



Impact de la végétalisation sur l'îlot de chaleur urbain et la pollution d'ozone : quantification par une approche de modélisation à l'échelle d'un quartier

Sonia Le Mentec

► To cite this version:

Sonia Le Mentec. Impact de la végétalisation sur l'îlot de chaleur urbain et la pollution d'ozone : quantification par une approche de modélisation à l'échelle d'un quartier. Sciences de l'environnement. Université Paris-Saclay, AgroParisTech, 2022. Français. NNT : . tel-03807318v2

HAL Id: tel-03807318

<https://hal.science/tel-03807318v2>

Submitted on 18 Oct 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Impact de la végétalisation sur l'îlot de chaleur urbain et la pollution d'ozone : quantification par une approche de modélisation à l'échelle d'un quartier

Impact of green areas on the urban heat island and ozone pollution: quantification using a neighbourhood scale modelling approach

Thèse de doctorat de l'université Paris-Saclay

École doctorale n° 581, agriculture, alimentation, biologie
environnement et santé (ABIES)

Spécialité de doctorat : Sciences de l'environnement

Graduate School : Biosphera. Référent : AgroParisTech

Thèse préparée dans l'UMR **ECOSYS** (Université Paris-Saclay, INRAE, AgroParisTech), sous la direction de **Erwan PERSONNE**, Maître de Conférences (HDR), la co-direction de **Denis FLICK**, Professeur, le co-encadrement de **Patrick STELLA**, Maître de Conférences

Thèse soutenue à Paris-Saclay, le 7 Juillet 2022, par

Sonia LE MENTEC

Composition du Jury

Aaron BOONE

Directeur de Recherche, CNRS (Université de Toulouse)

Président & Rapporteur

Isabelle COLL

Professeure, Université Paris-Est-Créteil

Rapporteur & Examinatrice

Nadège BLOND

Chargée de Recherche, CNRS (Université de Strasbourg)

Examinatrice

Eric CESCHIA

Directeur de Recherche, INRAE (Centre Occitanie Toulouse)

Examineur

Erwan PERSONNE

Maître de Conférences, AgroParisTech (Université Paris-Saclay)

Directeur de thèse

Denis FLICK

Professeur, AgroParisTech (Université Paris-Saclay)

Co-Directeur de thèse

Patrick STELLA

Maître de Conférences, AgroParisTech (Université Paris-Saclay)

Co-encadrant

Titre : Impact de la végétalisation sur l'îlot de chaleur urbain et la pollution d'ozone : quantification par une approche de modélisation à l'échelle d'un quartier

Mots clés : Ilots de chaleur urbains ; Ozone atmosphérique ; Modélisation ; Microclimat ; Dépôt sec ; Végétation en ville

Résumé : Les îlots de chaleur et la pollution atmosphérique sont des phénomènes importants dans les zones urbaines. Ils se traduisent respectivement par une exacerbation de la température nocturne estivale et des concentrations en polluants de l'air. Nous nous sommes intéressés à l'ozone atmosphérique, dont la concentration augmente en ville en conditions anticycloniques. Des solutions pour les atténuer ont été identifiées, comme la végétalisation des surfaces urbaines grâce à son effet d'ombrage, son évapotranspiration et sa dépollution de l'air. Un défi actuel de la communauté scientifique est de quantifier le bénéfice apporté par la végétation urbaine. Ceci passe par le développement d'un outil permettant de décrire l'interconnexion entre le microclimat, l'ozone et la végétation dans la rue ce qui a été le but de cette

thèse. Pour cela, le couplage de deux modèles a été réalisé : le modèle de microclimat urbain Town Energy Balance (TEB) et le modèle de transferts sol-végétation-atmosphère Surf atm. L'originalité du travail scientifique proposé est d'avoir inclus le dépôt sec de l'ozone sur toutes les surfaces. Le modèle couplé a été évalué avec des données mesurées sur un site à Strasbourg (France) sur les flux de chaleur. Il est ensuite montré que les flux d'ozone sur la végétation sont plus importants que ceux sur les autres surfaces mais la présence de végétation a un impact assez faible sur l'ozone de l'air avec une élimination de 5.9%. Ce flux varie en fonction du stade de développement et du type de végétation : pour optimiser la dépollution de l'ozone dans la rue, il est préférable de choisir une végétation haute et dense.

Title : Impact of green areas on the urban heat island and ozone pollution: quantification using a neighbourhood scale modelling approach

Keywords : Urban heat island ; Atmospheric ozone ; Modelling ; Microclimate ; Dry deposition ; Urban vegetation

Abstract: Heat islands and air pollution are important phenomena in urban areas. They result respectively in an exacerbation of the summer nighttime temperature and of urban air pollutant concentrations. We focused on atmospheric ozone whose concentration increases in cities under anticyclonic conditions. Solutions to mitigate them have been identified, such as the urban vegetation thanks to its shading effect, its evapotranspiration and its air depollution. A current challenge of the scientific community is to develop a model to describe interconnection between microclimate, urban ozone and vegetation, which was the goal of this PhD. For this purpose, the coupling of two

models was carried out: the urban microclimate model Town Energy Balance (TEB) and the soil-vegetation-atmosphere transfer model Surf atm. The originality of the proposed scientific work is to have included the dry deposition of ozone on all surfaces. The coupled model has been evaluated with measured data on a site in Strasbourg (France) for heat fluxes. Then it is shown that fluxes on vegetation are more important than those on the other surfaces although vegetation has a rather low impact on ozone with a 5.9% removal. This flux varies according to the stage of development and the type of vegetation: to optimize ozone removal, it is better to choose high and dense vegetation.

Remerciements

Pendant ces trois ans, beaucoup de choses se sont passées. J'ai beaucoup appris sur la science, la recherche et moi-même. J'ai aussi beaucoup douté, galéré, angoissé, eu peur d'échouer mais j'ai réussi à gravir la montagne que me semblait être cette dernière année. La thèse est un des voyages les plus enrichissants que j'ai mené dans ma vie et l'Univers sait que j'aime l'aventure ! Bien que je sois contente de tourner la page en même temps que de fermer ce manuscrit, je suis aussi reconnaissante d'avoir eu l'opportunité de me lancer dans cette aventure. Voici mon travail accompli.

Paradoxalement, bien que le travail ait été, en grande partie solitaire, et de surcroît pendant la période de la pandémie de COVID-19, j'ai fait de merveilleuses rencontres qui m'ont beaucoup aidé, appris et je souhaite les remercier.

A mes encadrants. Merci de m'avoir fait confiance pour mener ce travail de thèse en autonomie.

Je remercie les membres du Jury, Nadège BLOND, Eric CESCHIA, Aaron BOONE et Isabelle COLL d'avoir pris le temps de lire et d'évaluer mon travail.

Merci à Valéry Masson, Benjamin Pohl et Hervé Quénot d'avoir accepté d'être membre de mon comité de pilotage et d'avoir pris le temps de discuter de mon bien-être pendant la période de pandémie lors du comité de deuxième année.

Je remercie le Vinci Lab recherche environnement d'avoir financé cette thèse et de m'avoir permis de présenter mon travail aux professionnels de Vinci grâce aux groupes Miroirs et aux autres journées de communications.

Merci à Marc Saudreau de l'UMR PIAF de l'Université de Clermont Auvergne et à George Najjar de l'UMR ICube de l'Université de Strasbourg de m'avoir fourni les données pour valider mon modèle.

Merci à toute l'équipe d'ECOSYS. J'ai adoré discuter et partager avec vous mes pauses café et goûter. La soirée d'adieu de Grignon était magnifique.

Un grand merci pour toute la génération de « non permanents » qui sont passés, ont appris et ont travaillé dans cette unité avec moi, pour ces discussions dans les couloirs, dans des bars, dehors à profiter du beau temps et même à certains apéros partagés. Merci à Mathieu, Victor V., William, Julia, Célia, Victor M., Diego, Tristan, Aliia, Marine, Marie-Liesse, Juliette, Israël, Florent, Lauriane, Auriane, Varunesh, Samuel, Bastien, Pedro (j'en oublie sûrement je m'en excuse).

Je remercie le site d'AgroParisTech et surtout Olivier Martin d'avoir accepté de me prêter un terrain où j'ai pu mener mes expériences de jardinage. Merci aux personnes du jardin, Marine, Tristan et Paul, Josiane, Fabrice, Eddy et Jean-Pierre. Merci pour tous vos conseils !

A mes colocataires, Anaïs, Sixtine, Laurène et Diego. Pour toutes ces soirées de discussions enflammées, pour ces après-midis et ces soirs d'été partagés ensemble (avec d'autres aussi). Merci à Manon, Guillaume et Léa pour ces soirées hebdomadaires pendant la période de pandémie à refaire le monde et à se soutenir. Merci Anaïs et Sixtine de m'avoir amené avec vous dans vos sessions d'entraînements sportifs. Merci d'avoir fait la fête avec moi à la fin de la thèse au moment où j'avais besoin de me changer les idées. Vous êtes mes plus belles rencontres de la thèse. Merci Anaïs de m'avoir fait découvrir les férias et la fête de l'huma !

I would like to thanks Yang and Haotian to be as you are. I always came to see you when I had a bad day. You are carefree and peaceful people and I enjoyed spending time with you. I enjoyed so much eat Chinese food, karaoke nights and simply I am going to miss our talk. Thank you for making me discover the wonderful world of karaoke, spicy dishes to make you cry (lol), the (second) best dish in the world: hot pot (after crêpes!), barbecue in winter (inside the house!), unexpected dye our hair Saturdays and documentaries on Chinese cuisine. Also, thank you Varunesh, for your pieces of advice, your Indian and Chinese food and our singing afternoons.

Aux copains rencontrés à la cité universitaire de Paris pendant le Master 2, d'avoir partagés avec moi leurs expériences de thèse, Sebastien, Pierre et surtout Léopold pour m'avoir soutenu dans la rédaction et d'avoir fait office de grand-frère (*senior* comme disent les anglophones) pendant cette période. Aux survivants du MSV. Pour la prochaine rencontre, Philippe amène Amalia !

Aux copains d'école, Antoine, Simon, Louis pour ces weekends/vacances à me faire souffrir (rire) en faisant du kayak des mers (je m'en souviendrai toute ma vie de cette excursion de l'enfer!) ou des randonnées de l'extrême. Merci pour les supers soirées en pleine nature à faire des barbecues, boire des bières, regarder les étoiles et chanter à tue-tête des chansons ringardes. Je souhaite sincèrement que cette amitié dure encore longtemps. Merci Antoine, de m'avoir écouté, sans jugement, raconter le chaos de ma vie cet été.

A mes copines d'enfance, Cédrine, Caroline et Claire-E pour toutes ces vacances/soirées/weekend passés ensemble (Je vais m'en souvenir pendant longtemps de cette session de parapente où tout le monde a vomi ou s'est blessé !).

Merci à Isabelle, pour tous ces précieux conseils. Pour les balades en forêt et le soutien que tu m'as procuré. Nos rendez-vous vont me manquer quand je quitterai les Yvelines.

Merci Rémi d'avoir fait ce bout de chemin avec moi pendant autant d'années. Merci d'avoir été cette merveilleuse personne qui m'a soutenu, redonné le sourire et fait relativiser quand ça n'allait pas pendant la thèse. Merci pour tous ces moments de vie partagés avec toi. Je te souhaite d'être heureux, que tu t'épanouisses et que tu trouves un partenaire de vie avec qui tu pourras réaliser tes rêves.

A ma famille de m'avoir écouté, de m'avoir soutenu et de m'avoir fait rire. Merci à mes parents d'être toujours là. J'espère que nous arriverons à régler nos conflits. Merci à mon frère de m'avoir fait découvrir les mangas de baston, je te souhaite de tout défoncer aux concours cette année. A ma sœur de partager ses rêves avec moi, je te souhaite d'être heureuse peu importe où tu iras et avec qui.

A ma grand-mère. A mon grand-père. Je sais que vous auriez été fiers de moi.

Résumé

Les îlots de chaleur et la pollution atmosphérique sont des phénomènes importants dans les zones urbaines. Le premier se traduit par une exacerbation de la température nocturne estivale et des épisodes de vagues de chaleur en été. Le second consiste en l'augmentation des concentrations en polluants atmosphériques dans la ville. Un polluant a retenu notre attention : l'ozone atmosphérique, polluant surtout présent dans les zones rurales à l'exception des périodes de conditions anticycloniques au printemps et en été où la concentration augmente dans les villes. Du fait que ces phénomènes ont des conséquences néfastes sur la santé, l'environnement et l'économie et que l'urbanisation s'accroît, il est devenu une priorité de trouver des solutions pour les atténuer. Une des solutions existantes est la végétalisation des surfaces urbaines. La végétation permet de rafraîchir la ville grâce à son effet d'ombrage et son évapotranspiration et de dépolluer l'air en ozone grâce au dépôt de l'ozone sur les surfaces et au travers des stomates des feuilles. Un défi actuel de la communauté scientifique est de quantifier le bénéfice apporté par la végétation des villes. Ceci passe par le développement d'un outil permettant de décrire l'interconnexion entre le microclimat, l'ozone en ville et la végétation, en intégrant ses processus écophysologiques, ce qui a été le but de cette thèse. Pour cela, le couplage de deux modèles existants a été réalisé : le modèle de microclimat urbain Town Energy Balance (TEB) et le modèle de transferts sol-végétation-atmosphère Surf atm. L'originalité du travail scientifique proposé est d'avoir inclus le dépôt sec de l'ozone sur les surfaces végétalisées et artificielles. Le modèle couplé a été évalué avec des données mesurées sur un site à Strasbourg (France) pour les flux de chaleur. Les mesures valident le modèle quand la zone étudiée par le modèle et la surface, à l'origine de la masse d'air prise en compte par les capteurs de la station météorologique (empreinte de mesure) correspondent. Dans le cas contraire, cela engendre des écarts mesures/modèle en fonction de l'hétérogénéité des surfaces prises en compte. Des tests ont été réalisés pour comprendre l'impact des surfaces étudiées (sol, végétation, mur...) sur les variables relatives au dépôt d'ozone. Les flux sur la végétation sont plus importants que les flux d'ozone sur les autres surfaces mais la présence de végétation a un impact assez faible avec une diminution de 5.9% de la concentration en ozone dans le canyon. Ce flux varie en fonction du stade de développement et du type de végétation. Choisir une végétation haute et dense comme des arbres, permet une meilleure dépollution de l'ozone

atmosphérique du canyon et d'optimiser les flux d'ozone par rapport à végétation basse comme de la pelouse.

Mots-clefs :

Ilots de chaleur urbains ; Ozone atmosphérique ; Modélisation ; Microclimat ; Dépôt sec ; Végétation en ville

Abstract

Heat islands and air pollution are important phenomena in urban areas. The former is the exacerbation of summer nighttime temperatures and heatwave episodes in summer. The latter is the increase in air pollutant concentrations in the city. One pollutant has caught our attention: atmospheric ozone, mainly present in rural areas, except during periods of anticyclonic conditions in spring and summer, when the concentration rises in cities. Since these phenomena have negative consequences on health, environment and economy, and since urbanization is increasing, it has become a priority to find solutions to mitigate them. One of the existing solutions is to add urban vegetation. Vegetation allows to cool the city thanks to its shading effect and its evapotranspiration and to clean the air of ozone thanks to the deposition of ozone on surfaces and through leaves' stomata. A current challenge of the scientific community is to develop a model to describe the interconnection between microclimate, urban ozone and vegetation, integrating its ecophysiological processes, which was the goal of this PhD. For this purpose, the coupling of two existing models was carried out: the urban microclimate model Town Energy Balance (TEB) and the soil-vegetation-atmosphere transfer model Surf atm. The originality of the proposed scientific work is to have included the dry deposition of ozone on vegetated and artificial surfaces. The coupled model has been evaluated with measured data on a site in Strasbourg (France) for heat fluxes. The variability of the model accuracy depended on the measurement footprint related to the heterogeneity of the site characteristics: while the measurement footprint fitted with the area, characteristics considered by the model. Tests have been performed to understand the impact of the studied surfaces (soil, vegetation, walls ...) on the ozone deposition variables. Fluxes on vegetation are more important than the ozone fluxes on the other surfaces hence the presence of vegetation has a rather weak impact with a 5.9% decrease of the ozone concentration in the canyon. This flux varies with the stage of development and type of vegetation. Choosing high, dense vegetation, such as trees, provides better atmospheric ozone removal from the canyon and optimizes ozone fluxes compared to low vegetation such as lawns.

Keywords :

Urban heat island ; Atmospheric ozone ; Modelling ; Microclimate ; Dry deposition ; Urban vegetation

Table des Matières

REMERCIEMENTS.....	2
RESUME.....	6
ABSTRACT	8
TABLE DES MATIERES	10
CHAPITRE 1 : INTRODUCTION	16
1.1 La ville et l'expansion urbaine	16
1.2 Changement climatique	18
1.3 Confort urbain	19
1.4 Végétation en ville.....	21
1.5 Contexte de la thèse	22
CHAPITRE 2 : FONDAMENTAUX DE LA CLIMATOLOGIE	26
2.1 Atmosphère	26
2.2 Transferts verticaux au sein de la couche limite de surface	28
2.2.1 Mouvements horizontaux.....	29
2.2.2 Mouvements verticaux.....	30
2.3 Echanges de chaleur par rayonnement, conduction et convection	32
2.3.1 Bilan radiatif	32
2.3.2 Bilan d'énergie.....	33
2.4 Phénomène d'îlot de chaleur urbain (ICU).....	35

2.4.1	Causes	37
2.4.2	Conséquences.....	39
2.5	Pollution de l'air	40
2.5.1	Contexte général, confort urbain.....	40
2.5.2	Pollution en ville, importance de l'ozone	44
2.5.3	Causes/Interactions	45
2.5.4	Conséquences.....	47
2.6	Solutions d'atténuation des phénomènes d'îlot de chaleur et de pollution urbaine	48
2.6.1	Limitation des sources de chaleur et de pollution.....	48
2.6.2	Utilisation de matériaux 'froids'	49
2.6.3	Végétalisation des villes.....	50
2.7	Analyse des aspects les plus traités dans la littérature portant sur les îlots de	
	chaleur urbains.....	52
2.7.1	Méthode	53
2.7.1.1	Sélection des articles	53
2.7.1.2	Définition des thèmes et sous-thèmes	54
2.7.2	Résultats.....	56
2.7.2.1	Les pays des sites d'étude	56
2.7.2.2	Analyse des sous-thèmes et des secteurs de recherche	58
2.7.2.3	Etudes des interconnexions entre les thèmes	60
2.7.2.4	Focalisation sur la pollution de l'air et lien avec la thèse	62
2.7.3	Discussion.....	63
2.8	Objectifs de la thèse.....	64
CHAPITRE 3	: MODELES ET OUTILS.....	66
3.1	Synthèse des modèles existants.....	66
3.1.1	Modèles de microclimat urbain.....	66
3.1.2	Modèles d'échanges Sol-Végétation-Atmosphère.....	69
3.1.3	Modèles d'échanges de polluants	71
3.2	Modèle Town Energy Balance (TEB).....	75

3.3	Modèle Surf atm	77
3.4	Discussion	78
 CHAPITRE 4 : VALIDATION EXPERIMENTALE DES FLUX		
D'ENERGIE 82		
4.1	Introduction	82
4.2	Implémentation du couplage	82
4.3	Validation informatique du couplage	88
4.3.1	Validation du couplage informatique au niveau de la végétation	88
4.3.2	Validation du couplage informatique au niveau de la ville.....	91
4.4	Evaluation et validation du modèle TEB-Surf atm	94
4.4.1	Description du site d'étude	94
4.4.2	Méthode de filtrage des mesures.....	95
4.4.3	Analyse de Footprint, la zone couverte par la mesure	96
4.5	Configuration de TEB-Surf atm	96
4.5.1	Paramètres du canyon	96
4.5.2	Configuration des surfaces imperméables	96
4.5.3	Paramètres des surfaces végétalisées	98
4.6	Evaluation du modèle.....	100
4.6.1	Données météorologiques et flux mesurés.....	100
4.6.2	Comparaison des flux d'énergie modélisés et mesurés.....	103
4.6.3	Analyse des résidus.....	106
4.6.4	Analyse spatio-temporelle des résidus	109
4.7	Conclusions	115
 CHAPITRE 5 : DESCRIPTION DU COUPLAGE		
120		
5.1	Stratégie globale.....	120
5.2	Modélisation des flux d'ozone	122
5.2.1	Flux entre la végétation et l'atmosphère	122

5.2.2	Flux entre les surfaces urbaines et l'atmosphère.....	125
5.2.3	Agrégation des flux.....	127
5.3	Validation de l'implémentation informatique du couplage.....	128
5.4	Discussion	134
CHAPITRE 6 : EVALUATION DE SCENARIOS DE VEGETALISATION ET D'AMENAGEMENT URBAIN POUR LA POLLUTION DE L'AIR		136
6.1	Site étudié	136
6.2	Concentrations d'ozone.....	137
6.3	Impact de la végétation	138
6.3.1	Vitesses de dépôt et flux	138
6.3.2	Ozone dans le canyon	143
6.4	Test de sensibilité global	146
6.5	Tests de sensibilité au niveau de la végétation	151
6.6	Conclusions	155
CHAPITRE 7 : CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES.....		158
7.1	Conclusions	158
7.2	Perspectives.....	160
CONTRIBUTIONS		164
ANNEXES		168
Annexe A : Equations des résistances et du bilan d'énergie de TEB		170
Annexe B : Equations des résistances et du bilan d'énergie de Surfatm		174
Annexe C : Equations des résistances pour le dépôt d'ozone sur la végétation		180

Annexe D : Test de sensibilité de TEB-Surfatm	182
Annexe E : Variabilité saisonnière de la vitesse de dépôt.....	190
Annexe F : Comparaison de scénarios	192
TABLE DES FIGURES.....	198
TABLE DES TABLEAUX	203
REFERENCES	205

Chapitre 1 : Introduction

Ce travail de thèse porte sur l'influence de la végétation sur les niveaux de température et de pollution atmosphérique en ville. L'importance de cette thématique est liée à l'expansion urbaine et au changement climatique de ces dernières décennies dont nous dirons d'abord quelques mots. Nous verrons également ce que l'on entend par confort urbain ainsi que les différentes formes que peut prendre la végétation en ville.

1.1 La ville et l'expansion urbaine

Depuis la révolution industrielle, les zones urbaines et les villes se développent et prennent de plus en plus d'ampleur dans le paysage mondial. A travers le monde, il en existe une diversité de par leurs morphologies et leurs fonctions, ce qui a pour conséquence la multiplication des définitions de zone urbaine en fonction des pays. Ceci rend difficile la comparaison de l'évolution des zones urbaines et rurales entre pays. La définition d'une ville vient en premier d'un seuil démographique et géographique¹. En France, une unité urbaine, se définit, d'après l'INSEE, comme un territoire bâti d'au moins 2000 habitants sans discontinuité de plus de 200 mètres mais ce seuil démographique varie (Insee 2020; Lancon et al. 2014). En effet, le nombre minimal d'habitants pour définir une zone urbaine peut aller de 200 (Danemark) à 100 000 (Chine). Une ville se définit, dans un second temps, par un ensemble de fonctions économiques, financières, politiques, culturelles et religieuses. Ses activités doivent être en majorité non agricoles.

Du fait de l'industrialisation et du développement du secteur tertiaire, les zones urbaines s'étendent. En 2000, moins de 1% des terres émergées étaient des zones urbaines et il est prédit que d'ici 2030 les surfaces urbanisées auront triplé et gagné 1.2 millions de km² (Seto et al., 2016). La cause du phénomène vient de la migration de la population mondiale vers les villes. En 1960, 34% de la population mondiale habitait dans une ville, ce pourcentage atteint 56% en 2020, portant à 4.2 milliards le nombre d'habitants en ville et atteindra les 70% d'ici 2050 soit près de 9.7 milliards de personnes (United Nations et al., 2019).

¹. <http://geoconfluences.ens-lyon.fr/glossaire/ville>

A l'échelle régionale, les villes ne suivent pas toutes la même croissance spatiale et plusieurs tendances ont été identifiées. Ces tendances sont liées, entre autres, à l'économie des villes, la taille de la population, au climat et à la topographie (Lu et al., 2018). En effet, les grandes villes d'Europe et d'une partie de l'Amérique du Nord se sont principalement étendues au XIX^{ème} siècle et ont atteint leur croissance maximale en 1950. Depuis, un ralentissement de cette croissance est observé. Tandis que d'autres régions ont vu leurs villes s'étendre à partir de la moitié du XX^{ème} siècle, comme Tokyo et de grandes villes d'Amérique Latine, comme Mexico et São Paulo. Dans les années 1990, l'essentiel de la croissance urbaine en termes de surface est observé en Afrique sub-Saharienne, Inde, Chine et dans certaines villes d'Asie comme Dhaka et Manille. Les villes d'Amérique Latine, de la côte ouest des États-Unis, du Japon et certaines villes asiatiques ont également, pendant cette période, une croissance significative². La croissance d'une ville se fait sur deux dimensions : de manière verticale avec l'augmentation de la concentration de la population et des activités économiques situées dans le centre urbain et de manière horizontale, avec l'installation de quartiers résidentiels en périphérie. La croissance verticale s'observe surtout dans des villes d'Amérique du nord, d'Europe et d'Asie de l'Est à très forte population, tandis que la croissance horizontale a lieu dans des villes de tailles moyennes en Europe, en Afrique et en Asie comme en Chine et en Inde (Zambon et al., 2019). Ce dernier aspect a de plus en plus d'importance étant donné que depuis 50 ans, le développement spatial des villes est supérieur à leur croissance démographique³ (Song, 2005). Par ailleurs, le motif d'étalement d'une ville est propre à un pays, comme le montrent certaines études. Kuang et al. (2014) montre qu'en Chine les mégalo-poles ont tendance à s'agrandir en cercles concentriques alors qu'aux États-Unis, l'agrandissement se fait dans les centres-villes par patches⁴.

² <https://www.theguardian.com/cities/2015/nov/23/cities-in-numbers-how-patterns-of-urban-growth-change-the-world>

³ https://www.upi.com/Science_News/2019/12/20/Cities-are-expanding-outward-not-upward-an-unsustainable-pattern/9621576863225/

⁴ <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/the-characteristics-causes-and-consequences-of-sprawling-103014747/>

1.2 Changement climatique

Le changement climatique planétaire est décrit comme l'augmentation globale de la température moyenne de l'air et des océans, la fonte des neiges et des glaces ainsi que la montée globale du niveau de la mer (Kumar, 2021). Ses conséquences sont particulièrement importantes dans les villes qui, comme nous venons de le voir, concentrent une fraction de plus en plus importante de la population.

Historiquement, les villes se sont développées dans des lieux plus enclins à des impacts forts au changement climatique, comme par exemple le long des côtes et des rivières, où les risques d'inondation sont les plus forts (Stern, 2007). Par ailleurs, une exacerbation du réchauffement climatique est observée localement dans les zones urbaines (Bounoua et al., 2021). Cela se traduit par une augmentation de la température de surface globale par l'artificialisation des milieux (ce qui diminue l'albédo) ou, plus globalement, par le changement d'occupation des surfaces (Kalnay and Cai, 2003; Pielke Sr et al., 2002; Wouters et al., 2017) mais aussi par l'augmentation de l'intensité, de la fréquence et de la durée des vagues de chaleur et d'événements climatiques extrêmes comme l'augmentation du risque d'inondation en raison de la réduction de l'infiltration et de l'augmentation du ruissellement des eaux de pluie. (Carter et al., 2015; Stone et al., 2010). Ce dernier point est l'une des conséquences de la réduction des surfaces végétalisées. La perte de la végétation en zones urbaines amène à la diminution de la capacité de séquestration du carbone ainsi qu'à la modification du cycle de l'eau qui amène la réduction de l'évaporation (Bounoua et al., 2021). La végétation a aussi un rôle phare dans la richesse de la diversité écologique et le maintien de la biodiversité (Kondratyeva et al., 2020). Réduire la surface de cette dernière revient à perdre une partie de la biodiversité et à supprimer une partie des corridors écologiques, connexions entre des réservoirs de biodiversité, offrant aux espèces des conditions favorables à leur déplacement et à l'accomplissement de leur cycle de vie (Peng et al., 2017; Y. Wang et al., 2019a).

D'autre part, l'urbanisation augmente et concentre les sources d'émission de pollution atmosphérique et de gaz à effet de serre piégeant les rayonnements solaires incidents. Les émissions issues des zones urbaines contribuent à la modification du climat local et global (Voogt, 2002). L'agence internationale de l'énergie (AIE) a constaté en 2009 que les villes consomment deux tiers des demandes annuelles en énergie et produisent plus de 70% des émissions de CO₂ liées aux énergies. L'AIE prédit une augmentation de ces tendances ; d'ici 2030, 60% de la population mondiale consommera trois quarts de la demande énergétique

mondiale (Bulkeley, 2012). Les caractéristiques physiques et la chimie atmosphérique sont ainsi modifiées.

Le réchauffement climatique global a aussi pour impact la dégradation de la qualité de l'air, particulièrement en ville. Les concentrations et les effets des polluants atmosphériques comme l'ozone (O₃), les particules (PM) et le dioxyde d'azote (NO₂) sont affectés par les vagues de chaleur en modifiant la capacité d'absorption et de dispersion de l'atmosphère (WHO, 2010). Par ailleurs, il est prouvé qu'il existe une synergie entre la pollution et la température ce qui a des conséquences sur la mortalité. Cette interaction constitue une menace majeure pour la santé humaine et les individus sensibles peuvent non seulement être stressés par les températures élevées, mais aussi être plus sujets à la mortalité due à la pollution atmosphérique pendant les canicules (Kalisa et al., 2018). Analitis et al. (2014) prouvent que les effets des vagues de chaleur sur la mortalité sont plus importants les jours de fortes concentrations en ozone et en particules fines. Cet effet est même perçu lorsque la température exacerbe l'effet des particules fines sur la mortalité même lorsque les concentrations dans l'air sont faibles pendant les périodes caniculaires (Analitis et al., 2014; Fouillet et al., 2006; Samet et al., 1998).

Par conséquent, les risques d'exposition des citoyens à un inconfort thermique et à des problèmes de santé s'amplifient et amènent à une demande accrue d'énergie pour climatiser la ville (Moonen et al., 2012).

1.3 Confort urbain

Une forte concentration humaine a pour conséquence une dégradation du confort de vie du fait d'un ensemble de facteurs : augmentation des nuisances sonores, olfactives et sociales, etc. (Adolphe, 1998).

L'inconfort peut aussi passer par l'apparition de vents violents. En effet, du fait des bâtiments élevés, les vents de forte vitesse sont déviés au niveau des piétons (Moonen et al., 2012). Les couloirs de vents sont créés par un effet Venturi entre les bâtiments et augmentent la vitesse du vent dans le canyon dessiné par la rue et les immeubles qui l'entourent.

Le confort de vie en ville peut se dégrader pour deux autres raisons majeures : la dégradation de la qualité de l'air et de l'apparition d'un phénomène d'îlot de chaleur urbain.

La pollution de l'air est connue pour son impact négatif sur la santé, qui induit une augmentation des hospitalisations dues à des maladies cardiovasculaires et respiratoires (Lai and Cheng, 2010) mais aussi pour être un fort irritant oculaire (Lin et al., 2022). La cornée est une structure sensible aux agents environnementaux. L'exposition de celle-ci aux polluants de l'air, comme les particules fines, augmente la fréquence des conjonctivites et le risque de glaucome (Hong et al., 2016; Mimura et al., 2014; Wang et al., 2019b). L'exposition à la fumée de cigarette peut participer à développer des cataractes (Raju et al., 2006). Quelques indices de confort urbain prenant en compte la pollution de l'air ont été développés comme l'indice de confort météorologique et environnemental (*meteorology and environment comfort index* (MECI)). Ce dernier, développé il y a peu, prend en compte la synergie existante entre la pollution de l'air, la température ainsi que des facteurs psychologiques (Zhang et al., 2021).

Le phénomène d'îlot de chaleur urbain est fortement lié au confort thermique. Ce dernier est défini par des conditions environnementales qui procurent une satisfaction thermique dépendant des activités des sujets et de leur niveau vestimentaire (Nikolopoulou et al., 2001). Il est beaucoup étudié du fait de son fort impact sur la qualité de vie des citoyens (Lai et al., 2019). Le confort thermique humain est évalué en fonction d'un ensemble de variables météorologiques : la vitesse du vent, la température de l'air, l'humidité de l'air, le rayonnement incident, etc. Nikolopoulou et al. (2001) ; (2003)) montrent qu'évaluer le confort urbain seulement avec des paramètres physiques et quantitatifs est insuffisant car ils n'expliquent que 50% de l'évaluation subjective. La sensation et la satisfaction thermique sont propres à chaque individu et sont en grande partie psychologiques. Chaque personne perçoit l'environnement de façon différente et sa réponse à un stimulus physique ne dépend pas directement de la l'amplitude de celui-ci mais des informations dont la personne dispose dans une situation donnée (Nikolopoulou et al., 1999).

L'amélioration du confort thermique est un enjeu au cœur de l'actualité, des politiques urbaines et des plans d'aménagement du territoire. L'inconfort thermique a des conséquences négatives sur l'économie avec une diminution de la productivité des travailleurs et des conséquences sanitaires. De nombreuses études se sont penchées sur ce sujet et plusieurs indices empiriques ou théoriques sont apparus pour quantifier cet inconfort (Moonen et al., 2012).

1.4 Végétation en ville

Transformer les zones urbaines en milieux sains et durables tout en prenant en compte de plus en plus de contraintes est donc un des défis du XXIème siècle. L'organisation mondiale de la santé donne des solutions pour améliorer la qualité de l'environnement, dont celle d'augmenter la végétation en ville (WHO, 2017). La végétation en ville présente de nombreux bénéfices et procure des services écosystémiques comme son attrait économique et social ce qui augmente l'attractivité d'un lieu. Les espaces verts augmentent la valeur d'un bien immobilier à proximité et la réputation d'une ville, tandis que le manque de végétation dans un lieu est corrélé aux injustices socio-économiques (Zhu and Zhang, 2008; Jansson, 2014). Il est aussi montré que le comportement d'un acheteur est affecté par l'environnement dans lequel il se trouve. Les arbres proches des zones de commerce affectent positivement la volonté d'acheter (Wolf, 2003).

Les infrastructures végétalisées ont un effet positif sur la santé en améliorant le bien-être physique, social et mental. Il est prouvé qu'elles aident à la convalescence des malades et réduisent les coûts des soins de santé (Ulrich, 1984). Les parcs sont des lieux récréatifs et sportifs. Ce sont des lieux importants pour les enfants qui développent leurs compétences sociales et leur concentration (Thompson et al., 2008). La longévité des habitants s'accroît avec l'accès à des parcs et à des rues bordées d'arbres en promouvant la marche pour les personnes âgées (Takano et al., 2002).

Les bienfaits de la végétation sont aussi environnementaux et écologiques : elle réduit les risques d'inondations, favorise la biodiversité et atténue l'impact des événements de chaleur extrême dans la rue et à l'intérieur des bâtiments (Misni, 2012). Elle améliore la qualité de l'air et la qualité sonore (Booth et al., 2011).

Il y a toutefois des écarts entre les découvertes de la recherche en matière de services écosystémiques urbains fournis par les espaces verts et le processus de planification en raison du manque de connaissances des aménageurs urbains, d'une part, sur ces services écosystémiques et, d'autre part, sur les potentialités des espaces végétalisés en fonction de leurs types et de leur propriétés (Jansson, 2014). La végétalisation fait plus ou moins partie intégrante du paysage urbain en fonction des villes et des pays. Le site 'World Cities culture forum' présente le pourcentage d'espaces verts publics dans chaque grande ville du monde. Cela va de 2.2% en 2015 pour Istanbul (Turquie) à 68% en 2018 pour Oslo (Norvège). En

France, Paris comportait 9.5% de surfaces végétalisées en 2013⁵. L'idéal serait de favoriser l'inclusion d'espaces verts cohérents, de taille suffisante, variés et bien entretenus proches de la population.

1.5 Contexte de la thèse

Cette thèse vise à mieux comprendre et intégrer les services écosystémiques de la végétation dans la matrice urbaine. Ce projet est soutenu par la chaire 'Lab recherche environnement VINCI PARISTECH'. Le 'Lab recherche environnement' est basé sur un partenariat scientifique et la mise en commun de connaissances sur la transition écologique des bâtiments, des quartiers et des infrastructures de trois écoles d'ingénieurs du réseau ParisTech : Mines ParisTech, AgroParisTech et l'École des Ponts ParisTech.

