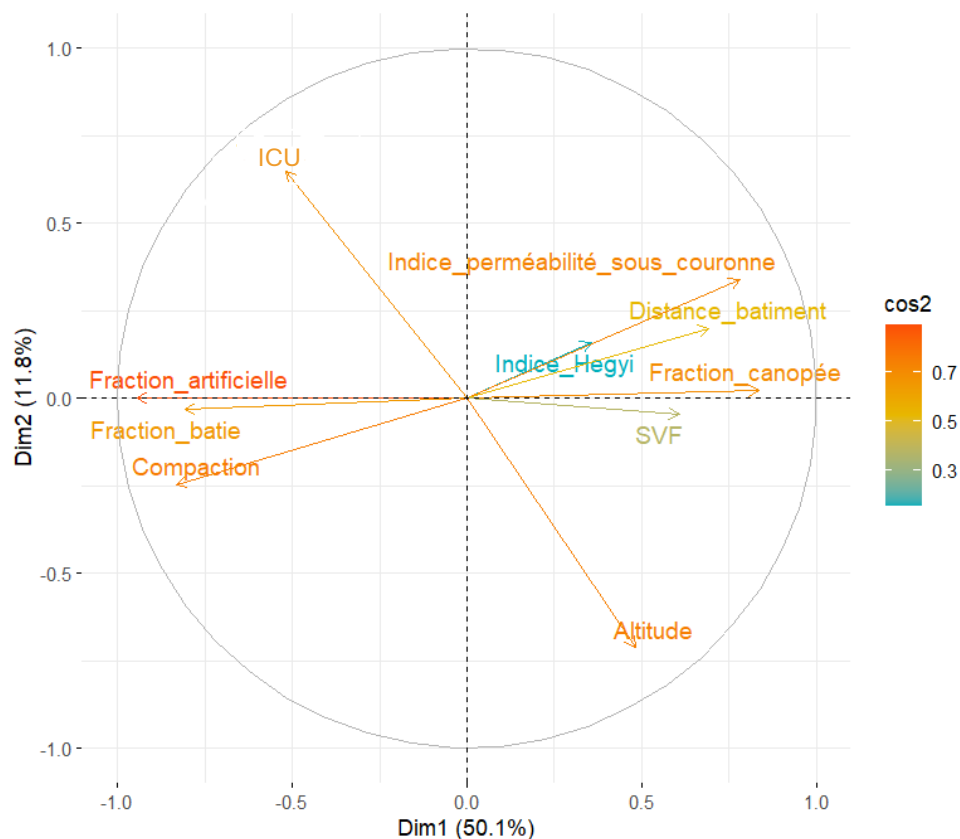


Figure 24 — cercle des corrélations pour toutes les variables prises en compte

La figure 25 montre une différence claire entre les environnements des arbres de rue et de parc. Cette figure met en évidence des ellipses distinctes l'une de l'autre pour les deux catégories. Ces ellipses sont très allongées, indiquant donc la présence d'un gradient au sein de ces catégories.

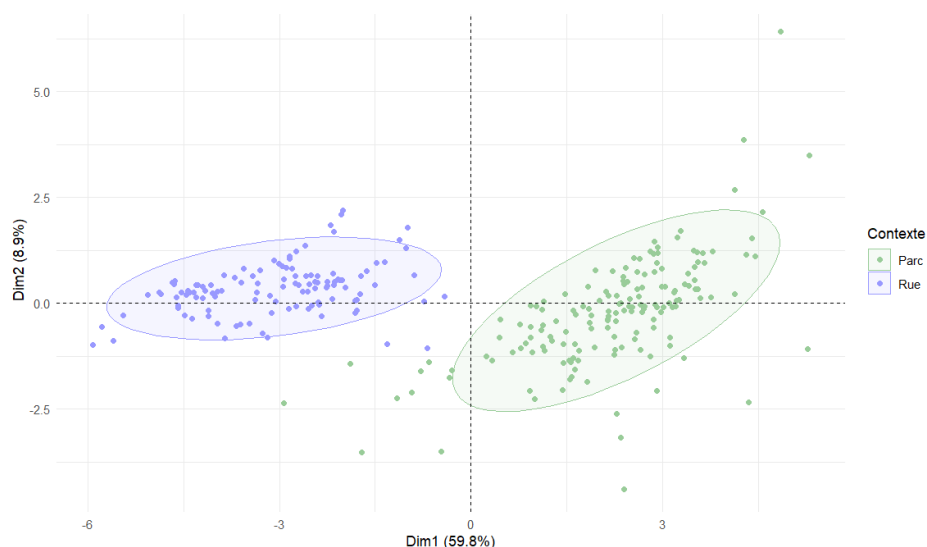


Figure 25 — ACP des individus, un filtre est appliqué pour différencier les arbres de rue et de parc

La figure 26 met en avant les différents types de plantations. Les catégories Point et Polygone sont globalement très distinctes l'une de l'autre, à quelques exceptions près. La catégorie Ligne est cependant moins bien délimitée. En effet, des arbres en lignes peuvent à la fois se trouver en parc le long des chemins et dans les rues.

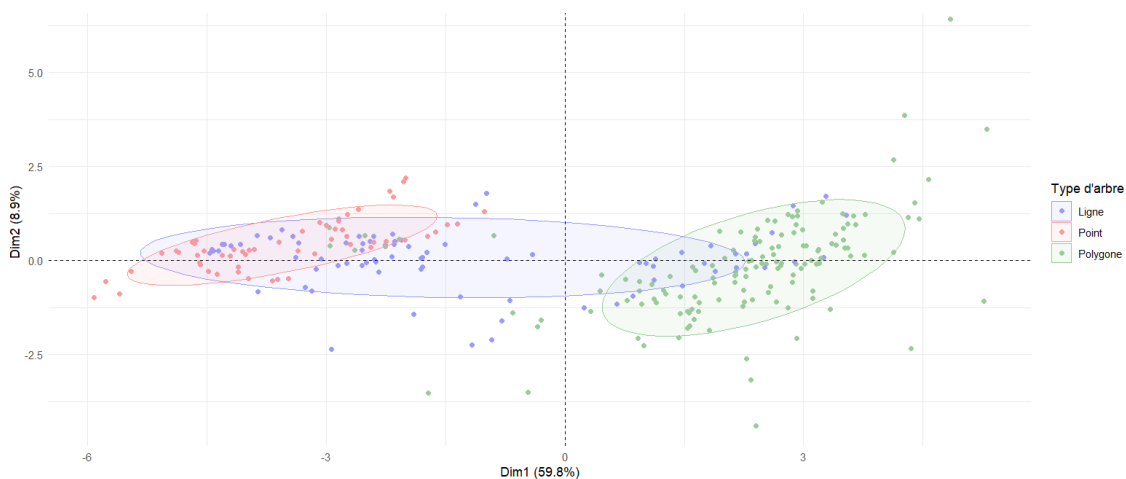


Figure 26 — ACP des individus selon le type de plantation point, ligne ou polygone

Concernant les revêtements au sol sous la couronne des arbres, sept catégories différentes ont été rencontrées. Les trois revêtements les plus fréquemment rencontrés sur le terrain, indiqués dans la figure 27, sont la pelouse, un mélange d'asphalte et de béton ou un mélange de pelouse et d'asphalte. Les arbres de Point sont typiquement des arbres qui présentent sous leur couronne un mélange d'asphalte et de béton, pour le

trottoir et la route. Les arbres de Lignes présentent le plus souvent un mélange de pelouse et d’asphalte et les arbres de Parc par définition ne présentent que de la pelouse sous leur canopée.

L’ellipse bleue « Pelouse + Asphalte » est en comparaison des deux autres ellipses allongées, ce type de revêtement est principalement rencontré pour les arbres de configuration « ligne », ils se retrouvent à la fois en rues et en parc.

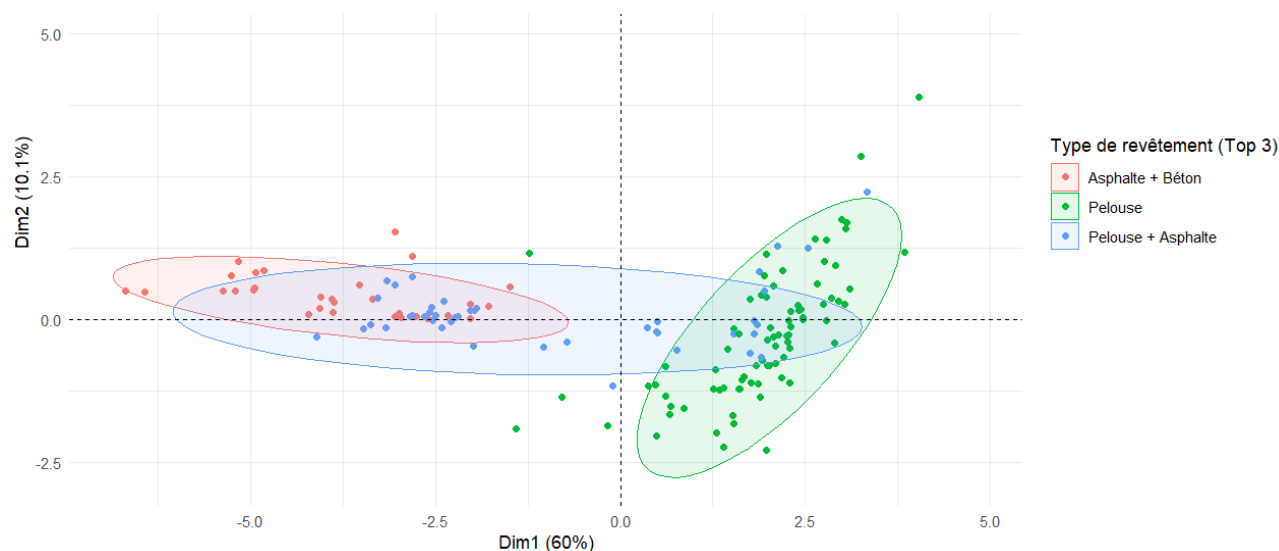


Figure 27 — ACP des individus, un filtre reprenant les trois revêtements de sol sous la couronne les plus fréquemment observés est appliqué

4.4.2 Clusterings

Les précédentes analyses ont mis en avant des groupes de données prédéfinis, par exemple les arbres ayant le même type de revêtements sous leurs canopées ou les arbres d’une même configuration de plantation. L’objectif de cette section est de mettre en avant, au moyen d’un logiciel k-means clustering, des groupes de données distincts les uns des autres pour faire émerger des typologies d’environnements urbains basées sur les caractéristiques environnementales observées.

Le test du coude, annexe C figure 47, indique qu’une séparation en deux groupes distincts est suffisante, il y a cependant aussi un changement de pente dans la courbe de la variance intraclasse au niveau des 3 et 4^e cluster. Étant donné les gradients au sein des catégories rue et parc observés grâce aux précédentes ACP, deux et quatre groupes ont respectivement été formés et sont présentés ci-dessous. Les résultats des tests statistiques ont montré des différences significatives entre les 2 clusters ($p < 0,001$) pour toutes les variables.

La figure 28, présente un graphique en radar pour la division de l'échantillon en deux groupes distincts, les valeurs moyennes de chaque variable par clusters s'apparentent respectivement, après interprétations à, un environnement de parc et un de rue. Les valeurs brutes de ces clusters sont reprises dans le tableau 11. Cette figure, indique de fortes différences entre les milieux pour les variables suivantes : pourcentage de surface imperméable sous la couronne, compaction, fraction bâtie, fraction de la canopée et la fraction de surface artificielle. Les autres variables semblent proches sur le graphique, mais ce n'est qu'un effet d'optique. Par exemple, la distance au bâtiment le plus proche est de 43 m pour les arbres de parc et 15 m pour les arbres de rues, soit trois fois moins. Dans cette figure l'indice de perméabilité n'est pas repris, il y a néanmoins le pourcentage de surface imperméable sous la couronne nommé « Imperméabilisation pct ».

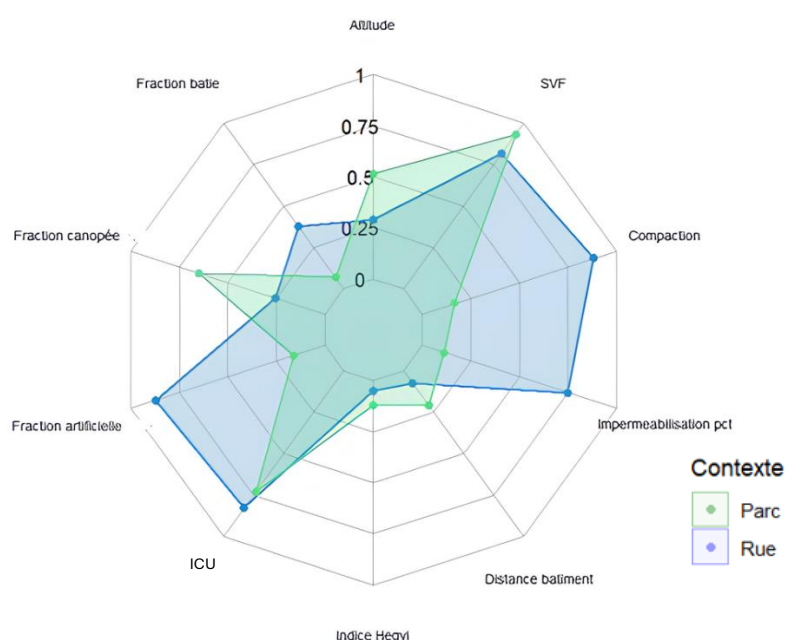


Figure 28 — Graphique en radar pour les deux clusters formés par logiciel k-means clustering. Les deux clusters s'apparentent respectivement à des environnements de rue et de parc.

Tableau 11 - valeur moyennes des variables étudiées pour former deux clusters

	Indice Hegyi	ICU [°C]	Fraction artificielle [%]	Fraction canopée [%]	Fraction bâtie [%]	Altitude [m]	SVF	Compaction [PSI]	Imperméabilisation sous couronne [%]	Distance au bâtiment le plus proche [m]
Parc	0,6	5,4	16	66	2,8	120	0,97	191	11	43
Rue	0,3	5,86	87	27,5	15,4	94,4	0,92	301	75	16

La figure 29 présente le résultat d'une division de l'échantillon en quatre groupes de données, le tableau 12 reprend les valeurs moyennes de chaque variable étudiée. Les groupes peuvent s'interpréter de la manière suivante, en quatre environnements urbains :

- Parc (profil 1 — gris), 93 arbres
- Parc aménagé (profil 2 — rouge), 68 arbres
- Urbain dense (profil 3 — bleu), 74 arbres
- Urbain (profil 4 — jaune), 55 arbres

Dans cette figure l'indice de perméabilité n'est pas repris, il y a cependant le pourcentage de surface imperméable sous la couronne nommée : « Imperméabilisation pct ».

Il y a d'abord les arbres de parc, profil 1. Ils présentent les valeurs les plus faibles pour la fraction bâtie dans un rayon de 30 mètres ainsi que pour l'ICU enregistré. À l'inverse ils présentent les valeurs les plus élevées pour le SVF, la fraction de la canopée, l'altitude et la distance au bâtiment le plus proche.

Les arbres de parc aménagés, profil 2. Ils présentent un profil similaire à ceux du profil 1, ils sont cependant placés à une altitude en moyenne plus basse. Présentent un SVF et une fraction de canopée plus faible. Les fractions de surface artificielles et de surfaces bâties sont elles légèrement supérieures.

Ensuite, les arbres de rues se divisent en deux catégories, ceux qui sont en milieu très dense, profil 3, et ceux qui sont en milieu plus ouvert, profil 4. Ces deux profils sont fort similaires, ils présentent tous deux des distances au bâtiment le plus proche les plus faibles et les valeurs de compaction du sol les plus élevées. Les arbres du profil 3, rue dense, sont cependant situés en moyenne à une altitude plus faible et présentent une fraction bâtie plus grande dans un rayon de 30 m.

Toutes les variables analysées sont significativement différentes les unes des autres ($p < 0,001$) malgré qu'elles soient fort similaires. Cela s'explique par la variance intracluster très faible et le faible nombre d'arbres par cluster.

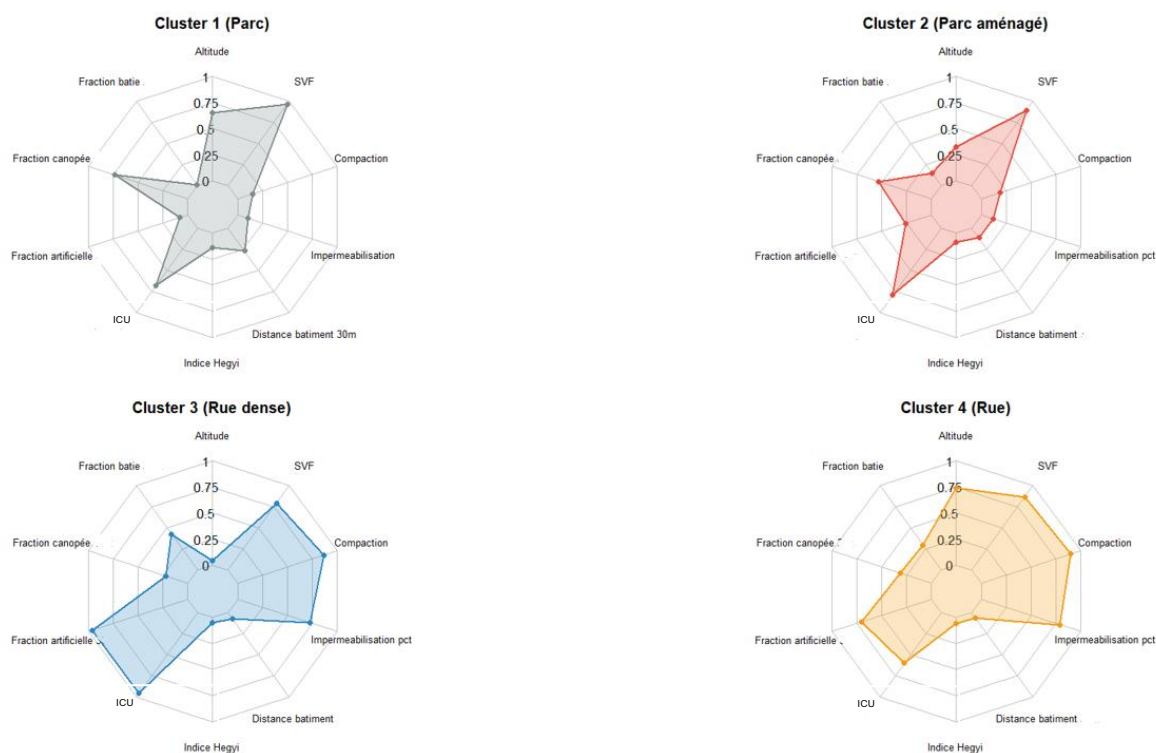


Figure 29 — Graphique en radar pour les deux clusters formés par logiciel k-means clustering. Les quatre clusters s'apparentent respectivement à des environnements de rue, rue dense et de parc et parc aménagés.

Les moyennes pour chaque variable mise en avant sont présentées dans le tableau ci-dessous, tableau 12.

Tableau 12 - valeurs moyennes observées pour les variables des quatre clusters formés

	Indice Hegyi	ICU	Fraction artificielle	Fraction canopée [%]	Fraction bâtie	Altitude [m]	SVF	Compaction [PSI]	Imperméabilisation sous couronne [%]	Distance bâtiment le plus proche [m]
Parc	0,712	5,19	8	74,5	0,3	138	0,987	189	0	56
Parc aménagé	0,453	5,68	26,5	54,5	6	98	0,954	194	15	25
Rue	0,283	4,98	70	33,7	12	148	0,943	305	80	14,5
Rue dense	0,249	6,45	96	24,5	17	64	0,913	300	80	17

L'attribution de chaque arbre à son cluster respectif a permis leur représentation cartographique sur ArcGIS avec des couleurs distinctes. Les quatre profils environnementaux obtenus sont illustrés par les figures 30 et 31, tandis que la carte de répartition spatiale complète figure en annexe C (figure 53).



Figure 30 — classification des arbres de rue (jaune) et de rues denses (bleu)



Figure 31 — classification des arbres de parc aménagé (rouge) et de parc (gris)

4.5 Potentiel hydrique et qualité des sols

4.5.1 Potentiel hydrique

Afin de mesurer le potentiel hydrique du sol des sondes tensiométriques ont été installées sur certains sites, huit sondes sont placées en rue et onze en parc. Les données récoltées n'ont pas été intégrées dans les analyses statistiques, car elles ne sont disponibles que pour quelques sites.

La figure 32 indique certaines tendances, à une profondeur de 25 cm, les arbres de rues ont un potentiel hydrique moins négatif que celui des arbres de parc. À une profondeur de 50 cm, les potentiels hydriques sont similaires selon le type d'environnement. Les arbres de rues indiquent une variabilité de potentiel plus faible que ceux des arbres de parcs.

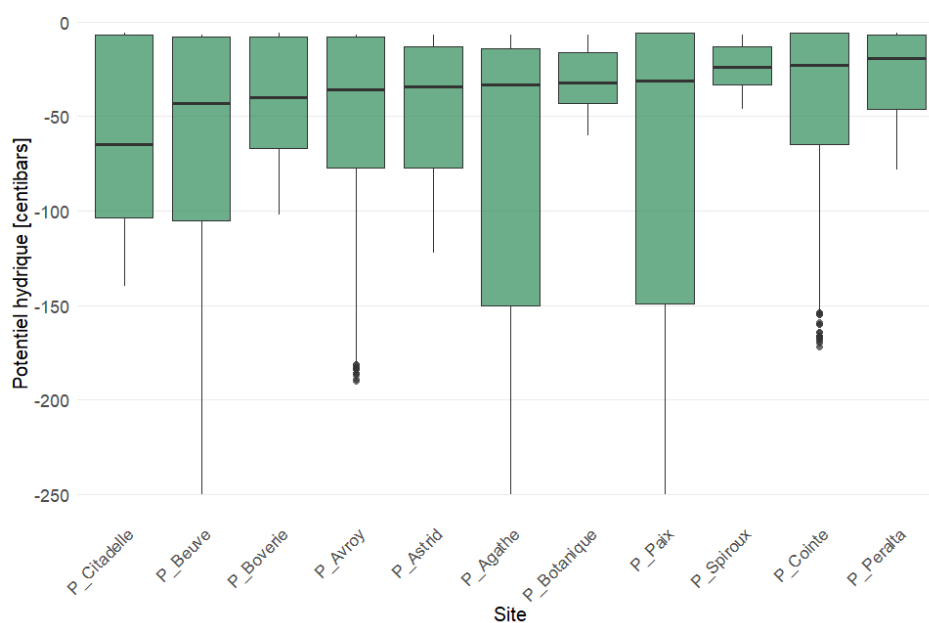


Figure 32 — potentiel hydrique à 25 cm de profondeur pour les arbres de parc

Le potentiel hydrique pour la rue Frankignoul a été mesuré à une profondeur de 15 cm, ce qui explique la différence observée avec les autres sites qui sont mesurés à 25 cm.

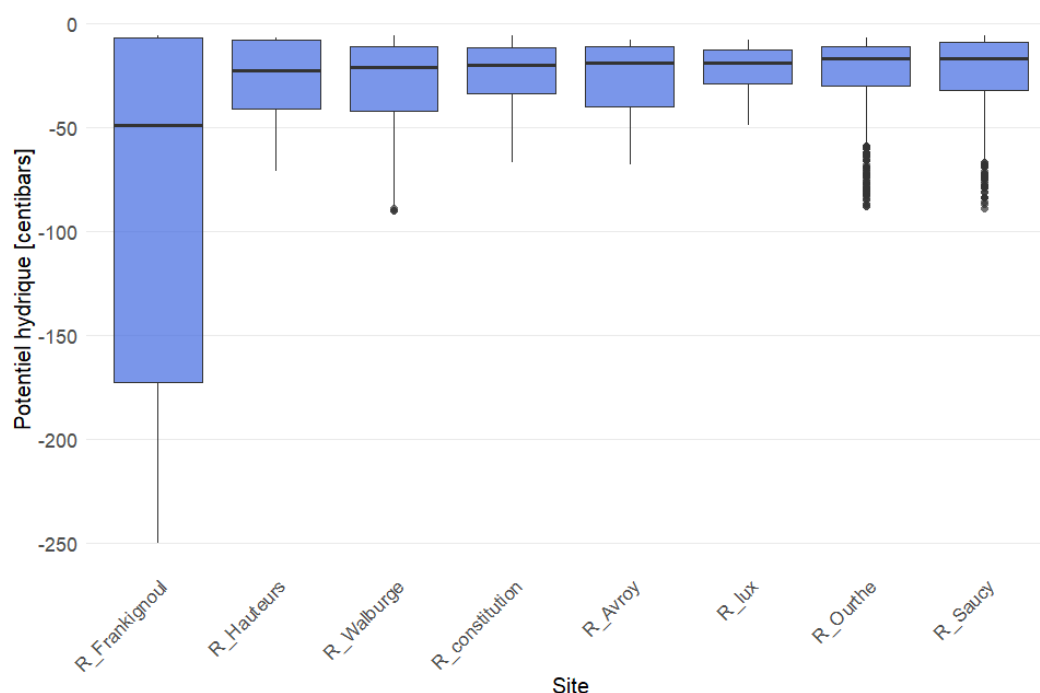


Figure 33 — potentiel hydrique pour les arbres de rues mesuré à une profondeur de 25 cm pour tous les sites hormis le boulevard Frankignoul où la sonde est placée à 15 cm de profondeur

La figure ci-dessous (figure 34) reprend l'évolution du potentiel hydrique pour des arbres se situant dans la même zone : une sonde dans le boulevard d'Avroy pour le contexte de rue et une sonde dans le parc d'Avroy pour le contexte de parc. Le graphique reprend les données pour la période allant du 2 décembre au 11 aout 2025.

Le potentiel hydrique est similaire entre les deux sites durant l'hiver, jusqu'au début du mois de mars. Ensuite, des variations de potentiel sont observées simultanément pour les arbres de rues et de parc. Les amplitudes dans les variations de potentiel hydrique sont significativement plus faibles en rues par rapport à celles en parc.

Les graphiques reprenant l'évolution temporelle des potentiels hydrique de tous les sites sont repris en annexes C, figures 54 et 55. La même dynamique y est observée en termes d'amplitude de variation de potentiel mesurées.

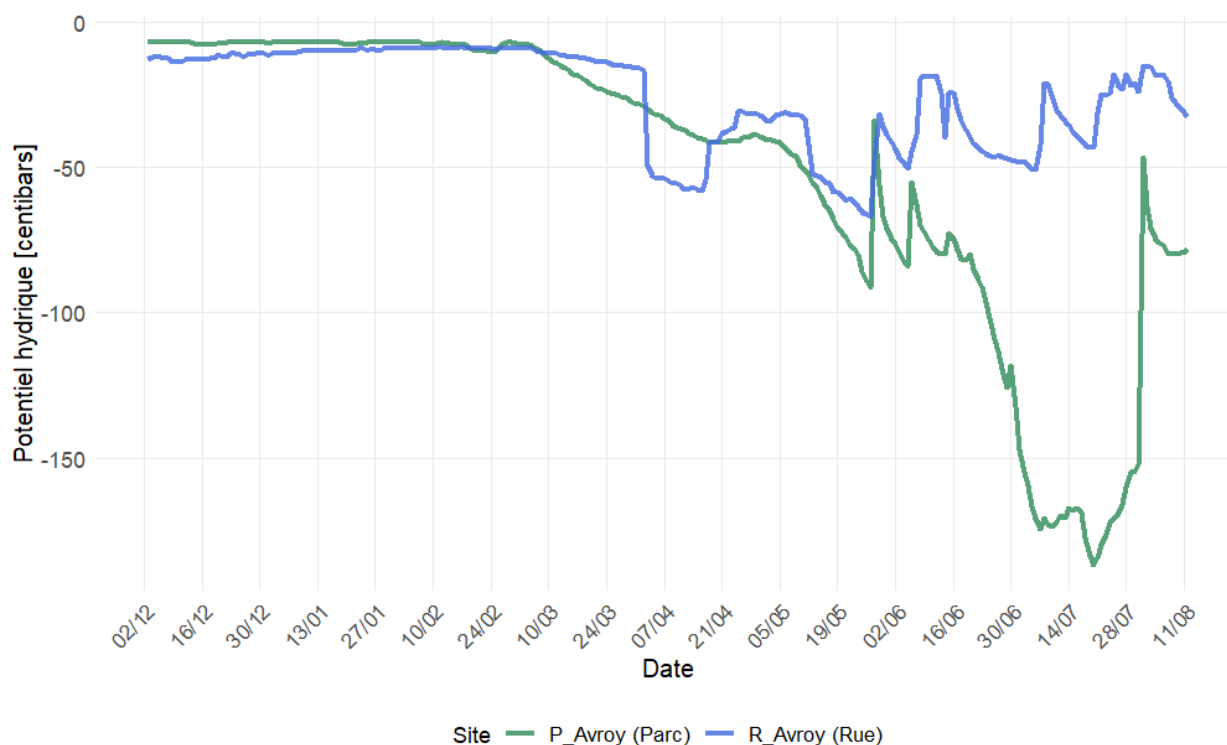


Figure 34 - évolution du potentiel hydrique du sol, rue d'Avroy pour des arbres présents en rues et en parc.