Le but est d'avoir une approche systémique complète sur l'analyse des performances environnementales. Ce partenariat a pour ambition de créer une passerelle entre la recherche, productrice de connaissances, et les acteurs de la ville et du territoire notamment en combinant les expertises de chacune des écoles. La communication des connaissances scientifiques permettrait d'espérer une implémentation des recherches dans la pratique et la prise de décisions afin de créer des villes et des usages durables.

La thèse se concentre sur les services écosystémiques rendus par la végétation urbaine, à l'échelle d'une rue, en étudiant les interactions entre la végétation, les surfaces artificielles et l'atmosphère et leurs conséquences en termes de température et de pollution de l'air.

Le manuscrit de thèse s'articule en trois parties : la première (Chapitres [2](#) et [3](#)) présente l'état de l'art sur les fondamentaux de la climatologie et la pollution atmosphérique urbaines nécessaires à la compréhension de la thèse. La deuxième partie (Chapitre [4](#)) décrit la construction de l'outil de modélisation pour simuler les échanges de chaleur entre l'atmosphère, les surfaces de la ville et la végétation. On présente notamment une comparaison des flux de chaleur prédits par le modèle TEB-Surfatm et des mesures de flux réalisées sur un site de Strasbourg. Enfin, la dernière partie (Chapitres [5](#) et [6](#)) détaille l'inclusion des transferts d'ozone dans le modèle et illustre l'intérêt de la végétalisation sur un critère de qualité de l'air en ville.

⁵ <http://www.worldcitiescultureforum.com/data/of-public-green-space-parks-and-gardens>

Partie A :

Etat de l'art

Chapitre 2 : Fondamentaux de la climatologie

2.1 Atmosphère

L'atmosphère est une mince couche d'air sec et de vapeur d'eau d'environ 130km d'épaisseur autour de la Terre et se caractérise par deux variables : la température et la pression atmosphériques. La pression atmosphérique varie verticalement et horizontalement. Avec l'équation des gaz parfaits, la pression atmosphérique P_A [Pa] à l'altitude z [m] s'exprime approximativement par :

$$P_A(z) = P_A(0)e^{-\frac{M_A \cdot g}{R \cdot T_A} z} \quad (2.1)$$

où g est l'accélération de la pesanteur [m.s^{-2}], R la constante des gaz parfaits [$\text{J.K}^{-1}.\text{mol}^{-1}$], M_A la masse molaire de l'air atmosphérique [kg.mol^{-1}], T_A la température de l'air atmosphérique [K] (considérée comme constante dans cette approximation), $P_A(0)$ la pression atmosphérique à la surface [Pa].

L'évolution verticale de la température de l'atmosphère est très caractéristique et permet de définir des couches. La [Figure 2.1](#) montre ces différentes strates. La première couche s'appelle la troposphère et est caractérisée par un profil thermique décroissant. La température diminue d'environ 0.5°C tous les 100 m. C'est dans cette strate qu'ont lieu la plupart des phénomènes climatiques (nuages, précipitations, neige). Elle contient, de plus, 75% de la masse d'air de l'atmosphère et 99% de la vapeur d'eau et des aérosols.

La strate suivante est la stratosphère qui contient la 'couche d'ozone', couche constituée de la plupart de l'ozone atmosphérique. La concentration d'ozone dans cette couche est autour de 10 parties par million. Du fait des mouvements verticaux peu importants, cette couche est stratifiée et peu mélangée. Les gaz (polluants comme les CFC : (chloro-fluoro-carbures)) entrant dans la stratosphère y restent plusieurs années. Le gradient thermique y est positif jusqu'à atteindre la stratopause, limite entre la stratosphère et la mésosphère où la température diminue jusqu'à son minimum. La dernière couche est la thermosphère. Les gaz rares présents dans cette couche sont ionisés et principalement constitués d'oxygène atomique, hélium et hydrogène qui sont des molécules légères (Guyot, 1999; Delmas and Mégie, 2015).

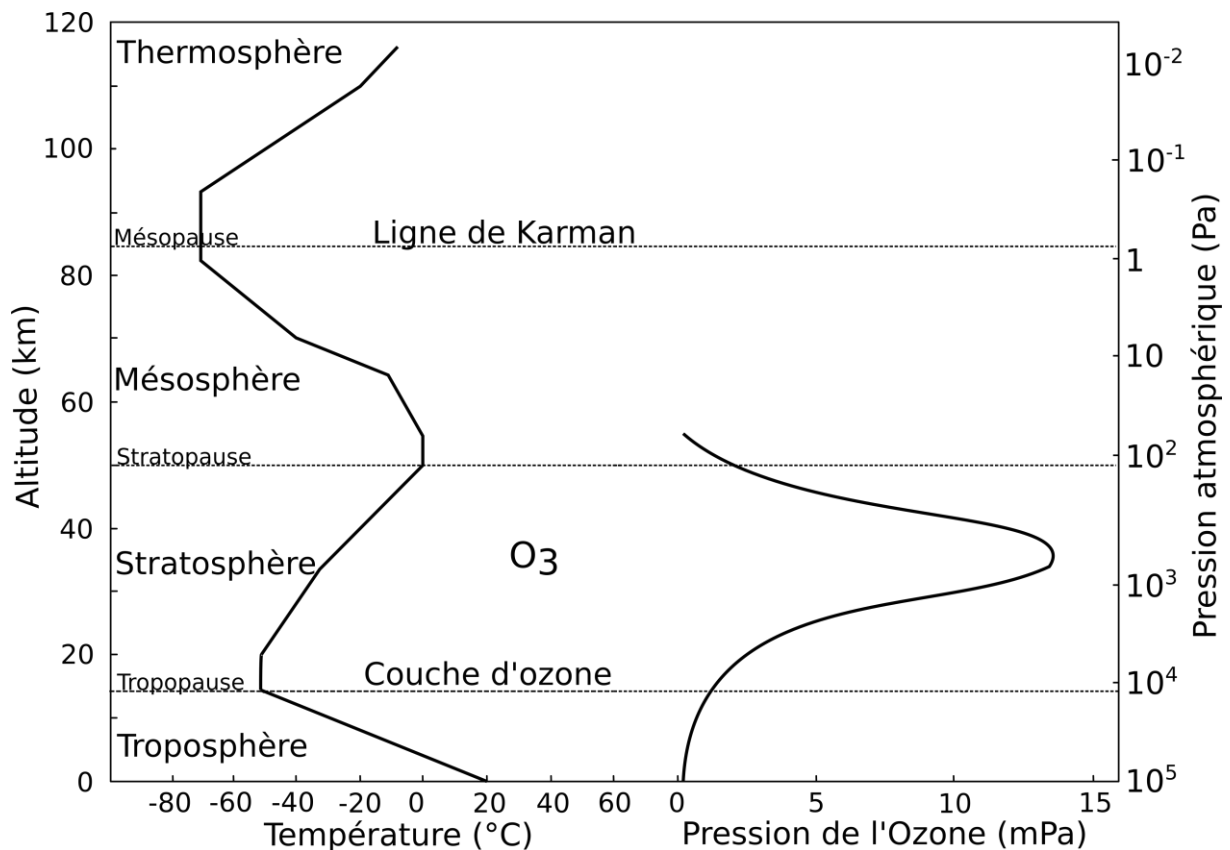


Figure 2.1: Représentation schématisée du profil vertical de température (°C), de la pression de l'ozone (mPa) (inspiré de Ortenberg, 2002) et atmosphérique (Pa) (D'après Barry and Chorley (1968))

La troposphère est constituée de l'atmosphère libre et de la couche limite atmosphérique directement influencée par la surface et où la variation thermique diurne due au rayonnement solaire est perceptible. Cette dernière couche est influencée par les flux de chaleur et de masse et de composants chimiques émis par la surface. L'épaisseur de cette couche dépend des mouvements verticaux venant du sol. Grâce aux importants flux verticaux en journée causés par la chaleur de la surface, la couche limite atmosphérique a, en moyenne, une épaisseur de 1 à 2 km. La nuit, la circulation étant faible, la couche est, en général, épaisse de quelques centaines de mètres. La couche limite atmosphérique est elle-même divisée en deux couches : la couche d'Ekman et la couche limite de surface ([Figure 2.2](#)). Dans le cas de la thèse, seule la couche la plus proche de la surface nous intéresse.

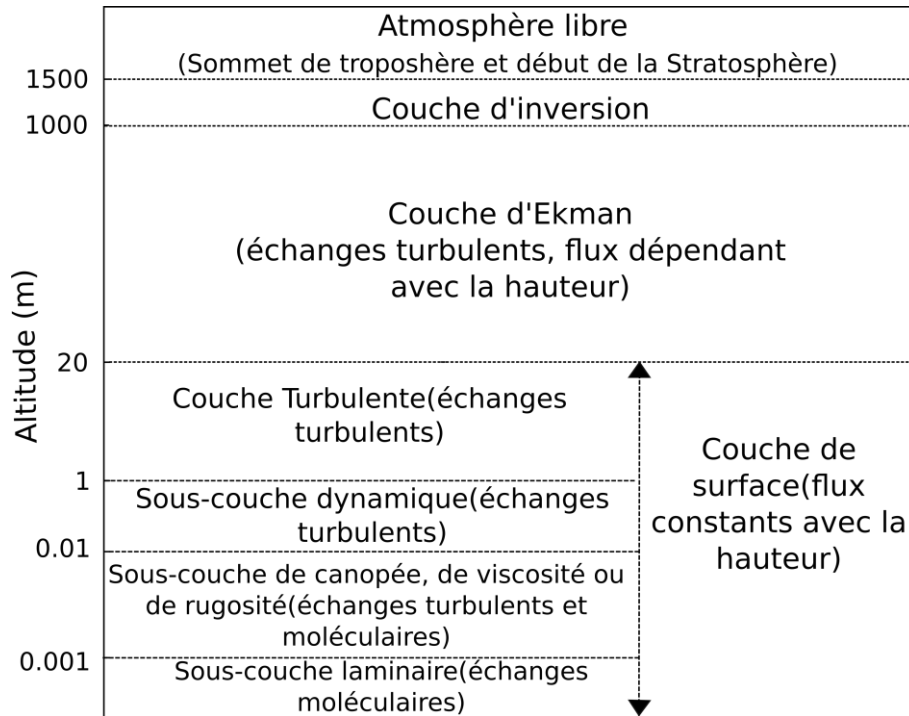


Figure 2.2: Représentation des types de transferts dans la couche limite de surface (D'après Srinath (2017))

2.2 Transferts verticaux au sein de la couche limite de surface

Les circulations atmosphériques peuvent être reliées à des gradients de pression, de densité, de concentration ou de température et ont une forte variabilité spatio-temporelle à plusieurs échelles.

La couche limite atmosphérique est le siège de mouvements turbulents. La décomposition de Reynolds considère la vitesse instantanée en un point (de composantes u , v et w) comme la somme d'une valeur moyenne et d'une fluctuation :

$$\begin{cases} u = \bar{u} + u' \\ v = \bar{v} + v' \\ w = \bar{w} + w' \end{cases} \quad (2.2)$$

Où $\bar{u}$, $\bar{v}$ et $\bar{w}$ sont les valeurs moyennes des composantes du vecteur vitesse sur un intervalle de temps et u' , v' et w' sont les fluctuations des composantes de la vitesse et dont la moyenne respective est nulle.

Deux types de mouvements sont caractérisés : les mouvements dynamiques horizontaux et les mouvements convectifs verticaux.

2.2.1 Mouvements horizontaux

Les circulations horizontales sont liées notamment aux variations horizontales de pression. Globalement, la pression atmosphérique est variable spatialement : les zones avec une faible pression sont appelées des dépressions et les zones avec une forte pression sont appelées des anticyclones. Afin de rétablir l'équilibre, les vents ont tendance à diverger des zones d'anticyclones et converger vers des zones de dépressions.

De plus, à grande échelle, les mouvements horizontaux sont dus à la rotation terrestre qui engendrent des vents géostrophiques. Ces vents, présents à partir et au-delà de la couche d'Ekman, sont issus de l'équilibre géostrophique entre la force de Coriolis et la force de gradient de la pression atmosphérique.

En se rapprochant de la surface, les forces de Coriolis deviennent négligeables, mais les forces de frottement de l'air sur la surface du sol prennent de l'importance, c'est la couche limite de surface (allant jusqu'à environ 100 m de hauteur). Dans cette zone, sous certaines conditions, d'après les observations et la théorie de Prandtl/Von Karman, la vitesse de vent a un profil logarithmique.

$$u(z) = \frac{u_*}{\kappa} \ln \left(\frac{z}{z_0} \right) \quad (2.3)$$

où κ est la constante de von Karman ($\kappa \approx 0.4$).

z_0 (m), appelée longueur de rugosité, traduit le fait que les forces de frottement augmentent avec la rugosité du sol. Elle dépend de la hauteur et de la forme des 'aspérités', ces aspérités pouvant être des brins d'herbe, des arbustes, des arbres, des immeubles.

u^* (m/s), appelée vitesse de frottement, est liée à la contrainte de frottement à la surface τ (N/m²) par la relation :

$$\tau = \rho u_*^2 \quad (2.4)$$

Dans le cas d'une zone recouverte de végétation, le couvert végétal poreux laisse en partie circuler les flux ce qui change l'équation (2.3) (Parcevaux and Huber, 2007). L'équation 2.5 introduit la notion de hauteur de déplacement d (m) qui est environ égale aux trois quarts de la hauteur de végétation.

$$u(z - d) = \frac{u_*}{\kappa} \ln \left(\frac{z - d}{z_0} \right) \quad (2.5)$$

L'équation 2.5 est valable en régime permanent établi (vent stable sans bourrasques, au-dessus d'une surface homogène assez longue dans la direction du vent), sauf tout près du sol (pour

$z < z_0$ l'équation n'est évidemment pas valable, en première approximation elle s'applique pour $z > 2 \cdot z_0$) et en condition de neutralité thermique (lorsque que le sol a une température proche de celle de l'air). Si cette dernière condition n'est pas vérifiée (sol plus chaud que l'air en journée ensoleillée, sol plus froid que l'air sous une nuit étoilée) il convient d'appliquer des corrections d'instabilité/stabilité suivant la théorie de similitude de Monin-Obukhov (Monin and Obukhov, 1954).

$$u(z - d) = \frac{u_*}{\kappa} \ln \left(\frac{z-d}{z_0} \right) - \Psi_m(\xi) \quad (2.6)$$

Où $\Psi_m(\xi)$ est la correction de stabilité et ξ est la hauteur au-dessus du sol z normalisée par la longueur de Monin-Obukhov : $L_{MO} = \frac{\bar{\theta} u_*^3}{\kappa g \left(\frac{-H}{\rho C_p} \right)}$. Où ρ est la masse volumique (kg.m^{-3}), H le flux de chaleur sensible (W.m^{-2}), C_p , la chaleur spécifique de l'air ($\text{J.kg}^{-1}.\text{K}^{-1}$), $\bar{\theta}$ est la température potentielle moyenne de l'air si celui-ci était comprimé ou détendu adiabatiquement jusqu'à une pression standard de 10^5 Pa. La couche proche de la surface, appelée sous-couche de rugosité, est fortement perturbée par les obstacles présents dans la zone générant de la turbulence (Dupont, 2001).

Les vitesses de vent en fonction de l'altitude sont montrées sur la [Figure 2.3](#).

2.2.2 Mouvements verticaux

Les mouvements verticaux sont des mouvements de convections atmosphériques. Les flux convectifs sont initiés par une différence verticale de scalaires : température, densité ou humidité. Ces mouvements verticaux sont plutôt lents comparés aux mouvements horizontaux et dépendent de la stabilité atmosphérique (Guyot, 1999). Pour comprendre la stabilité atmosphérique il faut définir la notion de gradient adiabatique. Du fait du gradient de pression atmosphérique, la pression diminue avec l'altitude, ce qui a pour conséquence que l'air se détend et donc la température diminue. L'air et l'eau possèdent une masse ce qui a pour conséquence qu'ils sont soumis à la gravitation de la Terre et à la poussée d'Archimède. La résultante de ces forces s'appelle la force de flottabilité. Pour une masse d'air peu dense (relativement chaude), la poussée d'Archimède est plus importante que la force gravitationnelle, elle s'élève donc dans l'atmosphère. Au fur et à mesure, cette masse d'air subit une détente adiabatique, c'est-à-dire qu'elle se dilate et refroidit sans aucun échange de chaleur avec l'air alentour. Si cette masse d'air a un taux d'humidité faible, sa diminution de température est de 10°C/km . On dit que cette masse s'élève selon le gradient adiabatique sec. Si cette masse a un taux d'humidité élevé (air saturé), la vapeur d'eau se condense. La

condensation libère de la chaleur latente ce qui a pour conséquence que la diminution de température avec l'altitude est plus faible : $6^{\circ}\text{C}/\text{km}$ en général mais proche de $3^{\circ}\text{C}/\text{km}$ dans la basse atmosphère. On dit que cette masse s'élève selon le gradient adiabatique saturé. Le gradient adiabatique est une situation idéale qui définit donc le gradient thermique entre le sol et l'atmosphère où les masses d'air n'échangent pas de chaleur entre elles. Cependant dans les conditions naturelles, les gradients thermiques verticaux varient considérablement : spatialement, en fonction des saisons, des heures et du taux d'humidité. Si le gradient thermique d'une zone est inférieur à $6^{\circ}\text{C}/\text{km}$, la masse d'air en surface en montant se refroidit donc plus vite que l'environnement et arrête son ascension assez vite. Ce sont des conditions stables. Si le gradient thermique d'une zone est supérieur à $10^{\circ}\text{C}/\text{km}$, la masse d'air en surface en montant se refroidit donc moins vite que l'environnement et son ascension est importante et rapide. Ce sont des conditions instables. On peut dire que, en conditions stables, l'atmosphère résiste aux mouvements ascendants verticaux alors qu'en conditions instables l'atmosphère les facilite.

Les conditions instables surviennent pendant la journée, le rayonnement solaire chauffe le sol et augmente le gradient thermique vertical. A la nuit tombée, la surface se refroidit, le gradient thermique vertical diminue et l'atmosphère est stable. En conditions instables, les polluants peuvent pénétrer dans la troposphère au-dessus de la couche limite via des processus d'entraînement présents au sommet de cette dernière. En fonction de leur transport dans les mouvements convectifs ascendants humides à grande échelle à la basse troposphère, les polluants peuvent atteindre la stratosphère (Moppert, 2006). En conditions stables, les polluants restent accumulés au sol.

Il existe des méthodes pour définir théoriquement la stabilité de l'atmosphère basés sur le nombre de Richardson et la longueur de Monin-Obukhov (Dyer and Hicks, 1970; Guilloteau, 1998; Monin and Obukhov, 1954).

Les mouvements atmosphériques de la couche limite atmosphérique sont synthétisés en [Figure 2.3](#).

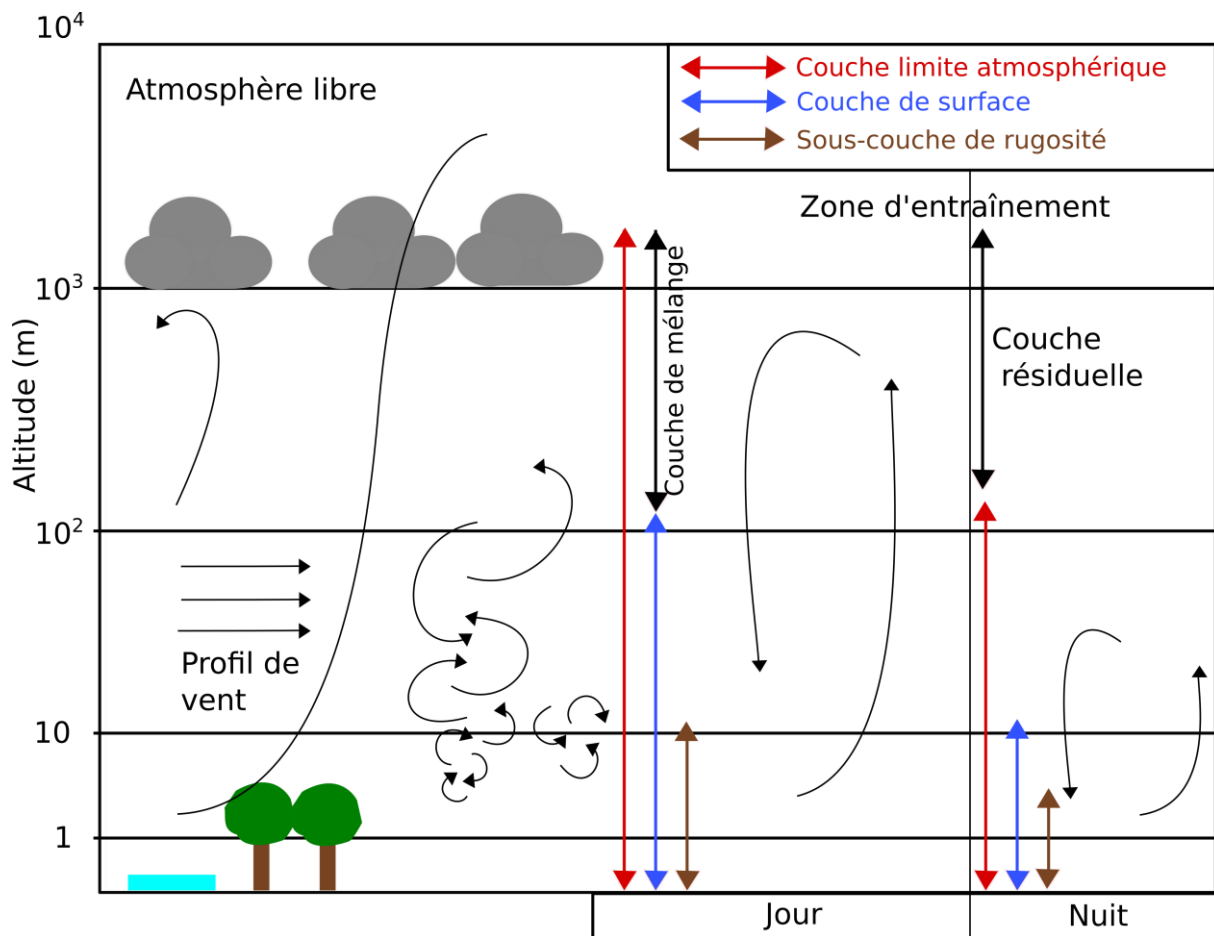


Figure 2.3 : Synthèse schématique de la circulation atmosphérique dans la troposphère. (D'après Legras (2014))

2.3 Echanges de chaleur par rayonnement, conduction et convection

Cette partie a pour but de décrire les transferts d'énergie dans la couche limite atmosphérique. Il existe trois types de transferts : transfert par rayonnement (flux radiatif), sans support physique ; transfert par conduction (flux conductif), où l'énergie se diffuse dans un système physique ; transfert par convection (flux convectif) qui se fait par déplacement de matière du support physique (circulation d'air).

2.3.1 Bilan radiatif

Dans le domaine des courtes longueurs d'onde ($0.1-10 \mu\text{m}$), en l'absence de nuages, le système, qui est ici une zone urbaine, reçoit un rayonnement incident direct (venant dans la direction du soleil) ; en présence de nuages, ce rayonnement subit des réflexions multiples et seule une partie

arrive au sol sous forme d'un rayonnement diffus (venant de toutes les directions du ciel). On note R_g (W.m^{-2}) le rayonnement global incident de courte longueur d'onde. Ce rayonnement est en partie réfléchi en fonction de la couleur, de la nature et de la rugosité de la surface (Matthias et al., 2000). Ces caractéristiques permettent de définir la valeur de l'albédo α (-) qui est la proportion du rayonnement global réfléchi.

Le système (sol et végétation) émet du rayonnement infrarouge vers l'atmosphère en fonction de sa température selon la loi de Stephan-Boltzmann : $R_s = \varepsilon_s \sigma T_s^4$ où T_s est la température de la surface (K), σ la constante de Stephan-Boltzmann ($5.67 \cdot 10^{-8} \text{ W.m}^2.\text{K}^{-4}$) et ε_s l'émissivité dans l'infrarouge comprise entre 0 et 1. Inversement, l'atmosphère rayonne vers le sol suivant la même loi en fonction de la température de l'air T_a (K) :

$$R_a = \varepsilon_a \sigma T_a^4 \quad (2.7)$$

Cette dernière équation est toutefois une approximation. Le rayonnement de grande longueur d'onde (infrarouge) dépend d'un ensemble de facteurs comme du profil de température atmosphérique et de la profondeur optique (aérosols, teneur en vapeur d'eau) à travers toute la colonne atmosphérique sus-jacente et plus particulièrement de la couverture nuageuse. Dans cette expression, ces aspects sont partiellement représentés au travers de l'émissivité de l'air ε_a . On en déduit l'expression du flux radiatif net (compté positivement vers la surface)

$$R_n = R_g(1 - \alpha) + \varepsilon_s (R_a - \sigma T_s^4) \quad (2.8)$$

2.3.2 Bilan d'énergie

Le bilan énergétique sur un système (un sol recouverte de végétation par exemple) est la résultante des flux énergétiques (exprimé en W.m^{-2}) sortant et entrant dans le système. Le bilan d'énergie peut s'écrire comme :

$$R_n = H + LE + G + \Delta S \quad (2.9)$$

Avec : R_n : le rayonnement net (flux radiatif) ; H : le flux de chaleur sensible, flux convectif de chaleur sans changement de phase physique ; LE :le flux de chaleur latente, flux convectif de vapeur d'eau multiplié par la chaleur latente de vaporisation ; G le flux conductif dans le sol ; ΔS : la variation de stock d'énergie interne du système (e.g. couvert végétal) par unité de temps. En zone urbaine, il convient éventuellement d'ajouter un terme source de chaleur anthropique (e.g. dégagement de chaleur par les automobiles ou chauffage du bâti).

Les valeurs algébriques des flux d'énergie évoluent entre les périodes diurnes et nocturnes.

Le **jour**, R_n est le flux énergétique principal et arrive sur la surface ($R_n > 0$). Les flux convectifs sont globalement sortants ($H + LE < 0$). S'il y a de la végétation ou de l'eau disponible qui peut être évaporée, la valeur de LE est élevée et celle de H plus faible. Néanmoins, la végétation possède un système de régulation de la transpiration (ouverture/fermeture des stomates) qui fait que son eau ne s'évapore pas librement. Dans certains cas, H peut même être opposé au signe de LE , $H > 0$, lorsque la température de l'air est plus chaude que celle à la surface (e.g. au-dessus de l'océan). Dans le cas où le système est sec, LE est faible et H élevé. La conduction se fait de la surface vers la profondeur du sol : réchauffé par R_n le sol stocke de la chaleur ($G < 0$).

La **nuite**, du fait de l'absence de rayonnement solaire, R_n est presque toujours sortant ($R_n < 0$) : le sol qui a chauffé dans la journée rayonne vers l'atmosphère. Ce phénomène fait que le sol est généralement plus froid que l'air le surplombant, le flux de chaleur sensible va de l'air vers la surface du sol ($H > 0$). Si la température du sol est plus faible que la température de rosée de l'air, la vapeur d'eau va se condenser (rosée ou gelée blanche) dans ce cas LE est entrant ($LE > 0$). La conduction va généralement des profondeurs du sol (à peu près stable en température) vers la surface (plus froide la nuit que le jour) ($G > 0$). Globalement le système relargue la chaleur stockée pendant la journée, c'est l'inertie thermique.

Les flux de chaleur ont une variation saisonnière : les valeurs des flux sont plus élevées en été et plus faibles en hiver. Dans le cas où la végétation est présente, en été, l'évapotranspiration (donnée par LE) est élevée. En hiver, les feuilles tombent, le flux LE est faible.

Les flux convectifs de chaleur sensible et de chaleur latente sont essentiellement dus à la diffusivité turbulente (liée aux fluctuations de la vitesse verticale) qui dépend de la vitesse de frottement et de l'altitude.

$$H = \rho C_p C_h V_a dT \quad (2.10)$$

$$LE = \rho L_v C_q V_a dW \quad (2.11)$$

Où C_h et C_q sont les coefficients de transferts pour les flux de chaleur sensible et latente respectivement aussi appelés le coefficient de trainée (Charnock, 1955), V_a la vitesse du vent dans la rue (m/s), W la teneur en eau (kg de vapeur d'eau / kg d'air) et L_v la chaleur latente de vaporisation de l'eau (J/kg), ρ la masse volumique (kg/m³) et C_p la chaleur spécifique (J/kg/K). Lorsque le système est la surface du sol, le flux conductif dans le sol est obtenu par la loi de Fourier :

$$G = -\lambda_s dT_s/dz \quad (2.12)$$

Où λ_s est la conductivité du sol (W/m/K) et T_s la température du sol.

2.4 Phénomène d'îlot de chaleur urbain (ICU)

Le phénomène d'îlot de chaleur urbain (ICU) est une modification du microclimat urbain qui se traduit par une température de l'air globalement plus élevée dans la ville que dans les zones rurales alentours. Ce phénomène est ainsi nommé à cause du motif des isothermes en forme d'île. Cette forme dépend de la configuration de la surface urbanisée (Voogt, 2000) ([Figure 2.4](#)).

Les ICU ne sont pas responsables du changement climatique et des phénomènes globaux car les zones urbaines représentent moins de 1% des surfaces émergées (Sagan et al., 1979). Cependant les ICU ont des impacts globaux indirects. Par exemple, les enregistrements des mesures de température de surface peuvent être 'contaminées' par les effets d'ICU ; de ce fait, il est difficile de distinguer les effets du climat local et du climat global (Karl et al., 1988). Voogt (2000) suggère qu'il est d'ailleurs peu probable que les ICU augmenteront avec le réchauffement climatique car la différence entre la température dans la ville et dans le milieu rural alentour restera similaire.

L'intensité des ICU n'est pas la même selon les villes et leur morphologie. Elle dépend de nombreux facteurs comme la taille, la densité de bâtiments et l'architecture de la ville (Oke, 1973). A une échelle plus globale, la localisation de la zone urbaine a aussi un fort impact sur l'intensité de l'ICU (Zhou et al., 2017). L'intensité varie spatialement selon la topographie, le réseau fluvial et hydrographique et le type d'occupation des sols autour de la ville.

Par ailleurs, l'intensité d'un ICU varie temporellement ; tout d'abord avec le cycle journalier du rayonnement solaire et des flux de chaleur qui évoluent avec la différence de températures de l'air et des surfaces. A ce premier point s'ajoute aussi une importante variabilité saisonnière, due principalement à la variation des conditions météorologiques et du rayonnement solaire avec l'évolution de la position de la Terre par rapport au Soleil.

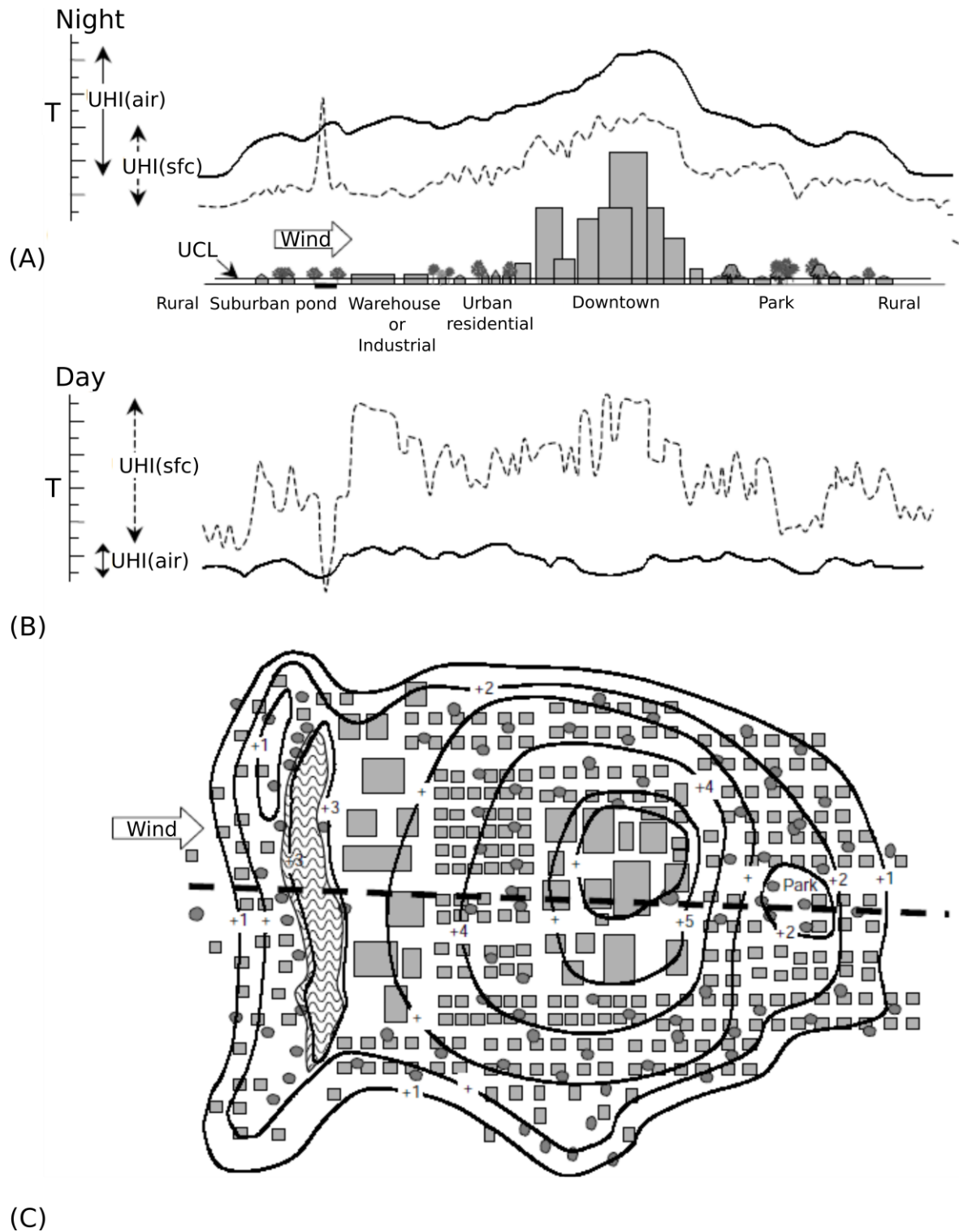


Figure 2.4 : Schéma des caractéristiques des îlots de chaleur urbains. Représentation spatiale des températures de l'air dans la couche de canopée urbaine (UHI(air)) et des températures de surface (UHI(sfc)) la nuit (A) et le jour (B) sous des conditions optimales d'îlot de chaleur. Plan des motifs de températures de l'air pendant la nuit (C). (Voogt, 2000)

Le phénomène d'îlot de chaleur urbain peut être représenté à trois échelles de l'atmosphère. A l'échelle de la surface, c'est l'îlot de chaleur urbain de surface ; à l'échelle de la couche de canopée urbaine (entre le sol et le toit des bâtiments), c'est l'îlot de chaleur de canopée urbaine, et à l'échelle de la couche limite atmosphérique, c'est l'îlot de chaleur de couche limite urbaine.

2.4.1 Causes

Les ICU sont dus à de nombreux facteurs en lien avec l'urbanisation qui modifie localement le bilan radiatif et d'énergie (Nunez and Oke, 1977; Oke, 1982).

Tout d'abord, les surfaces urbaines ont un fort impact sur la modification du bilan radiatif. Le rayonnement solaire tend à être davantage absorbé par les surfaces du fait du faible albédo des matériaux des infrastructures en comparaison à celui des écosystèmes naturels (Bouyer et al., 2011; Santamouris et al., 2011). La chaleur absorbée par la surface se diffuse dans les matériaux (qui constituent par exemple une route ou un bâtiment). Du fait de leur forte capacité thermique, les surfaces urbaines restituent cette chaleur absorbée, en partie pendant la nuit. Ce phénomène est appelé l'inertie thermique (Berwal et al., 2016; Johnson et al., 1991; Pratt and Ellyett, 1979).

Par ailleurs, la géométrie 3D des villes piège les rayonnements : le rayonnement réfléchi (ou émis) par une surface peut arriver sur une autre surface de la ville, qui la réfléchit à son tour et ainsi de suite (Figure 2.5). Ce phénomène de piège à lumière a pour effet de diminuer l'albédo et l'émissivité de toute la ville (Choi et al., 2018). Le paramètre Sky-View factor (SVF) décrit la fraction de ciel visible dans une rue. Si la valeur est proche de 1, la rue est une rue ouverte ce qui veut dire que la chaleur accumulée pendant la journée est moins piégée et plus efficacement émise vers l'atmosphère. Si le SVF est proche de 0, l'effet inverse se produit.