4.5.2 Qualité des sols

Des échantillons ont été prélevés dans le parc de la Citadelle au mois de mai avec l'équipe en charge de l'indice de qualité des sols wallons. Malheureusement, faute de temps, cet indice n'a pas pu être défini à temps pour que les résultats apparaissent dans ce travail. Afin de tout de même exploiter brièvement les données récoltées, l'indice de qualité des sols bruxellois a donc été calculé (IQSB-pro) sur base des résultats des analyses faites avec l'équipe de l'IQSW.

L'interprétation de l'IQSB Pro se fait par parcelle, sur base du « calcul de l'indice global », le score Global de la parcelle étudiée est de 62/100, soit « un sol de moyenne à bonne qualité avec peu de limitations d'usage ».

Le tableau 13, ci-dessous reprend les valeurs calculées pour les quatre services écosystémiques. Si le score obtenu est inférieur à 40 %, le service est considéré comme insuffisant, s'il est compris entre 40 et 70 % il est considéré comme satisfaisant et enfin s'il est supérieur à 70 % il est considéré comme atteint. Les points 1 et 2 présentent des valeurs très différentes, le point 1 répond de manière satisfaisante pour tout les services écosystémiques, là ou le point 2 ne le fait que pour la régulation du cycle de l'eau.

Compte tenu de la haute teneur en carbone organique mesurée (6,54 g de carbone organique pour 100 g de sol sec), le service de régulation du climat est atteint pour le parc de la citadelle. Les autres services : support pour la croissance des plantes et habitat pour la biodiversité (abri pour la faune et la flore) ; approvisionnement en

nourriture (production de denrées alimentaires) ; régulation du cycle de l'eau (filtration des eaux de surfaces, séquestration du carbone atmosphérique) présentent eux des scores satisfaisants.

Tableau 13 — Score des quatre services écosystémiques calculés par l'IQSB Pro

	IE biodiversité	IE nourriture	IE eau	IE climat
Point 1	60	65	52	70
Point 2	32	35	60	45
Parcelle	60	65	60	70

Le tableau suivant, tableau 14, reprend les indices de dégradations pour les variables analysées. Les dégradations suivantes sont analysées : perte de matière organique ; perte de biodiversité ; érosion ; perte de nutriments ; compaction. La menace la plus importante est la compaction, car elle présente un score de 75. Ce résultat est toutefois à nuancer, car il est potentiellement plutôt lié à la présence de cailloux à partir de 20 cm qu'à une réelle compaction homogène du sol.

Tableau 14 — Score des indices de dégradation calculés par l'IQSB Pro

	ID matière organique	ID biodiversité	ID érosion	ID nutriments	ID compaction
Point 1	30	40	55	25	60
Point 2	55	68	40	70	75
Parcelle	55	68	55	70	75

De plus, des photos ont été prises lors des chantiers effectués dans la ville de Liège, figures 35 à 38. Ces photos permettent d'illustrer la grande variabilité des sols urbains, selon l'endroit, la situation historique ou encore la présence de tuyauteries à proximité, la configuration peut être très différente.

Les sols de parcs présentent à certains endroits un profil homogène et à d'autre une couche de matière organique délimitée. De plus, certains sols des parcs témoignent d'activités passées. Par exemple, lors des analyses réalisées dans le parc de la Citadelle, il a rapidement été constaté que le sol était principalement constitué de terres de remblai, probablement issues des terrassements effectués lors de la construction de l'hôpital.

Les sols de rues contiennent généralement des argiles très compactes et une grande charge caillouteuse, provenant des trottoirs ou autres ouvrages urbains.



Figure 36 — profil de sol : parc de Droixhe



Figure 35 — Profil de sol : Parc de Droixhe



Figure 38 — profil de sol : rue du marché



Figure 37 — profil de sol : rue Lairesse

5. Discussion

5.1 Limites et pertinence des variables étudiées

L'un des objectifs du mémoire est d'établir une méthodologie pour caractériser les conditions de milieu associées à des arbres de parc et de rue en contexte urbain. Dans ce mémoire, les variables environnementales jugées pertinentes, peu coûteuses et relativement faciles à mesurer ont été analysées. Il s'avère qu'elles ne sont finalement pas toutes jugées pertinentes, certaines se recoupent entre elles et d'autres présentent des limites quant à leur précision. Deux principaux types de données ont été utilisées : des données prises sur le terrain et des données géoréférencées (SIG). La pertinence et les limites des données de terrain, puis géoréférencées, sont discutées ci-dessous. Ensuite, les principaux résultats obtenus sont interprétés, et les principales réponses physiologiques attendues des arbres selon leur environnement sont présentées.

a. Données de terrain

Concernant les mesures dendrométriques, les mesures des diamètres des canopées ont dû être estimées ou déduites en multipliant le rayon par deux de nombreuses fois, car les houppiers s'étendaient soit dans des propriétés privées, soit sur des rues fort fréquentées. Les mesures de circonférences de troncs ont-elles parfois été estimées dues à la présence d'objets (guirlandes, tuyaux, etc.) ou de lierre sur l'entièreté des troncs. Ces mesures, bien qu'elles manquent de précision, indiquent toutefois des ordres de grandeur fiables.

Les mesures de compaction du sol sont faites avec un pénétromètre, dans le cas des sols meubles c'est un instrument utile car il permet d'estimer la compaction du sol à différentes profondeurs. L'idée est d'enfoncer la tige du pénétromètre dans le sol et de noter les valeurs obtenues pour chaque palier de 10 cm. Les sols en rues mesurés étaient tellement compacts qu'il était impossible d'enfoncer la pointe plus loin que quelques millimètres, tout au plus 2 cm. Ceci rend les mesures directement dépendantes de la force de l'observateur : plus l'observateur appuie sur l'instrument, plus la valeur mesurée monte. De plus, le pénétromètre possède un cadran de mesure qui indique seulement les paliers de compaction toutes les 100 unités, il faut donc déduire la valeur mesurée. L'observateur n'obtient donc pas les mêmes valeurs en mesurant tôt le matin ou tard le soir en raison de la fatigue. Des tests ont d'ailleurs été réalisés en mesurant le taux de compaction du sol au même endroit par deux observateurs différents, les valeurs obtenues n'étaient pas les mêmes. De plus, lorsque l'observateur a une idée de la valeur attendue, il peut inconsciemment ajuster sa pression sur l'instrument jusqu'à obtenir cette valeur. Les mesures de compaction du sol indiquent donc plus un ordre de grandeur qu'une mesure très précise.

L'indice de perméabilité a été calculé en divisant l'aire de la surface perméable sous la couronne par l'aire de la couronne. Cet indice est pertinent pour les contextes de rues, car il permet de rendre compte de la grande variabilité des situations. En fonction de

l'espace aérien que les branches peuvent occuper et du type de plantation (point, ligne ou polygone), les valeurs obtenues seront différentes. Le coefficient de variation présenté est par ailleurs de 109 % pour cette variable. En parc, par définition, la surface perméable sous la couronne est proche de 100 %, l'indice est donc moins informatif.

L'indice Hegyi a été établi grâce aux mesures faites sur le terrain. Cette variable est pertinente dans l'étude des environnements urbains, car elle permet d'évaluer la compétition à laquelle les arbres font face. Cet indice restera constant durant les prochaines années, sauf en cas de plantation ou d'abattement d'arbres voisins.

b. Données géoréférencées

Les autres variables étudiées sont toutes géoréférencées, seules quelques-unes sont réellement pertinentes. L'altitude, au vu du faible dénivelé du territoire, n'est pas un facteur influençant ou expliquant les réponses physiologiques des arbres. C'est tout au plus un facteur révélateur de l'architecture de la ville. Le centre urbain est situé de part et d'autre de la Meuse, à basse altitude. À mesure que l'on s'éloigne du centre-ville, la densité en bâtiments, la fraction artificielle et les effets d'ICU diminuent. À l'inverse, la distance au bâtiment le plus proche ainsi que le SVF augmentent. Comme l'indique la figure 8, « Occupation du territoire », il n'y a pratiquement pas de grands espaces verts dans le centre ; ils ne sont placés qu'à partir d'une certaine distance du centre-ville.

Ensuite, le Sky View Factor a été calculé. Cette variable est pertinente dans ce travail, car elle renseigne sur l'ouverture du ciel, influençant ainsi la quantité de rayonnement solaire incident et les conditions microclimatiques locales. Cette couche a été calculée notamment grâce à une couche de bâtiments en 3 dimensions datant de 2013-2014 ; elle n'est donc pas entièrement représentative de la situation actuelle, étant donné que depuis dix ans des bâtiments ont été détruits et/ou construits. Néanmoins, dans l'ensemble, la typologie d'une ville reste relativement constante au fil des ans, cette variable peut donc raisonnablement être considérée comme constante et toujours actuelle.

Les arbres de rues présentent une plus grande variance dans les valeurs de SVF observées, ce qui s'explique simplement par la variété et la densité d'architectures au sein de la ville. Ensuite, les valeurs moyennes de SVF observées sont relativement peu différentes selon la catégorie. Plusieurs explications sont possibles : de nombreux arbres de rues de l'échantillon sont présents dans des ronds-points, ou au milieu de rues larges, par exemple le rond-point de la place du Congrès ou le boulevard d'Avroy. Ces arbres sont plus distants des bâtiments et présentent de hautes valeurs de SVF, ce qui amène la moyenne générale plus haut.

Les valeurs de SVF ont été calculées en prenant la moyenne du SVF sous les couronnes des arbres. Calculer le SVF en un point fixe (localisation de l'arbre) plutôt qu'en moyenne sous la couronne permettrait de mieux différencier les environnements de rue et de parc,

en évitant d'atténuer l'effet de la localisation. Enfin, le SVF a été calculé avec un rayon d'analyse de 200 m. Bien qu'un examen visuel fin de la carte suggère que ce paramètre capture correctement les variations d'ouverture du ciel, une analyse de sensibilité comparant différents rayons de calcul (50 m, 100 m, 200 m) permettrait de valider le choix optimal pour cette échelle.

Le Sky View Factor est une couche de données qui, une fois construite, contient de manière indirecte les variables de distance au bâtiment le plus proche et de fraction bâtie. Ces deux dernières variables présentent des variations plus importantes selon le type d'environnement et pourraient donc être perçues comme plus pertinentes que le SVF dans ce travail. Comme indiqué plus haut, recalculer le SVF permettrait de rendre compte de manière plus contrastée des différents environnements urbains et permettrait de se passer de ces deux variables.

Pour illustrer la température, le modèle climatique UrbClim a été utilisé. Ce dernier présente une couche composite effectuée entre 1996 et 2014 et met en avant l'effet d'îlot de chaleur. Cette carte présente une résolution de 100 m, qui est incompatible avec l'échelle microlocale que les autres variables étudient. Il est donc essentiel d'analyser plus finement les températures auxquelles sont exposés les arbres en milieu urbain selon leur environnement. L'utilisation d'une couche WBGT (Wet Bulb Globe Temperature) de résolution 1 m serait par exemple très pertinente, car c'est un indice qui mesure le stress thermique en tenant compte de la température de l'air, de l'humidité et du rayonnement solaire.

Les variables dites « fraction de... » ont été étudiées dans deux rayons autour des arbres de référence : un rayon de 30 m et un rayon de 60 m. Le rayon de 60 m s'est avéré n'apporter aucune information supplémentaire par rapport au rayon de 30 m ; ce dernier est suffisant pour caractériser l'environnement immédiat. La distance moyenne au bâtiment le plus proche pour les arbres de parc est par exemple de 43 m ; un rayon de 30 m permet donc d'inclure de manière optimale les caractéristiques de l'environnement sans y ajouter de bruit.

5.2 Interprétations des résultats principaux obtenus

Deux variables ont été mesurées sur le terrain, mais de manière externe (via les sondes tensiométriques et l'équipe de l'IQSW). Ces deux variables sont interprétées ci-dessous, ensuite vient l'interprétation globale des résultats.

Les sondes tensiométriques permettent de mesurer le potentiel hydrique du sol. Ces dispositifs onéreux n'ont été placés qu'à quelques endroits dans la ville. Le stockage, la circulation et la répartition de l'eau dans le sol (profil hydrique) sont très dynamiques et varient selon la météo, le climat, la végétation et les propriétés du sol (Strukelj and Munson 2022). Le profil hydrique complet ne peut donc pas être déterminé uniquement à partir des mesures ponctuelles de potentiel. Les mesures révèlent deux tendances

importantes : le potentiel moyen mesuré est moins négatif en rue qu'en parc, et les variations journalières sont plus importantes dans les parcs. Bien que les potentiels moins négatifs en rue suggèrent une présence d'eau plus grande, cette situation révèle en réalité un problème. L'eau stagne dans des sols compactés, créant des conditions anaérobies défavorables aux plantes. Contrairement aux sols de rue, la grande variabilité des mesures en parc indique un fonctionnement hydrique dynamique et sain. La part de surface imperméable sous les couronnes des arbres est en moyenne plus grande pour les arbres de rues. Ils bénéficient donc probablement des eaux de ruissèlements après des événements pluvieux.

En milieu urbain, la compaction réduit la porosité totale des sols : de 35-50 % pour les sols naturels sableux ou 40-60 % pour ceux à texture fine, elle chute à 25-30 % pour les sols urbains compactés. Cette réduction de porosité crée un double problème. D'une part, la diminution des macropores empêche l'évacuation de l'eau excédentaire, provoquant un engorgement après les pluies. D'autre part, la réduction des micropores diminue la capacité de stockage de l'eau, favorisant les déficits hydriques. De plus, les sols qui restent saturés pendant de longues périodes développent des conditions anaérobies qui affectent l'absorption des nutriments et inhibent le développement racinaire (Strukelj and Munson 2022). Les figures 32, 33 et 34 illustrent cet engorgement chronique : du 2 juin au 28 juillet 2025, les fosses en rue montrent un potentiel hydrique relativement constant, tandis que celui des parcs chute fortement. Les annexes C (figures 49-52) confirment que cette différence ne s'explique pas par un épisode de canicule (température du sol maximum : 27 °C). Cette différence d'amplitude s'explique principalement par les propriétés physiques contrastées des sols : les sols moins compactés des parcs facilitent le drainage et permettent une dynamique hydrique normale, contrairement aux fosses de rue qui retiennent l'eau.