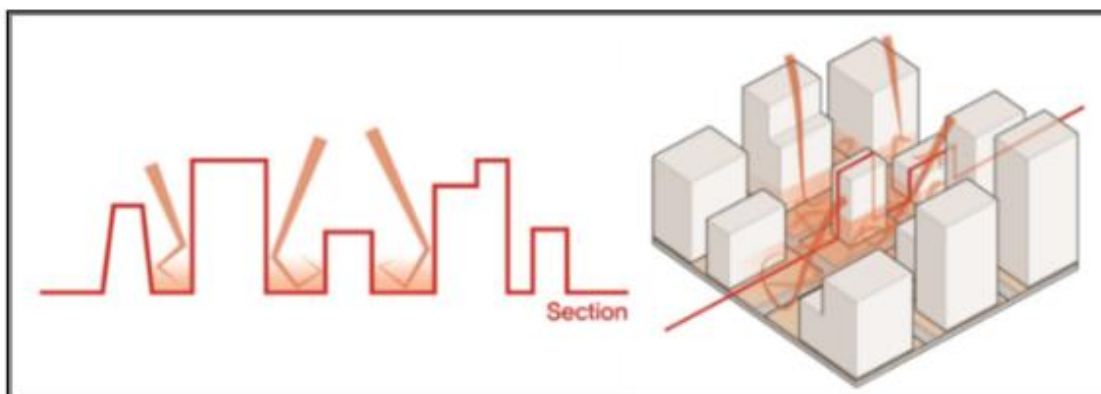


Figure 2.5 : Représentation du piégeage radiatif dans le canyon urbain, c'est-à-dire la rue avec des bâtiments autour (Choi et al., 2018).

Selon l'orientation de la rue et les vents dominants, la géométrie empêche la circulation du vent dans la rue ce qui mène à une stagnation de chaleur dans le canyon constitué de la rue et des bâtiments autour (Nuruzzaman, 2015). Par ailleurs, la rugosité d'une ville est plus importante que celle d'une zone rurale. Le profil de vent est donc plus faible sur une zone urbaine, ce qui a un impact sur les flux convectifs (Plate and Kiefer, 2001). En effet, en induisant, a priori, une vitesse de vent plus faible, la chaleur s'accumule plus au niveau des piétons et par conséquent la température augmente.

Les descriptions faites précédemment tendent vers une augmentation du R_n et, par répercussion, des flux convectifs. Toutefois, les fortes concentrations en aérosols sont la cause de dômes opaques au-dessus des zones urbaines dans certaines conditions météorologiques (i.e. anticycloniques). Ces dômes font barrière à une partie du rayonnement solaire ce qui diminue le R_g (Jáuregui and Luyando, 1999). En reprenant l'équation du bilan radiatif, cet aspect diminue donc le R_n et atténue légèrement les différences de R_n entre les zones urbaines et rurales. Jáuregui and Luyando (1999) montrent que la réduction de R_g entre la ville et la zone rurale proche peut atteindre les 20% les jours sans nuages.

Le bilan d'énergie est donc modifié dans un contexte urbain comparativement à un espace naturel ouvert. La conduction de chaleur dans les matériaux de construction augmente grâce aux capacités thermiques de ceux-ci (terme G) (Moonen et al., 2012). De plus, les activités humaines génèrent de la chaleur anthropique libérée via, par exemple, le trafic routier, le système de chauffage et de climatisation des bâtiments (Pigeon et al., 2007). Ce dégagement de chaleur est supérieur pendant la saison hivernale dans les climats froids (chauffage des espaces intérieurs). Il dépend aussi de la consommation d'électricité (éclairage, appareils ménagers...) et des systèmes de transport dans la zone urbaine (Taha, 1997). Ces activités affectent le bilan d'énergie, en augmentant le flux de chaleur sensible H . H augmente car à R_n s'ajoute un terme nommé source anthropique S_a : $R_n + S_a = H + LE + G + \Delta S$.

Enfin, l'absence de végétation, d'arbres, d'arbustes et de prairies dans ces zones induit une moindre dissipation de l'énergie par le flux de chaleur latente au profit du flux de chaleur sensible responsable du réchauffement de la ville (Pearlmutter et al., 2009).

2.4.2 Conséquences

L'intensité d'un ICU (IICU) se définit comme la différence de température entre la ville et les alentours, ce qui peut être mesuré sur les températures de canopée et de surface. Globalement, une IICU élevée se caractérise par une augmentation du nombre et de l'intensité des épisodes de canicules en milieu urbain (Tan et al., 2010). L'IICU de canopée urbaine a tendance à être plus élevée pendant les périodes nocturnes que diurnes en été et sous des conditions anticycloniques (Oke, 1973; Souch and Grimmond, 2006). L'IICU de surface est quant à elle plus importante pendant la journée (Imhoff et al., 2010; Bounoua et al., 2015). Les IICU (canopée et surface) décroissent avec la présence de couverture nuageuse et des vitesses de vent élevées. Elles dépendent aussi globalement de la taille de la ville et/ou de la densité de population, de la proportion d'espaces végétalisés et de la morphologie urbaine (Arnfield, 2003). Du fait des nombreux facteurs impactant son intensité, il existe une très grande variabilité spatiale et temporelle d'IICU. Memon et al. (2009) ont synthétisé des valeurs d'intensité observées dans la littérature scientifique internationale et ont trouvé que l'intensité des îlots de chaleur peut aller de 0.6°C à 12°C. Bien que dans certaines régions du monde soumises à des périodes de froids extrêmes l'ICU est bénéfique et permet améliorer le confort urbain durant ces épisodes, ces fortes intensités ont des conséquences sanitaires, économiques et environnementales néfastes dans des régions avec des climats plus tempérés ou chauds.

En effet, les phénomènes d'ICU dégradent fortement la qualité de l'environnement urbain, ce qui a une influence directe sur la qualité de vie de la population urbaine. Outre la diminution du confort thermique, les ICU ont des conséquences sur la santé physique. De nombreuses études démontrent le lien entre les périodes de vagues de chaleur et l'augmentation du taux de mortalité et morbidité cardiovasculaire et respiratoire (Braga et al., 2002; Johnson et al., 2005; Kovats et al., 2004; McGeehin and Mirabelli, 2001). Les personnes exposées aux ICU ont un risque plus élevé de développer des maladies respiratoires, cardiaques, rénales, des fatigues dues aux fortes chaleurs, des crampes, des coups de chaleur et des problèmes de peau (Adam-Poupart et al., 2013; Kjellstrom et al., 2010; LoVecchio et al., 2007). Les groupes socio-économiquement faibles et/ou constitués de minorités ethniques ont un risque plus fort de vivre dans un environnement exposé aux fortes chaleurs alors qu'ils sont plus vulnérables et moins bien équipés pour résister au stress des fortes températures (Harlan et al., 2006).

Le phénomène d'ICU a des conséquences économiques. D'un point de vue énergétique, Santamouris et al. (2015) estiment en se basant sur 11 études menées dans différentes villes du monde (e.g. Tokyo, Ontario East Canada, Los Angeles, Washington, etc.) les vagues de chaleur

causent un pic de demande en électricité d'en moyenne 21 ± 10.4 W par augmentation d'un degré ICU par personne, soit une augmentation de la demande en électricité comprise entre 0.45% et 4.6% en ville (Santamouris et al., 2015). La charge en refroidissement d'un bâtiment typique urbain est en moyenne 13% plus élevée que celle d'un bâtiment rural et il est prouvé que globalement la charge de refroidissement et de chauffage d'un bâtiment a augmenté de 11% entre 1970 et 2010 à cause du réchauffement du microclimat (Santamouris, 2014). Par ailleurs, la productivité au travail est négativement impactée par les conditions thermiques d'un lieu de travail, ce qui a un impact négatif sur l'économie (Ramsey et al., 1983; Tanaka, 2007).

Enfin, les fortes intensités des ICU ont un impact environnemental important. Les fortes températures intensifient les réactions photochimiques de l'atmosphère à l'origine des smogs, brouillards épais formés de particules fines d'ozone et de vapeur d'eau dégradant la qualité de l'air. La production de l'énergie nécessaire à la climatisation en ville consomme des combustibles fossiles dégageant des gaz à effet de serre et des polluants supplémentaires. Les ICU peuvent augmenter la température de l'eau de ruissellement et par répercussion des systèmes aquatiques. Cela modifie les processus biologiques et chimiques de ces systèmes et peut impacter la qualité de l'eau. Ce dernier point a pour conséquence de perturber l'écosystème et donc la faune locale (métabolisme, reproduction) (Phelan et al., 2015).

2.5 Pollution de l'air

2.5.1 Contexte général, confort urbain

L'enjeu de la pollution de l'air n'est pas récent car des lois existaient déjà au XII^e siècle pour réguler les fumées dues au chauffage au charbon dans les villes en Grande-Bretagne, mais la prise de conscience de l'impact sanitaire et environnemental global ne se fait qu'à partir des années 1920 (Charvolin et al., 2017). La définition au sens large de la pollution de l'air est donnée par l'organisation mondiale de la santé (OMS) qui la définit comme « la contamination de l'environnement intérieur ou extérieur par un agent chimique, physique ou biologique qui modifie les caractéristiques naturelles de l'atmosphère ». Le Conseil de l'Europe propose en 1968 une définition plus restrictive en introduisant l'aspect nocif ou créant une nuisance ou une gêne de la pollution de l'air (Sénat, 2015). En France, plusieurs lois existent et tentent de définir les polluants atmosphériques ainsi que les normes et la réglementation à appliquer comme la loi LAURE (sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie) en 1996, qui attribue un facteur anthropique à la pollution de l'air. Le code de l'environnement détermine les polluants à

surveiller : le dioxyde de soufre (SO₂), les oxydes d'azote (NO_x : NO et NO₂), l'ozone (O₃), les particules fines (PM₁₀ et PM_{2.5}), le monoxyde d'azote (CO), le benzène (C₆H₆), le plomb (Pb), l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le nickel (Ni), le mercure (Hg) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Le code de l'environnement définit les valeurs limites de surveillance de la qualité de l'air pour chacun des polluants, les seuils d'alerte ainsi que les objectifs de qualité à atteindre. Ces valeurs sont représentées pour les principaux polluants (NO, NO₂, SO₂, O₃, PM₁₀ et PM_{2.5}) dans le [Tableau 2.1](#).

Tableau 2.1 : Valeurs limites, seuil d’alerte et objectif de qualité des polluants NO, NO₂, SO₂, O₃, PM10 et PM2.5 définis par l’article R.221-1 du code de l’environnement

	Objectif de qualité	Seuil d’alerte	Valeur limite pour la protection de la santé humaine
NO ₂	40 µm.m ⁻³ moyenne annuelle	400 µm.m ⁻³ moyenne horaire pendant 3 heures consécutives	40 µm.m ⁻³ moyenne annuelle 200 µm.m ⁻³ moyenne horaire ⁽¹⁾
NO	-	-	Pour la protection de la végétation : 30 µm.m ⁻³ moyenne annuelle
SO ₂	50 µm.m ⁻³ moyenne annuelle	500 µm.m ⁻³ moyenne horaire pendant 3 heures consécutives	350 µm.m ⁻³ moyenne annuelle 125 µm.m ⁻³ moyenne journalière ⁽²⁾
PM10	30 µm.m ⁻³ moyenne annuelle	500 µm.m ⁻³ moyenne journalière	40 µm.m ⁻³ moyenne annuelle 50 µm.m ⁻³ moyenne journalière ⁽³⁾
PM2.5	10 µm.m ⁻³ moyenne annuelle	-	25 µm.m ⁻³ moyenne annuelle
O ₃	120 µm.m ⁻³ (≈ 61 ppb) pour le maximum journalier de la moyenne sur huit heures	240 µm.m ⁻³ (≈ 122 ppb) moyenne horaire	

⁽¹⁾ A ne pas dépasser plus de 18 fois par an

⁽²⁾ A ne pas dépasser plus de 3 fois par an

⁽³⁾ A ne pas dépasser plus de 35 fois par an

Les concentrations de ces polluants ont une grande variabilité spatiale et temporelle, mais il est possible d’observer des tendances historiques. Vingarzan, 2004 montre que la concentration de fond de l’ozone (loin des zones de production par des activités anthropiques) a tendance à augmenter continuellement. Par exemple, en Amérique du Nord, les concentrations de fond ont

doublé en un siècle. Elles ont atteint des valeurs autour de 20-45 ppb dans les années 2000 et entre 35-55 ppb dans les années 2010 (Cooper et al., 2014). La concentration en ozone est liée aux conditions météorologiques. Plus précisément, les épisodes de pic d'ozone sont corrélés aux épisodes anticycloniques chauds avec un fort ensoleillement et de faibles vitesses de vent qui arrivent à des périodes spécifiques de l'année. Cependant, il est aussi observé une évolution de la période de pics d'ozone annuels. Dans les années 1990, la période de pics et de concentration d'ozone maximale avait tendance à se produire en mai. Cette période s'est graduellement déplacée jusqu'en juin-juillet depuis les années 2010 (Diaz et al., 2020; Royal Society (GB), 2008). L'amplitude des épisodes de pollution tend à décroître du fait des politiques d'amélioration de la qualité de l'air (Diaz et al., 2020; Jenkin, 2008).

Les concentrations en ozone dépendent de celles des NO_x , précurseurs de l'ozone. En Chine, les émissions de NO_x ont augmenté de 1980 jusqu'à 2011 et diminuent depuis du fait de la diminution des activités des manufactures (Wang et al., 2017). En Europe et à l'est des Etats-Unis, bien qu'il arrive régulièrement que les concentrations excèdent les valeurs limites, des efforts sont faits pour diminuer les émissions des NO_x et les concentrations de fond tendent à diminuer depuis une trentaine d'années (Macdonald et al., 2021; Tong et al., 2015; van der A et al., 2008). Dans les régions industrielles comme l'Europe, les Etats-Unis, l'Est de la Chine, le Japon et l'Afrique du Sud, les épisodes de pollution maximale des NO_x arrivent pendant l'hiver du fait des émissions anthropiques. Dans les régions tropicales, les épisodes de forte pollution des NO_x surviennent pendant la saison sèche (janvier/février dans l'hémisphère nord, juillet en Afrique centrale et octobre/novembre dans le sud de l'Afrique) à cause de la combustion de biomasse (incendies). Cette période se décale graduellement : les zones tropicales de l'hémisphère nord vers juin-juillet et pour les zones d'Afrique centrale en août-septembre. Pour les régions couvertes de végétation basse (prairie), les pics de NO_x arrivent surtout en été, car les émissions viennent majoritairement du sol (van der A et al., 2008).

Pour le SO_2 , la tendance globale est à la diminution des émissions en Europe et en Amérique du Nord et à l'augmentation des émissions à l'est de la Chine et en Inde depuis une trentaine d'années (Aas et al., 2019; Vestreng et al., 2007).

Contrairement au SO_2 , les concentrations en particules fines PM_{10} et $\text{PM}_{2.5}$ ne présentent pas de tendance d'évolution globale à l'échelle d'un continent et il est difficile de trouver des études analysant l'évolution de leurs concentrations sur une période de plus de 20 ans et avant les années 1990. Durant les 20 dernières années, les concentrations en $\text{PM}_{2.5}$ ont eu tendance à augmenter fortement en Inde, dans l'est de la Chine (augmentation supérieur ou égale à

$1 \mu\text{m.m}^{-3}$ par an) et légèrement au Moyen Orient, au sud de l'Afrique et au Canada (augmentation entre 0.25 et $0.5 \mu\text{m.m}^{-3}$ par an) et à diminuer fortement dans le nord de la Chine ($-1 \mu\text{m.m}^{-3}$ par an) et légèrement à l'est des Etats-Unis, en Europe, en Amérique centrale et du sud et en Australie (entre -1 et $-0.25 \mu\text{m.m}^{-3}$ par an) (Hammer et al., 2020).

Pour les PM₁₀, les études sur l'évolution de ses concentrations atmosphériques ne sont faites qu'à des échelles locales. Par exemple, en Suisse, les concentrations en PM₁₀ tendent à diminuer à une échelle qui peut aller de $-0.28 \mu\text{m.m}^{-3}$ par an à $-1.4 \mu\text{m.m}^{-3}$ (Barmpadimos et al., 2011) de 1991 à 2008. En Chine, l'étude de Huang et al., 2016 montre que les concentrations en PM₁₀ fluctuent de 2001 à 2007 puis diminuent légèrement à partir de 2008.

Du fait des réglementations sur la qualité de l'air, de l'amélioration de l'efficacité de la combustion et de la réduction globale de la combustion de la biomasse tropicale, la présence de monoxyde de carbone tend à diminuer mondialement depuis 20 ans à l'exception de celles mesurées en Inde, en Afrique, en Asie du Sud-Est et récemment en Australie (Worden et al., 2020). A titre d'exemple, aux Etats-Unis, la concentration a été réduite de 81% en 40 ans en passant d'une concentration autour de 5-17ppm en 1980 à 1-3ppm en 2020 (US EPA, 2022).

Bien que certaines des concentrations en polluants tendent à diminuer grâce aux politiques d'atténuation, la pollution de l'air continue à avoir un impact négatif sur le confort et le bien-être (Lu, 2020; Zhang et al., 2021). Elle reste donc un enjeu important sur lequel il faut se focaliser.

2.5.2 Pollution en ville, importance de l'ozone

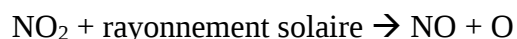
Une attention particulière doit être portée aux villes qui ont tendance à être plus polluées que les zones rurales, de par la présence plus importante de sources d'émissions (Strosnider, 2017). En effet, du fait de la forte concentration humaine, les activités anthropiques et donc les polluants atmosphériques qu'elles émettent sont plus importants. Ces polluants sont divisés en deux catégories : les polluants primaires émis et transportés dans la ville (NO_x , COVs, aérosols, CO, CO_2 , SO_2) et les polluants secondaires, produits de réactions chimiques comme le NO_2 et l' O_3 .

Bien qu'en général la concentration de ce dernier soit plus importante dans les zones rurales et agricoles que dans les villes, il a une importance capitale dans la pollution de l'air en ville (H Khan et al., 2017). En effet, sa concentration est exacerbée avec le phénomène d'ICU, particulièrement en conditions anticycloniques estivales où sa production par réaction

s'amplifie et est responsable de la formation des smogs photochimiques visibles au-dessus des villes. Dans ces conditions, l'air urbain devient plus riche en ozone que l'air au-dessus des zones rurales (Stella, 2011). L'ozone est un composant important du phénomène d'îlot de pollution urbaine défini, à l'instar des ICU, comme le fait que l'atmosphère au-dessus des espaces urbains est plus polluée qu'au niveau des zones rurales (Crutzen, 2004). Cette notion, introduite récemment dans la littérature, permet de mieux comprendre les variations spatiales et temporelles des concentrations en polluants ainsi que leur étroite corrélation avec l'ICU (Li et al., 2018; Ulpiani, 2021). En effet, étudier la pollution de l'air en prenant en compte le phénomène d'ICU (et inversement) est nécessaire pour prendre en compte le problème global. Ulpiani (2021) montre qu'une augmentation de 2°C de l'IICU peut annuler le bénéfice apporté par une politique visant à diminuer de 50% un des précurseurs de l'ozone (COVs) dans une ville.

2.5.3 Causes/Interactions

L'ozone, au sein de la couche limite de surface, est formé à partir de composés organiques volatiles issus des émissions naturelles et anthropogéniques et d'oxydes d'azote (NO et NO₂). La formation d'ozone est issue de plusieurs réactions dont la photolyse du dioxyde d'azote avec la partie du rayonnement solaire de longueur d'onde proche de 400 nm et la recombinaison d'un atome d'oxygène libre et d'une molécule de dioxygène en présence d'un troisième composant M qui stabilise la réaction (Stella, 2011) :



Une fois la molécule d'O₃ formée, celle-ci réagit avec NO ce qui régénère une molécule de NO₂ :



Dans la troposphère, NO et NO₂ ne réagissent pas qu'avec O₃ mais aussi avec d'autres oxydants présents, comme les radicaux HO₂ et RO₂ (i.e. chaîne carbonée R liée à deux atomes d'oxygène) eux-mêmes issus de la dégradation des COV par le radical OH. RO₂ réagit avec NO ce qui donne RO et NO₂ et ainsi de suite (Li et al., 2017) ([Figure 2.6](#)). La production d'ozone est donc fortement liée à la quantité de NO_x et de COVs et sa concentration dans l'air dépend de leur

ratio. Plusieurs études ont essayé de comprendre la relation entre l'ozone et ses précurseurs (Kleinman, 2005; Sillman, 1995). Il existe des zones où les COVs sont les réactifs limitants de l'ozone et d'autres zones où ce sont les NO_x (Ulpiani, 2021).

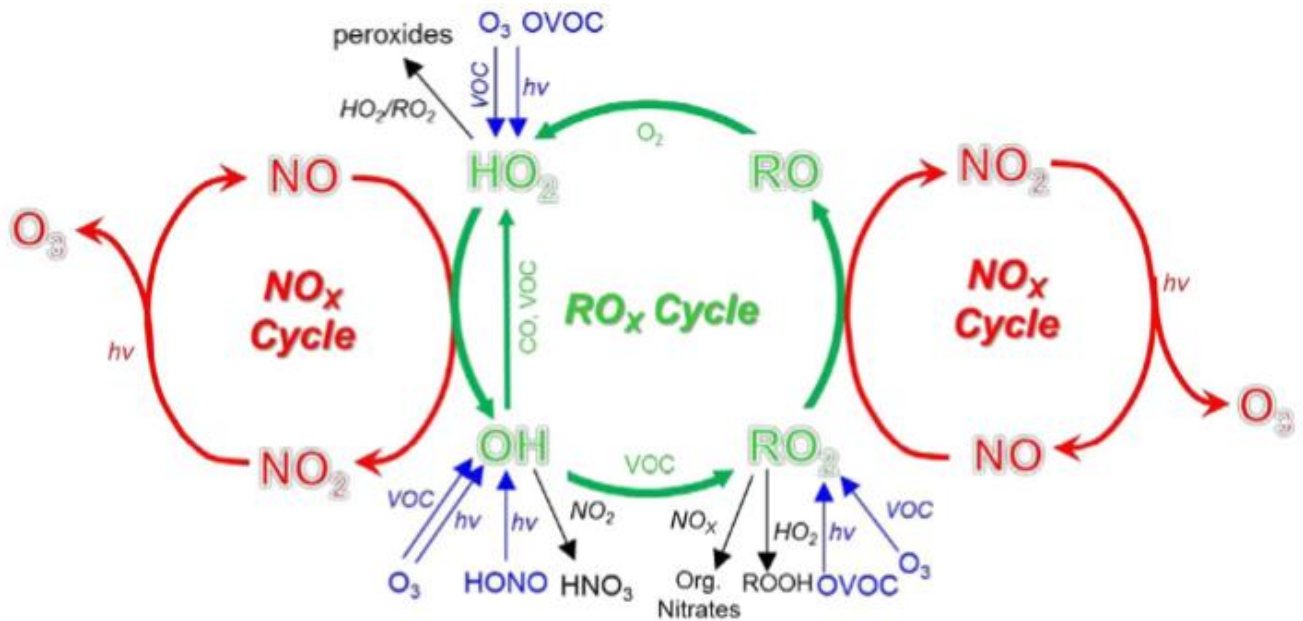


Figure 2.6: Schéma du mécanisme de formation de la production d'ozone (Wang et al., 2017).

A des échelles de temps longues, l'ozone peut parfois être formé par réaction des NO_x avec le méthane émis lors de la production d'huile et de gaz naturels voire même avec le monoxyde de carbone CO émis lors de combustion incomplète du chauffage domestique (Francoeur et al., 2021).

Les précurseurs peuvent venir de sources naturelles comme les incendies, les émissions de NO_x biogéniques (i.e. d'origine naturelle) par le sol ou les émissions d'hydrocarbures biogéniques ; comme les isoprènes et les monoterpènes qui jouent un rôle important dans la formation d'ozone de la couche limite (Li et al., 2007) ; mais aussi, et surtout, en zones urbaines, de sources anthropiques comme la combustion d'énergie fossile (US EPA, 2018; R. Zhang et al., 2003). Les COVs urbains viennent de l'industrie et de l'activité anthropique comme la production, la distribution et la combustion d'hydrocarbures (Cooper et al., 2014). La source d'émission majoritaire vient du moteur des véhicules avec l'évaporation ou la combustion incomplète du fuel (IPCC, 2001; US EPA, 2016).

La dispersion des polluants atmosphériques est liée à la turbulence et à la vitesse et la direction du vent. En zones urbaines, les conditions ont tendance à favoriser l'accumulation de polluants proches du sol. En effet, on a déjà vu que la géométrie des villes diminue la vitesse du vent

localement et les conditions stables nocturnes limitent les mouvements verticaux de l'air pollué. Le mouvement est impacté par la topographie locale qui amène à des accumulations de polluants dans certaines zones comme par exemple dans les vallées et les montagnes qui sont des barrières naturelles (US EPA, 2000). Par ailleurs, Neu et al. (1994) ont mis en évidence (sur un site suisse) que la moitié des épisodes de pollution en journée sont associés à un mélange d'ozone descendu la nuit précédente de la couche résiduelle.

La température élevée des ICU influence positivement l'augmentation de la concentration d'ozone troposphérique (Stathopoulou et al., 2008). En effet, les fortes températures en ville accélèrent certains cycles de réactions chimiques atmosphériques qui pour la plupart amènent à augmenter la production d'ozone troposphérique, stimulent les émissions des hydrocarbures biogéniques (BCOV), i.e. d'origine naturelle, et la volatilisation des composés volatiles synthétiques des moteurs de véhicules (Bretz et al., 1998; Ulpiani, 2021). Lors d'événements de chaleur extrême, un dôme thermique se forme au-dessus de la ville en modifiant la capacité d'absorption et de dispersion de l'atmosphère en condition anticyclonique (Kalisa et al., 2018; WHO, 2010). Les ICU ont aussi des conséquences indirectes sur la pollution de l'air. En effet, sous des conditions de forte intensité d'ICU, les climatiseurs sont utilisés sur une durée plus longue sur l'échelle de journée et de l'année, ce qui accentue l'émission de précurseurs d'ozone (Rosenfeld et al., 1998).

2.5.4 Conséquences

L'ozone, au sein de la couche limite de surface, joue un rôle central dans l'oxydation des gaz à l'état de traces, importants d'un point de vue chimique et climatique, régulant ainsi leur durée de vie dans l'atmosphère. En effet l'ozone est une des sources majeures de radicaux OH qui ont de fortes capacités oxydantes (Wennberg, 2006). L'ozone intervient donc indirectement sur l'oxydation de gaz émis par la végétation ou par les activités anthropiques, ce qui augmente la teneur en particules fines et en méthane de l'atmosphère (Atkinson and Arey, 2003; Isaksen et al., 2009).

Cette capacité d'oxydation a aussi un impact significativement néfaste sur la santé humaine, la végétation et même sur la durée de vie des matériaux. Tout d'abord, l'ozone est un irritant pulmonaire qui affecte les muqueuses respiratoires et les autres tissus des poumons (Wang et al., 2017). L'exposition à court terme à de fortes concentrations (>70 ppb ou $>137 \mu\text{m}^{-3}$ pendant au moins 8h par jour pendant moins de 30 jours) entraîne une augmentation du nombre

d'hospitalisations pour des maladies pulmonaires et cardiaques (Goodman et al., 2015; Koman and Mancuso, 2017; Zhang et al., 2019). Les expositions à long terme augmentent les chances de développer de l'asthme et augmentent le taux de morts prématurées.

La pollution de l'air interagit aussi avec les plantes. En effet, la végétation joue un rôle de puit en absorbant une partie des polluants atmosphériques par l'intermédiaire de ses stomates. Lors des épisodes anticycloniques riches en ozone, la vitesse du vent est faible et donc l'efficacité de l'absorption augmente (Wang et al., 2017). L'absorption de l'ozone a toutefois des conséquences sur la physiologie de la plante. En étant un fort oxydant, l'ozone intervient dans les mécanismes de la plante et dégrade certains processus (e.g. photosynthèse, reproduction, transport du carbone dans les racines) (Felzer et al., 2007; Tjoelker et al., 1995). Lors d'une forte exposition à l'ozone, les taux de croissance et de production de biomasse diminuent (Reich, 1987), ce qui a un impact négatif sur le rendement des cultures et donc sur la production de nourriture (Morgan et al., 2006).

Enfin, l'ozone détériore certains matériaux en réagissant avec les polymères contenus dans les caoutchoucs, les textiles, les teintures, les surfaces de revêtement, les métaux, le bois, etc. (Butlin, 1990; Lee et al., 1996).

2.6 Solutions d'atténuation des phénomènes d'îlot de chaleur et de pollution urbaine

Différentes stratégies d'atténuation des phénomènes d'ICU et d'îlot de pollution urbain ont été identifiées dans le but de d'améliorer le confort et la santé des habitants ainsi que de diminuer l'énergie consommée (Voogt, 2002).

Les principales stratégies possibles sont : (i) limiter les sources d'émission de chaleur et de polluants, (ii) travailler sur l'albedo des surfaces pour réduire l'adsorption du rayonnement solaire (Rosenfeld et al., 1995) et enfin (iii) végétaliser les villes afin d'utiliser les espaces verts comme moyen d'ombrage et de rafraîchissement et comme puits de polluants.

2.6.1 Limitation des sources de chaleur et de pollution

Pour l'aspect thermique, on peut diminuer ou éloigner les sources de chaleur. Par exemple, pour une même puissance, une voiture électrique émettra moins de chaleur qu'une voiture thermique,

une centrale de géothermie moins qu'une chaufferie au fuel ou au gaz. Par ailleurs, l'utilisation d'un réseau de chaleur (ou de climatisation) permet d'améliorer les rendements et de déporter à la périphérie l'émission de chaleur.

Pour la pollution atmosphérique, une des solutions trouvées et déjà mise en place dans la plupart des villes est également de limiter les sources. Comme vu précédemment, l'ozone urbain vient en partie de réactions photochimiques. Il convient donc de limiter l'émission de ces précurseurs. Les COVs sont principalement émis par les processus industriels, l'usage de solvants et les échappements des véhicules. L'Agence Européenne de l'Environnement (European Environment Agency, EEA 2009) indique comme principales sources de précurseurs d'O₃ en Europe le trafic routier, les industries énergétiques et les process industriels.

Des règles et des politiques de régulations ont été mises en place pour diminuer les émissions des NO_x. Jusqu'à présent, la réduction de ces émissions est principalement due à la modification des émissions des sites industriels dans les villes et du chauffage domestique. En Europe, la tendance montre que les émissions de NO_x du trafic routier diminuent grâce aux critères d'émissions imposés et aux avancées technologiques automobiles (Macdonald et al., 2021) comme le processus 'end-of-pipe' qui élimine les contaminants nocifs du flux d'air sortant des pots d'échappement (Fronzel et al., 2007). Des mesures locales de limitation de la vitesse, de reconfiguration du réseau routier ou une signalisation plus adaptée pour réduire la congestion permettent de diminuer l'accumulation de polluants (Bigazzi and Rouleau, 2017; Crippa et al., 2016). Toutefois, Macdonald et al., 2021 confirme qu'il est tout de même difficile d'attribuer quantitativement la contribution de chaque politique à l'amélioration de la qualité de l'air.

L'Agence Américaine de Protection de l'Environnement (United States Environmental Protection Agency : EPA) a également établi des règles et fixé des objectifs pour réduire les émissions de méthanes et de COVs, comme par exemple une réduction de 40% des émissions de méthane entre 2012 et 2025 provenant du secteur pétrolier et gazier (US EPA, 2016).

2.6.2 Utilisation de matériaux 'froids'

La deuxième stratégie se concentre sur les surfaces : il s'agit d'améliorer le microclimat urbain grâce à la diminution des températures de surface des matériaux (Santamouris et al., 2011). La stratégie consiste à utiliser des matériaux dits « froids ». Ces matériaux sont caractérisés par une forte capacité de réfléchissement. Pour cela, il existe plusieurs possibilités ; (i) augmenter l'albédo afin d'augmenter la réflexion et diminuer l'absorption des rayonnements solaires

(Mohajerani et al., 2017). Il suffit que le matériau soit de couleur claire afin d'avoir une faible absorptivité du rayonnement compris dans le spectre visible (courte longueur d'onde) ou que sa rugosité soit faible en choisissant un matériau avec une surface lisse et plate (Doulos et al., 2004). La deuxième possibilité (ii) est d'augmenter la valeur de l'émissivité du matériau afin d'augmenter sa capacité d'émettre du rayonnement thermique i.e. infrarouge (Santamouris, 2013; Synnefa et al., 2008). Le troisième aspect (iii) est de travailler sur les paramètres thermiques du matériau : la conductivité et la capacité thermique. Augmenter la conductivité thermique d'une chaussée accélère les échanges de chaleur de la route vers le sol situé en-dessous, la journée, et inversement la nuit (en fonction du gradient de température). Travailler sur la capacité thermique montre des résultats similaires. Cette troisième option permet de diminuer la température de surface moyenne. La dernière possibilité (iv) pour concevoir un matériau froid est d'améliorer sa perméabilité en augmentant sa porosité, ses cavités, etc. De cette façon, le contenu en humidité du matériau augmente et l'évaporation de l'eau réduit la température de la surface (Yamagata et al., 2008).

Améliorer les performances thermiques des chaussées permet de diminuer la température de surface. Cela a pour conséquence de modifier le bilan d'énergie : le gradient thermique entre l'atmosphère et la surface est plus faible et les flux convectifs aussi. Sur ce dernier point, on peut supposer que cela a pour conséquence la diminution de l'IICU durant les jours et les nuits de fortes chaleur. Toutefois les matériaux froids sur les toits renvoient plus de rayonnement UV qu'un toit normal. Epstein et al., 2017 montrent que si l'utilisation de toits froids se répandaient, cela pourrait avoir un impact négatif sur la qualité de l'air avec l'augmentation des concentrations d'ozone et de PM_{2.5}.

2.6.3 Végétalisation des villes

La stratégie de végétalisation des surfaces urbaines a pour avantage d'atténuer le phénomène d'ICU et d'améliorer la qualité de l'air.

En journée, pendant la période foliaire de la plante, celle-ci absorbe et rejette des gazs pour son activité photosynthétique, si les conditions météorologiques sont bonnes, par l'intermédiaire de ses stomates. Lors de l'ouverture stomatique, l'eau liquide contenu dans la plante passe à l'état gazeux et sort par les stomates. Ce phénomène de changement de phase dissipe l'énergie et évite l'augmentation de la température de l'air, en favorisant l'évapotranspiration au dépend de

la dissipation de l'énergie radiative en chaleur. Végétaliser une zone permet par ailleurs de modifier l'albédo de surface de cette zone et souvent de l'augmenter (l'albédo de la végétation est en général plus grand que celui des surfaces imperméables de chaussée ou de toits) (AboElata, 2017). En outre, dans le cas des arbres, l'effet d'ombrage crée un effet barrière pour une partie du rayonnement solaire et contribue encore à la réduction des températures.

En plus de l'effet thermique, la végétation a un impact visuel positif ce qui participe au confort et au bien-être urbains. Beaucoup d'études cherchent à quantifier l'effet d'atténuation d'ICU de la végétation et certaines définissent une 'intensité de refroidissement'. L'intensité de refroidissement due aux plantes varie avec un ensemble de facteurs comme l'implantation (côté nord/sud), la saison et les propriétés spécifiques des plantes. Dans des conditions climatiques continentales, Helletsgruber et al. (2020) ont identifié les paramètres qui ont le plus grand impact sur la capacité de refroidissement d'un arbre : il s'agit de l'essence de l'arbre (les plus performantes sont *Platanus hispanica* et *Acer platanoides*), la circonférence du tronc, la hauteur de l'arbre et la hauteur de la base de la couronne foliaire.

La végétation en ville est le plus souvent installée dans la rue, mais il arrive que la végétalisation se fasse sur les toits ou les façades des bâtiments. Dans ces cas, les bénéfices ne sont pas les mêmes. En effet, la végétation sur les toits a peu d'impact sur la température au niveau des piétons mais a cependant un effet sur le bilan énergétique des bâtiments. La végétalisation des surfaces d'un bâtiment peut réduire jusqu'à 50 à 70% les flux de chaleur entrant dans certaines conditions (Lazzarin et al., 2005; Santamouris, 2014). Les besoins en rafraîchissement diminuent, donc le dégagement de chaleur aussi, ce qui atténue l'IICU.

Les surfaces végétalisées permettent d'améliorer la qualité de l'air. En effet, l'ozone se diffuse dans la plante lors des périodes où les stomates sont ouverts et se dépose continuellement sur la surface, c'est le dépôt sec. Par ailleurs, la végétation favorise le dépôt de l'ozone sur les surfaces grâce à l'évapotranspiration des plantes qui augmente localement l'humidité de l'air et de surface ce qui augmente le dépôt (Stella et al., 2011). L'ombre des arbres en ville a le même effet sur l'ozone que sur l'ICU ; pendant la période foliaire le rayonnement solaire diminue au pied de la végétation ce qui diminue la formation photochimique de l'ozone (Ulpiani, 2021).

Toutefois, il faut faire attention à l'arrangement des arbres qui peuvent faire un effet barrière. En effet, dans la rue, la vitesse du vent diminue avec la végétation, ce qui favorise l'accumulation des polluants au niveau de la route (Abhijith et al., 2017). Par ailleurs, certains arbres émettent des BCOVs (comme les isoprènes) favorisant la formation d'ozone.

2.7 Analyse des aspects les plus traités dans la littérature portant sur les îlots de chaleur urbains

Comme expliqué plus haut, les îlots de chaleur et les concentrations urbaines de l’ozone sont inter-corrélés. L’ozone est un polluant nocif pour la population et la végétation, dont la concentration augmente fortement lors des phénomènes de vagues de chaleurs et d’intensité élevée d’îlots de chaleur urbains. L’ozone qui est surtout présent dans les zones agricoles, est alors plus concentré dans la ville pendant ces épisodes caniculaires. Il est donc important de comprendre leurs interactions et de comprendre comment les atténuer. La thèse se focalise sur l’étude de l’impact de la végétation sur les îlots de chaleur et sur l’ozone atmosphérique dans la rue ou dans un quartier. A cette échelle, l’ICU étudié sera l’îlot de chaleur de canopée urbaine (ICUC) et pour l’ozone, la thèse se concentre sur l’ozone dans le canyon urbain, respiré par les piétons.

Dans le but de comprendre où se place le projet dans l’ensemble des études et des connaissances scientifiques au sujet des ICUC, une étude bibliométrique est réalisée. Cette analyse a pour but d’identifier et de synthétiser les thèmes majeurs étudiés dans les articles en lien avec les ICUC et de faire émerger la structure scientifique qui existe entre les différents thèmes de ces articles. Cela permet d’identifier des secteurs encore peu explorés, de situer l’originalité de la thèse et de proposer des pistes pour des recherches futures.

Plutôt que de réaliser une étude bibliométrique exhaustive (recherche d’articles par mots clés puis recherche de mots clés dans tous les articles ciblés) sur un corpus de plusieurs milliers d’articles, 125 études ont été sélectionnées et lues en détail. Tout d’abord les articles fondateurs ont été identifiés (très souvent cités et/ou introduisant certains concepts ou approches nouvelles) puis complété l’échantillon est complété par des articles pris au hasard (parmi ceux apparaissant ‘pertinents’). Ainsi un échantillon représentatif est constitué.

Cet échantillon ne contient que des articles traitant des îlots de chaleur à l’échelle de la rue ou du quartier centrés sur l’aspect climat. Une fois cet échantillon défini, les articles ont été classés par thèmes eux-mêmes constitués de sous-thèmes. Une analyse a été menée pour comprendre les lieux (pays, villes) les plus étudiés dans le corpus d’articles, les sous-thèmes les plus et les moins souvent abordés. Les interconnexions entre les grandes catégories de sous-thèmes ont

ensuite été analysées en se focalisant notamment sur l'interaction végétation urbaine, climat et pollution qui est le cœur de la thèse.

2.7.1 Méthode

L'analyse bibliométrique est faite, tout d'abord en créant un échantillon d'articles. Etant donné que le but est de donner un aperçu du positionnement de cette thèse par rapport aux thèmes abordés et de l'état des connaissances actuels de la science sur les îlots de chaleur urbains, une partie de l'échantillon est constitué d'un petit pool d'articles récupéré aléatoirement grâce à une sélection de mot clés sur le site *Web of science core collection*. Le nombre d'articles a été choisi en fonction du temps imparti pour la lecture des articles (85 articles) mais constitue une limite en soi étant donné la faible quantité d'articles sélectionnés par rapport au nombre d'articles existants sur les ICU. En fonction du choix de ce pool, les résultats peuvent varier significativement. En sélectionnant aléatoirement ces articles, le but est de créer un échantillon peu biaisé, représentatif de l'ensemble des articles sur les ICU. Il a été décidé que l'échantillon soit complété avec des articles fondateurs, ayant influencé l'approche scientifique, ce qui est aussi une limite pour la représentativité de l'échantillon mais qui semblait important d'intégrer dans l'étude dans le cadre de cette thèse.

2.7.1.1 Sélection des articles

La première étape a consisté à récupérer les articles en lien avec les îlots de chaleur de canopée urbaine ou si le terme n'est pas mentionné les îlots de chaleur urbain à l'échelle de la rue et/ou à hauteur de piétons. Sur le site *Web of science core collection* les mots clés 'urban heat island (street OR canyon OR canopy OR pedestrian)' sont utilisés.

L'analyse se concentre sur les articles de recherche originale au sens strict, c'est-à-dire les études apportant des connaissances et non les synthèses des articles existants. Un second filtre est donc réalisé : seuls les articles et les *Data papers* sont gardés. Un total de 2026 articles est récupéré (31 décembre 2021).

Parmi cet ensemble, 85 articles ont été choisis au hasard et 40 articles additionnels ont été identifiés par un travail de 'méta-analyse' (articles très souvent cités et/ou introduisant certains concepts ou approches nouvelles) afin de constituer un corpus de 125 articles publiés entre 1947 et 2021. Le schéma de la méthode est synthétisé en [Figure 2.7](#). Il a été vérifié que tous les articles entrant dans le corpus ont un lien avec le climat ou la température de l'air.

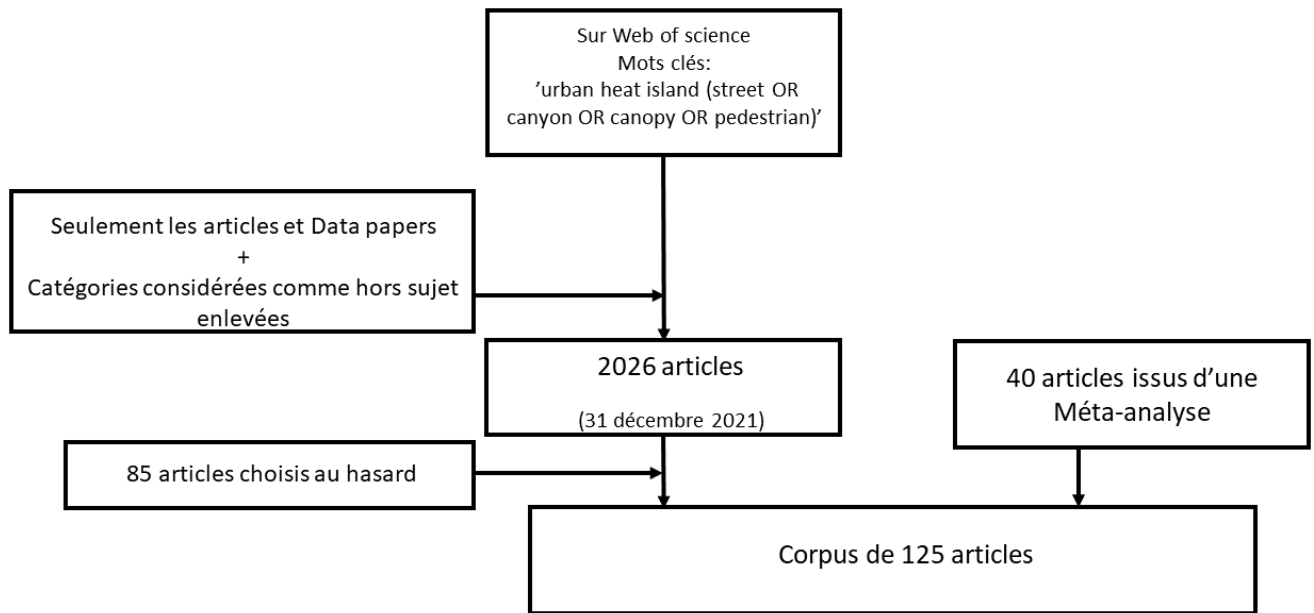


Figure 2.7: Représentation de la méthode de sélection des articles du corpus.

2.7.1.2 Définition des thèmes et sous-thèmes

45 sous-thèmes ont été identifiés, en parcourant (lecture a minima des abstracts et conclusions) l'intégralité du corpus. Lors de l'analyse, il est identifié les sous-thèmes qui sont les plus et moins étudiés par le corpus. Afin de simplifier l'études des interconnexions, les sous-thèmes sont répartis en thèmes :

-Matériaux : thème regroupant toutes les études sur les matériaux et les propriétés des surfaces artificielles. Cela comprend les études sur l'impact du type et de l'âge des matériaux, des propriétés thermiques, de la structure, de la porosité, de la perméabilité, du réfléchissement (albédo) des surfaces urbaines. Pour le réfléchissement, les articles étudiant l'albédo de la route, des murs et des toits des bâtiments sont regroupés dans le même sous-thème.

-Géométrie urbaine : thème traitant de l'impact de la géométrie de la rue et/ou du quartier sur les ICUC. Deux types de sous-thèmes sont reconnus : ceux en lien avec la géométrie à l'échelle de la rue ; *Sky-view Factor* (Ratio de ciel visible depuis le sol sans être obstrué par des bâtiments), effet d'ombrage des bâtiments, orientation et configuration de la rue (hauteur des bâtiments et largeur de la rue) ; et ceux en lien avec la géométrie à l'échelle d'un quartier, c'est-à-dire l'impact de la morphologie et de la densité des bâtiments d'un quartier.

- **Végétation** : thème qui regroupe les articles en lien avec l'impact des zones végétalisées en ville. Ce thème est celui avec le plus grand nombre de sous-thèmes identifiés. Six types de sous-thèmes émergent.

Tout d'abord, les sous-thèmes traitant de la végétation au sens large : l'impact de la couverture d'une surface ou de la densité de végétation. Puis les sous-thèmes se concentrant sur les caractéristiques de la végétation c'est-à-dire, le type de végétation, si la végétation est mixte (par exemple avec des arbres et de la pelouse), l'impact de l'espèce et de la densité foliaire (Leaf area Index (LAI)/Leaf area density (LAD)). Ensuite, les sous-thèmes traitant de la végétation dans la rue : l'agencement des arbres, la répartition de la végétation en clusters et l'étude des caractéristiques des parcs en ville. Puis, les sous-thèmes traitant de la végétation sur les toits comme : les caractéristiques des toits végétalisés ou les propriétés thermiques des substrats. Enfin, les sous-thèmes étudiant les murs végétalisés et les processus hydrologiques en lien avec les espaces végétalisés.

-**Météorologie** : thème comprenant les articles étudiant l'impact des facteurs météorologiques sur les ICUC. Les sous-thèmes compris dans ce groupe sont l'étude de la couverture nuageuse, de l'humidité, des précipitations, du vent (la vitesse, la direction, les couloirs de vent dans la rue) et du rayonnement solaire.

- **Social** : thème qui regroupe les sous-thèmes en lien avec la population habitant dans l'espace étudié. Ce thème prend en compte l'impact de la croissance urbaine, de la densité de la population, l'impact de la végétation urbaine sur la qualité sonore, le bien-être, le confort thermique/l'impact sur la santé et enfin l'exposition au rayonnement ultraviolet et son impact sanitaire.

-**Energie** : thème rassemblant les articles étudiant les aspects énergétiques des bâtiments et de la rue. Dans les bâtiments, il est étudié la demande énergétique des bâtiments, la consommation énergétique des climatiseurs ainsi que le type d'utilisation des bâtiments. Dans la rue, les sous-thèmes abordés sont la consommation d'énergie dans la rue (trafic) et les panneaux solaires.

-**Pollution de l'air** : ensemble des articles traitant de la pollution de l'air au sens de la définition historique de l'OMS, i.e. tout élément modifiant les caractéristiques de l'atmosphère (voir [partie 2.5.1](#)). Les sous-thèmes étudiés sont les particules fines (PM10, PM2.5), les composés volatiles

organiques (VOC), les polluants secondaires (dioxyde d'azote et ozone), les polluants primaires (oxydes d'azote, CO, CO₂, SO₂) et le CO₂.

2.7.2 Résultats

2.7.2.1 Les pays des sites d'étude

La première partie de l'analyse consiste à étudier la répartition des sites d'études des articles du corpus afin de montrer les zones géographiques étudiées dans la recherche scientifique des ICUC. Il est vérifié que tous les articles étudient **au moins un site**. La [Figure 2.8](#), montre les pays étudiés dans le panel ainsi que la localisation des sites étudiés. Au niveau des sites, la taille des points montre la taille de la ville et le gradient de couleurs, le nombre d'études étudiant une zone dans cette ville

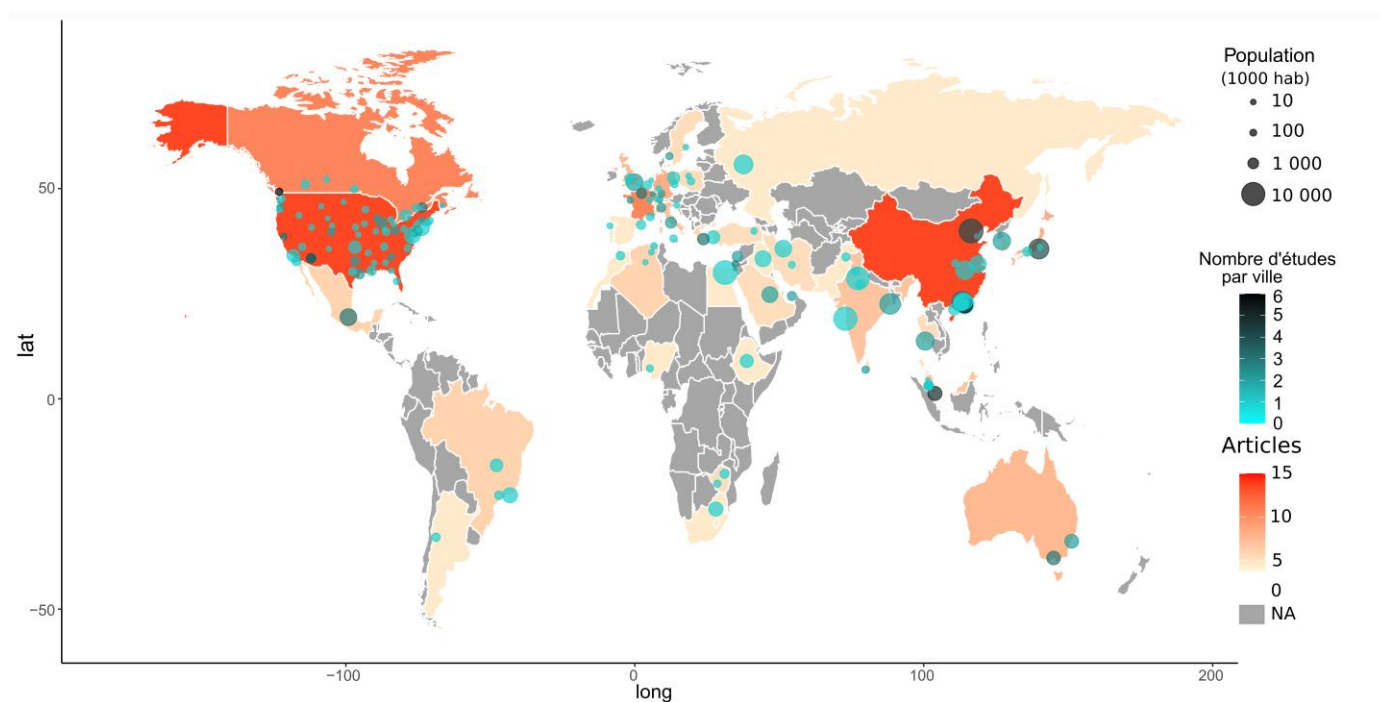


Figure 2.8: Répartition des pays d'études du panel. Les cercles indiquent plus précisément les villes étudiées ; la taille des cercles montre la taille de leur population et leur couleur montre le nombre d'articles étudiant chaque ville.

Certains articles étudient plusieurs sites situés dans des villes et parfois même des pays différents. Au total 43 pays sont étudiés. Les pays le plus étudiés sont les pays occidentaux et asiatiques. En effet 72% du corpus étudie un site se trouvant en Amérique du Nord (16%), en Asie de l'Est et du Nord (16%), en Asie du Sud/Sud-Ouest (12%) ou en Europe (28%).

Particulièrement en Europe de l'Ouest où 49% des sites européens sont localisés dans cette zone. Dans ces régions, les pays les plus étudiés sont la Chine et les Etats-Unis avec 18% des sites étudiés. Des résultats similaires sont trouvés dans les analyses bibliométriques sur les ICU publiées (Huang and Lu, 2018; Liu et al., 2021; Zhang et al., 2019).

Ces zones géographiques citées précédemment sont, par ailleurs, des zones ayant eu une urbanisation importante et ancienne qui ont été le plus étudiées à l'heure actuelle. En effet, avec l'essor de l'industrialisation et de l'exode rural, les villes d'Europe et d'Amérique du Nord se sont particulièrement développées au XIXème siècle jusque dans les années 1950 (Lu et al., 2018). La première fois que le phénomène d'îlot de chaleur urbain a été observé, c'était à Londres (Royaume-Uni) par Luke Howard en 1818 (Howard, 1833). Les premières analyses en dehors de ces deux zones géographiques, se font à partir de 1933 au Japon (Stewart, 2019), pays urbanisé ayant été un des premiers à avoir une mégalopole (Tokyo). La [Figure 2.8](#) suggère aussi que les pays en voie de développement et donc ceux avec une urbanisation plus tardive, sont les moins étudiés du corpus. 13% des études portent sur le Moyen et le Proche Orient : Israël, Iran, Liban, Arabie Saoudite, Turquie, Emirats arabes unis, Egypte, Iraq et Pakistan. L'Asie du Sud et du Sud-Est est la région qui suit dans le classement avec 12% d'études en Inde, Sri Lanka, Malaisie, Singapour, Thaïlande. Les zones les moins bien représentées dans le corpus sont l'Afrique, l'Amérique du sud et centrale et l'Océanie avec, respectivement, 7, 5 et 4% des études. Dans les pays étudiés, les villes très peuplées sont surreprésentées. En effet, 50% des sites d'études se trouvent dans des villes avec un nombre d'habitants supérieur à un million et 10% des sites dans des mégalopoles (<10 millions d'habitants) alors que seulement 7% de la population mondiale y habite. Une des explications plausibles de ce phénomène apparaît en comparant ces résultats avec ceux de Wu and Ren (2018) montrant l'évolution de l'activités de publications des institutions scientifiques et de leur distribution géographique. Les zones géographiques de ses institutions et, a fortiori, celles avec une forte activité de publication sont semblables aux zones géographiques des sites d'études. Les institutions avec une grande productivité et donc prestigieuses sont souvent placées dans les grandes villes et les sites d'étude souvent proches des institutions de recherche pour des raisons de commodités.

2.7.2.2 Analyse des sous-thèmes et des secteurs de recherche

Cette partie se concentre sur l'analyse thématique des articles publiés sur les ICUC. Comme décrit dans la [section 2.7.1](#), 45 sous-thèmes sont identifiés dans le corpus. Cette [section](#) s'intéresse aux sous-thèmes les plus et moins souvent traités dans le corpus. Le nombre d'articles étudiant chaque sous-thème est montré dans le [Tableau 2.2](#). Les 45 sous-thèmes sont classés dans un des sept des thèmes. Le [Tableau 2.2](#), révèle une grande disparité entre les sous-thèmes. Certains sous-thèmes sont largement couverts par le corpus (>30% des articles) notamment dans les thèmes **Météorologie**, **Végétation** et **Géométrie** comme l'impact du vent et de l'humidité de l'air (avec pour nombre d'articles respectivement, n=63 et n=46), de l'occupation des sols (n=59), de la morphologie de la rue (n=50) et de la densité/morphologie à l'échelle du quartier (n=37). De plus, en se concentrant sur le nombre d'articles moyens par thème, les thèmes **Météorologie** et **Géométrie** sont ceux dont les sous-thèmes sont les plus traités dans le corpus avec respectivement 37 et 33 articles par sous-thème. Ces résultats sont en accord avec ceux de Wu and Ren, 2018 qui ont étudié l'évolution des sujets les plus fréquemment abordés dans les articles sur les ICU au long des 3 dernières décennies. Les mots clés 'météorologie' (sciences de l'atmosphère) et 'occupation du sol' (*remote sensing*) arrivent en tête (Zhang et al., 2019).

Les thèmes : **Social**, **Energie** et **Pollution de l'air** semblent globalement peu traités par le corpus avec respectivement en moyenne 8, 8 et 6 articles par sous-thème.

Tableau 2.2: L'ensemble des thèmes et sous-thèmes identifiés et le nombre d'articles du corpus traitant de ces sous-thèmes rangés dans les sept thèmes détaillés [partie 2.7.1](#)

Matériaux		Géométrie		Végétation		Météorologie		Social		Energie		Pollution de l'air	
Type de matériaux	12	Sky-View Factor	31	Occupation/utilisation des sols	59	Vitesse/ direction/ couloirs de vent	63	Expansion urbaine	3	Demande/consommation énergétique à l'intérieur des bâtiments	8	Particules fines	8
L'âge des matériaux	1		27	Effet de la densité des zones végétalisés	33								
Propriétés de la perméabilité	5	Effet de l'ombrage	22	Type de végétation	26	Couverture nuageuse	18	Densité de la population	8	Effet de la climatisation	12	Polluants primaires	6
				Type/espèce d'arbre	14								
				Effet de la couverture végétale (LAI/LAD/Ombre)	24			Qualité sonore	1		2		13
Propriétés thermiques	16	Densité/morphologie d'un quartier	37	Effet d'une végétation mixte	12	Humidité de l'air/précipitation	46			Type d'utilisation du bâtiment		Polluants secondaires (dont l'ozone)	
				Arrangement des arbres	8			Exposition au ultra violet/ impact sanitaire	1		1		2
				Effet des clusters/de la répartition spatiale de la végétation	6								
Structure des matériaux/porosité	1	Configuration de la rue (hauteur des bâtiments/largeur de la rue)	50	Caractéristiques des parcs urbains	18	Rayonnement incident	19	Confort thermique	33	Panneaux solaires		Composés volatiles organiques (VOC)	
				Toitures végétalisées	12								
				Caractéristiques des toitures végétalisées	3								
Réfléchissement des surfaces imperméables (albédo)	33			Capacités thermiques des substrats des toits	2					Demande/consommation énergétique à l'extérieur dans la rue (traffic)	18	CO2	3
				Façades végétalisées	4								
				Processus hydrologiques	13			Bien-être	3				

2.7.2.3 Etudes des interconnexions entre les thèmes

Nous étudions maintenant des interconnexions entre les 7 thèmes abordés par les articles. Pour cela, nous regardons les combinaisons existantes des ces thèmes dans le corpus. Un exemple de combinaison est : un article peut traiter des 3 thèmes ‘matériaux’, ‘végétation’ et ‘énergie’ mais pas des 4 autres thèmes. En tout 127 combinaisons sont possibles, mais dans les faits seules 53 combinaisons comportent au moins un article.

Ces 53 combinaisons sont représentées en [Figure 2.9](#). Les sept premières colonnes montrent chacune un thème. La dernière ligne de chacune de ces colonnes montre le total d’articles appartenant au thème. La dernière colonne montre pour chacune des 53 combinaisons, la proportion d’articles (en pourcentage) correspondante. Les thèmes pris en compte dans une combinaison sont ceux reliés entre eux jusqu’à la cellule de la dernière colonne.

Par exemple, la première cellule montre qu’il y a 4 soit 3.2% des articles traitant à la fois de l’impact des matériaux, de la géométrie et de la végétation, de la météorologie et d’un aspect social (mais pas de l’aspect énergétique et de la pollution de l’air). Un gradient de couleurs en fonction du nombre d’articles dans les cellules de la dernière colonne montre la valeur maximale en marron et les valeurs minimales en jaune.

Chacune de ces combinaisons comprend au plus 8% du corpus. En observant les clusters les plus étudiées (>3.2%), on constate que ceux-ci sont majoritairement constitués des thèmes **Géométrie**, **Végétation** et **Météorologie**. En effet, tous ces clusters (>3.2%) sont au moins combinaison d’un de ces 3 thèmes ce qui confirme les premières observations de la section précédente. Dans une moindre mesure, **Matériaux** est aussi un thème bien représenté avec quatre des onze plus gros clusters (>3.2%), traitant de ce dernier.

Par contre, la [Figure 2.9](#) montre que les thèmes **Energie** ou **Pollution de l’air** sont ceux les moins traités et les moins représentés dans les combinaisons. En plus d’être les thèmes les moins traités en étant constitués que de 25 et 18 articles respectivement, aucun des plus gros clusters n’est constitué de ces thèmes.

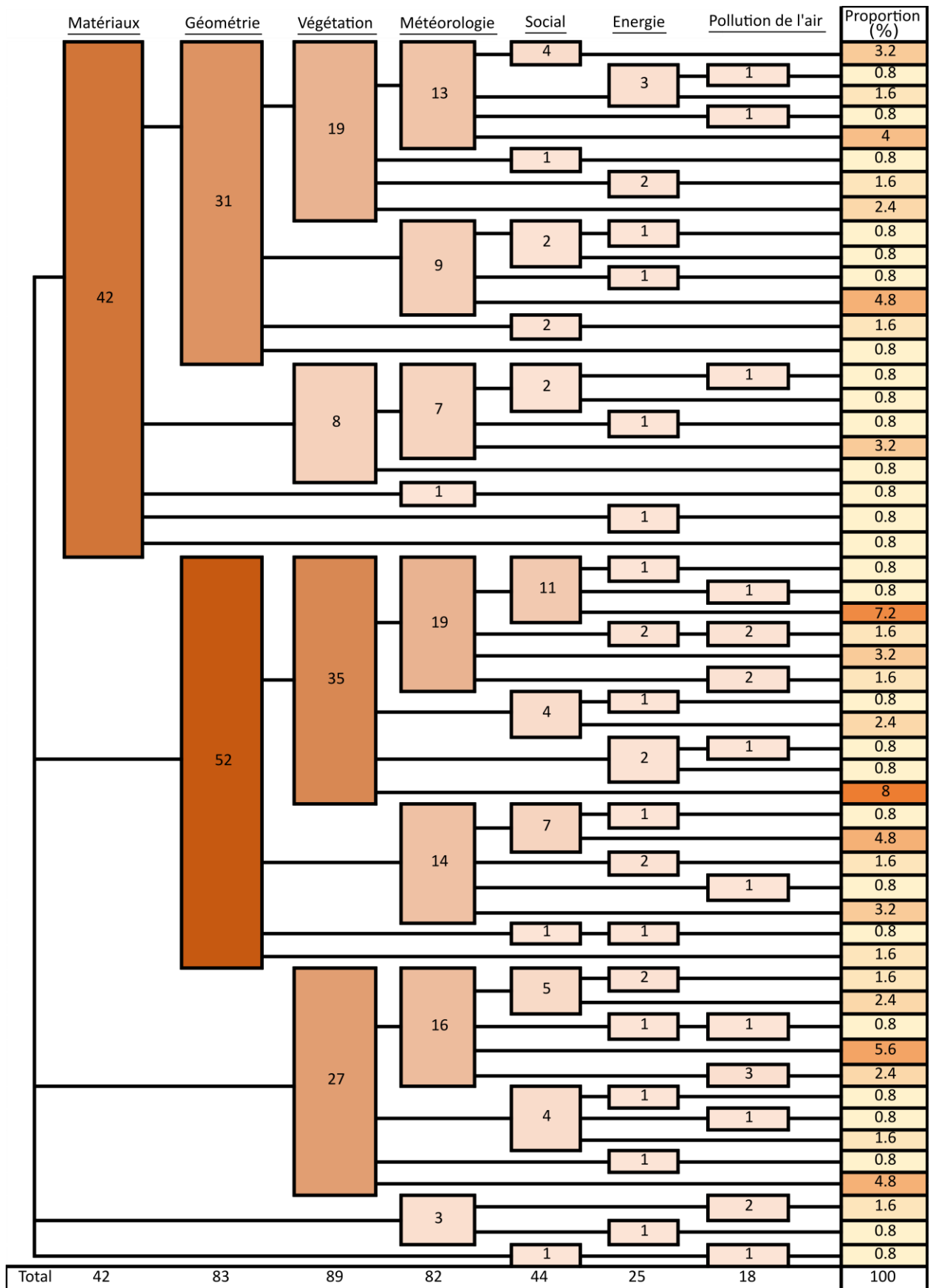


Figure 2.9: Structure et interconnexions des thèmes entre eux.

2.7.2.4 Focalisation sur la pollution de l'air et lien avec la thèse

Les résultats soulignent donc l'originalité de la thèse qui cherche à étudier le lien entre les ICU (ou microclimat urbain) et la qualité de l'air. Seuls les 18 articles traitant de la pollution de l'air sont récupérés pour cette partie afin de comprendre leurs interconnexions avec les 6 autres thèmes.

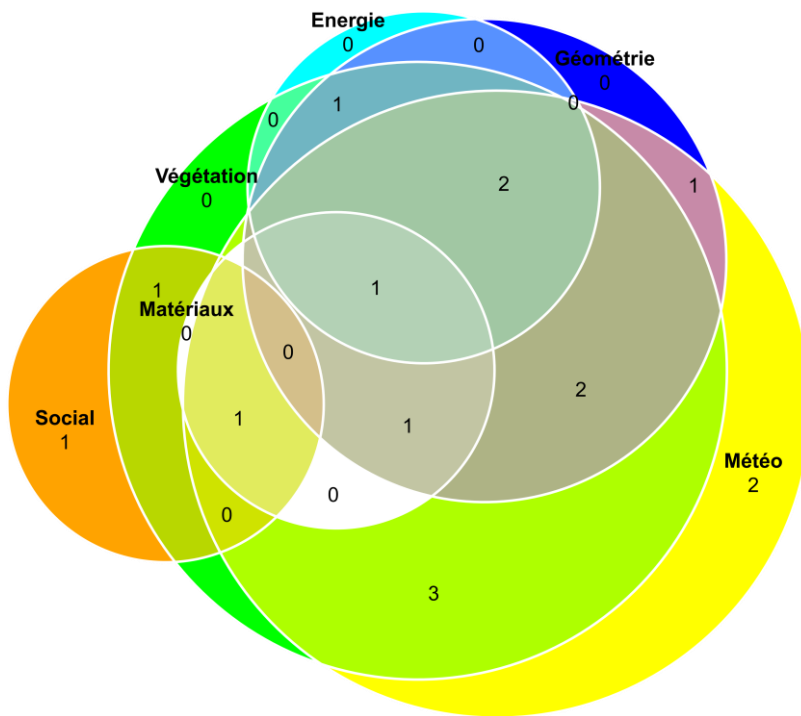


Figure 2.10 : Structure des articles traitant de la pollution de l'air

La [Figure 2.10](#) montre les interactions des articles traitant de la pollution de l'air avec les six autres thèmes. Chaque cercle de couleur représente un thème. La taille des cercles est d'autant plus grande que le nombre d'articles traitant du thème est grand et le nombre figurant dans chaque interception de cercles représente le nombre d'articles étudiant ces sujets. Les articles du corpus sur la pollution de l'air sont majoritairement liés à la **Météorologie** et la **Végétation** (autour de 80% chacun) alors que les aspects **Matériaux**, **Social** et **Energie** sont les thèmes les moins étudiés par ces articles (avec moins de 30%).

Le lien entre îlot de chaleur, végétation et pollution de l'air, qui est le cœur de la thèse, est seulement représenté par 14% du corpus (si on se limite aux polluants secondaires tels que l'ozone, on descend à 9%)

2.7.3 Discussion

Cette analyse bibliométrique interprète qualitativement un petit échantillon des articles existants sur les ICUC. Cette analyse met en exergue des aspects bien étudiés comme ceux liés à la météorologie, à la géométrie urbaine et à la végétation et des aspects peu couverts comme la pollution de l'air. Elle prouve l'originalité du sujet de thèse.

Même si l'étude ne se concentre que sur un petit échantillon, ce qui ne donne qu'un aperçu de la littérature scientifique sur les ICUC, les études bibliométriques précédentes montrent des résultats similaires ce qui prouve que le biais d'échantillonnage est assez faible. Certaines de ces études bibliométriques utilisent une démarche de Machine Learning d'analyse de réseaux de mots-clés ce qui permet d'étudier l'ensemble des articles identifiés (Liu et al., 2021; Pramesti et al., 2021). Par ailleurs, ces articles montrent que les mots-clés 'air pollution' ou 'air quality' ne sont pas ceux qui apparaissent le plus dans la littérature sur les ICUC. Toutefois en fonction de la constitution du panel, quelques articles montrent tout de même que 'la pollution' fait partie des mots-clés cités. Huang and Lu (2018) qui étudie l'évolution des mots-clés liés aux ICU, montre que l'utilisation du mot pollution de l'air diminue entre 1991 et 2015.

Cette analyse bibliométrique montre l'originalité d'une étude au croisement entre les îlots de chaleur urbains, la végétation et la pollution de l'air. Par ailleurs, en réajustant l'équation de mots-clés définie au début de l'étude pour avoir spécifiquement les études sur les îlots de chaleur urbains et l'ozone : (street OR canyon OR canopy OR pedestrian) AND 'Ozone' sur le site *Web of science*, on observe que le nombre d'articles diminue fortement et passe de 2026 articles à un sous ensemble de 64 articles (59 en ne comptant pas les 'review'). Parmi l'ensemble des polluants atmosphériques, l'ozone est donc peu étudié avec les ICU à l'échelle de la canopée urbaine ce qui renforce l'intérêt de ce projet à l'embranchement entre le microclimat, la végétation urbaine et l'ozone atmosphérique à l'échelle d'un quartier.

2.8 Objectifs de la thèse

Le défi de cette thèse a été de travailler au croisement entre le microclimat urbain, la végétation et l'ozone de l'air dans la couche limite de surface. Cette thèse a pour objectif de proposer un outil de modélisation numérique ayant une bonne représentativité du microclimat et de la pollution en ozone atmosphérique dans une rue ou une zone urbaine végétalisée. Il doit permettre de quantifier l'impact de la végétation sur la température et la concentration en ozone au niveau de la rue ainsi que les flux de chaleur, d'eau et d'ozone entre les différents compartiments : sol, végétation, bâtiments (parois/murs), végétation, atmosphère. La construction de cet outil numérique utilise deux modèles existants dont un développé par le laboratoire de recherche d'accueil (Surfatm).

La modélisation des flux d'ozone sur les surfaces urbaines végétalisées est peu représentée dans la littérature et l'approche de modélisation permet de construire des scénarios afin de représenter au mieux les interactions entre les îlots de chaleur, la pollution de l'air et la végétation en combinant des outils construits avant cette thèse.

Beaucoup de données météorologiques sont mesurées un peu partout sur la planète et certaines sont complétées par des mesures de flux. Comme il a été possible de disposer de telles mesures, il a été décidé de ne pas mener d'expérimentation et de se focaliser sur le développement du modèle.

Le [chapitre 3](#), qui suit, présente un aperçu des modèles disponibles en termes de microclimat urbain et de flux de polluants et décrit les deux modèles qui ont été interconnectés : TEB et Surtam

Le manuscrit présente alors, au [chapitre 4](#), le modèle couplé et une validation par des données expérimentales (site de Strasbourg) en termes de flux d'énergie.

Le [chapitre 5](#) présente une extension du modèle permettant une évaluation du dépôt d'ozone dans le canyon. Et le [chapitre 6](#) utilise cette extension pour identifier les paramètres les plus influents du modèle et des leviers susceptibles d'améliorer la qualité de l'air (O₃).

Le [chapitre 7](#) présente des conclusions et propose des perspectives.