La dernière variable mesurée sur le terrain concerne la qualité du sol. Les analyses de sols sont très coûteuses et n'ont donc pas été effectuées au pied de tous les arbres référents. L'IQSB indique, pour le parc de la Citadelle, une grande hétérogénéité dans les propriétés physiques et chimiques du sol, les scores des points 1 et 2 sont fort différents. Les photographies prises lors des chantiers permettent aussi de se rendre compte de cette variabilité très grande au sein d'un même site. Établir un profil de sol pour chaque arbre référent est une tâche onéreuse, chronophage et peu pertinente au vu de la grande variabilité présente. Il est cependant utile de garder en tête certaines caractéristiques présentées dans les études de sols urbains. D'un point de vue nutriments et fertilité, il faut s'attendre à des déficiences de nutriments, des excès de contaminants anthropiques et de dépôts atmosphériques, ainsi qu'à des risques de toxicité. Les sols dérivés de granite sont acides, tandis que les sols dérivés de

carbonates de Ca ou Mg (comme le calcaire ou la dolomie) ou les sols riches en Na sont alcalins.

L'objectif principal du mémoire était de caractériser la variabilité des conditions micro-environnementales que l'on peut retrouver pour des arbres de parc et des arbres de rue, en contexte urbain. L'analyse statistique (k-means clustering) a révélé la présence de deux groupes principaux, qui traduisent deux types d'environnements : celui des rues et celui des parcs. La figure 28 et le tableau 11 mettent en avant des différences très contrastées entre ces deux milieux pour toutes les variables mesurées, excepté le SVF. Les arbres présents en rue se développent dans un environnement avec moins de concurrents, en moyenne deux pour les arbres de rue et cinq pour les arbres de parc. L'indice Hegyi et la fraction de canopée expriment cette différence : l'indice vaut 0,3 en rue et 0,6 en parc, tandis que la fraction de canopée passe de 66 % en parc à 28 % en rue. Les arbres de rues se développent dans des milieux plus artificialisés, comme l'indiquent les variables suivantes : fraction de surface artificielle dans un rayon de 30 m (87 contre 16 %), surfaces bâties dans le même rayon (15,4 contre 2,8 %), distance au bâtiment le plus proche (16 contre 43 m) et part de surface imperméable sous la couronne (75 contre 11 %). Enfin, les arbres de rues se développent dans des sols plus compacts que ceux présents en parc (300 contre 200 PSI) et sont plus impactés par les effets d'îlots de chaleur.

La figure 25, soit l'ACP reprenant des ellipses de confiances pour les arbres dit de parc et de rue, indique que ces arbres ne sont pas concentrés en un point sur l'ACP : ils sont étalés. Ceci indique donc un gradient dans l'expression de ces variables environnementales. Sur le terrain, de nombreuses situations ambiguës ont été rencontrées et ont amené l'idée d'explorer l'échantillon d'arbres sous un angle plus précis. Certains arbres de parc présentaient des conditions similaires à celles des arbres de rues, et vice versa. Il en ressort qu'établir quatre groupes distincts d'environnements n'est pas pertinent au vu des faibles différences intergroupes observées. Il sera toutefois intéressant de comparer les réponses physiologiques des arbres observées au regard de ces continuums. Certaines variables étudiées, telles que l'indice de porosité ou la fraction artificielle, présentent des coefficients de variations importants qui sont révélateurs de ces situations hétérogènes.

5.3 Réponses physiologiques

Au regard des contraintes contrastées entre les deux milieux urbains, des réponses physiologiques différentes selon l'emplacement sont attendues. Concernant le compartiment sol, les sols urbains amènent des contraintes physiques et chimiques. Physiques car, d'une part, la compaction du sol ralentit et restreint la pénétration des racines (Lucot et al. 1995). D'autre part, car la compaction des sols a pour conséquence directe d'engorger les sols en eau lors des fortes pluies, le système racinaire est donc moins fonctionnel car situé dans un milieu anoxique (la teneur en oxygène dissous dans

les pores remplis d'eau est plus faible que dans les pores aérés) (Strukelj and Munson 2022).

De plus, les sols urbains sont associés à de plus grandes concentrations en polluants que les arbres présents en forêt, ce qui affecte négativement l'absorption des nutriments. La concentration en polluants mesurée est d'autant plus grande que le temps d'exposition est important et que la distance à la source est faible. Un développement et un fonctionnement racinaire plus faible et moins efficient est donc attendus pour les arbres présents en rue, en comparaison aux arbres présents en parc.

Concernant la qualité de l'air, celle-ci est déterminée par les températures mesurées ainsi que par la concentration en polluants en suspension. Les températures élevées favorisent les processus de déshydratation : déshydratation des tissus et perte partielle ou complète de la fonctionnalité du xylème. Les très hautes températures peuvent ralentir la croissance en perturbant les processus liés à la photosynthèse et en endommageant l'appareil photosynthétique ainsi que l'intégrité des feuilles. Les arbres ont d'autant plus de mal à s'adapter aux conditions de sécheresse que le volume colonisé par les racines est faible. En effet, la faculté qu'ont les arbres d'explorer le sol affecte directement l'évapotranspiration. De plus, une plus grande concentration en polluants atmosphériques inhibe la conductance stomatique. Ainsi, les arbres présents en rues, plus spécialement ceux présents dans des configurations de type « points », seront à priori plus affectés par les épisodes de sécheresse que les arbres de parc.

Enfin, les arbres présents en rue sont installés dans des lieux éclairés la nuit, plus éclairés que les arbres de parc. Cette pollution nocturne peut provoquer un déploiement précoce des feuilles ainsi qu'une sénescence tardive, ce qui expose davantage les arbres aux épisodes de gel et aux conséquences qui en résultent. Ces derniers sont donc plus vulnérables.

6. Conclusion et perspectives

L'objectif principal du mémoire était de caractériser les conditions de milieu associées à des arbres de parc et de rue, en contexte urbain. Ces arbres présentent des conditions stationnaires contrastées. De manière générale, les arbres présents en rues évoluent dans des environnements plus artificialisés que les arbres de parc. Ils sont plus exposés aux effets des îlots de chaleur et bénéficient de moins d'espace au niveau aérien pour se développer. Certaines variables présentées dans l'état de l'art n'ont pas été explorées, principalement la pollution lumineuse nocturne ainsi que la pollution de l'air. Intégrer ces variables permettrait d'affiner la caractérisation des conditions de milieu déjà présentées.

Ensuite, ce travail ne se concentrait que sur l'étude des conditions environnementales, il est donc essentiel maintenant de mettre en relation les réponses physiologiques des arbres mesurées avec ces profils. Il serait, par exemple, intéressant d'explorer comment le type de plantation — point, ligne ou polygone — influence le développement des arbres, car la qualité du sol y est directement reliée. Les configurations polygones et lignes présentent de meilleurs scores pour la qualité du sol que les configurations points (Hyun et al. 2022). De manière plus générale, il serait intéressant d'explorer les réponses physiologiques des arbres au regard des conditions micro-environnementales mises en avant.

Enfin, ce travail a permis de mettre en évidence et d'explorer une variable intéressante : le Sky View Factor. Cette couche de données vectorielle constitue une représentation fidèle du territoire et de la configuration bâtie environnante. Son couplage avec d'autres données environnementales (température, éclairage public, etc.), via la méthode d'analyse multicritères, permettrait d'obtenir une vision claire et synthétique des conditions environnementales à l'échelle locale. Cette combinaison de données, visualisée sous forme cartographique, pourrait constituer un outil d'aide à la décision simple et efficace pour déterminer les emplacements optimaux des futures plantations d'arbres en fonction des microclimats locaux caractérisés. Cette variable est relativement simple à calculer et peut être appliquée à toutes les villes ; elle n'est pas définie uniquement pour la ville de Liège.

Annexes A, état de l'art :

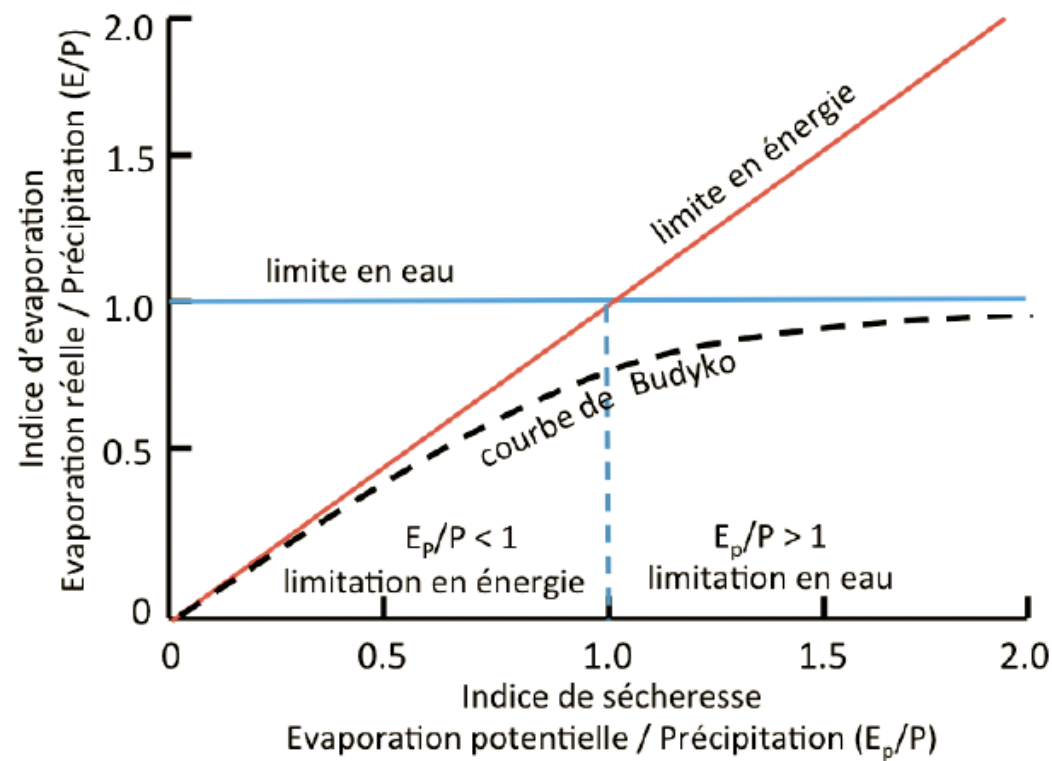


Figure 39 — Courbe de Budyko

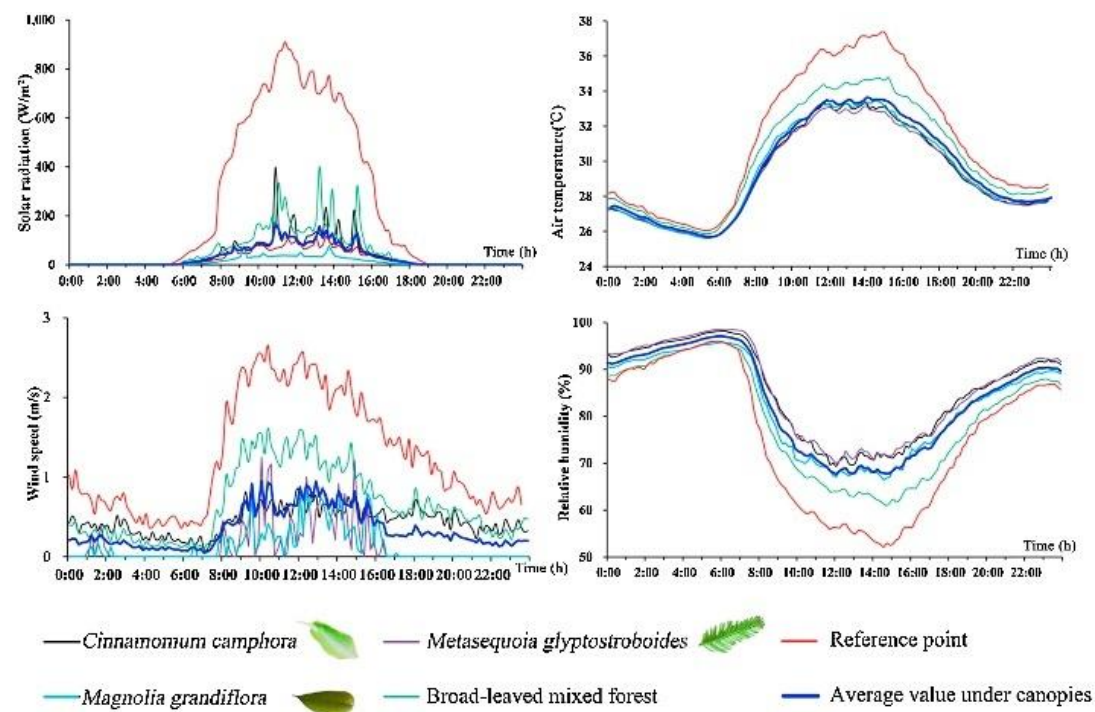


Figure 40 — Variations moyennes des composantes du microclimat sur les sites étudiés du 23 au 28 juillet 2013, à Nanjing (Chine). (Kong et al. 2016)

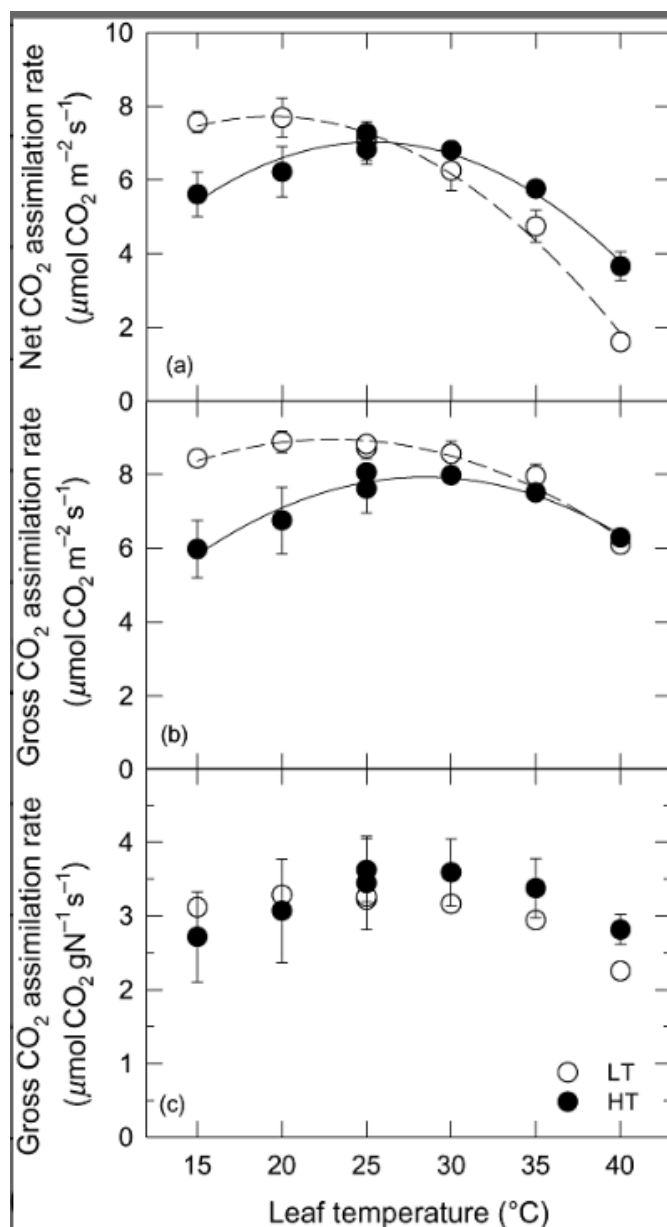


Figure 41 — Réponse à la température de l'assimilation du CO₂ chez les semis d'épicéa noir à basse température et à haute température (a) assimilation nette de CO₂ et (b) assimilation brute de CO₂ sur la base de la surface foliaire projetée ; (c) assimilation brute de CO₂ sur la base de l'azote foliaire. (Way et Sage 2008)

Annexes B, campagne de mesures sur le terrain :

Notes supplémentaires											
Arbotag											
R/P											
Gr/Li/ Solo											
% impermeable											
Type revêtement											
Compacité											

Figure 42 — fiche 1 pour le relever de données durant la campagne de mesures

[illegible]

Des analyses de sol ont été effectuées dans le parc de la citadelle, l'équipe de l'IQSW souhaitait échantillonner le sol dans un grand parc, ils ont donc décidé de l'endroit. Deux points ont été échantillonnés dans le parc, chacun durant trois heures. Il n'y avait pas de consignes particulières concernant l'emplacement de ces points d'analyses, il fallait simplement qu'ils soient disant l'un de l'autre d'au moins une dizaine de mètres. Le schéma ci-dessous, figure 14, reprend de façon schématique les différentes manipulations effectuées ainsi que le nombre de répétitions.