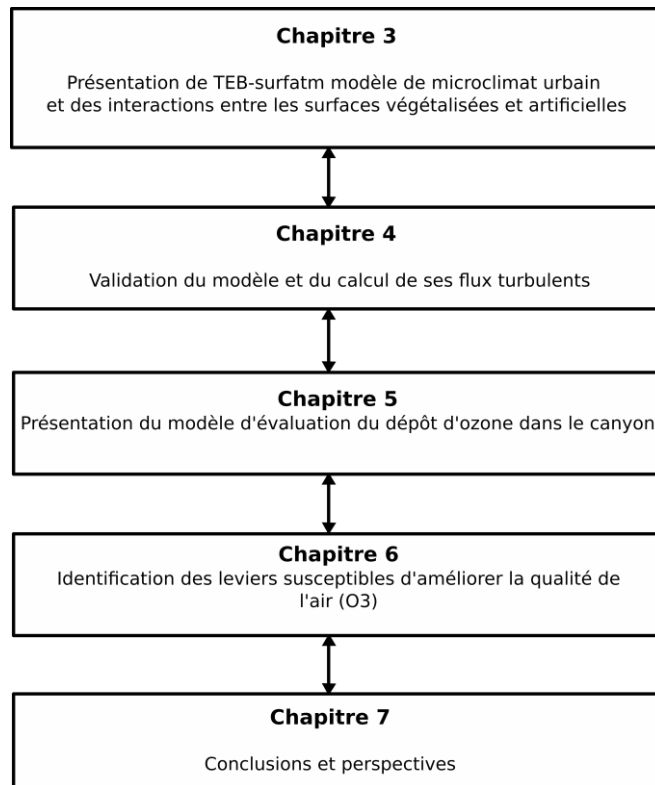


Figure 2.11: Articulation de la Thèse

Chapitre 3 : Modèles et outils

Pour répondre à l'objectif principal de la thèse qui consiste au développement d'un outil de modélisation représentant le microclimat et de la pollution en ozone atmosphérique dans une rue ou une zone urbaine végétalisée, il a été sélectionné deux modèles existants. Tout d'abord, un modèle de microclimat urbain puis un modèle de transferts sol-végétation-atmosphère.

3.1 Synthèse des modèles existants

3.1.1 Modèles de microclimat urbain

Il existe une grande diversité de modèles de climat urbain avec des méthodes et des échelles de résolution diverses (Grimmond et al., 2010). Ces modèles sont classés en plusieurs catégories.

On peut citer d'abord les modèles **empiriques** basés sur les observations du bilan d'énergie de surfaces et fondés sur l'hypothèse que le comportement physique des surfaces urbaines est contenu dans les données observées (Garuma, 2018). Les flux d'énergie de la canopée urbaine y sont calculés par des relations statistiques. Plusieurs techniques statistiques existent : ces modèles peuvent établir (i) l'influence urbaine en comparant des sites urbains et des sites ruraux ; (ii) comparer les tendances temporelles des mesures sur deux sites ou (iii) comparer les valeurs des variables en semaine avec celles du weekend pour révéler les effets urbains en étudiant les flux de chaleur anthropiques et leurs impacts sur la météo et le climat. Ce sont des modèles avec une approche simple et avec peu de résolution d'équations à une échelle locale (Oke, 1982; Offerle et al., 2005, 2006). Ces modèles estiment principalement, le rayonnement net, le flux de stockage de chaleur et le flux turbulent. Une de leurs limites vient de l'hypothèse principale de ces modèles qui suggère que les propriétés énergétiques et physiques du climat urbain sont représentatives des mesures au niveau de forçage. Cela limite les résultats aux conditions météorologiques observées sur le site de mesure ce qui ne les rend pas pertinents pour des études climatiques à plus large échelle (Masson, 2006).

Une deuxième grande catégorie d'approche est celle des modèles **numériques**, catégorie dans laquelle le modèle de microclimat a été choisi. Trois types se distinguent spatialement (Jänicke et al., 2021) : les modèles à l'échelle du bâtiment, à l'échelle du quartier et à l'échelle de la ville.

Les modèles à l'échelle du bâtiment se focalisent sur le confort thermique, la qualité de l'air à l'intérieur et l'isolation du bâtiment. On peut citer les modèles BEM (Building Energy Model) (Salamanca and Martilli, 2009) et BEP (Building Effect Parameterization).

Le deuxième type de modèles représente les modèles à l'échelle du quartier. Un des critères de choix du modèle était l'échelle de modélisation. Nous souhaitions avoir un modèle avec une bonne représentation d'une rue ou d'un quartier. C'est donc cette sous-catégorie qui nous a intéressé. On distingue les modèles basés sur la mécanique des fluides (CFD computational fluid dynamics) et les modèles fondés sur des schémas résistifs. Les premiers sont plus précis spatialement, ils modélisent explicitement chaque élément de l'environnement 3D (bâtiments, routes, végétation et atmosphère) et l'écoulement de l'air autour des obstacles avec une résolution allant de 0.5 à 10 m et un pas de temps typique de 1 à 5 secondes pour un temps de simulation de 24 à 48 h. Ce sont des modèles utilisés pour étudier le confort thermique et la répartition de la température dans un quartier. Citons, par exemple, le modèle ENVI-met (Bruse and Fleer, 1998), un modèle largement utilisé qui permet de modéliser dynamiquement les processus atmosphériques couplés à l'humidité du sol et à la végétation avec une résolution de 2 m. Ce modèle utilise les moyennes de Reynolds des équations de Navier-Stokes (RANS Reynolds averaged Navier Stokes) pour résoudre l'écoulement de l'air et les flux de chaleurs sur chaque élément modélisé (Crank et al., 2018). Toutefois ce modèle est coûteux en temps de calcul surtout lors de simulations de larges espaces. SOLENE-microclimat est un outil où plusieurs modèles sont intégrés : un modèle radiatif, un modèle de CFD et un modèle thermique de bâtiment (Imbert et al., 2018). D'autres modèles utilisent des méthodes de simulation à grande échelle de tourbillons (Large Eddy simulations) qui permettent de calculer explicitement l'évolution des grands tourbillons (Smagorinsky, 1963).

Les modèles résistifs, aussi appelés modèles de canopée urbaine, représentent l'espace entre le sol et le toit des bâtiments par une approche nodale (réseau de résistances aux transferts de chaleur, d'eau et d'autres composants). Un ensemble de rues composant un quartier sont simplifié par une seule rue moyenne considérée comme un canyon urbain, c'est-à-dire une rue infiniment longue entourée de part et d'autre de bâtiments. Ces modèles simulent les flux turbulents et les échanges d'énergie dans l'atmosphère dans la canopée urbaine, en prenant en compte le coefficient de traînée des bâtiments et de la route et les interactions radiatives entre les murs et les toits. Les échanges de chaleur et d'eau sont calculés pour trois types de surfaces : les murs, les toits et les routes (Masson, 2000). Parmi ces modèles, certains s'inspirent des schémas sol-végétation-atmosphère en augmentant la longueur de rugosité, en ajoutant un

coefficient de trainée ou un flux anthropique pour les zones urbaines ou en modifiant les capacités calorifiques, conductivités thermiques des sols ou du réservoir d'eau. C'est le cas du modèle *Soil Model for Submesoscales, Urbanized Version* (SM2-U), fondé sur le schéma du modèle ISBA (Interactions between Soil, Biosphere, and Atmosphere) en incluant des modules de couverture de surface urbaine pour évaluer les flux de chaleur et d'humidité à l'interface canopée urbaine-atmosphère (Dupont and Mestayer, 2006). Contrairement aux modèles de canopée urbaine précédents, SM2-U calcule directement les flux de chaleur dans les rues en intégrant les murs des bâtiments aux surfaces pavées sans résoudre de bilans énergétiques séparés pour les murs et les routes ni utiliser de paramétrisation de la vitesse du vent dans la canopée. SM2-U résout le bilan énergétique de l'ensemble du canyon de la rue au lieu des seules surfaces horizontales pavées. Certains modèles simulent une seule couche atmosphérique ce qui a pour conséquence que la température et l'humidité de l'air sont supposées uniformes dans le canyon et qu'ils se concentrent sur le bilan d'énergie de la canopée urbaine (Kusaka et al., 2001; Masson, 2000; Mills, 1997). D'autres simulent plusieurs couches ou strates verticales à l'intérieur du canyon. Contrairement aux modèles monocouches qui peuvent être facilement couplés avec des modèles atmosphériques de grande échelle (e.g. SURFEX), ceux-ci sont difficiles à coupler avec les modèles atmosphériques ; le couplage étant dépendant des équations et de la discrétisation des couches (Kondo and Liu, 1998; Martilli et al., 2002; Rotach, 1995).

Dans le cadre de la thèse, il n'était pas nécessaire d'avoir un niveau de détails importants des variations spatiales de températures et d'humidités de l'air. Le but était d'avoir une approche simple donnant une température et une humidité globale dans le canyon avec un temps de calcul assez fin (de l'ordre de l'heure ou de la demi-heure). Pour cela, les modèles de CFD précis spatialement et coûteux en temps de calcul ont été enlevés de l'ensemble de choix potentiels. Les modèles résistifs semblaient les plus intéressants pour notre étude. Etant donné qu'il était souhaité un modèle simple calculant les valeurs des scalaires globaux dans le canyon, les modèles monocouches qui cochaient ce critère. Par ailleurs, il était important d'avoir un modèle avec un accès sur l'ensemble du code. C'est donc le modèle de canopée urbaine monocouche Town Energy Balance (TEB) qui a été utilisé. Il a été détaillé en [section 3.2](#).

Le dernier type de modèle dresse des schémas de simulation à l'échelle de la ville. Leur résolution est peu fine mais permet d'évaluer le bénéfice de politique sur l'atténuation de l'îlot de chaleur urbain sur une échelle globale. Les modèles simulent souvent des patchs surfaces, chacun paramétrisé en fonction d'une des surfaces caractéristiques de la zone (végétation, zone

urbaine, océan, etc.). Ces modèles sont souvent couplés avec des modèles de canopée urbaine. C'est par exemple le cas avec SURFEX composé de TEB (Masson et al., 2013) ou le modèle Weather Research and Forecasting (WRF) intégrant les modèles BEM et BEP (Skamarock et al., 2008). Garuma (2018) dresse un portrait détaillé des modèles numériques de paramétrisations des surfaces urbaines.

3.1.2 Modèles d'échanges Sol-Végétation-Atmosphère

Si une part non négligeable des surfaces d'une zone urbaine sont végétalisées, il convient d'intégrer un modèle de transfert Sol-Végétation-Atmosphère (SVAT). Ces modèles, généralement 1D, permettent de calculer les flux de chaleur et d'eau à l'aide du bilan d'énergie et d'eau du système dans le continuum sol-plante-atmosphère. Le calcul des flux F se base sur une analogie résistive : la densité de flux d'une quantité X entre un point A et un point B dépend de la différence de valeur des scalaires X_a et X_b à ces points et d'une résistance caractéristique du climat local et des propriétés de surface et de végétation (eq. 3.1)

$$F = \frac{X_b - X_a}{R_{ab}} \quad (3.1)$$

Les modèles sont basés sur un schéma résistif plus ou moins complexe. Le schéma le plus simple se fonde sur le modèle big leaf dont le principe général consiste à simplifier le couvert végétal en une grande feuille ayant les caractéristiques moyennes du couvert. Ce modèle, à une seule couche, a été développé à partir de l'équation de Penman (1948) qui représente le transfert par une résistance aérodynamique et une seule résistance pour caractériser les flux plante-atmosphère ([Figure 1.3.A](#)). Cette dernière considère seulement la surface de la végétation. Le modèle conçu par Monteith (1965) rajoute ensuite à ce modèle une résistance de surface de sol et de surface de végétation et est appelé modèle bicouche ([Figure 1.3.B](#)). Enfin, on trouve des approches multicouches plus complexes où les modèles calculent des résistances aérodynamiques, de surface de la végétation et du sol avec une stratification de la végétation qui prend en compte l'architecture de la canopée et la physiologie de la plante (Baldocchi et al., 1987; Overgaard et al., 2006). On peut citer notamment le modèle ISBA (Noilhan and Mahfouf, 1996) qui inclut dans son schéma une stratification du sol multicouches dont une couche racinaire dépendant de la profondeur du sol (Boone et al., 1999). Une représentation du transfert d'eau vertical dans le sol est développée avec une prise en compte du drainage gravitationnel, du ruissellement et de l'infiltration. La neige et la sublimation de celle-ci sont modélisées ainsi que l'évolution de l'ouverture stomatique avec une dépendance au CO_2 atmosphérique (Calvet et al., 1998). Le modèle ISBA inclut aussi l'option d'une représentation d'un couvert explicite

(Boone et al., 2017). Ce dernier est souvent couplé au modèle ORCHIDEE, un modèle de canopée multicouches (Ryder et al., 2016). Un autre exemple est le modèle SPAC (Soil Plant Atmosphere Continuum model) qui met l'accent sur le développement des résistances stomatiques, du transport de l'eau de la plante au sol et de l'assimilation du CO₂ (Tuzet et al., 2017). Enfin le modèle SiSPAT est un des modèles SVAT les plus complets en France en termes de processus. Il utilise une approche de multi bilan d'énergie et inclut de la chimie (Braud et al., 1995).

Pour le travail de thèse, un modèle simulant les échanges de masse, d'énergie et de polluants entre la végétation et l'atmosphère était souhaité. L'approche devait être assez simple avec un code accessible. Le choix s'est porté sur le modèle Surfalm, un modèle développé par le laboratoire d'accueil (Personne et al., 2009) et a pour avantage de représenter les échanges de polluants (dont l'ozone) sur l'ensemble des parties de la plante en fonction de la période de l'année. Ce modèle est présenté plus en détails en [partie 3.3](#).

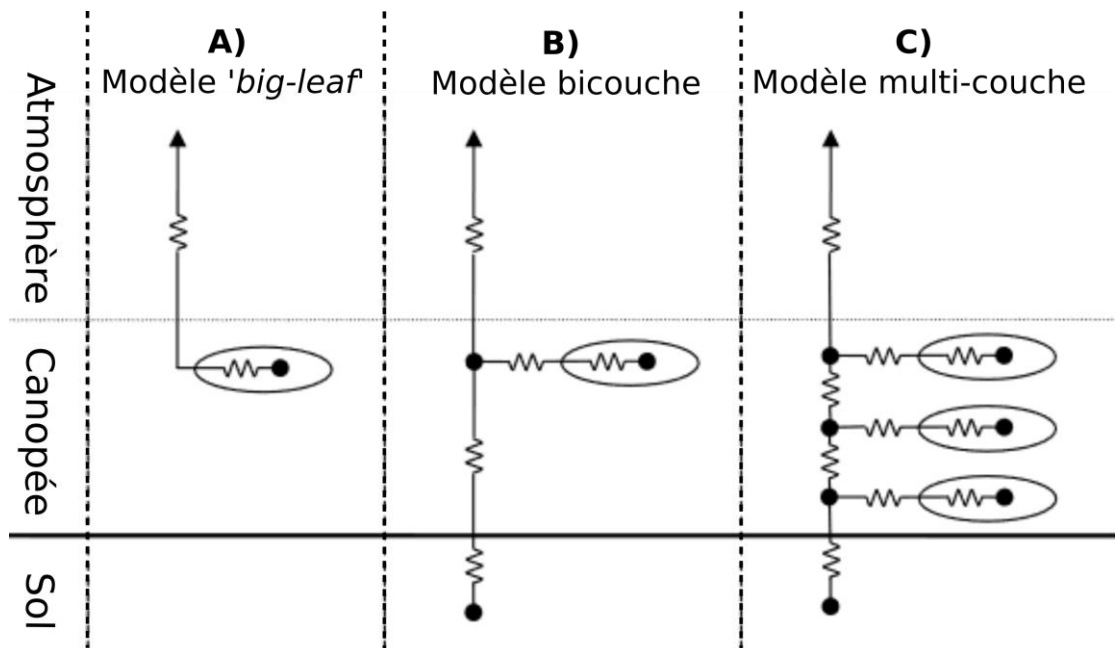


Figure 3.1: Schémas résistifs des modèles: A) 'big-leaf', B) bicouches et C) multicouches (D'après Overgaard et al. (2006))

Ces modèles SVAT ont l'avantage de fournir une description mécaniste contrôlant les échanges de masse et d'énergie entre le sol, le couvert végétal et l'atmosphère ainsi que l'estimation de l'évolution temporelle des variables d'état du sol et de la végétation sur un pas de temps compatible avec la dynamique des processus atmosphériques (au pas de temps horaire ou infra-horaire). La représentativité des variables dépend toutefois de la qualité des données utilisées pour la paramétrisation mais aussi de la complexité du modèle (Petropoulos et al., 2009).

3.1.3 Modèles d'échanges de polluants

Les modèles de pollution de l'air dépendent du climat et se fondent souvent sur des modèles de climat urbain. De la même façon que les modèles de climat urbain, les modèles de pollution de l'air sont soit empiriques avec une modélisation statistique, simple et rapide mais peu explicite ; soit déterministes se basant sur des concepts et des équations physiques. Ces derniers peuvent être distingués en deux grandes catégories : les modèles de dispersion et de dépôt (Janhäll, 2015).

Les **modèles de dispersion** ont pour but d'estimer la répartition spatiale des concentrations de polluants gazeux (Michelot et al., 2015). Ces modèles ont pour objectif d'évaluer l'exposition de la population à la pollution de l'air, l'impact de la morphologie urbaine sur l'écoulement, le transport de polluants, la prédiction de la concentration en polluants les jours suivant et prévenir les risques d'exposition. En fonction de l'échelle de simulation et de la description physique faite, les modèles de dispersion peuvent être répartis en plusieurs catégories ([Figure 3.2](#)).

D'après la [Figure 3.2](#), deux grands types de modèles de dispersion numériques existent. Le premier représente les modèles de dynamique des fluides computationnelle (CFD) dont l'échelle de modélisation varie de l'ordre du mètre au kilomètre. La CFD inclut trois méthodes : la simulation numérique directe (DNS), la méthode de *Reynolds-Averaged Navier-Stokes* (RANS) et la simulation de grands tourbillons (Large-Eddy Simulation LES). Ces modèles sont souvent développés à l'échelle d'un canyon et servent à la planification urbaine, la prédiction de pollution et la gestion du trafic routier. Ces modèles calculent eux-mêmes l'écoulement puis intègrent une équation de convection/diffusion/réaction d'un constituant. On peut citer des codes spécialisés (e.g. Envi Met) et des codes généralistes de CFD (Fluent, Saturne...).

Le deuxième type de modèle part d'un écoulement donné et est souvent utilisé à plus large échelle (>100 m). On distingue des modèles Gaussiens, Lagrangiens ou Eulériens. L'approche gaussienne est surtout utilisée pour modéliser la qualité de l'air et repose sur l'étude de la dispersion d'une émission ponctuelle en fonction des conditions météorologiques comme la direction du vent (e.g. ARIA Impact (Cimorelli et al., 2005)). L'approche eulérienne décrit la répartition et le mouvement des molécules dans un maillage 3D fixe (e.g. CHIMERE (Menut et al., 2013), CALGRID (Yamartino et al., 1992)). L'approche lagrangienne (e.g. ARIA Impact 3D) suit le déplacement d'une molécule émise par une source dans un système en mouvement. Ces modèles intègrent des phénomènes de dépôt et réactifs.

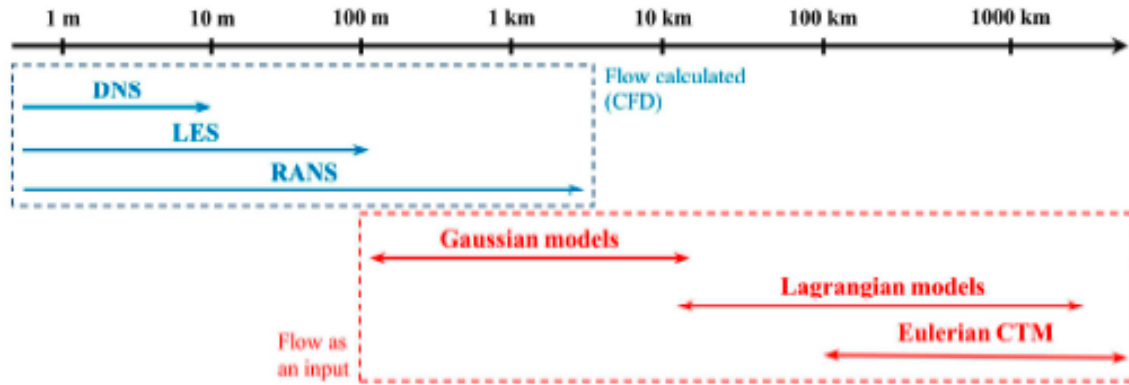


Figure 3.2: Principaux types de modèles de dispersion avec leur échelle d'étude (Reiminger, 2020).

Ces modèles de dispersions ont pour avantage de pouvoir spatialiser les prédictions et d'avoir une démarche universelle. Toutefois, ces modèles sont très coûteux en temps de calcul particulièrement les modèles avec des échelles plus fines. Les modèles à grandes échelles peuvent par contre produire des incertitudes significatives localement.

Les **modèles de dépôt** considèrent la perte de polluants atmosphériques par le dépôt sur une surface, par absorption par la végétation et par l'eau. Ces modèles décrivent des mouvements verticaux et non horizontaux comme peuvent le faire les modèles de dispersion. Dans le cas de certains polluants, la modélisation inclut la réémission du polluant de la surface. Le dépôt peut être humide ou sec.

Le dépôt humide s'appelle aussi lessivage et consiste au déplacement du polluant gazeux en phase aqueuse. La phase aqueuse peut être sous forme de nuage ou de pluie. (Pruppacher and Klett, 1980). Lors d'épisodes de pluie, la pollution atmosphérique chute par l'absorption des polluants solubles par les gouttes d'eau qui sont transférés vers le sol. Le dépôt humide concerne les polluants solubles comme l'acide nitrique HNO_3 , le peroxyde d'hydrogène H_2O_2 . Dans le cas de cette thèse, nous nous focaliserons sur l'ozone qui est peu soluble dans l'eau et se déplace vers les surfaces par dépôt sec seulement.

Le dépôt sec est le processus où les polluants atmosphériques en mouvement sont transférés vers les surfaces. La modélisation prend en compte la turbulence, la stabilité, les propriétés physiques des surfaces et de l'espèce du polluant. Dans le cas des particules de taille supérieure à quelques microns, les modèles prennent aussi en compte la force gravitationnelle (Wesely, 1989; Wesely and Hicks, 2000). Le flux de dépôt sec d'un polluant est modélisé en 1D, comme

proportionnel à la concentration de celui-ci. Le coefficient devant la concentration est nommé la vitesse de dépôt, l'inverse de la résistance du dépôt R_{tot} , caractéristique des processus de transport. La résistance totale R_{tot} est la somme des résistances (placées en série) des processus aérodynamiques R_a , aux limites des surfaces R_b et à la surface R_s (Janhäll, 2015). Dans ce contexte les surfaces considérées sont les murs, la route, le toit ou les diverses composantes de la végétation. Plusieurs modèles de dépôt secs existent comme des modèles suivant une approche big leaf, deux couches ou multicouches s'inspirant de l'approche des modèles SVAT (Meyers et al., 1998; Wesely and Hicks, 2000; Zhang et al., 2003).

En s'inspirant du tableau récapitulatif de Vardoulakis et al. (2003), on obtient un tableau de synthèse des méthodes de modélisation utilisées ([Tableau 3.1](#)).

Tableau 3.1: Synthèse des modèles de climat urbain, de pollution de l'air et de végétation.

Approche	Empirique	Numérique												
	Statistique	CFD						Résistive/canopée urbaine			SVAT			Atmosphère à grande échelle
		DNS	LES	RANS	Gaussien	Lagrangien	Eulérien	Modèles de végétation 'adaptés'	Monocouche	Multi-couches				Echelle régionale
Climat urbain	Oke, 1982 Offerle et al., 2005		Smagorinsky (1963)	ENVI-met				SM2-U	Kusaka et al. (2001)	Kondo and Liu (1998)	Big leaf	bicouches	Multi-couches	MesoNH
			Fluent						Masson (2000)	Martilli et al. (2002)				WRF
				SOLENE-microclimat					Mills (1997)	Rotach (1995)				
Pollution de l'air	Thorpe et al. (2007) Derwent and Middleton (1996)			ENVI-met	Aria Impact	ARIA Impact 3D	CHIMERE				Dépôt sec			WRF-CHEM
											Wesely (1989)	Zhang et al. (2003)	Baldocchi et al. (1987)	
			Fluent		AERMOD	CALGRID	Dépôt humide							
			Code Saturne				Pruppacher and Klett (1980)							
Végétation											Penman (1948)	Monteith (1965)	ISBA SPAC Surfatm Baldocchi et al. (1987)	

Pour la suite, les modèles TEB et Surfalm unidimensionnels basés sur une approche résistive des échanges entre la surface et l'atmosphère sont présentés. Ceux-ci offrent une bonne représentation détaillée des flux verticaux de masse et de chaleur entre la végétation, la ville et le microclimat urbain avec des résolutions de calcul faible en temps. TEB est un modèle utilisé et validé par de nombreuses études et est régulièrement couplé avec le modèle ISBA pour représenter la végétation dans la ville. ISBA est cependant un modèle qui ne modélise pas les échanges de polluants entre la végétation et l'air. Pour cette thèse, il est donc décidé de choisir Surfalm, modèle développé par le laboratoire d'accueil capable de modéliser les échanges de polluants entre la végétation et l'atmosphère tout en intégrant les différents stades de développement de la plante.

3.2 Modèle Town Energy Balance (TEB)

Initialement développé par Masson (2000) pour représenter les processus physiques dans une zone urbaine à l'échelle du kilomètre (*mesoscale*) et notamment les îlots de chaleur urbains, TEB modélise le microclimat et les interactions dynamiques et thermodynamiques entre les surfaces artificialisées (murs, toits, routes) urbaines et la structure verticale de la couche limite (Lemonsu and Masson 2002).

Le schéma de TEB est un modèle 1D qui représente les échanges au sein d'une rue entourée de bâtiments infiniment longue. Ce modèle considère trois types de surfaces (murs, toits et routes). L'orientation du canyon et ses effets sur le rayonnement arrivant sur les surfaces des murs et de la route sont pris en compte par le modèle. TEB simule les échanges radiatifs, les flux de chaleur sensible et latente, l'absorption et la libération du stockage de la chaleur ainsi que l'interception de l'eau et de la neige par les surfaces imperméables bâties (Masson 2000). Les flux de chaleur globaux sur la rue sont définis comme les moyennes des flux de chaque surface pondérée par la fraction de recouvrement de la surface. Le calcul de la température et de l'humidité de l'air moyennes dans le canyon est réalisé grâce à un schéma résistif faisant intervenir les différentes surfaces ([Figure 3.3](#)). Le profil vertical du vent est formulé en intégrant la présence des bâtiments et la géométrie du canyon caractérisé par le ratio hauteur des bâtiments et largeur totale du canyon. Les équations des résistances et du bilan d'énergie sont représentées en [Annexe A](#).

Le modèle inclut aussi les rejets de chaleur et de vapeur d'eau d'origine anthropique provenant des bâtiments, du trafic routier et des industries. Un modèle simplifié d'énergétique du bâtiment est inclus pour simuler la climatisation et le chauffage.

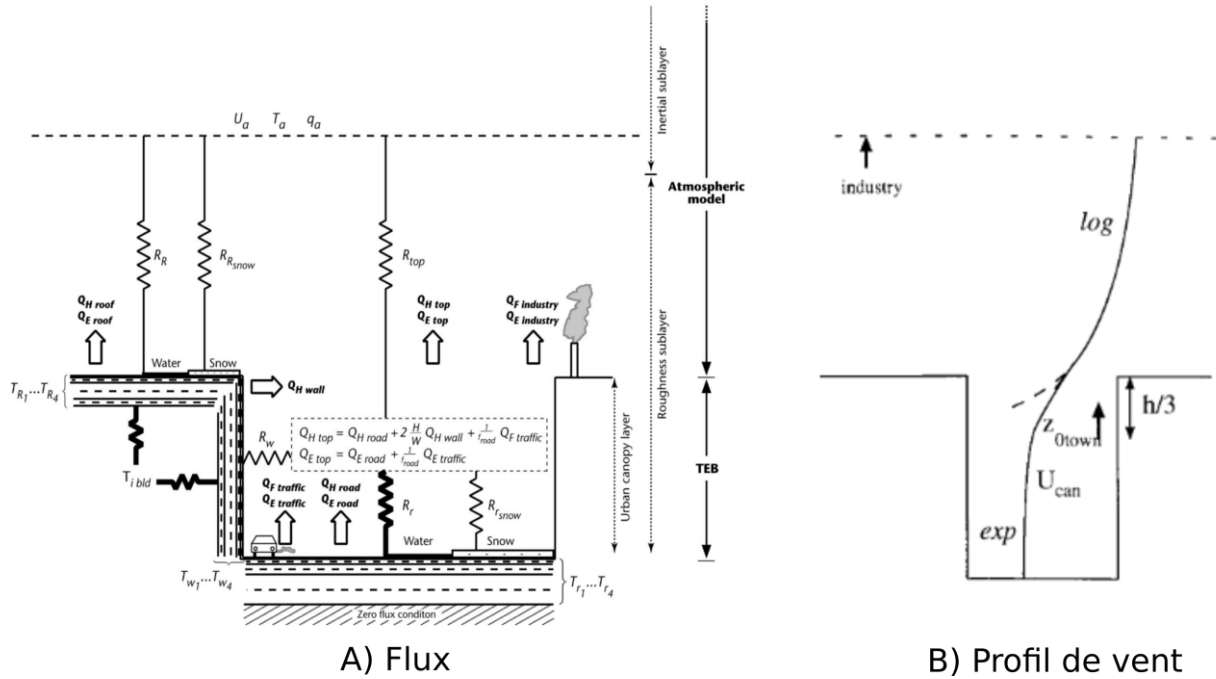


Figure 3.3 : Représentation schématique des surfaces, des flux de chaleur latente (Q_E) et sensible (Q_H) (Masson et al., 2002) et B) le profil de vent (Masson, 2000).

La première version de TEB sans couplage simule basiquement la végétation dans le canyon et sur les toits avec deux sous routines inclus : la sous routine Garden et la sous routine Greenroof. Les équations sont montrées en [Annexe A](#). Ce sont des équations très simples qui ne permettent pas d'avoir une bonne représentation de la végétation dans une zone urbaine.

Depuis sa création, de nombreuses études ont été menées pour améliorer le modèle :

- Amélioration de la résolution de la couche limite de surface entre le sommet de la canopée urbaine et le sol (Hamdi and Masson, 2008).
- Modélisation des processus hydrologiques et thermiques des toitures végétalisées (De Munck et al., 2013). Le volet végétation se base sur le modèle ISBA.
- Inclusion de la végétation dans le canyon associé aussi au schéma ISBA (Lemonsu et al., 2012) puis la modélisation d'arbres urbains et ses impacts sur le confort thermique au niveau de la rue (Redon et al., 2020)

- Développement d'un modèle de bilan d'énergie à l'intérieur du bâtiment (BEM) (Bueno et al., 2012) intégrant les consommations d'énergie des bâtiment et sa variation en fonction du comportement humain (Schoetter et al., 2017)
- Insertion et l'amélioration de modèle hydrologique pour produire des bilans d'énergie et radiatifs plus précis (Stavropoulos-Laffaille et al., 2018).

Ainsi TEB modélise les flux de chaleur et le microclimat urbain à l'échelle du quartier, mais sans prendre en compte la pollution de l'air. L'inclusion des flux de d'ozone atmosphérique sur les surfaces artificielles est réalisée lors de la thèse.

3.3 Modèle Surf atm

Le modèle Surf atm a été développé par le laboratoire d'accueil (Personne et al., 2009) afin de représenter les processus d'échanges (chaleur, vapeur, gaz polluants) entre un couvert végétal à l'échelle de la parcelle et la couche limite de surface à flux conservatifs. Surf atm a été initialement créé pour les écosystèmes naturels et les agrosystèmes. Certains échanges de polluants concentrés dans ces environnements ont donc déjà été modélisés et validés comme l'ammoniac (Personne et al., 2009), les pesticides (Lichiheb et al., 2014) et l'ozone (Stella et al., 2011; 2013a; 2013b).

Surf atm est un modèle de transfert sol-végétation-atmosphère (SVAT) qui calcule les flux de chaleur sensible (H) et latente (LE) entre les écosystèmes naturels et agricoles et l'atmosphère. C'est un modèle 1D qui distingue une couche de sol et une couche de végétation. Il résout le bilan énergétique sur la végétation en s'inspirant de la méthode développée par Choudhury and Monteith (1988). Il inclut les résistances aérodynamique, limite, du sol et stomatique ([Figure 3.4](#)). Le modèle a besoin de conditions météorologiques standards comme variables d'entrée (par exemple, l'humidité et la température de l'air, les rayonnements solaires et à longues longueurs d'ondes entrantes, les événements pluvieux, la vitesse du vent), mais nécessite également certains paramètres pour la description de l'écosystème, par exemple, l'indice de surface foliaire, la hauteur de la canopée et les caractéristiques de la conductance stomatique.

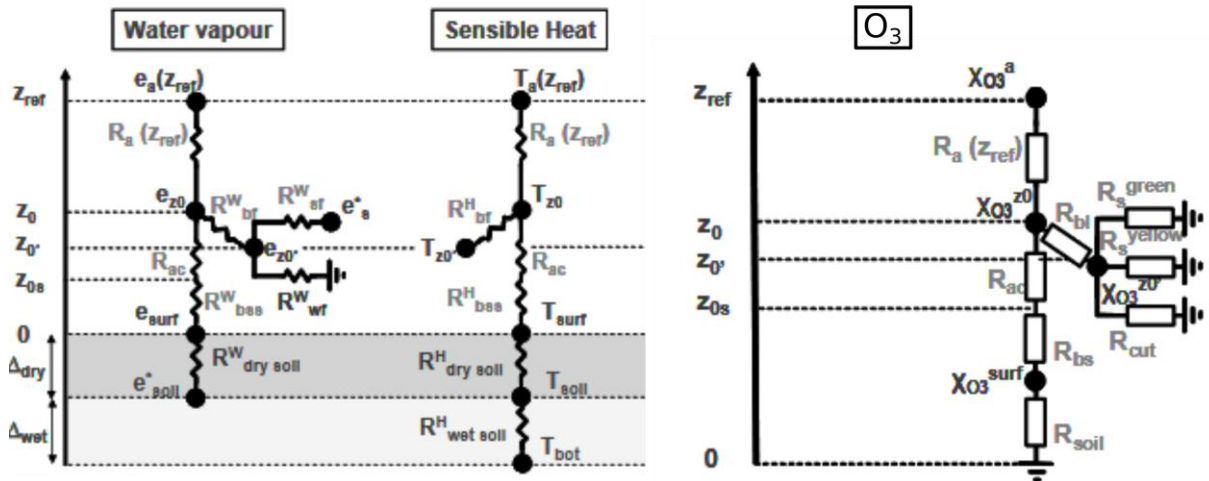


Figure 3.4: Schéma résistif des modèles pour les échanges de vapeur d'eau, de chaleur et d'ozone (Personne et al., 2009 ; Stella et al., 2011).

L'inclusion de l'ozone est paramétrée dans des couverts de maïs et simule le dépôt d'ozone sur les surfaces aux différents stades de développement des plantes (sol nu, périodes de croissance, de maturité et de sénescence) (Stella et al., 2011). Le modèle intègre et distingue dans son schéma résistif les flux dans l'ensemble des parties des feuilles c'est-à-dire le dépôt par voie stomatique, pour les feuilles vertes et jaunes, le sol et les voies cuticulaires (Figure 3.4). L'intégration des échanges d'ozone nécessite d'ajouter en données d'entrée, la concentration d'ozone au niveau du forçage et une définition des paramètres de résistances au dépôt sur la surface du sol et des feuilles.

Les flux totaux de chaleur, d'eau et d'ozone sont calculés en incluant l'ensemble des flux sur chaque partie de la végétation grâce au schéma résistif. Les scalaires sont calculés au niveau du sol, des feuilles et de la canopée. Les équations des résistances et du bilan d'énergie pour le calcul des flux de chaleur, de masse et d'ozone sont montrées en Annexes B et C.

3.4 Discussion

Il a été vu précédemment que le croisement microclimat, végétation et ozone dans un canyon urbain est peu étudié. Coupler les modèles TEB et Surf atm permet a priori d'obtenir une représentation réaliste du phénomène d'îlot de chaleur et de ses interactions avec la végétation et l'ozone atmosphérique dans une rue. Les simulations sont rapides à réaliser (une dizaine de

minutes) du fait du schéma assez simple des modèles ce qui permet d'exécuter une grande quantité de simulations.