Les mesures effectuées ont nécessité l'utilisation du matériel suivant : manche de tarière, tête de tarière Ø 3 cm, tête de tarière Ø 6 cm, tête de tarière Ø 12 cm, bêche, bouge 2 cm + bâton, tubes porchet, étiquettes, marqueurs, petits seaux, récipients vers de terres, bouchons kopeckys, Kopeckys 100 cm³, Kopeckys 250 cm³, gouttière, bâche épaisse (terre), bâche fine (sable), Pénétrromètre, et un couteau pénétrométrique.

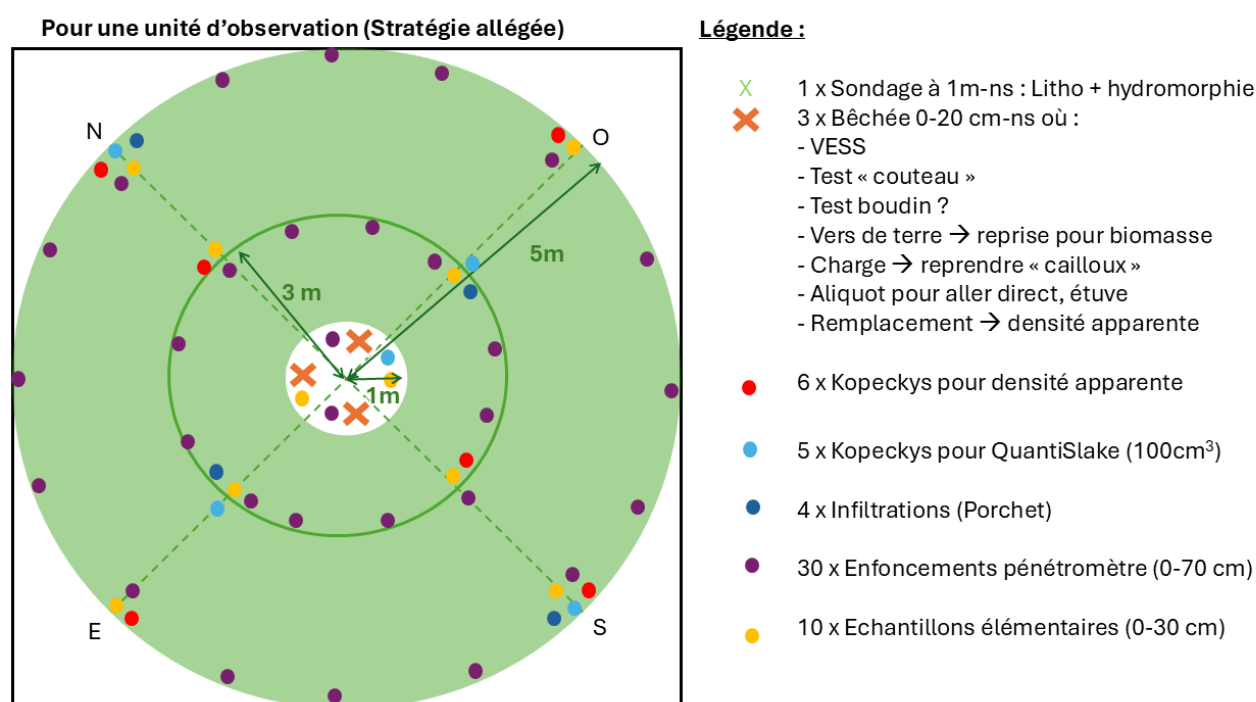


Figure 44 — protocole d'échantillonnage de sol dans le cadre de l'élaboration de l'IQSW

Annexes C, résultats supplémentaires :

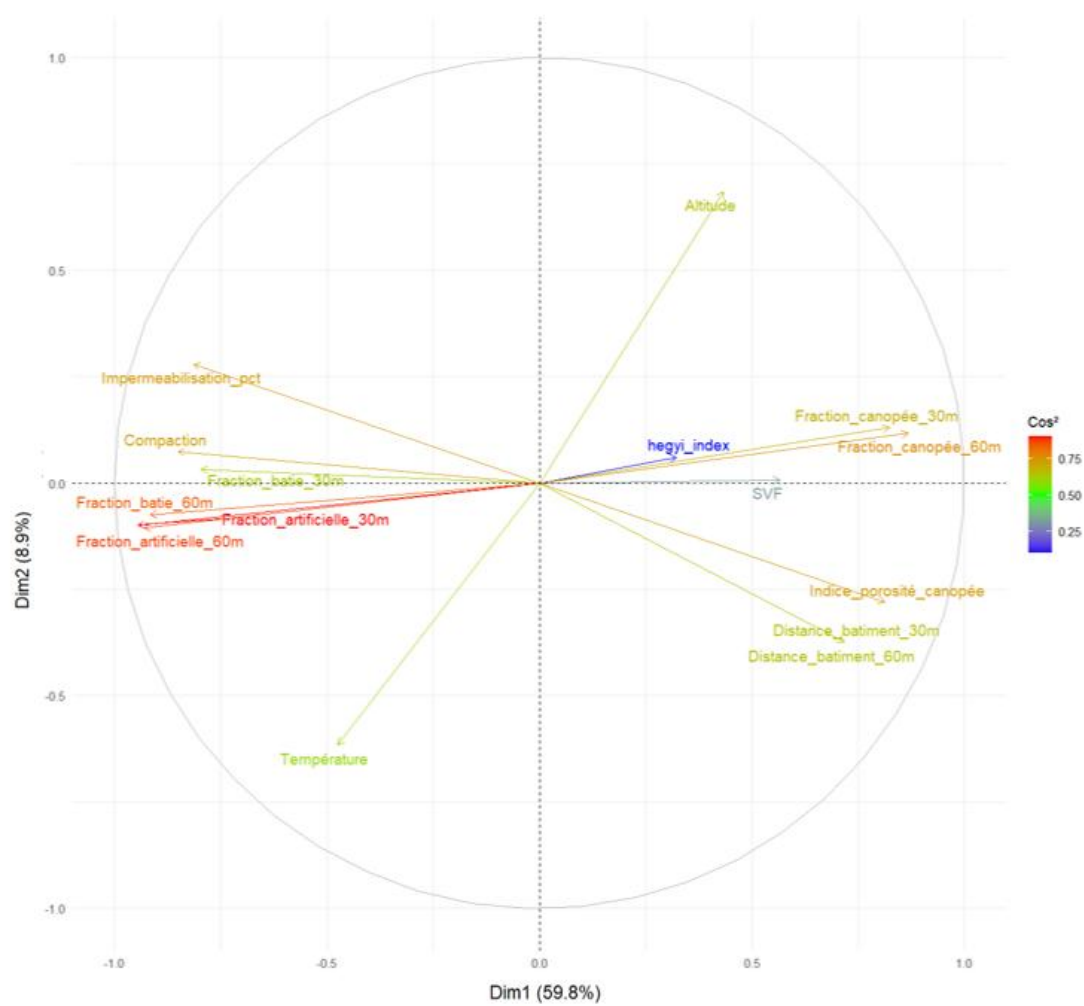


Figure 45 — ACP reprenant toutes les variables analysées

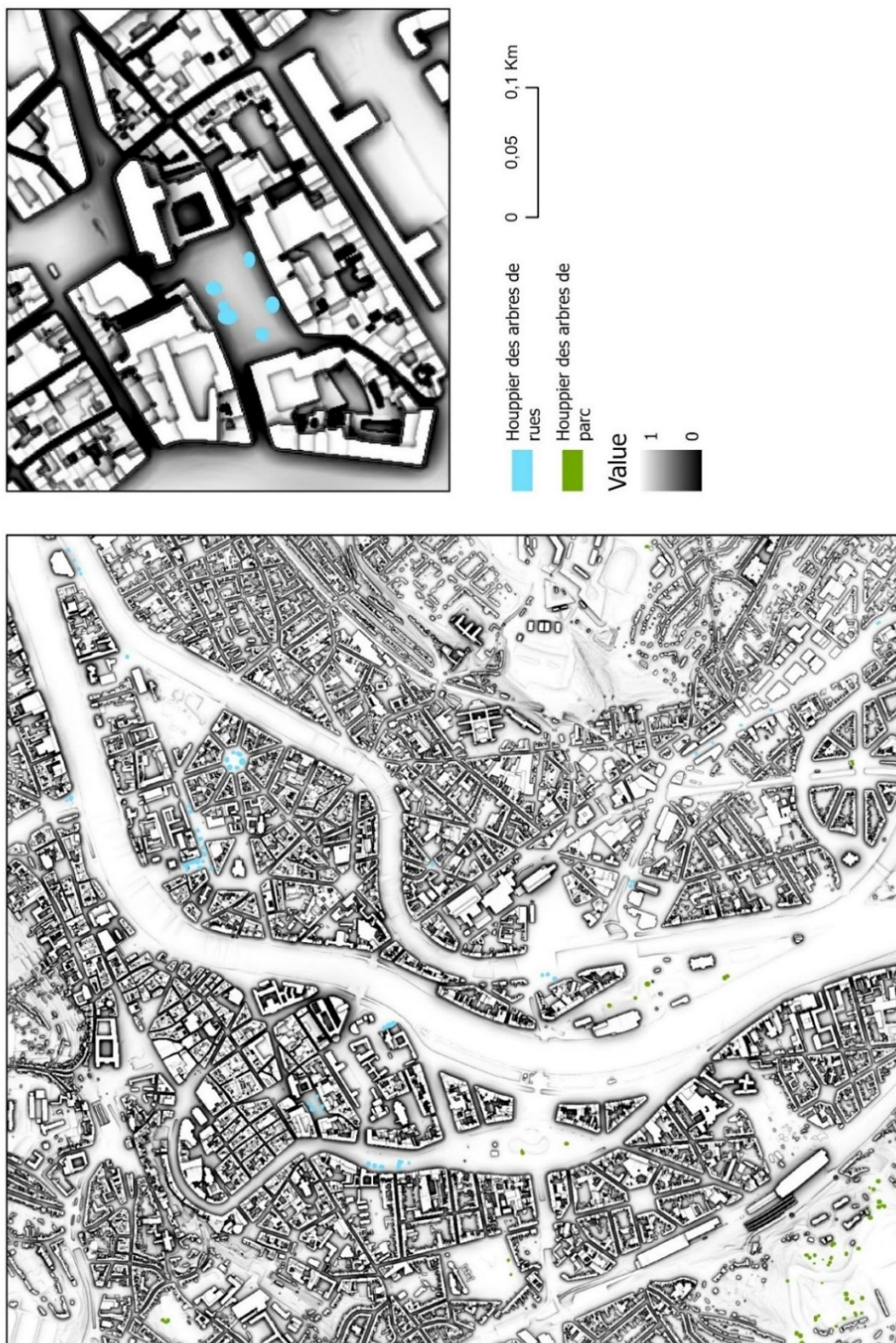


Figure 46 — SVF pour une partie de la ville de Liège, une valeur proche de 1 indique une grande ouverture du ciel. À l'inverse une valeur proche de 0 indique une faible ouverture

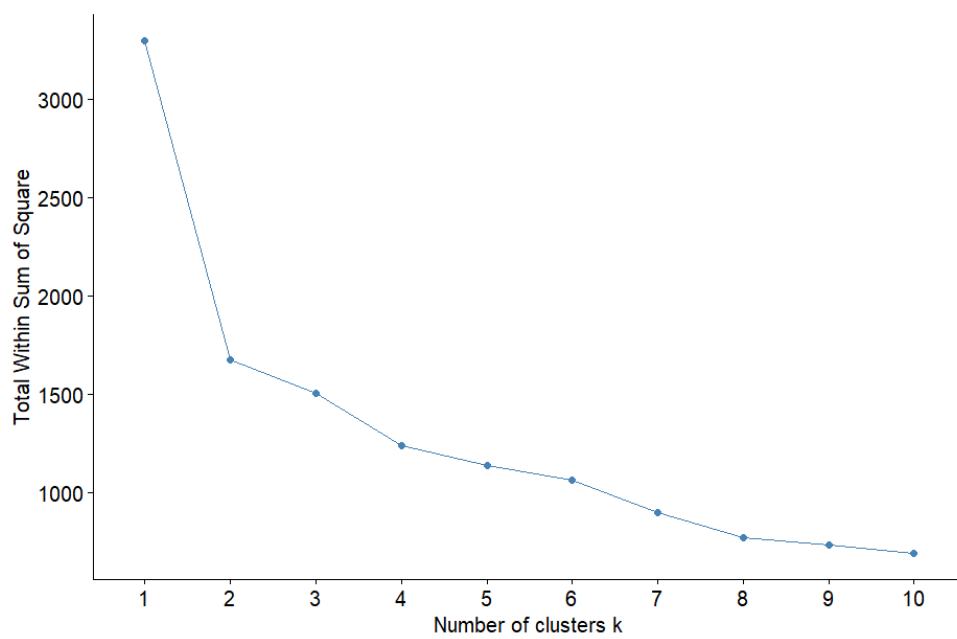


Figure 47 — diagramme du coude

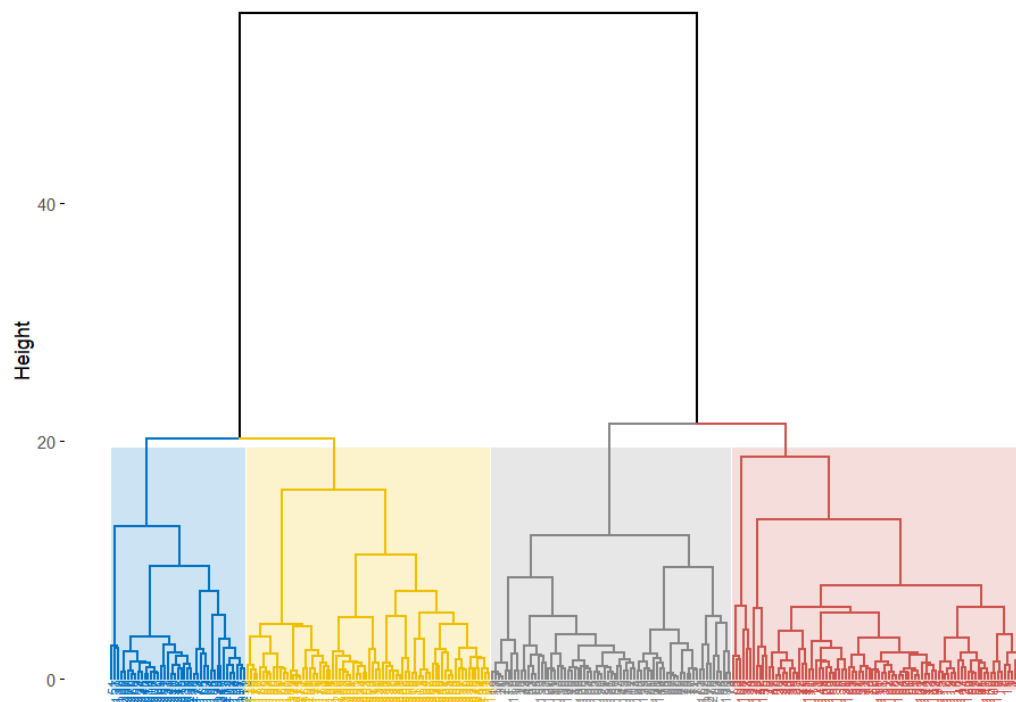


Figure 48 — dendrogramme du clustering hiérarchique

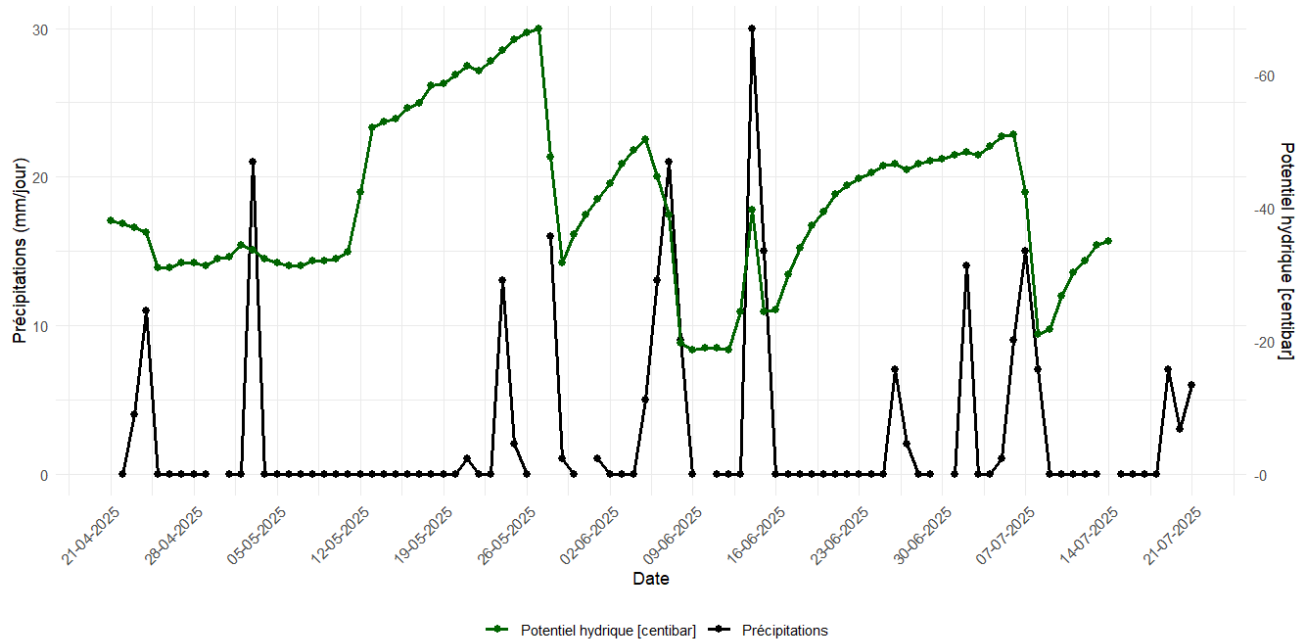


Figure 49 — potentiel hydrique du sol en relation avec les précipitations. Boulevard d'Avroy

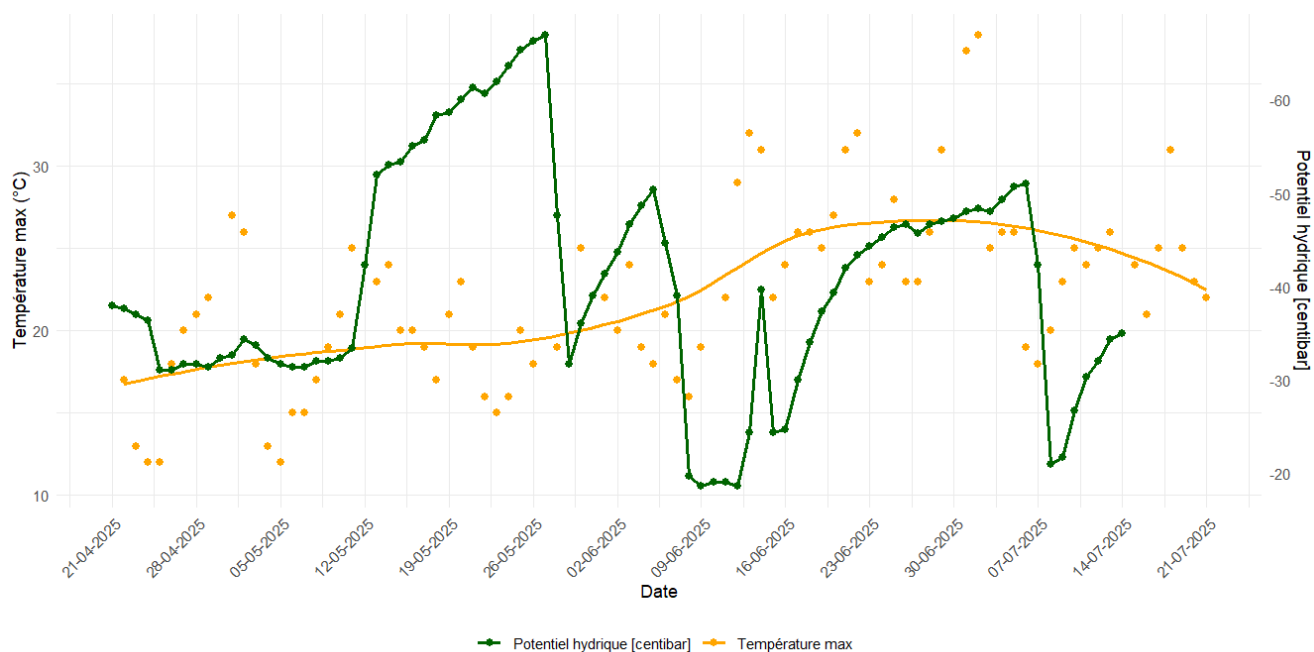


Figure 50 — potentiel hydrique du sol en relation avec la température du sol mesurée. Rue d'Avroy

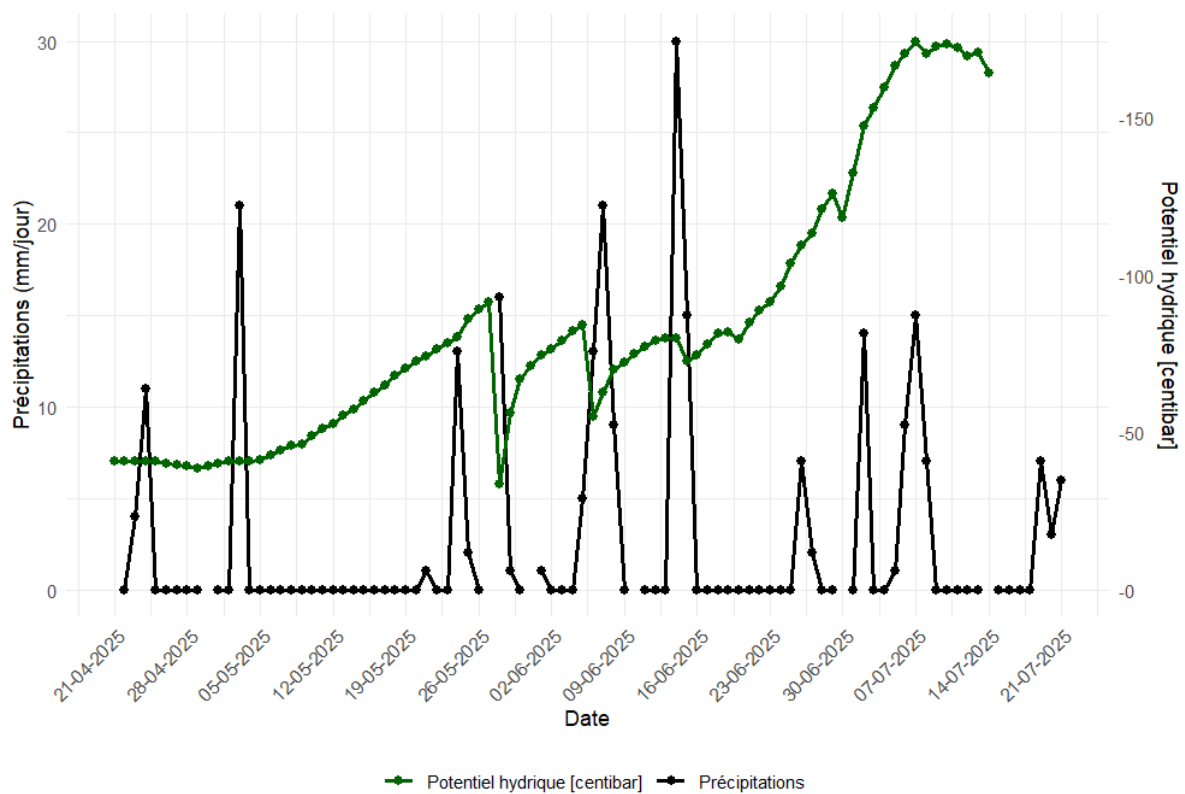


Figure 51 — Potentiel hydrique des arbres de parc en relation avec les précipitations. Parc d'Avroy

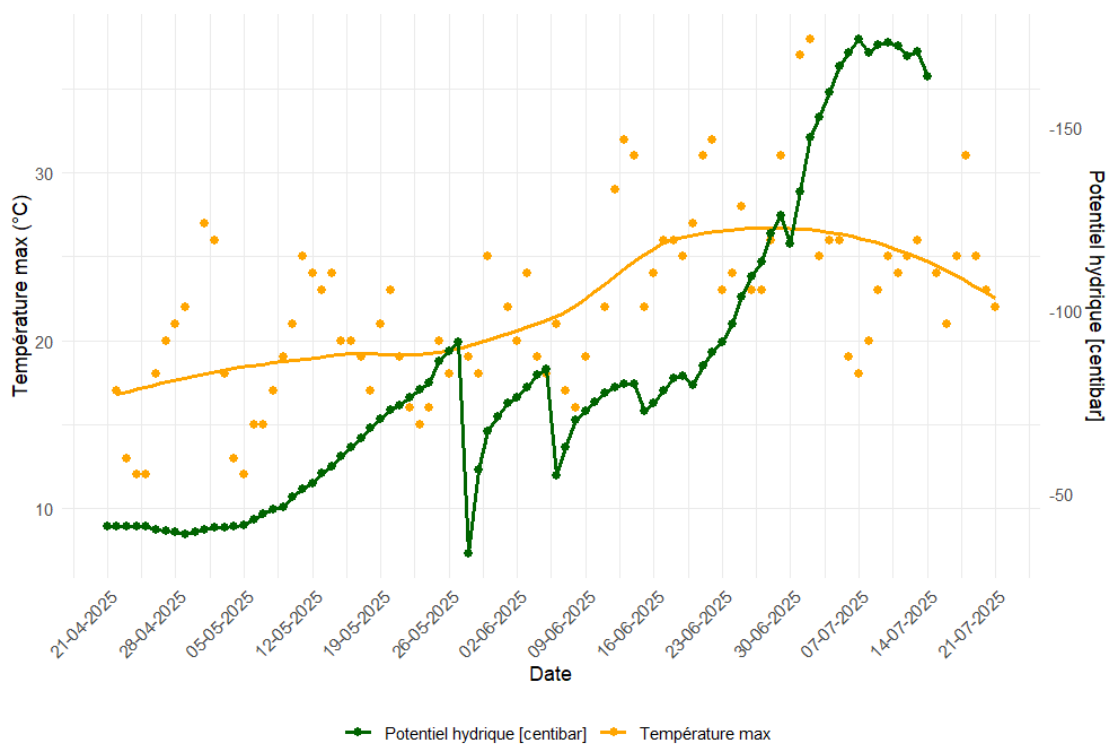


Figure 52 — potentiel hydrique du sol en relation avec la température du sol mesurée. Parc d'Avroy