Toutefois, une incertitude existe sur le mélange vertical de masse et de chaleur en fonction du calcul de la convergence de la stabilité dans la couche limite (stable, neutre et instable). Cette incertitude est particulièrement présente dans les calculs de flux d'ozone lors de la formulation des vitesses de dépôt (Tang et al., 2011).

Une autre limite du modèle est due au modèle TEB qui définit la couche de canopée urbaine comme une seule couche homogène pour l'ensemble des scalaires. Or il est connu que d'une part, l'impact de la végétation est spatialisé (une pelouse ou un arbre n'influent pas au même niveau) et d'autre part, la température et l'humidité (et potentiellement la concentration en ozone) ne sont pas les mêmes à 2 m du sol qu'à mi-hauteur du canyon. En effet certains auteurs ont montré que l'influence des plantes sur la température, l'humidité et l'ozone est forte localement mais diminue en s'éloignant (Jim and Chen, 2008; Toparlar et al., 2018; Yin et al., 2011). Il faut donc garder en tête que le modèle donne une moyenne du taux de rafraîchissement et de dépollution en ozone dans la rue et ne peut donc pas montrer les phénomènes locaux de la plante.

Partie B :

Modèle de bilan d'énergie sur le quartier et la végétation

Chapitre 4 : Validation expérimentale des flux d'énergie

4.1 Introduction

Un premier objectif de la thèse est de présenter le couplage du modèle TEB avec le modèle Surfalm (Personne et al., 2009). Un tel couplage permet de considérer l'impact de la végétation à la fois sur l'atténuation de l'effet d'îlot de chaleur urbain, sur la qualité de l'air et l'élimination des polluants par la végétation. Dans un premier temps, ce chapitre présente le couplage et la validation du modèle TEB-Surfalm pour les échanges thermiques. Les sorties du modèle sont comparées aux mesures effectuées à Strasbourg, en France, dans le cadre du projet COOLTREES (Landes et al., 2014). Ce chapitre est inspiré de l'article : Coupling the TEB and Surfalm models for heat flux modelling in urban area: comparison with flux measurements in Strasbourg (France), Le Mentec et al. (2022).

4.2 Implémentation du couplage

Le couplage des modèles TEB et Surfalm permet d'estimer les échanges de chaleur et d'eau entre l'atmosphère et les surfaces urbaines, y compris la végétation au niveau des rues et des toits. La structure du modèle couplé est présentée dans la [Figure 4.1](#). TEB appelle Surfalm deux fois : sur les parties jardin et toit végétalisé dans des modules (appelés Garden et Greenroof) déjà présents dans TEB. Tout d'abord, TEB calcule la quantité de rayonnement de courtes et grandes longueurs d'onde sur chaque type de surface.

Le schéma résistif du modèle couplé TEB-Surfalm est présenté dans la [Figure 4.2](#). Les expressions des résistances et des flux d'énergie des deux modèles sont montrées en détail dans les Annexes [A](#) et [B](#). Surfalm estime initialement la résistance aérodynamique entre sa hauteur de référence (c'est-à-dire la hauteur pour les variables d'entrée) et le sommet de la végétation en suivant l'approche de Dyers et Hicks (1970).

Pour le **jardin**, c'est-à-dire la partie de végétation au niveau de la rue, TEB fournit les variables météorologiques requises par Surfalm telles que la température et l'humidité de l'air, la vitesse du vent et la température du sol à l'intérieur du canyon. Comme le choix a été fait d'utiliser les paramétrisations de TEB pour estimer les résistances aérodynamiques dans Surfalm, la résistance de l'air utilisée dans Surfalm pour le jardin (R_{ag}) est similaire à celle de TEB pour la route (R_{ar}). L'humidité et la température de l'air, la vitesse du vent et la température du sol dans

le canyon utilisées par Surf atm et TEB sont celles calculées au pas de temps précédent. L'humidité spécifique à l'intérieur du canyon q_{can} calculée par TEB, nécessaire en entrée de Surf atm, est convertie en humidité relative (HR_{can}) pour Surf atm (4.1) :

$$HR_{can} \approx 0.263 p_s * q_{can} \left[\exp \left(\frac{17.67(T_{can}-273.15)}{T_{can}-29.65} \right) \right]^{-1} \quad (4.1)$$

Où T_{can} est la température dans le canyon (voir [Figure 4.2](#)) et p_s la pression de surface.

Les hauteurs de déplacement (d) et les longueurs de rugosité de la canopée ($z_{0\ canopy}$) et du sol ($z_{0\ soil}$) pour les couches de canopée et de sol sont fixées comme :

$$\begin{cases} d = 0.75 * h_c \\ z_{0\ canopy} = 0.1 * h_c \\ z_{0\ soil} = 0.02 \end{cases} \quad (4.2)$$

Où h_c est la hauteur de végétation.

Ensuite, le rayonnement net (Rn) est exprimé selon le bilan radiatif. En reprenant l'équation (2.8) de la [partie 2.3.1](#) :

$$Rn = R_g (1 - \alpha) + \varepsilon_s (R_a - \sigma T_{s\ garden}^4) \quad (4.3)$$

Où α et ε_s sont respectivement l'albédo et l'émissivité de la végétation. R_g ($W.m^{-2}$) et R_a ($W.m^{-2}$) sont respectivement le rayonnement global incident de courte longueur d'onde et le rayonnement infrarouge incident de longue longueur d'onde arrivant dans le canyon (en prenant compte que la position du soleil et de l'orientation de la route) ; σ la constante de Stephan-Boltzmann ($5.67 \cdot 10^{-8} W.m^2.K^{-4}$) et $T_{s\ garden}$ la température de surface de la végétation au pas de temps précédent.

Surf atm estime les flux de chaleur sensible et latente (H , LE), les flux de chaleur à travers le sol (G), la vitesse de friction au niveau de la végétation (u^*) dont les expressions sont montrées en [Annexe B](#). Surf atm calcule le drainage et le ruissellement ensemble (sous le nom de variable *drain_runoff*). Le drainage et le ruissellement sur le jardin requis par TEB sont donc égaux à la moitié de *drain_runoff*.

La température de surface de la végétation de TEB prend la valeur de la température T_b montrée sur la [Figure 4.2](#) qui est la température de canopée. L'humidité saturante de l'air est calculée à partir de $T_{s\ garden}$ et de la pression de surface p_s ($q_{sat}(T_{s\ garden}, p_s)$). L'évaporation est calculée à partir du flux de chaleur latente :

$$Evaporation = \frac{LE_{garden}}{L_v} \quad (4.4)$$

Où L_v est la constante de chaleur latente de vaporisation (égale à 2260 kJ/kg).

La concentration de CO_2 est nulle faute de données d'entrée.

Enfin, pour le calcul de la température et de l'humidité dans canyon, TEB requiert une humidité relative de surface agrégée sur la végétation qui est égale à l'humidité relative de canopée de Surf atm HR_c et une conduction agrégée sur la végétation égale à R_{ag} .

Sur la partie **toiture végétalisée**, la même méthode est utilisée sauf que Surf atm utilise les variables météorologiques (température et humidité de l'air et la vitesse du vent) au niveau du forçage. Comme pour les résistances aérodynamiques à l'intérieur du canyon, la résistance aérodynamique entre le niveau de forçage et la surface du toit est calculée par TEB pour les deux surfaces de toit avec et sans végétation (c'est-à-dire R_{aR} et R_{agr} sur la [Figure 4.2](#)).

R_n est calculé à partir des données météorologiques de forçage et la température de surface de la végétation du toit. L'humidité relative nécessaire à Surf atm est calculée à partir de l'humidité spécifique et de la température de l'air du forçage. L'humidité saturante au niveau de la végétation est calculée à partir de la température de surface de la végétation calculée par Surf atm (égale à T_b sur la [Figure 4.2](#)) et la pression de surface. L'évaporation est exprimée en fonction du flux de chaleur latente de la toiture végétalisée $LE_{greenroof}$. Le drainage est nul et le ruissellement sur la toiture végétalisée requis par TEB est égal à *drain_runoff* calculé par Surf atm.

Une fois que chaque bilan énergétique sur chaque surface est simulé, TEB effectue l'agrégation finale des flux en donnant les flux énergétiques estimés du canyon (c'est-à-dire de la route et du jardin) et des toits (y compris les surfaces imperméables et végétalisées des toits), les flux énergétiques de la ville (c'est-à-dire de la route, du jardin, des murs et des toits), ainsi que la température et l'humidité de l'air dans le canyon dont Surf atm a besoin comme entrées à l'étape suivante.

En reprenant les équations de TEB des flux sur la ville (Rn_{town} , H_{town} et LE_{town}), sur le canyon (Rn_{canyon} , H_{canyon} et LE_{canyon}) et la température T_{can} et l'humidité spécifique q_{can} dans le canyon de l'[Annexe A](#), il est obtenu :

$$\left\{ \begin{array}{l} Rn_{town} = \frac{x_{garden}Rn_{garden} + x_{road}Rn_r + 2*x_{wall}Rn_w + x_{roof}Rn_R}{x_{garden} + x_{road} + x_{roof}} \\ H_{town} = \frac{x_{garden}H_{garden} + x_{road}H_r + 2*x_{wall}H_w + x_{roof}H_R + H_{industry} + H_{traffic}}{x_{garden} + x_{road} + x_{roof}} \\ LE_{town} = \frac{x_{garden}LE_{garden} + x_{road}LE_r + 2*x_{wall}LE_w + x_{roof}LE_R + LE_{industry} + LE_{traffic}}{x_{garden} + x_{road} + x_{roof}} \end{array} \right. \quad (4.5)$$

$$\begin{cases} Rn_{canyon} = \frac{x_{garden}Rn_{garden}+x_{road}Rn_r}{x_{garden}+x_{road}} \\ H_{canyon} = \frac{x_{garden}H_{garden}+x_{road}H_r}{x_{garden}+x_{road}} \\ LE_{canyon} = \frac{x_{garden}LE_{garden}+x_{road}LE_{road}}{x_{garden}+x_{road}} \end{cases} \quad (4.6)$$

T_{can}

$$= \frac{(1 - \delta_{snowr})x_{road} \frac{T_r}{R_{ar}} + \frac{2h}{w} \frac{T_W}{R_{aW}} + \frac{T_a}{R_{atop}} + x_{garden} \frac{T_{s\ garden}}{R_{ag}} + \frac{H_{traffic}}{\rho_a \cdot c_{pd}(1 - x_{roof})} + \frac{H_{snow\ r}}{\rho_a \cdot c_{pd}}}{(1 - \delta_{snowr})x_{road} \frac{1}{R_{ar}} + \frac{2h}{w} \frac{1}{R_{aW}} + \frac{1}{R_{atop}} + x_{garden} \frac{1}{R_{ag}}} \quad (4.7)$$

q_{can}

$$= \frac{(1 - \delta_{snowr})x_{road} \frac{\delta_r q_{sat}(T_r, p_s)}{R_{ar}} + x_{garden} \frac{HR_c q_{sat}(T_{s\ garden}, p_s)}{R_{ag}} + \frac{q_a}{R_{atop}} + \delta_{snowr} \frac{LE_{traffic}}{\rho_a \cdot L_v(1 - x_{roof})} + \delta_{snowr} \frac{LE_{snow\ r}}{\rho_a \cdot L_v}}{(1 - \delta_{snowr})x_{road} \frac{\delta_r}{R_{ar}} + \frac{1}{R_{atop}} + x_{garden} \frac{HR_c}{R_{ag}}} \quad (4.8)$$

Où x_{garden} , x_{road} , x_{roof} sont les fractions respectivement de la végétation dans le canyon, de la route et du toit. $H_{industry}$ et $LE_{industry}$ sont les flux de chaleur et de masse venant des industries (considérés comme nuls dans cette étude). $H_{traffic}$ et $LE_{traffic}$ sont les flux de chaleur et de masse venant du trafic routier (considérés comme nuls dans cette étude). $H_{snow\ r}$ et $LE_{snow\ r}$ sont les flux de chaleur et de masse venant de la surface de route enneigée (considérés comme nuls dans cette étude). δ_{snowr} est la fraction de la route enneigée ; δ_r est la fraction de la route humide; ρ_a est la densité de l'air ; c_{pd} la capacité spécifique de l'air sec ; h est la hauteur des bâtiments et w la largeur du canyon.

Si le toit est en partie végétalisé, on a pour chaque flux du toit $F_r = \frac{x_{inert.roof}F_{inert.roof}+x_{veg.roof}F_{veg.roof}}{x_{inert.roof}+x_{veg.roof}}$

Où F peut être Rn , H ou LE ; $x_{inert.roof}$ et $F_{inert.roof}$ sont respectivement la fraction et le flux de chaleur du toit non végétalisée.

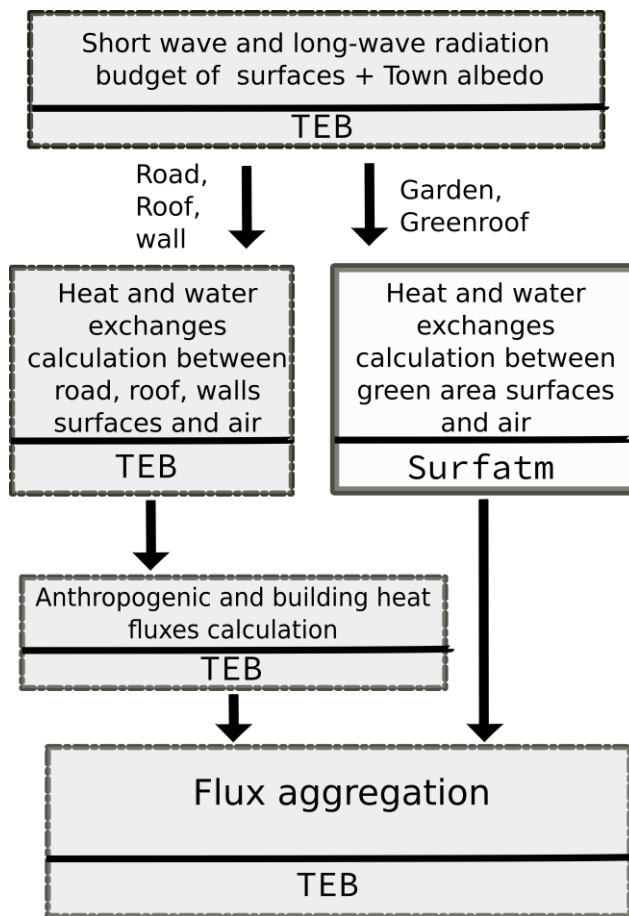


Figure 4.1 : Illustration du couplage entre le modèle Surf atm et le modèle TEB pour un pas de temps

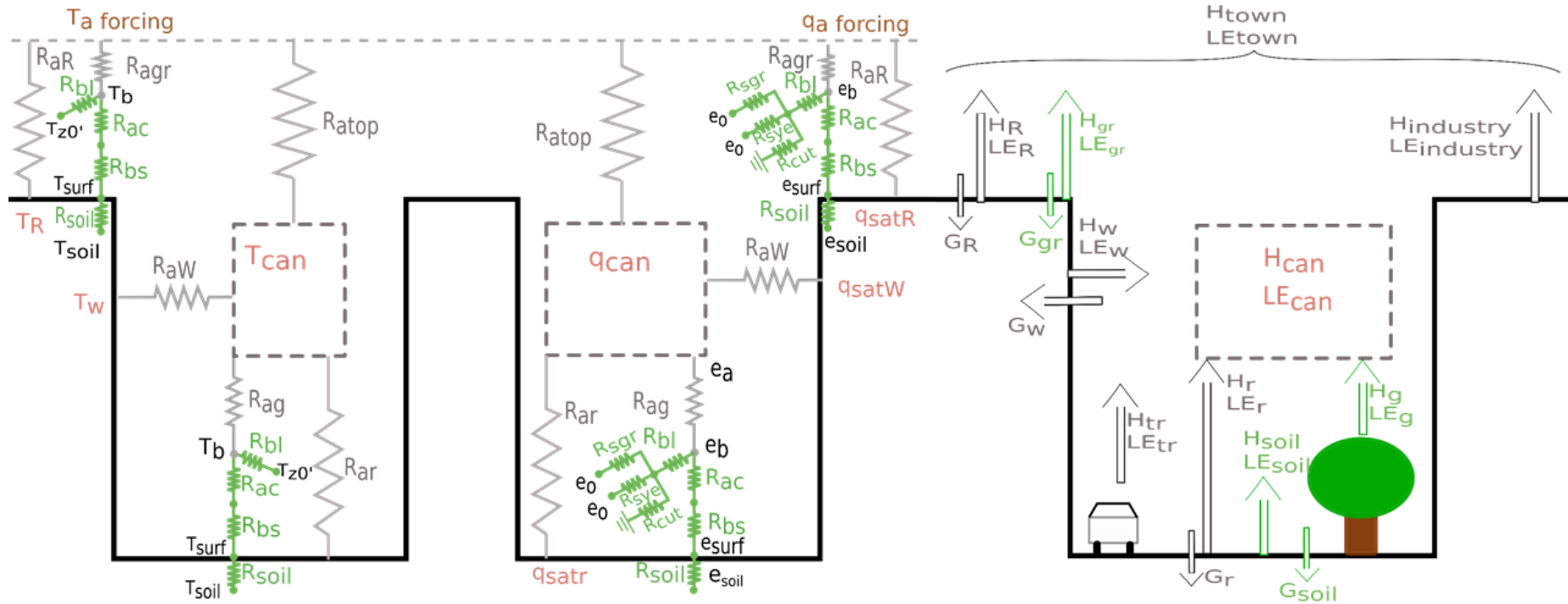


Figure 4.2 : Schéma résistif du modèle TEB-Surfatm pour : a) échanges de chaleur, b) échanges de vapeur d'eau, et c) bilan énergétique. R_{ar} , R_{ag} , R_{aR} , R_{agr} , R_{aw} , R_{bl} , R_{sgr} , R_{syel} , R_{cut} , R_{ac} , R_{bs} , R_{soil} désignent respectivement les résistances aérodynamiques de la route, du jardin, du toit, du toit végétalisé, du mur, la résistance de la couche limite des feuilles, les résistances stomatiques des feuilles vertes et jaunes, la résistance cuticulaire, la résistance aérodynamique de la canopée, la résistance de la couche limite du sol et la résistance du sol. e , q , q_{sat} , T , H , LE , G désignent la pression partielle de la vapeur d'eau, l'humidité spécifique, l'humidité de saturation, la température, les flux de chaleur sensible et latente et le flux conductif. La température et l'humidité de forçage (T_a , q_a), en marron, sont des entrées. Les résistances et les flux gris et verts font référence à ceux calculés par TEB et Surfatm, respectivement. Les scalaires rouges et noirs font référence à ceux calculés par TEB et Surfatm, respectivement.

4.3 Validation informatique du couplage

Une fois le couplage réalisé, j'ai évalué l'implémentation. Pour cela, deux tests sont réalisés : l'évaluation de la partie végétation et l'évaluation de la partie ville.

4.3.1 Validation du couplage informatique au niveau de la végétation

La validation de l'implémentation informatique de Surfalm se fait en comparant les sorties du modèle couplé TEB-Surfalm et du modèle Surfalm avec des variables et des paramètres d'entrée identiques. Les variables d'entrée sont celles fournies lors du téléchargement de TEB sur le site du CNRM et viennent de la campagne CAPITOUL (Canopy and Aerosol Particle Interactions in the Toulouse Urban Layer) faite à Toulouse (France) entre février 2004 et février 2005. L'évaluation a été faite en comparant le rayonnement net R_n et les flux convectifs, H et LE dans trois configurations de TEB ([Tableau 4.1](#) et [Figure 4.3](#)) de sorte à avoir une configuration proche de celle de Surfalm en imposant un faible poids des flux de chaleur et d'eau sur les surfaces imperméabilisées. Tout d'abord, TEB est simulé en configuration de canyon ouvert très végétalisé (Cas 1). Afin de limiter l'effet d'ombrage et le phénomène de réfléchissement du rayonnement solaire sur les murs, la hauteur des bâtiments est choisie la plus faible possible. Cette dernière intervient dans le calcul de la vitesse de frottement au niveau de la végétation et doit respecter la condition $\frac{z_{ref}-d}{z_{0\ canopy}} > 1$ où z_{ref} est la hauteur de référence utilisée par Surfalm pour le calcul des flux au niveau de la végétation dans le canyon et égale à la moitié de la hauteur de bâtiment, d est la hauteur de déplacement (égale au trois quart de la hauteur de végétation (h_c)) et $z_{0\ canopy}$ la longueur de rugosité définie comme $0.1 \cdot h_c$ (voir [Annexe B](#)). Pour respecter cette condition, la hauteur de bâtiment ne peut être inférieure à $1.7 \cdot h_c$ et est donc fixée à 8 m. Puis une configuration de canyon très étroit avec une importante surface de toits entièrement végétalisés (Cas 2). Enfin, une configuration où la largeur à l'intérieur du canyon est égale à celle des toits et toutes les surfaces horizontales sont végétalisées (Cas 3).

Tableau 4.1: Configuration du Canyon dans TEB-Surfatm pour les trois configurations choisies pour l'évaluation du couplage.

Paramètres	Cas 1	Cas 2	Cas 3
Fraction de végétation (x_{garden})	90%	0%	49%
Fraction de route (x_{road})	2%	6%	1%
Fraction de Bâtiment (x_{roof})	8%	94%	50%
Fraction de surface de toits végétalisée ($x_{veg.roof}$)	0%	100%	100%
Hauteur de bâtiment (h)	8 m	8 m	8 m
Longueur horizontale du site modélisé (w)	160 m	160 m	160 m

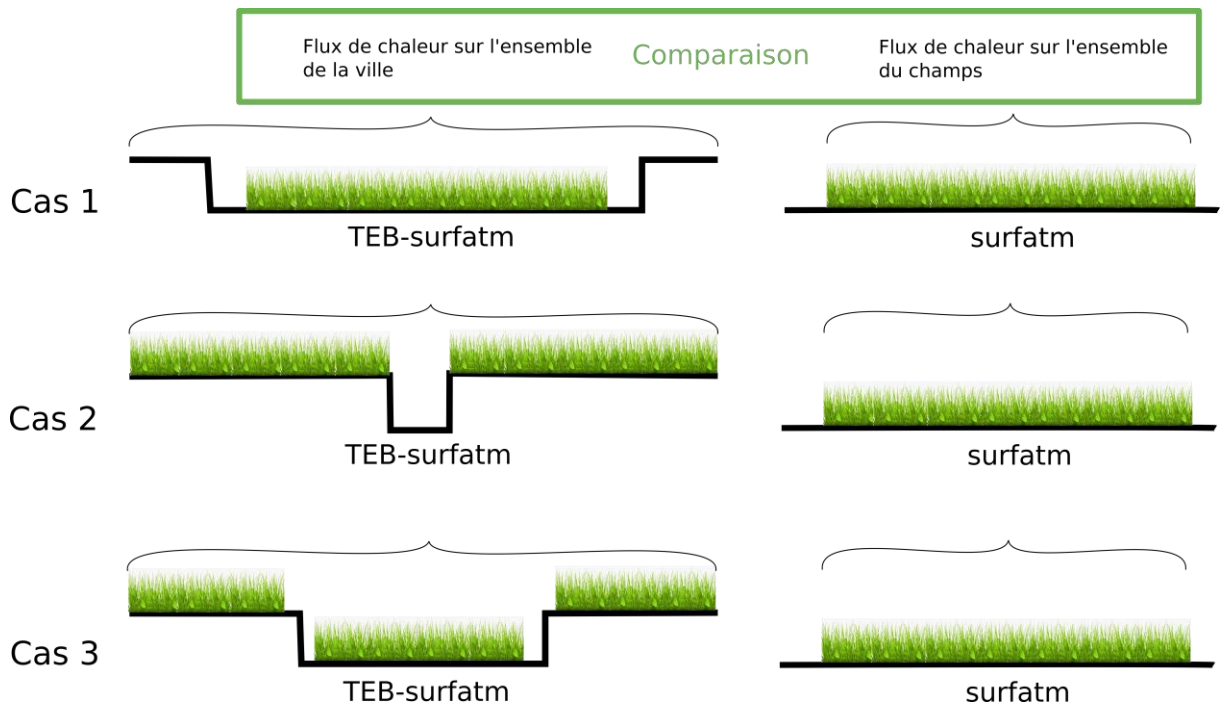


Figure 4.3 : Schéma des trois configurations pour l'évaluation du couplage sur la végétation.

La comparaison des flux simulés par TEB-Surfatm et Surfalm dans ces trois cas sont présentés en [Figure 4.4](#). Celle-ci montre, pour chaque cas et chaque flux simulé par TEB-Surfatm et Surfalm, des flux similaires, avec une répartition centrée autour de la droite $y=x$ et un coefficient linéaire de la régression proche de 1, ce qui valide le couplage informatique au niveau de la végétation. Les différences viennent principalement de la différence de hauteur de référence en entrée du Surfalm. En effet dans TEB, la hauteur de référence est fixée à mi-

hauteur des bâtiments pour le calcul des flux de chaleur pour les surfaces dans le canyon (i.e. la route, les murs et la végétation). Cela a donc pour conséquence une vitesse de frottement et une longueur de Monin-Obukhov différentes particulièrement pour le calcul de la végétation dans le canyon. Pour le calcul des flux sur les toitures végétalisées, la hauteur de référence est celle de forçage comme dans Surf atm ce qui explique pourquoi le Cas 2 présente moins de différences entre les sorties de TEB-Surf atm et Surf atm. Une deuxième hypothèse de la cause de ces disparités est la différence de calcul de la résistance aérodynamique entre le couplage et Surf atm.

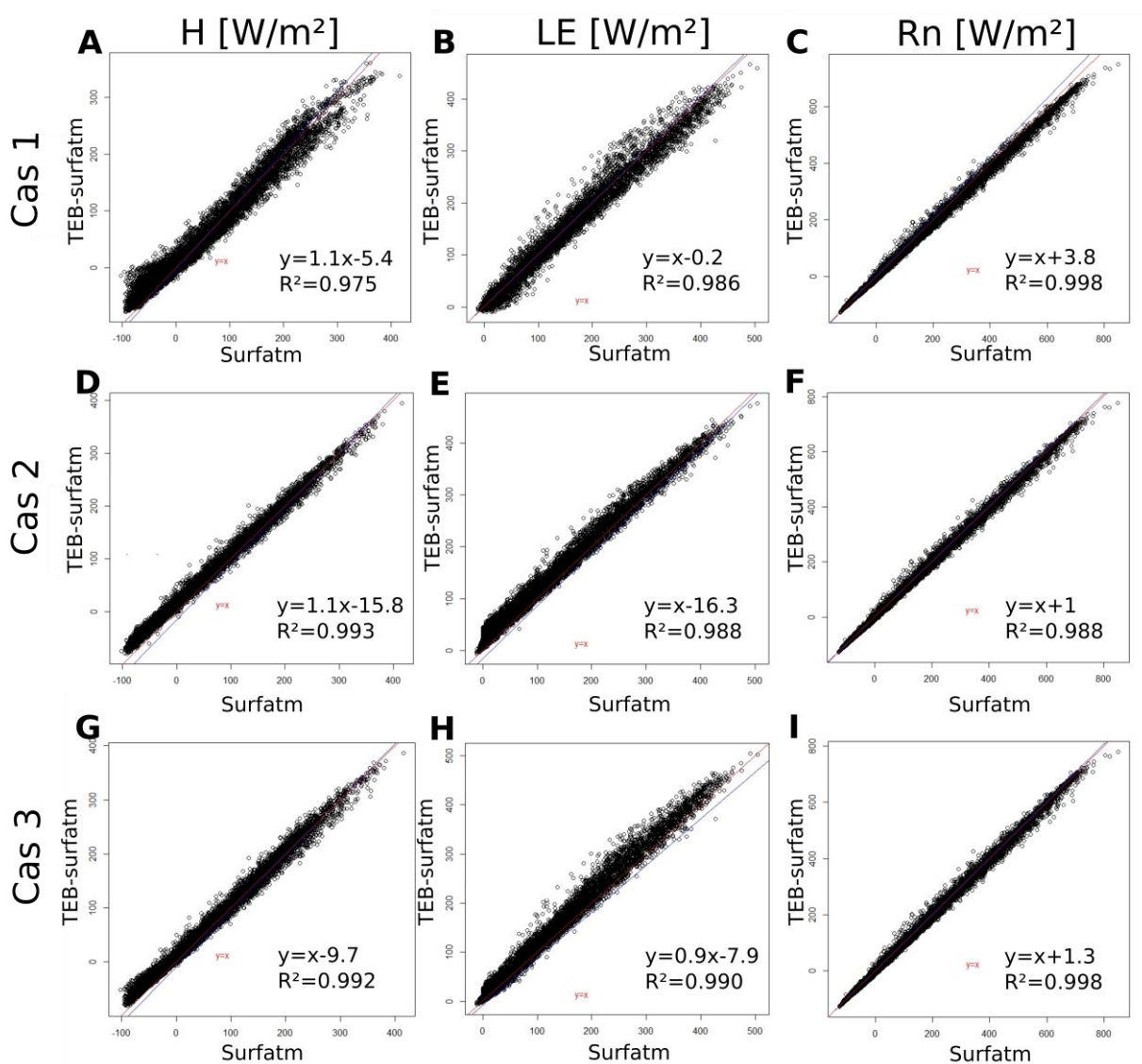


Figure 4.4 : Comparaison des flux modélisés par TEB-Surf atm et Surf atm du Cas 1 (a-c), du Cas 2 (d-f) et du Cas 3 (g-i) pour le flux de chaleur sensible H (première colonne), le flux de chaleur latente LE (deuxième colonne) et pour le rayonnement net Rn (troisième colonne).

4.3.2 Validation du couplage informatique au niveau de la ville

Afin d'évaluer l'implémentation informatique au niveau de la ville, une première simulation est faite du modèle couplé TEB-Surfatm qui permet notamment de récupérer les flux de chaleur R_n , H et LE et le flux conductif G au niveau de la végétation. Une seconde simulation est ensuite réalisée, en utilisant le proxy, pour la végétation, implémenté par défaut dans TEB. Dans ce proxy les valeurs des flux de chaleur et de vapeurs d'eau H et LE sont calculés comme proportionnels au rayonnement global (voir équations [Annexe A](#)). La deuxième simulation consiste à injecter les flux R_n , G , H et LE , simulés au niveau de la végétation par TEB-Surfatm, dans ce proxy dans TEB lancé avec la même configuration de canyon. Les sorties du modèle couplé TEB-Surfatm et du modèle TEB sont ensuite comparées au niveau de la ville.

L'évaluation a été faite en comparant le rayonnement net R_n et les flux convectifs, H et LE dans trois configurations de TEB de canyon standard ([Tableau 4.2](#) et [Figure 4.5](#)) : canyon végétalisé (Cas 1), toits végétalisés (Cas 2) canyon et des toits végétalisés (Cas 3).

La comparaison des flux simulés sur l'ensemble de la rue par TEB-Surfatm et TEB dans ces trois cas sont présentés en [Figure 4.6](#). Celle-ci montre, pour chaque cas et chaque flux simulé par TEB-Surfatm et TEB, des flux similaires, avec une répartition centrée autour de la droite $y=x$ et un coefficient linéaire de la régression proche de 1, ce qui valide le couplage au niveau de la ville. Les différences viennent de la différence de calcul de la température et de l'humidité de surface et de la résistance aérodynamique de la végétation entre TEB et le modèle couplé, nécessaires pour simuler la température T_{can} et l'humidité q_{can} dans le canyon (voir les équations de la [partie 4.2](#)). Ces deux variables interviennent, ensuite, dans l'expression des flux des surfaces artificielles au pas de temps suivant (voir les équations présentes en [Annexe A](#)).

Tableau 4.2 : Configuration du Canyon dans TEB-Surfatm pour les trois configurations choisies pour l'évaluation du couplage.

Paramètres	Cas 1	Cas 2	Cas 3
Fraction de végétation (x_{garden})	40%	0%	40%
Fraction de route (x_{road})	30%	70%	30%
Fraction de Bâtiment (x_{roof})	30%	30%	30%
Fraction de surface de toits végétalisée ($x_{veg.roof}$)	0%	40%	40%
Hauteur de bâtiment (h)	20 m	20 m	20 m
Longueur horizontale du site modélisé (w)	27 m	27 m	27 m

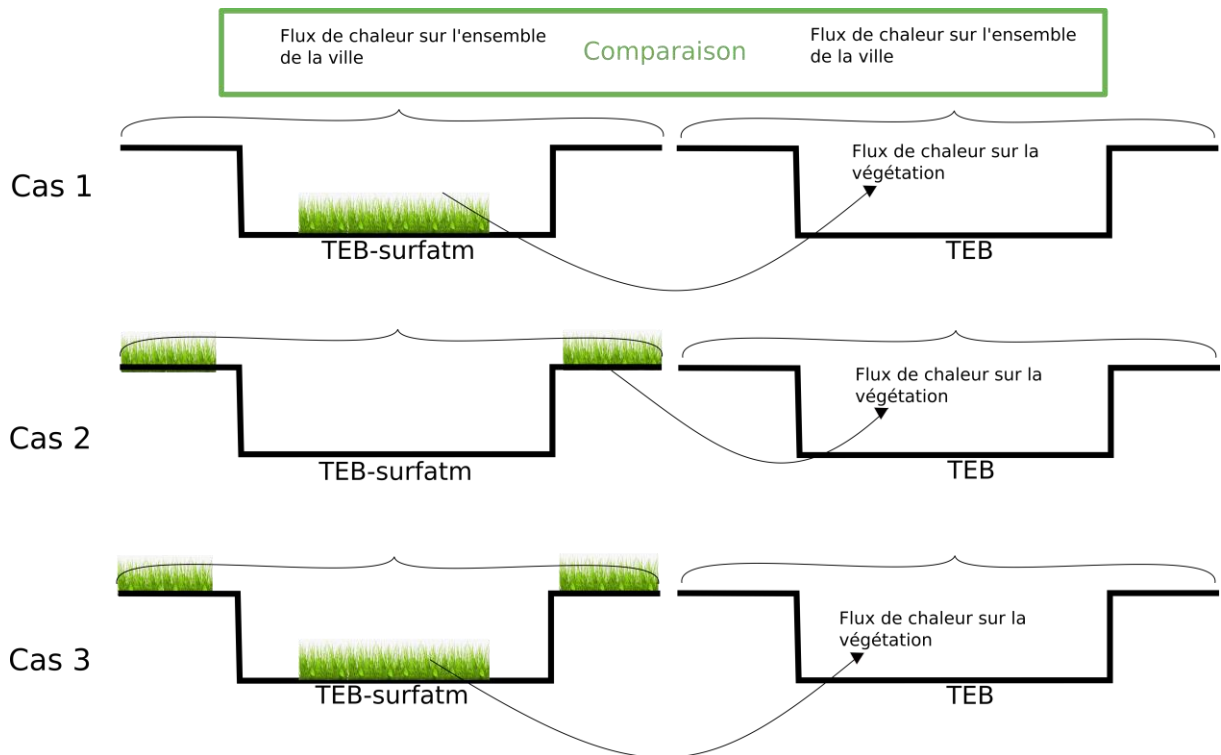


Figure 4.5 : Schéma des trois configurations pour l'évaluation du couplage sur la partie ville.

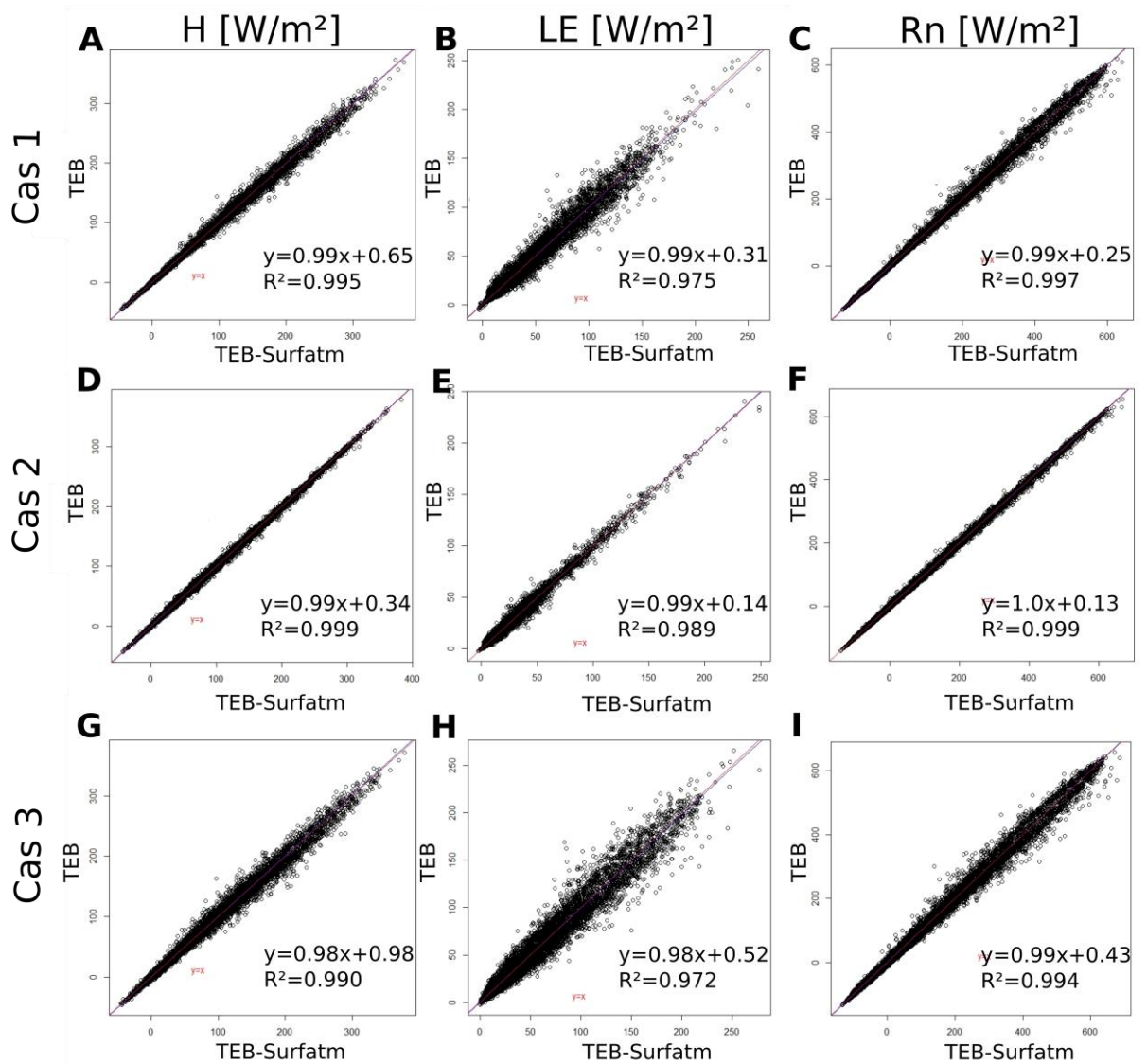


Figure 4.6 : Comparaison des flux modélisés par TEB et TEB-Surfatm du Cas 1 (a-c), du Cas 2 (d-f) et du Cas 3 (g-i) pour le flux de chaleur sensible H (première colonne), le flux de chaleur latente LE (deuxième colonne) et pour le rayonnement net Rn (troisième colonne).

L'implémentation informatique de TEB-Surfatm est donc validée sur les flux de chaleur et d'eau. TEB ayant une modélisation très sommaire de la végétation (voir [Annexe A](#)), son couplage avec le modèle Surfatm permet d'avoir une meilleure représentation du canyon urbain végétalisé. La suite du chapitre a pour but d'évaluer et de valider le modèle couplé TEB-Surfatm en comparant les flux modélisés à des flux mesurés.

4.4 Evaluation et validation du modèle TEB-Surfatm

Afin d'évaluer et de valider le modèle couplé TEB-Surfatm, ses sorties ont été comparées à des mesures réalisées dans le cadre du projet COOLTREES ((Bournez, 2018). Les différences entre le modèle et les mesures ont été ensuite analysées pour comprendre et expliquer les écarts observés.

4.4.1 Description du site d'étude

L'expérimentation a été réalisée au Jardin du Palais Universitaire de Strasbourg, France (48°35'04.4 "N 7°45'48.2 "E, 138 m d'altitude) du 1er janvier 2016 au 31 décembre 2016. Le site est un lieu végétalisé entouré de quelques bâtiments. Sa longueur et sa largeur sont respectivement de 220 m et 90 m et il est orienté à 112°. Les variables météorologiques et les flux d'énergie sont mesurés par un mât de 17 m de hauteur, c'est-à-dire, proche de la hauteur moyenne des bâtiments, grâce à plusieurs capteurs dédiés. Les mesures ont été effectuées toutes les 15 minutes. Une sonde rotronique (HC2S3 - Campbell) a mesuré la température de l'air et l'humidité relative. Un pyranomètre CMP11 et un pyrgéomètre CGR4 (Kipp & Zonen), placés sur le toit d'un bâtiment universitaire proche du parc et dirigés vers le bas, ont mesuré respectivement les rayonnements solaires et infrarouges ascendants. Un anémomètre sonique (CSAT3 - Campbell) et un analyseur de gaz (LI-7500A - LI-COR) ont mesuré respectivement les trois composantes de la vitesse du vent et la quantité de vapeur d'eau dans l'air. LE et H ont été estimés par eddy-covariance en suivant la procédure proposée par Campbell. Ce lieu est un jardin public avec principalement de l'herbe, des tilleuls argentés (*Tilia tomentosa* Moench), et quelques parcelles de sol nu ([Figure 4.7](#)).

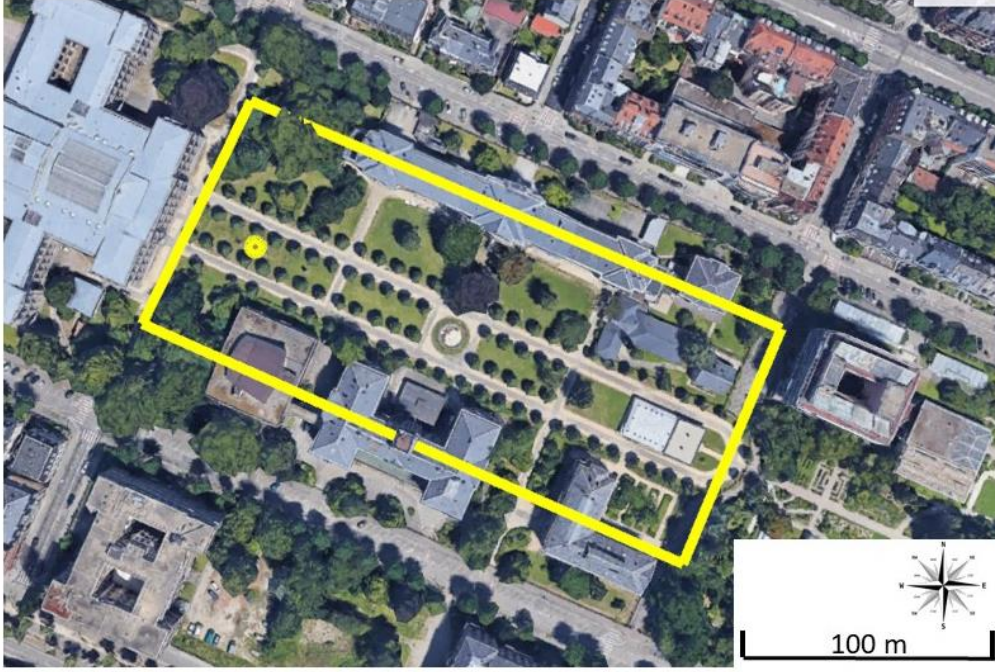


Figure 4.7 : Vue aérienne du site expérimental. L'emplacement du mât de mesure est indiqué par le point jaune. La zone correspondant au rectangle jaune est considérée comme un canyon urbain.

4.4.2 Méthode de filtrage des mesures

Les données ont été filtrées afin d'éliminer les valeurs aberrantes par la méthode de l'écart absolu autour de la médiane (Leys et al., 2013). Cette méthode utilise l'écart absolu médian (MAD) suivant l'équation 4.9 (Huber, 2004).

$$MAD = 1.4826 * M_i(|x_j - M_j(x_j)|) \quad (4.9)$$

où M_j est la médiane de la valeur à l'étape t et des six observations autour. M_i est la médiane de la différence absolue entre x_j et M_j . La valeur à l'étape t est considérée comme une valeur aberrante et est supprimée de l'ensemble de données si elle est en dehors de l'intervalle couvrant la médiane plus/moins trois MAD (eq. 4.10).

$$M_j - 3MAD < x_i < M_j + 3MAD \quad (4.10)$$

4.4.3 Analyse de Footprint, la zone couverte par la mesure

La zone prise en compte par les mesures de flux micro-météorologiques, que l'on appelle "empreinte" (« footprint » en anglais), change avec le temps et dépend de multiples facteurs tels que la direction et la vitesse du vent, la rugosité de la surface et la stabilité thermique (Burba and Anderson, 2010). Afin de s'assurer que les zones prises en compte par les mesures et le modèle TEB-Surfatm sont similaires, l'analyse de l'empreinte de mesure est réalisée à l'aide du modèle Neftel (Neftel et al., 2008). Son objectif est de déterminer la zone contribuant à au moins 80% des flux mesurés. Le filtre MAD sur ce sous-ensemble a été appliqué et appelé Footprint_MAD.

4.5 Configuration de TEB-Surfatm

4.5.1 Paramètres du canyon

Le site expérimental est considéré comme un canyon d'une largeur moyenne de 63,2 m entouré de bâtiments d'une hauteur moyenne de 18 m et d'une largeur moyenne de 17,4 m. Les fractions d'occupation horizontale sont indiquées dans le [Tableau 4.3](#). La hauteur moyenne des arbres est de 9 m et celle de la pelouse est de 0,1 m. La surface végétalisée est composée de 44% d'arbres, 34% de prairie et 22% de sol nu. La route comprend toutes les surfaces imperméables à l'intérieur du canyon.

Tableau 4.3: Fraction d'occupation de surfaces horizontales.

Surface horizontale	Pourcentage de surface
Toits	28.5%
Zone végétalisée (comprenant le sol nu)	62.7%
Route	8.8%

4.5.2 Configuration des surfaces imperméables

Les paramètres des surfaces imperméables englobent les propriétés radiatives et thermiques des routes, des toits et des murs. La plupart des paramètres tels que les albédos, les capacités thermiques volumiques et les épaisseurs ont été choisis comme proposé par Roupioz et al. (2018). Ils sont basés sur des observations de terrain, des mesures sur ce site et des documents

sur les bâtiments construits dans cette zone à la même période. Les valeurs de l'émissivité des matériaux proviennent de l'étude de Landes et al. (2014) qui a utilisé ces valeurs pour un travail de modélisation sur ce site. Les valeurs de tous les paramètres sont indiquées dans le [Tableau 4.4](#).

Tableau 4.4: Paramètres d'entrée de TEB-Surfatm pour les surfaces imperméables.

	Unité	Couche externe	Couche interne
Propriétés des toits		Tuiles	Matériau isolant
Albédo	[-]	0.15 ¹	-
Emissivité	[-]	0.98 ²	-
Capacité thermique volumique	[J/m ³ /K]	1634000 ¹	38400 ¹
Conductivité thermique	[W/m/K]	0.8 ¹	0.15 ¹
Epaisseur	[m]	0.1 ¹	0.15 ¹
Propriétés des murs		Grès rouge	Briques rouges
Albédo	[-]	0.2 ¹	-
Emissivité	[-]	0.93 ²	-
Capacité thermique volumique	[J/m ³ /K]	1325000 ¹	1614480 ¹
Conductivité thermique	[W/m/K]	0.4 ¹	1 ¹
Epaisseur	[m]	0.7 ¹	0.78 ¹
Propriétés de la route		Asphalte	Sous-structure
Albédo	[-]	0.105 ¹	-
Emissivité	[-]	0.9 ²	-
Capacité thermique volumique	[J/m ³ /K]	1842000 ¹	2100000 ¹
Conductivité thermique	[W/m/K]	1.16 ¹	1. ¹
Epaisseur	[m]	0.06 ¹	1.04 ¹

¹ Roupioz et al (2018)

² Bournez (2018)

4.5.3 Paramètres des surfaces végétalisées

Les surfaces végétalisées dans l'approche de modélisation se composent de la couche de sol et de la couche de végétation. Cette dernière, en utilisant une approche *big leaf*, doit être représentative à la fois des arbres et de l'herbe sur le site expérimental. Les paramètres concernant l'ensemble de la surface végétalisée et de la couche de végétation ont été déterminés par la moyenne pondérée des paramètres individuels du sol et/ou des arbres et de l'herbe (Masson, 2000; Lemonsu et al., 2012), c'est-à-dire :

$$P_{veg_surface} = \alpha_{grass}P_{grass} + \alpha_{tree}P_{tree} + \alpha_{soil}P_{soil} \quad (4.11)$$

Ou

$$P_{veg} = \alpha_{grass_2}P_{grass} + \alpha_{tree_2}P_{tree} \quad (4.12)$$

où α_{grass} , α_{tree} , α_{soil} sont les fractions d'herbe, d'arbres et de sol nu des surfaces végétalisées (0,34, 0,44 et 0,22, respectivement) et α_{grass_2} et α_{tree_2} sont les fractions d'herbe et d'arbres de la végétation (0,44 et 0,56, respectivement). P_{grass} , P_{tree} , P_{soil} sont les paramètres de l'herbe, des arbres et du sol, respectivement. Les paramètres utilisés dans le modèle concernant l'ensemble de la surface végétalisée ont donc été déterminés à partir de l'équation 4.11 tandis que ceux concernant la couche de végétation ont été déterminés à partir de l'équation 4.12. Les paramètres individuels pour le sol, les arbres et l'herbe ainsi que le résultat final pour l'entrée du modèle sont indiqués dans le [Tableau 4.5](#).

Tableau 4.5: Paramètres finaux retenus pour l'entrée du modèle, pour les arbres, l'herbe et le sol.

	Arbres	Pelouse	Sol	Modèle
Surface végétalisée				
Albédo [-]	0.18 ²	0.25 ³	0.17 ³	0.20
Emissivité [-]	0.98 ⁴	0.98 ⁴	0.9 ⁴	0.96
Végétation				
Hauteur [m]	9 ¹	0.1 ¹		5.1
Longueur des feuilles [m]	0.15 ¹	0.1 ¹		0.13
Hauteur de déplacement [m]	6.75 ¹	0.075 ¹		3.8
Longueur de rugosité [m]	0.9 ¹	0.01 ¹		0.508
g_{par} (alphanight) [-]	0.006 ⁵	0.009 ⁵		0.007
g_{max} [mMol H ₂ O .m ⁻² .s ⁻¹]	135 ⁶	409.1 ⁶		254.5
g_{min} [-]	0.01 ⁶	0.01 ⁶		0.01
T_{min} [°C]	2.5 ⁶	12 ⁶		6.6
T_{max} [°C]	47.5 ⁶	40 ⁶		44.2
T_{opt} [°C]	23 ⁷	26 ⁷		24.3
VPD_{max} [kPa]	2.5 ⁶	1.3 ⁶		1.41
VPD_{min} [kPa]	3.9 ⁶	3 ⁶		3.51
Sol				
Densité du sol [kg/m ³]			1575 ⁸	1575
Conductivité thermique pour sol humide			1.8 ⁹	1.8
Conductivité thermique pour sol sec [W/m/K]			0.3 ⁹	0.3
Sol $\Theta_{\text{Saturation}}$ [kg/kg]			0.32 ¹⁰	0.32
Sol Θ_{residual} [kg/kg]			0.098 ¹⁰	0.098
Paramètre Van Genuchten n [-]			2.23 ¹⁰	2.23
Paramètre Van Genuchten α [m ⁻¹]			2.75 ¹⁰	2.75
Tortuosité du sol [-]			2 ¹¹	2
Porosité du sol [-]			0.505 ¹⁰	0.505

¹ Valeurs expérimentales

²Vatani et al. (2018)

³Mcevoy et al. (2012)

⁴Engineering ToolBox (2003)

⁵Simpson et al. (2012)

⁶Gy Toth et al. (2015)

⁷Sellin and Kupper (2007)

⁸Zeri et al. (2018)

⁹Monteith and Unsworth (2013)

¹⁰Schaap and van Genuchten (2006)

¹¹Choudhury and Monteith (1988)

4.6 Evaluation du modèle

4.6.1 Données météorologiques et flux mesurés

La tendance annuelle du rayonnement global (R_g), en 2016, suit un schéma typique avec des valeurs minimales pendant l'hiver (valeurs quotidiennes moyennes autour de 10 W/m^2), augmente pendant le printemps pour atteindre un maximum en été, puis diminue pendant l'automne et l'hiver. La valeur quotidienne moyenne de R_g présente de fortes variations d'un jour à l'autre, notamment en été (d'environ 100 W/m^2 à 350 W/m^2) en raison de l'interaction entre les périodes nuageuses et ensoleillées ([Figure 4.8.A](#)). À l'échelle quotidienne, R_g augmente à partir du lever du soleil pour atteindre son maximum (environ 410 W/m^2 en moyenne) à midi, puis diminue au cours de l'après-midi pour atteindre sa valeur nocturne, c'est-à-dire 0 W/m^2 ([Figure 4.8.B](#)). La moyenne annuelle ($\pm$ écart-type) de R_g est de $130 \pm 90 \text{ W/m}^2$, et les 1er et 3ème quartiles sont respectivement de 40 W/m^2 et 200 W/m^2 . La température de l'air (T_a) et l'humidité relative (HR) sont anti-corrélées. À l'échelle journalière, T_a augmente dès le début de la matinée pour atteindre son maximum (environ 18°C en moyenne) en début d'après-midi, puis diminue jusqu'à sa valeur nocturne (environ 12°C en moyenne). HR suit la tendance inverse en diminuant le matin pour atteindre environ 60 % en moyenne en début d'après-midi avant d'augmenter jusqu'à sa valeur nocturne maximale (environ 90 % en moyenne) ([Figure 4.8.D](#)). À l'échelle annuelle, T_a suit la même tendance que R_g avec une température quotidienne minimale d'environ -4°C en hiver et maximale d'environ 28°C en été. HR suit la tendance annuelle inverse et diminue d'environ 100 % en hiver à environ 44 % en été avant d'augmenter en automne ([Figure 4.8.D](#)). Comme pour R_g , HR et T_a montrent de grandes variations journalières, c'est-à-dire des jours plus secs et plus chauds pendant les périodes ensoleillées et des jours plus humides et plus froids pendant les périodes nuageuses. Les moyennes annuelles de T_a et HR sont de $12 \pm 7^\circ\text{C}$ (1er et 3e quartiles égaux à 6°C et 19°C) et de $75 \pm 13\%$ (1er et 3e quartiles égaux à 65% et 85%), respectivement. Sur l'ensemble de l'année, les précipitations représentent 730 mm. Ces événements sont produits régulièrement,

avec 168 jours de pluie, avec en moyenne 9 ± 11 mm/jour. Globalement, l'année est sèche en hiver et humide en été, la période la plus pluvieuse s'étendant d'avril à juin. En effet, certains jours particulièrement pluvieux ont lieu durant cette période, avec des précipitations quotidiennes représentant jusqu'à 30 mm. La période de juin à septembre est sèche avec seulement quelques jours de pluie épars ([Figure 4.8.G](#)). La vitesse moyenne quotidienne du vent varie entre 0 m/s et 7 m/s et la direction est principalement orientée vers le nord-est ($15-45^\circ$) et le sud ($165-195^\circ$). Les vitesses de vent les plus élevées sont enregistrées dans les directions ouest-sud-ouest et est-nord-est ([Figure 4.8.H](#)). Dans l'ensemble, les conditions météorologiques sont représentatives du climat continental.

Les moyennes journalières et les valeurs moyennes par demi-heure du rayonnement net mesuré (R_n) et des flux de chaleur sensible (H) et latente (LE) sont représentées dans les [Figures 4.8.E](#) et [4.8.F](#), respectivement. Le filtre MAD (voir [section 4.4.2](#)) a été appliqué aux données H et LE . À l'échelle quotidienne, R_n , H et LE suivent la même dynamique : ils restent stables pendant la nuit, augmentent pendant la matinée pour atteindre leur maximum à midi, et diminuent jusqu'à leurs valeurs nocturnes pendant l'après-midi. Les valeurs maximales à la demi-heure sont en moyenne de 300 W/m^2 , 140 W/m^2 et 80 W/m^2 pour R_n , LE et H , respectivement. Pendant la nuit, R_n et H sont tous deux légèrement négatifs tandis que LE reste positif ([Figure 4.8.F](#)). À l'échelle annuelle, R_n suit la même dynamique saisonnière et journalière que R_g . La moyenne journalière de R_n varie entre environ -25 W/m^2 et $+25 \text{ W/m}^2$ en hiver et entre 75 et 190 W/m^2 en été. La moyenne journalière H ne présente pas d'évolution saisonnière et varie de -40 W/m^2 à 80 W/m^2 , tandis que la moyenne journalière LE augmente de 0 W/m^2 pendant l'hiver à $50-150 \text{ W/m}^2$ pendant l'été, puis diminue pendant l'automne en lien avec le développement phénologique et l'activité physiologique de la végétation présente sur le site ([Figure 4.8.E](#)).

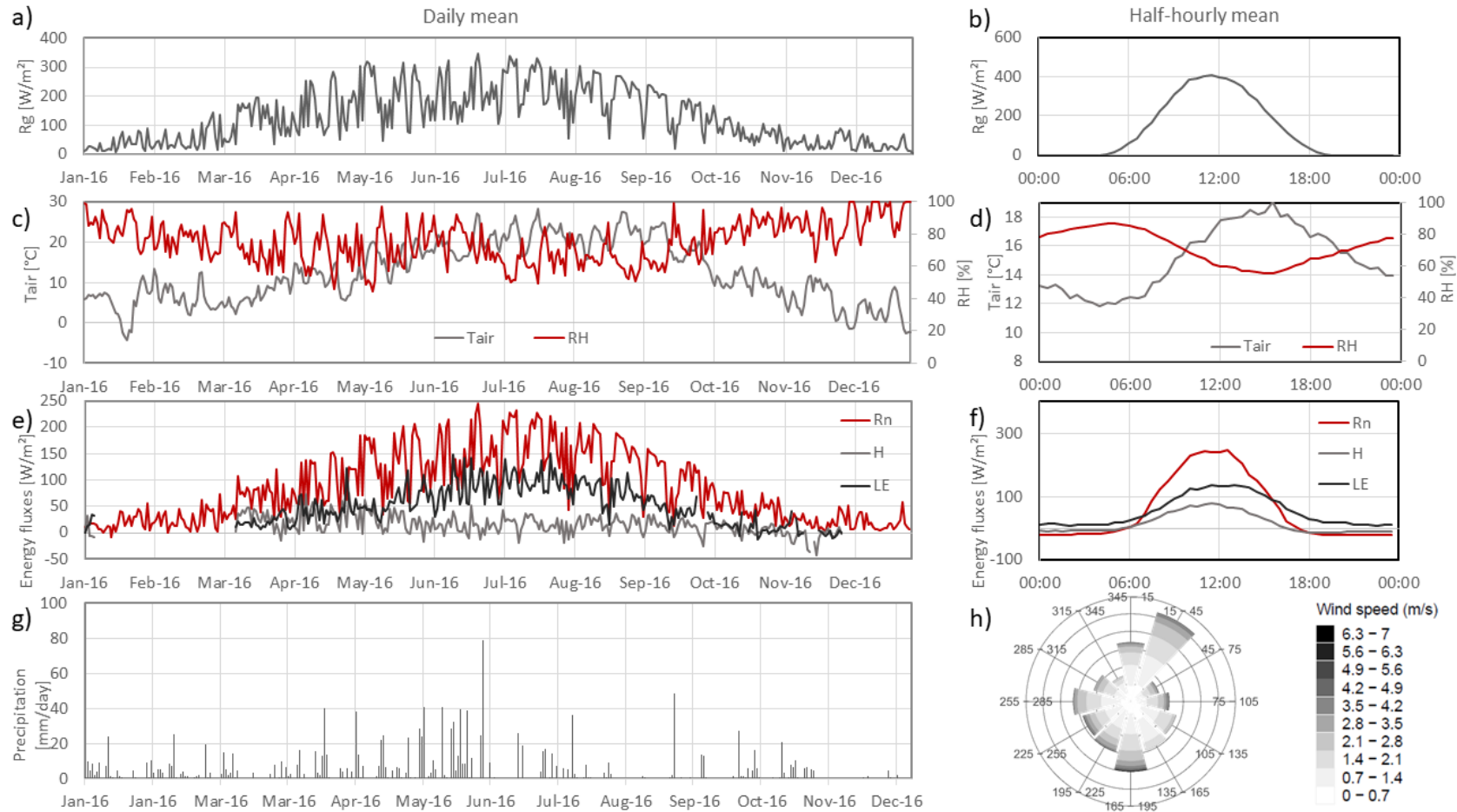


Figure 4.8 : Moyennes quotidiennes (à gauche) et demi-horaires (à droite) de (a-b) le rayonnement globale (R_g), (c-d) l'humidité relative (HR) (ligne rouge) et la température de l'air (T_{air}) (ligne grise), et (e-f) le rayonnement nette (R_n) (ligne rouge), le flux de chaleur sensible (H) (ligne grise) et le flux de chaleur latente (LE) (ligne noire). (g) précipitations cumulées quotidiennes et (h) rose des vents de la vitesse moyenne du vent sur une demi-heure.

4.6.2 Comparaison des flux d'énergie modélisés et mesurés

Afin de valider le modèle TEB-Surfatm, les flux d'énergie modélisés sont comparés aux mesures in-situ qui sont filtrées avec la méthode MAD (voir [section 4.4.2](#)), c'est-à-dire en éliminant les valeurs aberrantes.

Les mesures de flux convectifs sont effectuées avec la méthode de covariance de fluctuations (Eddy-covariance) (voir [section 4.4.3](#)), une méthode micrométéorologique fournissant des estimations de flux intégrées sur une certaine zone. Cette zone, appelée "empreinte", change en fonction des paramètres de surface (par exemple, la rugosité ou la hauteur de mesure) et des variables micrométéorologiques (par exemple, la direction et la vitesse du vent ou la stabilité atmosphérique). TEB-Surfatm fournit des flux d'énergie à trois échelles différentes : la zone végétalisée (y compris le sol nu noté ci-après "Garden"), la zone route + jardin (ci-après "Canyon"), et la ville entière incluant les surfaces des routes, jardins, murs et toits (ci-après "Town"). Dans une première approche, les sorties du modèle à ces trois échelles différentes sont comparées aux mesures afin de déterminer quelle échelle est la plus pertinente pour la comparaison des flux modélisés et mesurés. Quatre indicateurs statistiques sont utilisés pour évaluer ces comparaisons : l'équation de la ligne de régression, l'erreur quadratique moyenne (RMSE), le biais et le pourcentage absolu moyen d'erreur (MAPE). Les résultats sont présentés en [Figure 4.9](#) et dans le [Tableau 4.6](#).

Les R_n modélisés et mesurés présentent une assez bonne concordance quelle que soit l'échelle des sorties du modèle considérée, c'est-à-dire l'échelle du jardin ([Figure 4.9.A](#)), du canyon ([Figure 4.9.B](#)) ou de la ville ([Figure 4.9.C](#)). Cependant, les sorties à l'échelle du canyon présentent la meilleure concordance avec les mesures, tant pour la droite de régression, que pour la RMSE. Malgré la meilleure concordance avec les mesures en considérant les indicateurs statistiques de biais et de MAPE pour l'échelle de la ville (Town), cette dernière a également révélé la pire concordance en considérant la droite de régression et la RMSE. Le R_n modélisé à l'échelle du jardin (Garden) a présenté le plus mauvais accord avec les mesures en considérant les indicateurs Biais et MAPE ([Tableau 4.6](#)).

Pour les flux thermiques convectifs totaux (c'est-à-dire $H+LE$), bien que les flux estimés par le modèle TEB-Surfatm aient présenté d'assez bonnes concordances avec les mesures quelle que soit l'échelle considérée ([Figure 4.9.D-F](#)), la meilleure régression est trouvée pour les flux modélisés à l'échelle de la ville qui présentaient également la meilleure RMSE mais les pires biais et MAPE. Au contraire, les flux de chaleur convectifs totaux modélisés à l'échelle Garden

présentent le plus mauvais accord en termes de ligne de régression et de RMSE. Ceux qui sont modélisés à l'échelle du canyon présentent la meilleure concordance pour le biais et la MAPE ([Tableau 4.6](#)). Si l'on considère uniquement les flux de chaleur latente, il est clair que LE modélisé à l'échelle Town correspond le mieux aux mesures puisque les meilleures valeurs pour les quatre indicateurs statistiques sont trouvées à cette échelle, et les quatre pires à l'échelle Garden ([Tableau 4.6](#)). Pour le flux de chaleur sensible, les résultats sont moins clairs : l'échelle de la ville a obtenu la meilleure régression mais les pires valeurs pour les trois autres indicateurs statistiques, l'échelle du jardin a présenté la pire régression mais le meilleur biais, et l'échelle du canyon a révélé les meilleures valeurs pour RMSE et MAPE ([Tableau 4.6](#)).

En considérant l'ensemble des résultats et des indicateurs statistiques, les flux modélisés à l'échelle Canyon fournissent 6 meilleures valeurs pour les indicateurs statistiques, 10 valeurs intermédiaires et aucune mauvaise valeur, alors qu'il y a 1 meilleure valeur, 6 valeurs intermédiaires et 9 mauvaises valeurs à l'échelle Garden, et 9 meilleures valeurs, aucune valeur intermédiaire et 7 mauvaises valeurs à l'échelle Town ([Tableau 4.6](#)). Ces résultats suggèrent que l'échelle du canyon est globalement la meilleure échelle de modélisation pour la comparaison avec les mesures. En outre, les flux sont mesurés à proximité de la hauteur moyenne des bâtiments. Dans ce cas, il est raisonnable de supposer que les flux proviennent principalement des surfaces des routes et des jardins, c'est-à-dire à l'échelle du canyon. Par conséquent, les flux sont étudiés à l'échelle du canyon dans les parties suivantes.

La répartition des flux thermiques convectifs totaux en H et LE a montré une sous-estimation et une surestimation des mesures, respectivement. Plusieurs facteurs peuvent expliquer ce résultat, comme l'impact de l'empreinte des mesures ou certains processus manquants ou mal représentés dans le modèle TEB-Surfatm. Ces questions sont explorées ci-dessous.

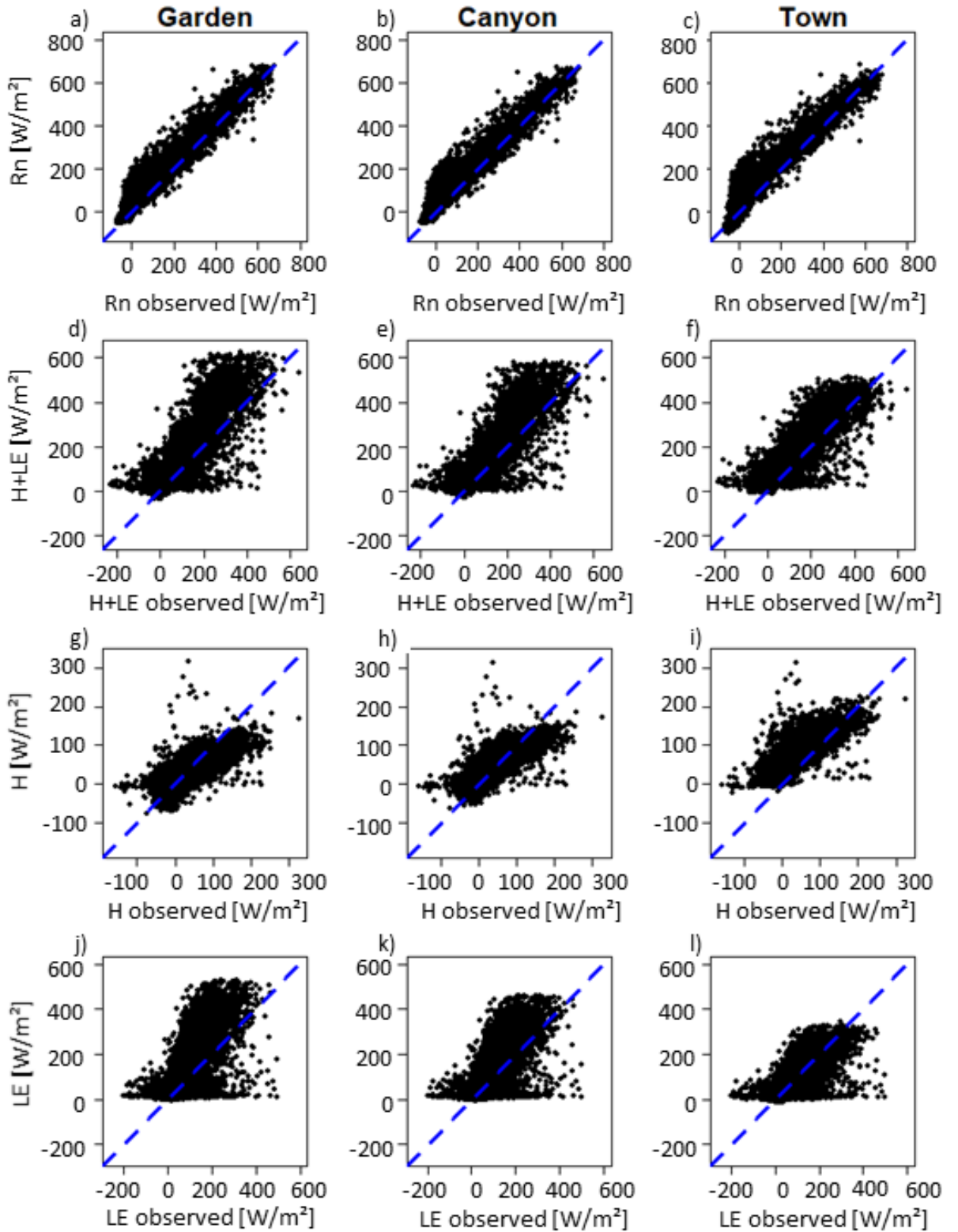


Figure 4.9 : Comparaison des flux mesurés et modélisés (a-c) du rayonnement net (R_n), (d-f) des flux de chaleur convectifs totaux ($H+LE$), (g-i) des flux de chaleur sensible (H), et (j-l) des flux de chaleur latente (LE) modélisés à l'échelle du jardin (première colonne), du canyon (deuxième colonne) et de la ville (troisième colonne).

Tableau 4.6 : Equation de la régression linéaire, Erreur quadratique moyenne (RMSE), Biais, et Pourcentage d'erreur absolue moyen (MAPE) des flux prédits à l'échelle du jardin, du canyon et de la ville et des flux mesurés. Pour chaque flux énergétique, les meilleures et les pires valeurs des indicateurs statistiques selon l'échelle de sortie sont indiquées en gras et soulignées, respectivement.

		Equation Régression	RMSE [W/m ²]	Biais [W/m ²]	MAPE [%]
Rn	Garden	1.017+21.1	39.9	<u>-22.3</u>	<u>4.99</u>
	Canyon	1.007x+17.8	37.4	-18.3	4.48
	Town	<u>1.075x+6.34</u>	<u>42.8</u>	-11.6	3.83
H+LE	Garden	<u>1.33x+6.28</u>	<u>73.7</u>	-27.6	7.83
	Canyon	1.22x+9.10	66.7	-23.7	7.28
	Town	1.044x+28.11	62.5	<u>-31.0</u>	<u>12.51</u>
H	Garden	<u>0.705x+3.29</u>	29.8	0.91	6.22
	Canyon	0.749x+8.001	28.2	-4.43	5.87
	Town	0.956x+31.34	<u>42.3</u>	<u>-30.7</u>	<u>12.68</u>
LE	Garden	<u>1.58x-1.084</u>	<u>76.8</u>	<u>-28.5</u>	<u>8.28</u>
	Canyon	1.34x+1.87	64.9	-19.3	7.36
	Town	0.890x+5.93	50.1	-0.29	6.45

4.6.3 Analyse des résidus

Comme indiqué précédemment, seuls les flux modélisés à l'échelle du canyon sont considérés. L'objectif de cette partie est d'étudier les différences entre les flux modélisés et mesurés. Par conséquent, les résidus, en tant que différence entre les valeurs mesurées et modélisées (c'est-à-dire, positifs lorsque les valeurs observées sont plus grandes que les valeurs prédites, et inversement), sont estimés. Les données sont filtrées avec la méthode MAD (voir [section 4.4.2](#) ; notée ci-après "MAD"), et également en incluant le filtre basé sur l'empreinte de mesure (noté ci-après "Footprint_MAD"). Ce dernier consiste à ne conserver que les données pour lesquelles

au moins 80% du flux mesuré provient d'une distance maximale de 200 m (i.e., la longueur du jardin) du mât.