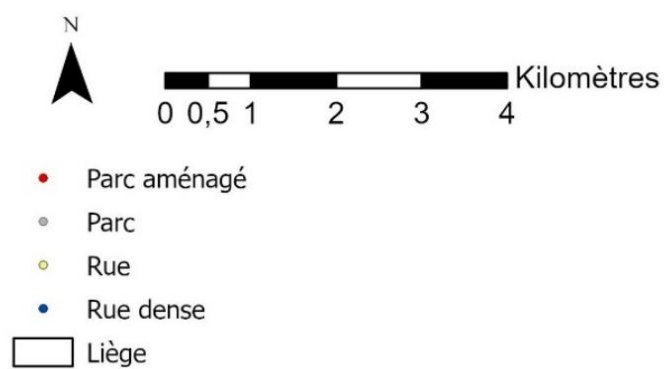
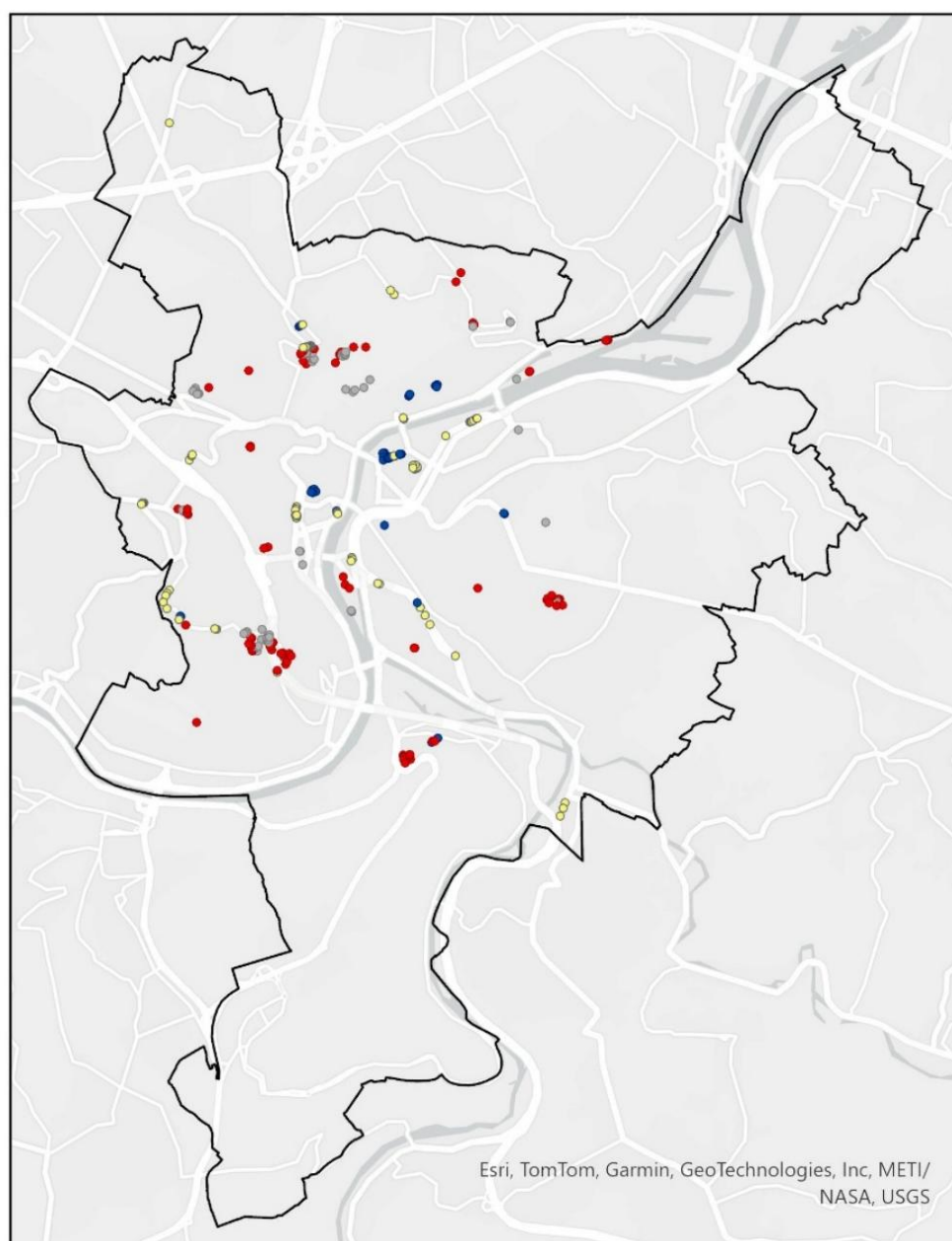


Figure 53 — Arbres de l'échantillons classés selon leurs profils

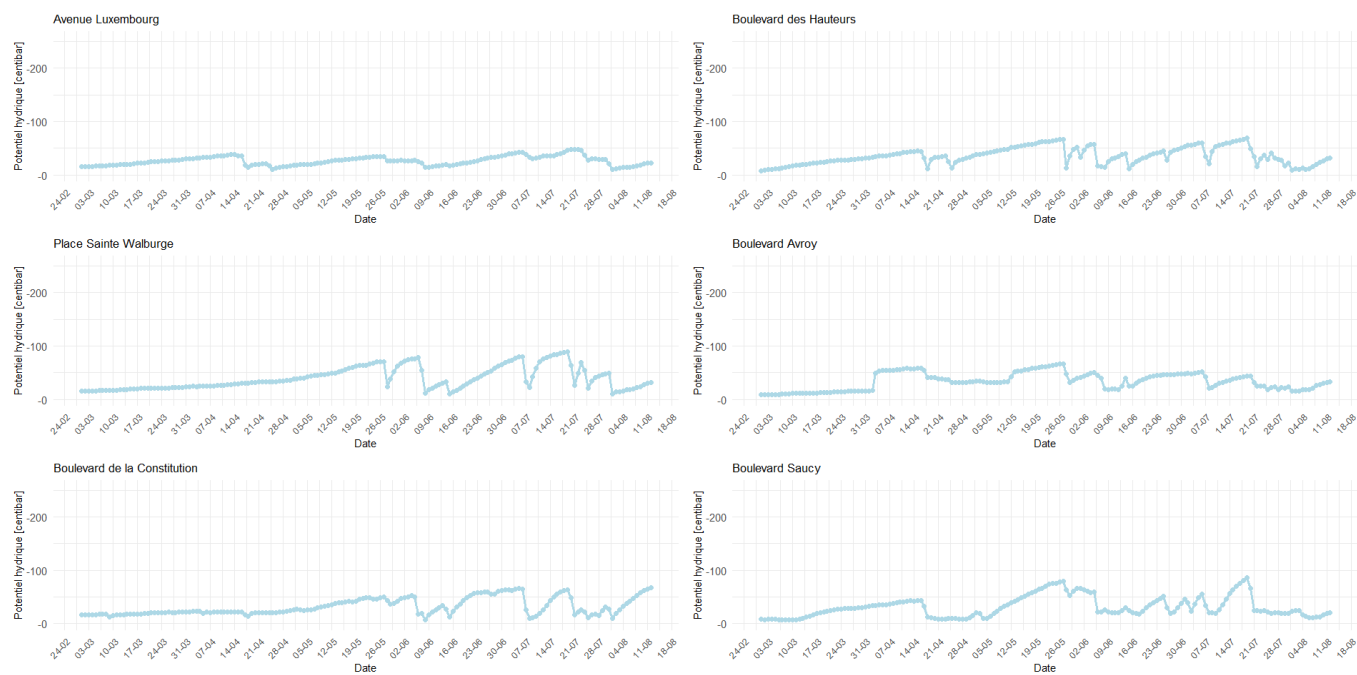


Figure 54 - évolution temporelle des potentiel hydriques mesurés dans le sol pour les sites de rue

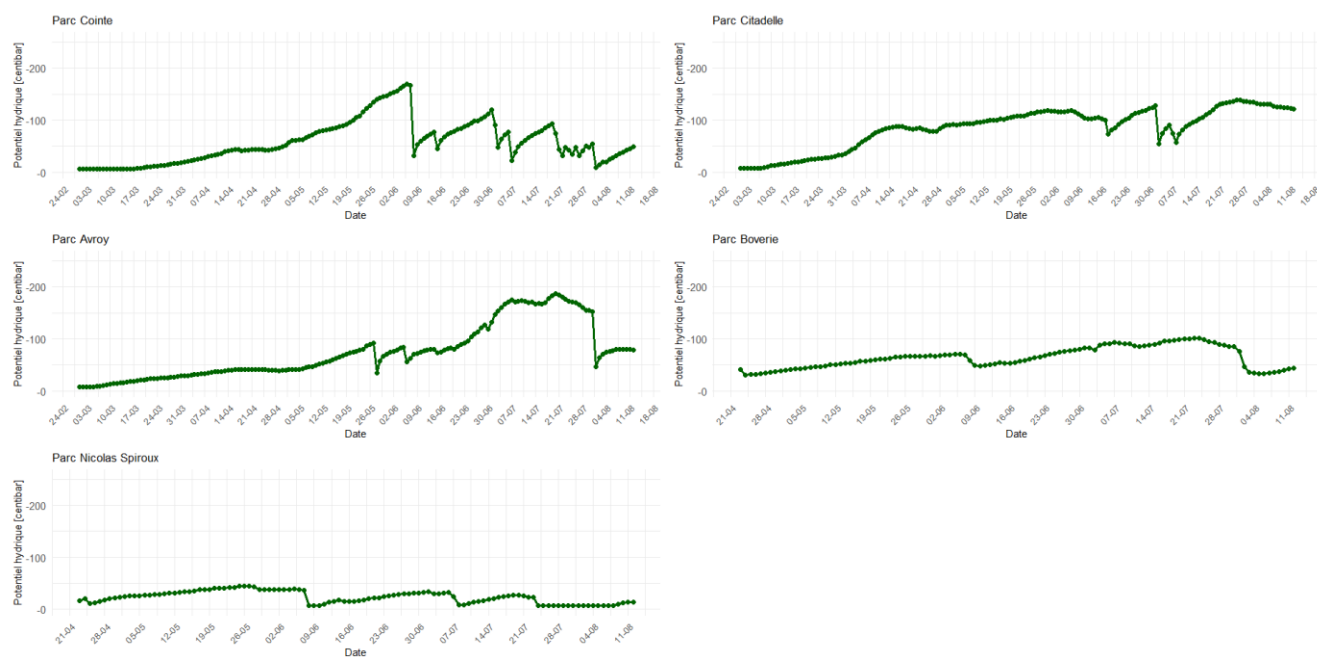
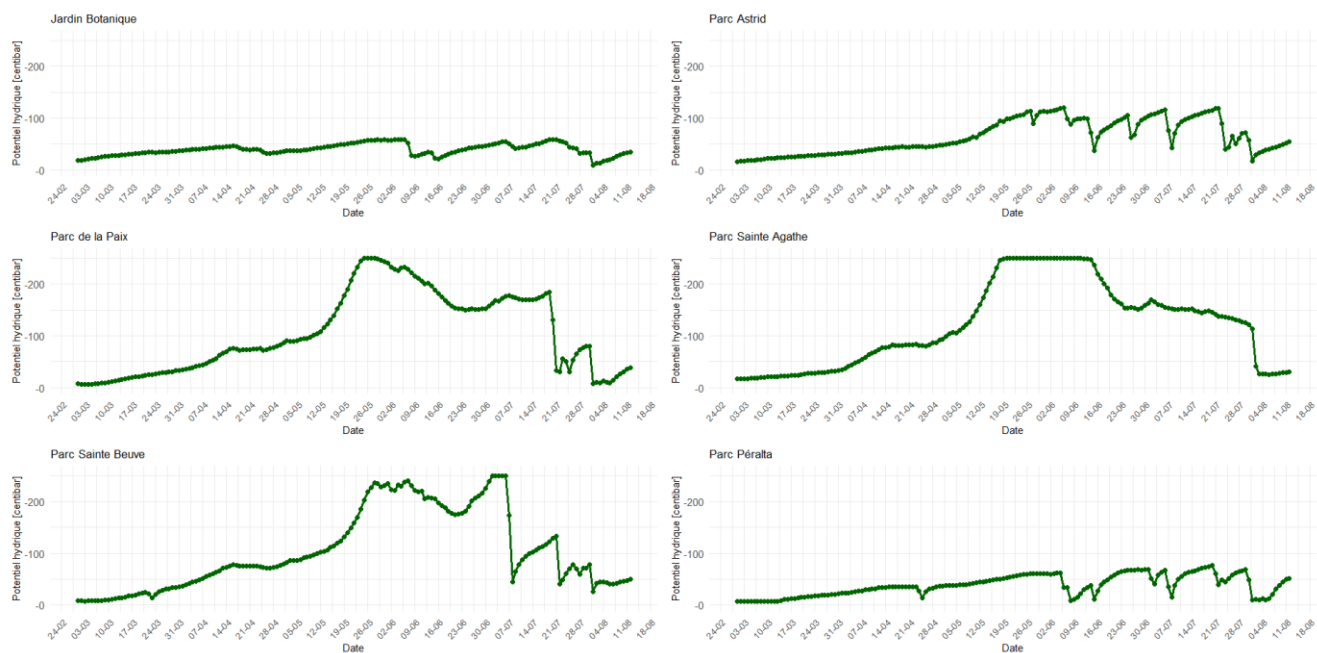


Figure 55 : (a)



(b)

Figure 55 - évolution temporelle des potentiels hydriques mesurés pour les arbres de parc

Bibliographie

- Armson, D., P. Stringer, et A.R. Ennos. 2012. « The Effect of Tree Shade and Grass on Surface and Globe Temperatures in an Urban Area ». *Urban Forestry & Urban Greening* 11 (3): 245-55. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.05.002>.
- Bengough, A. Glyn, B. M. McKenzie, P. D. Hallett, et T. A. Valentine. 2011. « Root Elongation, Water Stress, and Mechanical Impedance: A Review of Limiting Stresses and Beneficial Root Tip Traits ». *Journal of Experimental Botany* 62 (1): 59-68. <https://doi.org/10.1093/jxb/erq350>.
- Bousbaine, Antonia. 2020. « Ville et agriculture face à l'émergence des systèmes agro-alimentaires innovants. Etudes de cas dans deux agglomérations wallonnes: Charleroi et Liège. » Phd, ULiège - Université de Liège.
- Chen, Chen, Yu-Guo Xiao, Xin Li, et Min Ni. 2012. « Light-Regulated Stomatal Aperture in Arabidopsis ». *Molecular Plant* 5 (3): 566-72. <https://doi.org/10.1093/mp/sss039>.
- Chen, Xiaoping, Zhixiang Zhou, Mingjun Teng, Pengcheng Wang, et Lin Zhou. 2015. « Accumulation of Three Different Sizes of Particulate Matter on Plant Leaf Surfaces: Effect on Leaf Traits ». *Archives of Biological Sciences* 67 (4): 1257-67. <https://doi.org/10.2298/ABS150325102C>.
- Choi, Yeri, Sugie Lee, et Hyunbin Moon. 2018. « Urban Physical Environments and the Duration of High Air Temperature: Focusing on Solar Radiation Trapping Effects ». *Sustainability* 10 (12): 4837. <https://doi.org/10.3390/su10124837>.
- Craul, Phillip J. 1985. « A Description Of Urban Soils And Their Desired Characteristics ». *Arboriculture & Urban Forestry* 11 (11): 330-39. <https://doi.org/10.48044/jauf.1985.071>.
- Cuthbert, M. O., G. C. Rau, M. Ekström, D. M. O'Carroll, et A. J. Bates. 2022. « Global Climate-Driven Trade-Offs between the Water Retention and Cooling Benefits of Urban Greening ». *Nature Communications* 13 (1): 518. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-28160-8>.
- Czaja, Monika, Anna Kolton, et Piotr Muras. 2020. « The Complex Issue of Urban Trees—Stress Factor Accumulation and Ecological Service Possibilities ». *Forests* 11 (9): 932. <https://doi.org/10.3390/f11090932>.
- Day, Susan D., et Nina L. Bassuk. 1994. « A Review of the Effects of Soil Compaction and Amelioration Treatments on Landscape Trees ». Articles. *Arboriculture & Urban Forestry (AUF)* 20 (1): 9-17. <https://doi.org/10.48044/jauf.1994.003>.
- Day, Susan, P. Eric Wiseman, Sarah Dickinson, et J. Roger Harris. 2010. « Tree Root Ecology in the Urban Environment and Implications for a Sustainable Rhizosphere ». *Arboriculture & Urban Forestry* 36 (5): 193-205. <https://doi.org/10.48044/jauf.2010.026>.
- European Environment Agency, éd. 2020. *Urban Adaptation in Europe: How Cities and Towns Respond to Climate Change*. EEA Report, no 2020, 12. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2800/324620>.
- Fabrizi, Roberto, Stefania Bonafoni, et Riccardo Biondi. 2010. « Satellite and Ground-Based Sensors for the Urban Heat Island Analysis in the City of Rome ». *Remote Sensing* 2 (5): 1400-1415. <https://doi.org/10.3390/rs2051400>.
- Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Autónoma de Querétaro, Maria L. Colunga, Víctor Hugo Cambrón-Sandoval, et al. 2015. « The role of urban

- vegetation in temperature and heat island effects in Querétaro city, Mexico ». *Atmósfera* 28 (3): 205-18. <https://doi.org/10.20937/ATM.2015.28.03.05>.
- Fu, Xiangwen, Junfeng Liu, George A. Ban-Weiss, et al. 2017. « Effects of Canyon Geometry on the Distribution of Traffic-Related Air Pollution in a Large Urban Area: Implications of a Multi-Canyon Air Pollution Dispersion Model ». *Atmospheric Environment* 165 (septembre): 111-21. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.06.031>.
- Grossiord, Charlotte, Thomas N. Buckley, Lucas A. Cernusak, et al. 2020. « Plant Responses to Rising Vapor Pressure Deficit ». *New Phytologist* 226 (6): 1550-66. <https://doi.org/10.1111/nph.16485>.
- Häntzschel, Janet, Valeri Goldberg, et Christian Bernhofer. 2005. « GIS-based Regionalisation of Radiation, Temperature and Coupling Measures in Complex Terrain for Low Mountain Ranges ». *Meteorological Applications* 12 (1): 33-42. <https://doi.org/10.1017/S1350482705001489>.
- Hyun, Junge, You Jin Kim, Ara Kim, Alain F. Plante, et Gayoung Yoo. 2022. « Ecosystem Services-Based Soil Quality Index Tailored to the Metropolitan Environment for Soil Assessment and Management ». *Science of The Total Environment* 820 (mai): 153301. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153301>.
- Kleerekoper, Laura, Marjolein Van Esch, et Tadeo Baldiri Salcedo. 2012. « How to Make a City Climate-Proof, Addressing the Urban Heat Island Effect ». *Resources, Conservation and Recycling* 64 (juillet): 30-38. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.06.004>.
- Klemm, Wiebke, Bert G. Heusinkveld, Sanda Lenzholzer, Maarten H. Jacobs, et Bert Van Hove. 2015. « Psychological and Physical Impact of Urban Green Spaces on Outdoor Thermal Comfort during Summertime in The Netherlands ». *Building and Environment* 83 (janvier): 120-28. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.05.013>.
- Kong, Fanhua, Weijiao Yan, Guang Zheng, et al. 2016. « Retrieval of Three-Dimensional Tree Canopy and Shade Using Terrestrial Laser Scanning (TLS) Data to Analyze the Cooling Effect of Vegetation ». *Agricultural and Forest Meteorology* 217 (février): 22-34. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.11.005>.
- Kranz, Christina N., Richard A. McLaughlin, Amy Johnson, Grady Miller, et Joshua L. Heitman. 2020. « The Effects of Compost Incorporation on Soil Physical Properties in Urban Soils – A Concise Review ». *Journal of Environmental Management* 261 (mai): 110209. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110209>.
- Lennert, M., T. Grippa, J. Radoux, et al. 2019. « CREATING WALLONIA'S NEW VERY HIGH RESOLUTION LAND COVER MAPS: COMBINING GRASS GIS OBIA AND OTB PIXEL-BASED RESULTS ». *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences* XLII-4/W14 (août): 151-57. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-4-W14-151-2019>.
- Lin, Pingying, Stephen Siu Yu Lau, Hao Qin, et Zhonghua Gou. 2017. « Effects of Urban Planning Indicators on Urban Heat Island: A Case Study of Pocket Parks in High-Rise High-Density Environment ». *Landscape and Urban Planning* 168 (décembre): 48-60. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.09.024>.
- Liu, Yue, Xin Huang, Qiquan Yang, et Yinxia Cao. 2021. « The Turning Point between Urban Vegetation and Artificial Surfaces for Their Competitive Effect on Land

- Surface Temperature ». *Journal of Cleaner Production* 292 (avril): 126034.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126034>.
- Lopez-Cabeza, Victoria Patricia, Sebastian Alzate-Gaviria, Eduardo Diz-Mellado, Carlos Rivera-Gomez, et Carmen Galan-Marin. 2022. « Albedo Influence on the Microclimate and Thermal Comfort of Courtyards under Mediterranean Hot Summer Climate Conditions ». *Sustainable Cities and Society* 81 (juin): 103872.
<https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.103872>.
- Marques, Eva. 2023. « Etude à fine échelle de l'îlot de chaleur urbain par modélisation bayésienne à partir de données opportunes ». Phdthesis, Institut National Polytechnique de Toulouse - INPT. <https://theses.hal.science/tel-04245364>.
- Moore, Gregory M., Alicia Fitzgerald, et Peter B. May. 2019. « Soil Compaction Affects the Growth and Establishment of Street Trees in Urban Australia ». *Arboriculture & Urban Forestry* 45 (6): 239-53. <https://doi.org/10.48044/jauf.2019.020>.
- North, Eric A., Anthony W. D'Amato, Matthew B. Russell, et Gary R. Johnson. 2017. « The Influence of Sidewalk Replacement on Urban Street Tree Growth ». *Urban Forestry & Urban Greening* 24 (mai): 116-24.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.03.029>.
- Oke, T. R. 1982. « The Energetic Basis of the Urban Heat Island ». *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 108 (455): 1-24.
<https://doi.org/10.1002/qj.49710845502>.
- Pace, Rocco, Theodore A. Endreny, Marco Ciolfi, et al. 2025. « Mitigation Potential of Urban Greening during Heatwaves and Stormwater Events: A Modeling Study for Karlsruhe, Germany ». *Scientific Reports* 15 (1): 5308.
<https://doi.org/10.1038/s41598-025-89842-z>.
- Perre, Raphaële, Stephen Bythell, Patrick Bogaert, et al. 2015. « La carte bioclimatique de Wallonie : un nouveau découpage écologique du territoire pour le choix des essences forestières ». *Forêt.Nature* 135 (janvier): 47-58.
- « Plan Canopée — Liège ». s. d. Dossier. Consulté le 12 mars 2025.
<https://canopee.liege.be/>.
- Pregitzer, Kurt S., John S. King, Andrew J. Burton, et Shannon E. Brown. 2000. « Responses of Tree Fine Roots to Temperature ». *New Phytologist* 147 (1): 105-15. <https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2000.00689.x>.
- Rahman, M. A., D. Armson, et A. R. Ennos. 2015. « A Comparison of the Growth and Cooling Effectiveness of Five Commonly Planted Urban Tree Species ». *Urban Ecosystems* 18 (2): 371-89. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0407-7>.
- Rahman, Mohammad A., Christian Hartmann, Astrid Moser-Reischl, et al. 2020. « Tree Cooling Effects and Human Thermal Comfort under Contrasting Species and Sites ». *Agricultural and Forest Meteorology* 287 (juin): 107947.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.107947>.
- Rizwan, Ahmed Memon, Leung Y.C. Dennis, et Chunho Liu. 2008. « A Review on the Generation, Determination and Mitigation of Urban Heat Island ». *Journal of Environmental Sciences* 20 (1): 120-28. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)60019-4](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)60019-4).
- Siegel-Issem, C. M., J. A. Burger, R. F. Powers, F. Ponder, et S. C. Patterson. 2005. « Seedling Root Growth as a Function of Soil Density and Water Content ». *Soil Science Society of America Journal* 69 (1): 215-26.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0215>.

- Smets, Vincent, Charlotte Wirion, Willy Bauwens, Martin Hermy, Ben Somers, et Boud Verbeiren. 2019. « The Importance of City Trees for Reducing Net Rainfall: Comparing Measurements and Simulations ». *Hydrology and Earth System Sciences* 23 (9): 3865-84. <https://doi.org/10.5194/hess-23-3865-2019>.
- SPW. 2014. « INSPIRE - Bâtiments 3D LoD1 2013-2014 en Wallonie (BE) | Géoportail de la Wallonie ». <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/e65a7ee0-622d-44de-a1e7-411f661786ff.html>.
- SPW. 2022. « Relief de la Wallonie - Modèle Numérique de Terrain (MNT) 2021-2022 | Géoportail de la Wallonie ». <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/a004e570-99d6-4fe5-b83d-49b774409278.html>.
- SPW. 2025. « Projet Informatique de Cartographie Continue (PICC) | Géoportail de la Wallonie ». <https://geoportail.wallonie.be/catalogue/b795de68-726c-4bdf-a62a-a42686aa5b6f.html>.
- SPW 2025. s. d. « La typologie wallonne des services écosystémiques-Les services écosystémiques en Wallonie ». Consulté le 17 août 2025. <https://services-ecosystemiques.wallonie.be/fr/typologie-des-se.html?IDC=5900>.
- SPW-Géomatique, Géomatique. 2024. « Cartes d'occupation et d'utilisation du sol ». ArcGIS StoryMaps, mars 15. <https://storymaps.arcgis.com/stories/b737d78e9a9843039e41026e7f707ada>.
- Syakur, M A, B K Khotimah, E M S Rochman, et B D Satoto. 2018. « Integration K-Means Clustering Method and Elbow Method For Identification of The Best Customer Profile Cluster ». *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* 336 (avril): 012017. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/336/1/012017>.
- Teskey, Robert, Timothy Wertin, Ingvar Bauweraerts, Maarten Ameye, Mary Anne McGuire, et Kathy Steppe. 2015. « Responses of Tree Species to Heat Waves and Extreme Heat Events ». *Plant, Cell & Environment* 38 (9): 1699-712. <https://doi.org/10.1111/pce.12417>.
- Teufel, Bernardo, Laxmi Sushama, Vincent Poitras, et al. 2021. « Impact of COVID-19-Related Traffic Slowdown on Urban Heat Characteristics ». *Atmosphere* 12 (2): 243. <https://doi.org/10.3390/atmos12020243>.
- Tominaga, Yoshihide, Yuichi Sato, et Satoru Sadohara. 2015. « CFD Simulations of the Effect of Evaporative Cooling from Water Bodies in a Micro-Scale Urban Environment: Validation and Application Studies ». *Sustainable Cities and Society* 19 (décembre): 259-70. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2015.03.011>.
- Ville de Liège. 2022. « Rapports d'études scientifiques du Plan Canopée — Liège ». <https://canopee.liege.be/publications/rapports>.
- Wang, Xu-Ming, Xiao-Ke Wang, Yue-Bo Su, et Hong-Xing Zhang. 2019. « Land Pavement Depresses Photosynthesis in Urban Trees Especially under Drought Stress ». *Science of The Total Environment* 653 (février): 120-30. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.281>.
- Watson, Gary W., et Patrick Kelsey. 2006. « The Impact of Soil Compaction on Soil Aeration and Fine Root Density of *Quercus Palustris* ». *Urban Forestry & Urban Greening* 4 (2): 69-74. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2005.08.001>.
- Way, Danielle A., et Rowan F. Sage. 2008. « Thermal Acclimation of Photosynthesis in Black Spruce [*Picea Mariana* (Mill.) B.S.P.] ». *Plant, Cell & Environment* 31 (9): 1250-62. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2008.01842.x>.

Résumé

Dans le contexte actuel de réchauffement climatique, les villes, qui n'occupent que 2 % de la surface terrestre mais concentrent plus de la moitié de la population mondiale, sont confrontées à des défis environnementaux majeurs. L'imperméabilisation des sols et l'intensification des précipitations extrêmes accroissent les risques d'inondations, tandis que les îlots de chaleur urbains sont de plus en plus fréquents. Les arbres apparaissent comme une solution clef pour renforcer la résilience des villes grâce aux services écosystémiques qu'ils fournissent. Cependant, leur adaptation aux milieux urbains nécessite une meilleure compréhension des conditions stationnelles dans lesquelles ils se développent.

Ce mémoire s'inscrit dans un projet de thèse portant sur la résilience des arbres urbains face à la sécheresse et aux canicules en Europe de l'Ouest, avec pour étude de cas le patrimoine arboré d'ornement de la ville de Liège. Trois objectifs guident ce travail : (i) mettre au point une méthodologie pour caractériser les environnements urbains de rues et de parc, (ii) comparer sur cette base les deux types de milieux, et (iii) déterminer si la dichotomie administrative rue-parc est pertinente et suffisante.

Les analyses, fondée sur des données SIG et de terrain, ont permis de dégager les variables environnementales les plus pertinentes et de proposer une typologie affinée des milieux urbains intégrant une catégorie intermédiaire. Ces résultats offrent une base pour de futures mises en relation avec les réponses physiologiques des arbres, et ouvrent la voie, à terme, au développement d'outils d'aide à la décision pour une gestion adaptative du patrimoine arboré urbain.