Les résidus sont d'abord analysés en fonction des déciles des flux d'énergie mesurés. Les [Figures 4.10.A et 4.10.B](#) montrent les boxplots des résidus en fonction des déciles des mesures pour H et LE, respectivement. Typiquement, le 1er décile correspond à une magnitude de flux faible (c'est-à-dire pendant la nuit et/ou l'hiver) et le 10ème décile correspond à une magnitude de flux maximale (c'est-à-dire à midi et/ou en été). Les deux résultats avec les filtres MAD et Footprint_MAD sont représentés. Les résultats des comparaisons par paires sont également indiqués : une lettre partagée entre deux ou plusieurs boxplots n'indique aucune différence significative, et deux boxplots qui ne partagent pas une lettre commune sont significativement différents.

Les flux de H modélisés et mesurés présentent une assez bonne concordance la plupart du temps, les boxplots de résidus étant centrés et proches de zéro du 3ème au 8ème déciles de H mesurés ([Figure 4.10.A](#)). Cependant, la prise en compte de l'empreinte pour cette gamme de mesures n'améliore pas la précision du modèle puisque, dans l'ensemble, aucune différence significative n'est observée entre les résidus avec le filtre MAD et avec le filtre Footprint_MAD pour les 3e à 7e déciles de H mesuré. Cependant, le modèle surestime (c'est-à-dire que les valeurs des résidus sont négatives) les flux de H pour les faibles valeurs de H (c'est-à-dire les 1er et 2e déciles) ([Figure 4.10.A](#)). Dans ce cas, l'application du filtre Footprint_MAD améliore clairement et significativement la concordance modèle/mesures. Pour les valeurs les plus élevées de H mesurées (c'est-à-dire le 10ème et, dans une moindre mesure, le 9ème déciles), le modèle sous-estime (c'est-à-dire les valeurs des résidus sont positives) les flux ([Figure 4.10.A](#)). L'application du filtre Footprint_MAD induit même une concordance un peu plus faible avec les mesures (résidus médian, 1er et 3ème quartiles égaux à 46 W/m², 22 W/m² et 69 W/m², respectivement) qu'avec le filtre MAD (résidus médian, 1er et 3ème quartiles égaux à 35 W/m², 12 W/m² et 56 W/m², respectivement) ([Figure 4.10.A](#)). Ceci suggère que l'empreinte des mesures n'est pas la seule raison de la surestimation du modèle. Elle sera étudiée dans les sections suivantes.

Pour les valeurs LE les plus faibles (c'est-à-dire le 1er décile des mesures), le modèle a fortement surestimé (valeurs négatives des résidus) les mesures. Lorsque les flux de LE sont assez faibles (c'est-à-dire les 2e et 3e déciles des mesures), le modèle est en accord avec les mesures : les résidus sont proches de zéro quel que soit le filtre (MAD ou Footprint_MAD) considéré. Du 4ème au 10ème déciles des mesures, le modèle a globalement surestimé les flux

LE mesurés et sa précision diminue lorsque LE mesuré augmente (c'est-à-dire que l'écart interquartile (IQR) des boxplots de résidus augmente) ([Figure 4.10.B](#)). En outre, bien que l'application du filtre Footprint_MAD améliore clairement la comparaison modèle/mesures pour les valeurs les plus élevées de LE (c'est-à-dire les 9ème et 10ème déciles de mesures), elle conduit à une plus mauvaise concordance pour les valeurs intermédiaires de LE (c'est-à-dire les 4ème, 5ème et 6ème déciles de mesures) (c'est-à-dire les 4e, 5e et 6e déciles de mesures) ([Figure 4.10.B](#)).

Ainsi, la capacité du modèle TEB-Surfatm à estimer les flux de H et de LE varie en fonction de l'ampleur du flux. Le modèle reproduit bien les flux H, sauf pour les flux H très élevés, et sous-estime les flux LE globaux. Les divergences proviennent en partie de l'empreinte des mesures : la zone contribuant au flux mesuré peut être plus grande que la zone considérée par le modèle TEB-Surfatm. Cependant, l'empreinte de mesure n'explique pas toutes les différences entre les flux mesurés et modélisés. D'autres problèmes, tels que des processus biophysiques mal pris en compte, ne peuvent pas être écartés. Des corrélations entre les résidus et les variables météorologiques mesurées (rayonnement global, humidité de l'air, direction et vitesse du vent, températures du sol et teneur en eau du sol) ont été testées (données non présentées) mais aucune corrélation significative n'a été établie. Dans ce qui suit, les variabilités temporelles (c'est-à-dire quotidiennes et saisonnières) et spatiales des résidus sont explorées pour expliquer les différences entre les flux modélisés et mesurés.

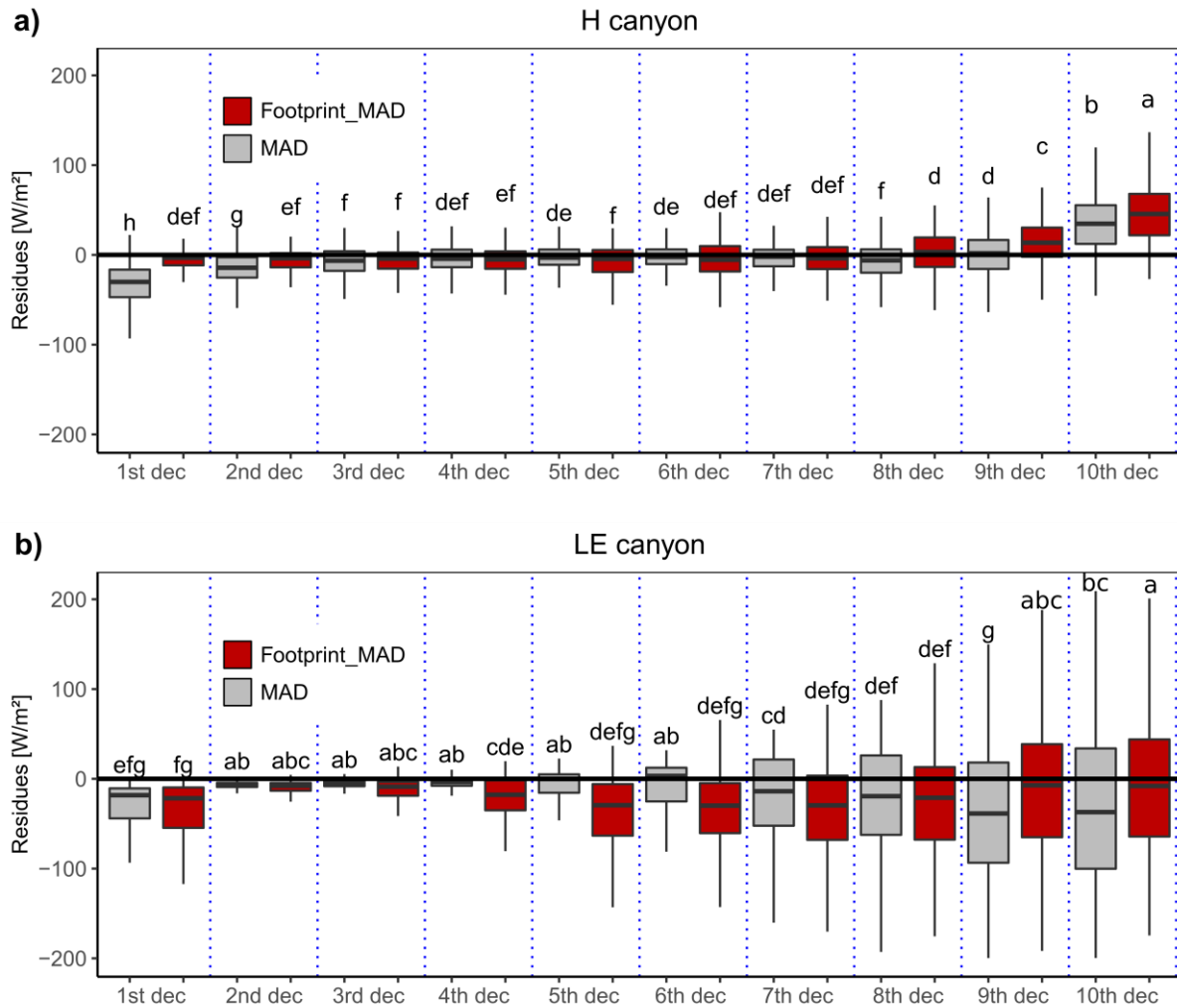


Figure 4.10 : Boxplots des résidus filtrés avec les méthodes MAD (gris) et Footprint_MAD (rouge) pour chaque décile des mesures pour (a) les flux H et (b) LE. Sont également indiqués les résultats du test statistique HSD de Tukey de comparaison par paire (voir le texte pour les détails et les explications de l'interprétation).

4.6.4 Analyse spatio-temporelle des résidus

Les boxplots des résidus moyens sur deux heures pour les flux H et LE avec les filtres MAD et Footprint_MAD sont présentés pour les saisons de printemps ([Figures 4.11.A et 4.11.B](#)), d'été ([Figures 4.11.C et 4.11.D](#)) et d'automne ([Figures 4.11.E et 4.11.F](#)).

Pour les flux de H, l'écart interquartiles (IQR) des résidus présente une variation journalière claire. Il est faible pendant la nuit, augmente pendant la matinée, atteint son maximum à midi, et diminue pendant l'après-midi jusqu'au IQR minimum. Cette tendance se produit quelle que soit la saison considérée ([Figures 4.11.A, 4.11.C et 4.11.E](#)). Par conséquent, l'erreur absolue entre les flux de H mesurés et modélisés varie tout au long de la journée, mais il faut garder à

l'esprit que l'amplitude du flux varie également avec un maximum vers midi (voir [section 4.6.1](#) et [Figure 4.8.F](#)). Par conséquent, en termes d'erreur relative, la performance du modèle TEB-Surfatm est globalement constante à l'échelle quotidienne. Le plus souvent, une concordance légèrement meilleure (médiane plus proche de zéro, IQR plus petit) est observée avec le filtre Footprint_MAD. Cependant, même s'il est assez faible, il faut noter que le modèle TEB-Surfatm sous-estime légèrement (i.e. résidus positifs) les flux H au printemps ([Figure 4.11.A](#)) et surestime légèrement (i.e. résidus négatifs) les flux H en été ([Figure 4.11.C](#)) et en automne ([Figure 4.11.E](#)).

Comme pour les flux H, l'écart interquartile des résidus montre une variation journalière similaire et claire pour les flux LE quelle que soit la saison considérée ([Figures 4.11.B, 4.11.D et 4.11.F](#)), c'est-à-dire, que l'erreur absolue du modèle augmente avec l'ampleur du flux LE. Contrairement aux flux H, le modèle surestime systématiquement les mesures de flux LE à l'échelle de temps de deux heures. Néanmoins, la prise en compte de l'empreinte des mesures améliore la capacité du modèle à reproduire les mesures. Avec le filtre Footprint_MAD, les boxplots des résidus sont systématiquement plus proches de zéro, mais aucune dépendance à la saison n'apparaît bien qu'il ne modifie pas globalement l'IQR des boxplots de résidus.

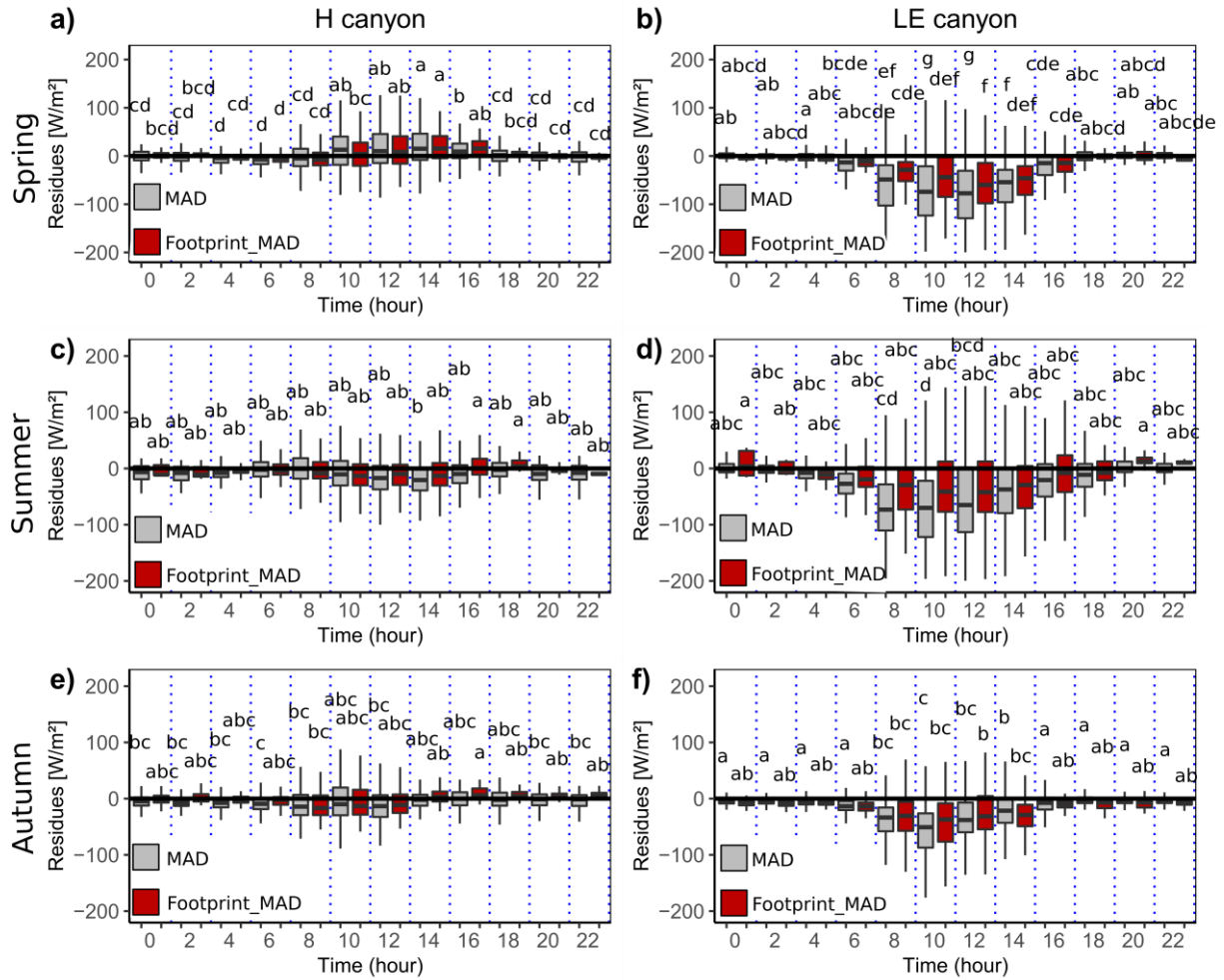


Figure 4.11 : Boxplots des résidus moyens sur 2 heures filtrés avec les méthodes MAD (gris) et Footprint_MAD (rouge) pour les flux H et LE pendant (a-b) le printemps, (c-d) l'été, et (d-e) l'automne, respectivement. Sont également indiqués les résultats du test statistique HSD de Tukey pour la comparaison par paire (voir le texte pour les détails et les explications de l'interprétation).

L'empreinte dépend notamment de la direction du vent, par conséquent, si la "zone de mesure" n'est pas centrée sur le mât elle peut largement différer de la "zone de modélisation". Afin de vérifier si la différence modèle-mesure est liée à la différence de zone prise en compte par le modèle et la mesure, une analyse spatiale est réalisée. Pour chaque pas de temps, la direction du vent et la distance au mât où au moins 80% des flux sont mesurés sont regardées ([Figure 4.12](#)).

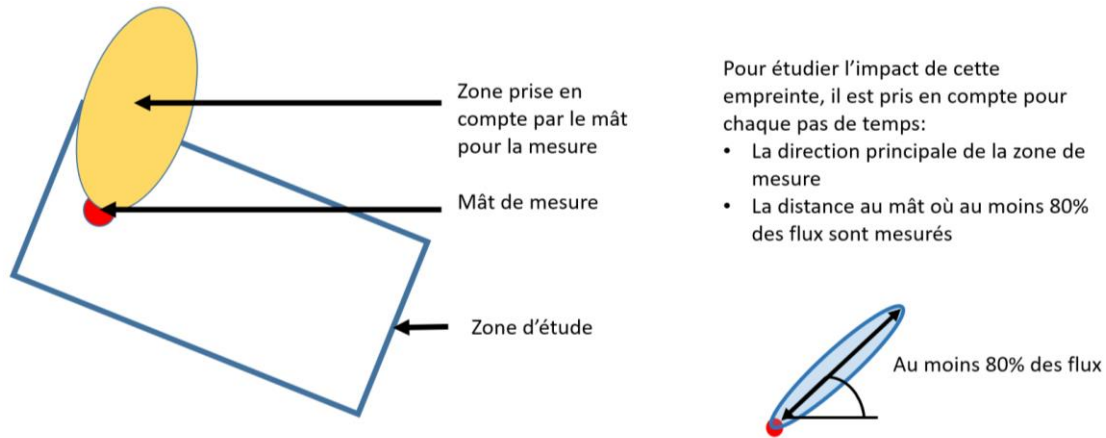


Figure 4.12: Schéma de récupération des variables de direction du vent et de distance au mât où au moins 80% des flux sont mesurés afin d'étudier l'impact de l'empreinte de mesure.

Afin d'étudier, le lien entre ces deux variables et la valeur des résidus, une méthode d'interpolation bivariée et d'ajustement de surface lisse est utilisée pour présenter les valeurs de résidus à des points distribués dans un plan x-y déterminé par la distance au mât et la direction du mât (Akima, 1978, 1996). En prenant le cas du flux H, les résidus sont placés spatialement sur la zone d'étude en fonction de coordonnées polaires définies par la direction du vent (l'angle θ) et de la distance où au moins 80% des flux sont mesurés (z) par rapport au mât (Figure 4.13).

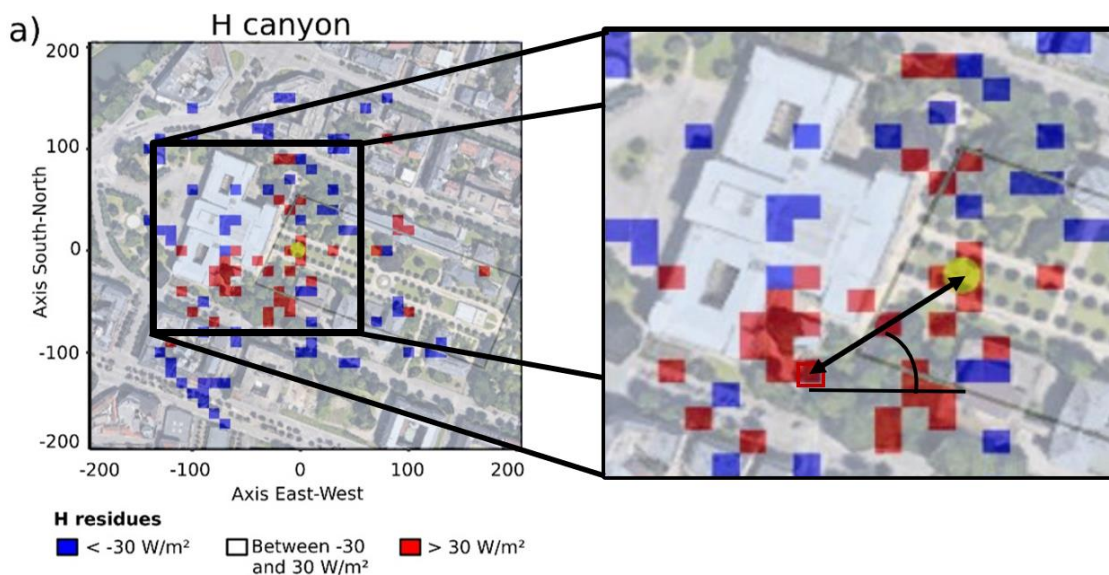


Figure 4.13: Méthode d'interpolation bivariée et d'ajustement de surface lisse. Les résidus sont placés spatialement sur la zone d'étude (présentée en transparence) en fonction de coordonnées

polaires définies par la direction du vent (l'angle θ) et de la distance où au moins 80% des flux sont mesurés (z) par rapport au mât (en jaune au centre de la figure). Si le pixel est rouge, il y a une sous-estimation du modèle ; s'il est bleu, il y a une surestimation du modèle sinon il est considéré que le flux modélisé concorde avec le flux mesuré.

Les résultats pour les résidus H et LE sont présentés dans la [Figure 4.14](#). Chaque pixel délimite la distance au vent du mât d'où provient 80% du flux mesuré. Pour chaque pixel, les résidus estimés sont triés en trois catégories pour H ([Figure 4.14.A](#)) et LE ([Figure 4.14.B](#)). Si le pixel est rouge, il y a une sous-estimation du modèle ; s'il est bleu, il y a une surestimation du modèle sinon il est considéré que le flux modélisé concorde avec le flux mesuré.

Cette représentation permet d'interpréter les différences entre le modèle et les mesures en fonction de la distance et de la direction du mât caractéristiques de l'empreinte des mesures.

Les flux H sont sous-estimés (i.e. résidus supérieurs à 30 W/m^2) par le modèle lorsque l'empreinte est très proche du mât, étendue à 50 m au sud du mât, et à 80-90 m à l'ouest-sud-ouest du mât. La surestimation du modèle (c'est-à-dire des résidus inférieurs à -30 W/m^2) se produit principalement lorsque l'empreinte s'étend jusqu'à 100 m dans les directions sud, ouest et nord. Cependant, lorsque l'empreinte des mesures se trouve dans le canyon considéré par le modèle TEB-Surfatm, aucune sur- ou sous-estimation n'est observée (c'est-à-dire des résidus entre -30 W/m^2 et 30 W/m^2) ([Figure 4.14.A](#)).

Les flux LE modélisés sont sous-estimés (c'est-à-dire des résidus supérieurs à 50 W/m^2) principalement lorsque l'empreinte de mesure provient des directions sud-sud-ouest à nord-ouest, et surestimés (c'est-à-dire des résidus inférieurs à -50 W/m^2) lorsqu'elle provient des directions nord-est à est du mât. Comme pour les flux H, les flux LE modélisés présentent une bonne concordance avec les mesures (c'est-à-dire des résidus entre -50 W/m^2 et 50 W/m^2) lorsque l'empreinte des mesures se trouve dans le canyon considéré, à l'exception de la zone proche du mât dans la direction est ([Figure 4.14.B](#)).

Ainsi, la variabilité de la précision du modèle dépend de l'empreinte des mesures en lien avec l'hétérogénéité des caractéristiques du site. Lorsque l'empreinte des mesures correspond aux caractéristiques de la zone considérée par le modèle TEB-Surfatm, les flux H et LE modélisés sont en accord avec les mesures. Cela prouve la capacité du modèle couplé à estimer les flux d'énergie en zone urbaine, en tenant compte des surfaces imperméables et végétalisées.

La sous-estimation et la surestimation dans la zone ouest du mât pour les flux H et LE, respectivement, pourraient être attribuées à une fraction de surface imperméable plus importante que ce qui a été considérée dans le modèle. En effet, cette zone est principalement constituée d'une zone bâtie (Figure 4.7). Par conséquent, l'évapotranspiration est très faible et la plupart de l'énergie reçue par la surface y est dissipée par le flux H par rapport à une zone végétalisée (Gunawardena et al., 2017; Chrysoulakis et al., 2018). La surestimation des flux LE par le modèle lorsque l'empreinte provient des directions nord-nord-est pourrait également être attribuée à une différence entre les caractéristiques du site et celles du modèle. En effet, la quantité d'arbres dans ces zones est plus importante que celle considérée dans la zone modélisée (Figure 4.7). Étant donné que la conductance stomatique maximale (g_{max}) est trois fois plus importante pour l'herbe que pour l'arbre (Tableau 4.5), la plus grande quantité d'herbe dans le modèle peut conduire à une surestimation des flux de LE dans ces zones. Ce problème a également été observé dans des études précédentes (e.g. Wang et al., 2012; Zou et al., 2021). Par exemple, Litvak et al. (2014) ont signalé que l'évapotranspiration d'une parcelle d'herbe était de 50 % à 100 % plus importante que celle d'une parcelle mixte d'herbe et d'arbres en été.

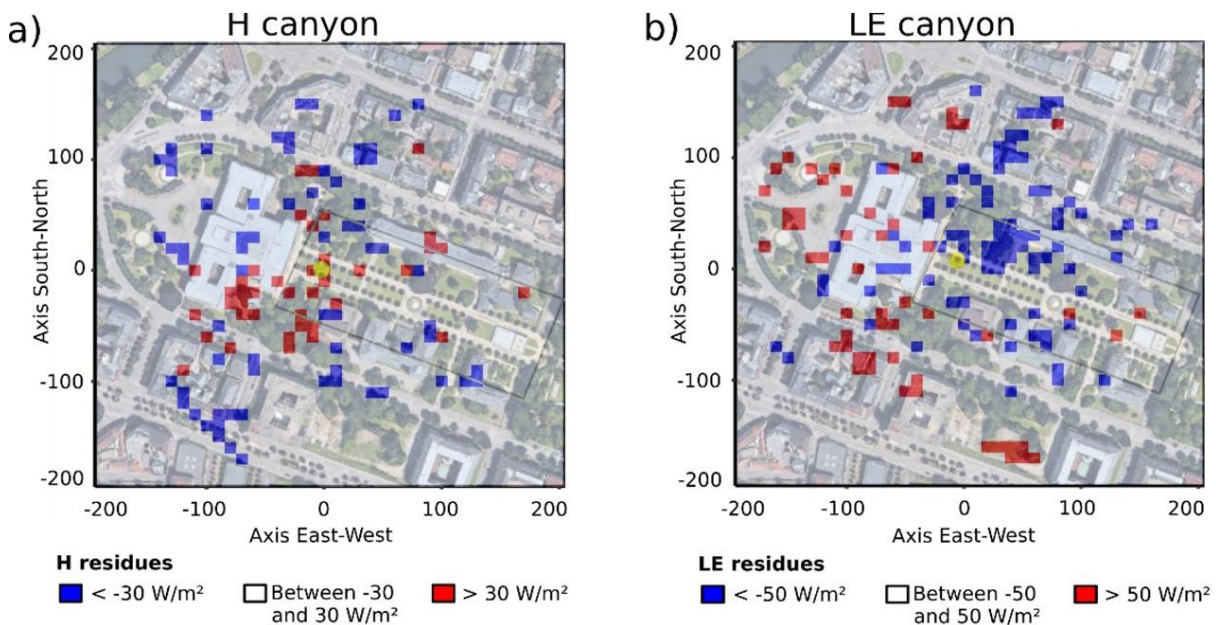


Figure 4.14 : Distribution spatiale des résidus pour (a) les flux H et (b) les flux LE. La zone considérée par le modèle est indiquée par le rectangle gris et le mât de mesure par le point jaune.

4.7 Conclusions

Les modèles TEB et Surfalm ont été couplés afin d'estimer les flux d'énergie dans les zones urbaines en tenant compte des espaces végétalisés urbains. Le modèle couplé TEB-Surfalm a été évalué par rapport à des mesures effectuées à Strasbourg, France, dans un parc urbain composé d'herbe et d'arbres. Le modèle est capable de reproduire les flux d'énergie, mais ses performances varient. La variabilité de la précision du modèle dépend de l'empreinte des mesures en lien avec l'hétérogénéité des caractéristiques du site : si l'empreinte des mesures correspond aux caractéristiques de la zone considérée par le modèle TEB-Surfalm, les flux H et LE modélisés sont en accord avec les mesures. Dans les autres cas, une certaine surestimation ou sous-estimation apparaît, en lien avec différentes fractions de surfaces imperméables ou d'espaces végétalisés. Par conséquent, une grande attention doit être accordée aux comparaisons modèle/mesure, en particulier dans les sites urbains hétérogènes, en considérant la concordance entre la zone du modèle et l'empreinte de la mesure. Le non-respect de cette question pourrait conduire à des conclusions erronées concernant la validation du modèle.

L'atténuation de l'effet d'îlot de chaleur urbain (ICU), notamment dans le contexte du réchauffement climatique, revêt une importance particulière pour le confort et la santé des citoyens. Dans ce but, les parties prenantes ont besoin d'informations sur le potentiel des espaces verts pour améliorer la durabilité des villes. Par conséquent, le modèle TEB-Surfalm peut être utilisé pour quantifier l'impact de la végétalisation urbaine sur l'effet d'îlot de chaleur urbain.

Plusieurs applications du modèle couplé ont été testées et sont présentées en Annexes [D](#) et [E](#). Tout d'abord, des tests de sensibilité ont été réalisés avec les paramètres nécessaires pour le modèle Surfalm pour la végétation et le sol. Les paramètres les plus sensibles sont le pourcentage de végétation dans le canyon, l'albédo, l'émissivité, le coefficient d'atténuation du rayonnement arrivant au sol par les feuilles (attenuation ray), le coefficient d'efficacité de la surface foliaire (LAI efficiency), certains paramètres comme la température minimale, optimale pour l'ouverture stomatique et enfin la profondeur où la température de référence du sol est prise en compte avec un écart visible absolu de 10% pour au moins un flux et au moins une échelle ([Annexe D](#)). Dans une stratégie d'atténuation de l'îlot de chaleur urbain (c'est-à-dire en cherchant à soit diminuer R_n ou H soit à augmenter LE), cette analyse montre que les meilleures options sont : Augmenter la surface de végétation et avoir une végétation qui réfléchit les rayonnements, dense, peu sensible aux températures faibles et avec une température optimale d'ouverture des stomates adéquate à la zone.

[L'Annexe F](#) montre quelques exemples d'application du modèle ainsi la capacité de rafraîchissement de la végétation en comparant trois cas de rue avec trois types de végétation différentes et un cas de rue entièrement bitumée.

Enfin, le modèle Surf atm est initialement développé pour modéliser les échanges de polluants entre l'atmosphère et la végétation. La qualité de l'air en zone urbaine étant particulièrement importante pour la santé des citoyens (Shang et al., 2013; Andrea Rodriguez-Villamizar et al., 2018; Eisenman et al., 2019), il est nécessaire de trouver des solutions pour favoriser l'élimination des polluants atmosphériques. Le modèle TEB-Surf atm serait en mesure de quantifier l'impact de la végétation urbaine sur les dépôts de polluants, et donc sur la qualité de l'air. Ce travail, c'est-à-dire l'inclusion du dépôt de polluants, plus particulièrement l'ozone, dans le modèle TEB-Surf atm, est l'objet du chapitre suivant.

.

Partie C :

**Modèle de flux
d'Ozone sur la ville
et la végétation**

Chapitre 5 : Description du couplage

Ce chapitre présente l'inclusion des flux d'ozone dans TEB-Surfatm. D'abord, l'inclusion du dépôt sur la végétation déjà réalisé dans Surfatm puis l'inclusion du dépôt sur les surfaces artificialisées (route, bâti) qui représente l'originalité de cette partie. Ce dernier point sera réalisé en s'appuyant sur les résistances de surface issues de la littérature.

5.1 Stratégie globale

A l'instar de la modélisation des transferts de chaleur et d'eau détaillée dans le [Chapitre 4](#), la modélisation des transferts d'ozone est basée sur un schéma résistif, dont le principe consiste à déterminer les flux entre les différentes surfaces et l'atmosphère en fonction de la différence de concentrations d'ozone. Il est considéré que la concentration d'équilibre en ozone au niveau d'une surface est nulle. De par ses capacités oxydantes, l'ozone est détruit rapidement sur les surfaces. Contrairement aux flux de chaleur et d'eau, le flux d'ozone ne se fait donc que dans un sens, de l'atmosphère vers la surface et est appelé dépôt. Du fait de la faible solubilité de l'ozone dans l'eau, l'ozone est majoritairement éliminé par dépôt sec sur les surfaces continentales et par photolyse par réaction avec la vapeur d'eau pour former des radicaux OH (Falk and Haslerud, 2019; Stella, 2011). Le flux de dépôt sec de l'ozone de l'atmosphère vers une surface est gouverné par la concentration dans l'air et par la turbulence dans la couche limite (Erisman et al., 1994). Les dépôts secs sont le plus souvent décrits dans la littérature par l'analogie résistive (Erisman et al., 1994; Fowler et al., 2009; Pio et al., 2000; Pleijel et al., 1995) et le flux d'ozone est exprimé comme une relation linéaire de la concentration atmosphérique (eq. 5.1) :

$$F = -V_d(z) \chi(z) \quad (5.1)$$

où F est le flux ($\mu\text{g.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$), $\chi(z)$ la concentration d'ozone à hauteur z ($\mu\text{g.m}^{-3}$) et $V_d(z)$ la vitesse de dépôt à la hauteur z (m.s^{-1}) qui est égale à l'inverse de la résistance équivalente ; synthétisant l'ensemble des résistances prises en compte pour le calcul du flux entre l'ensemble des surfaces et la hauteur z . Dans le cas de notre étude, l'ozone au-dessus d'une rue se dépose sur deux types de surfaces : les surfaces imperméabilisées et les surfaces végétalisées. L'ensemble du schéma résistif est représenté en [Figure 5.1](#).

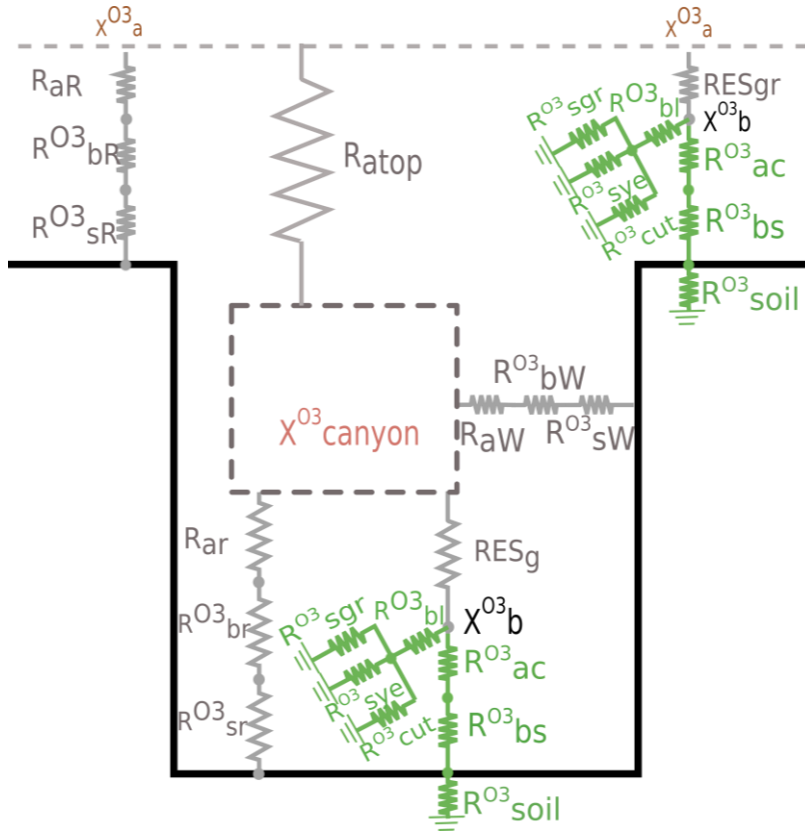


Figure 5.1: Schéma résistif des transferts d'ozone au sein d'un canyon urbain avec de la végétation. Les résistances **vertes** représentent les résistances calculées par Surf atm et participant au calcul des flux et de la vitesse de dépôt d'ozone sur la végétation. Les résistances **grises** sont les résistances calculées dans TEB. X^{O3}_{canyon} est la concentration d'ozone dans le canyon et X_a^{O3} est la concentration d'ozone à la hauteur du forçage.

En reprenant le schéma de la structure du couplage TEB-Surf atm décrit en [section 4.2](#), l'intégration du dépôt d'ozone au niveau de toutes les surfaces du modèle se fait dans TEB après calcul et agrégation des flux de chaleur et de masse (en rouge sur la [Figure 5.2](#)). En effet, contrairement aux flux de chaleur et d'eau, les flux d'ozone se calculent après la convergence de stabilité et sont simulés en dernière étape de la simulation. Comme pour les flux de chaleur et d'eau, les flux d'ozone sont agrégés à l'échelle du canyon et de la ville après les calculs des flux sur chacune des surfaces.

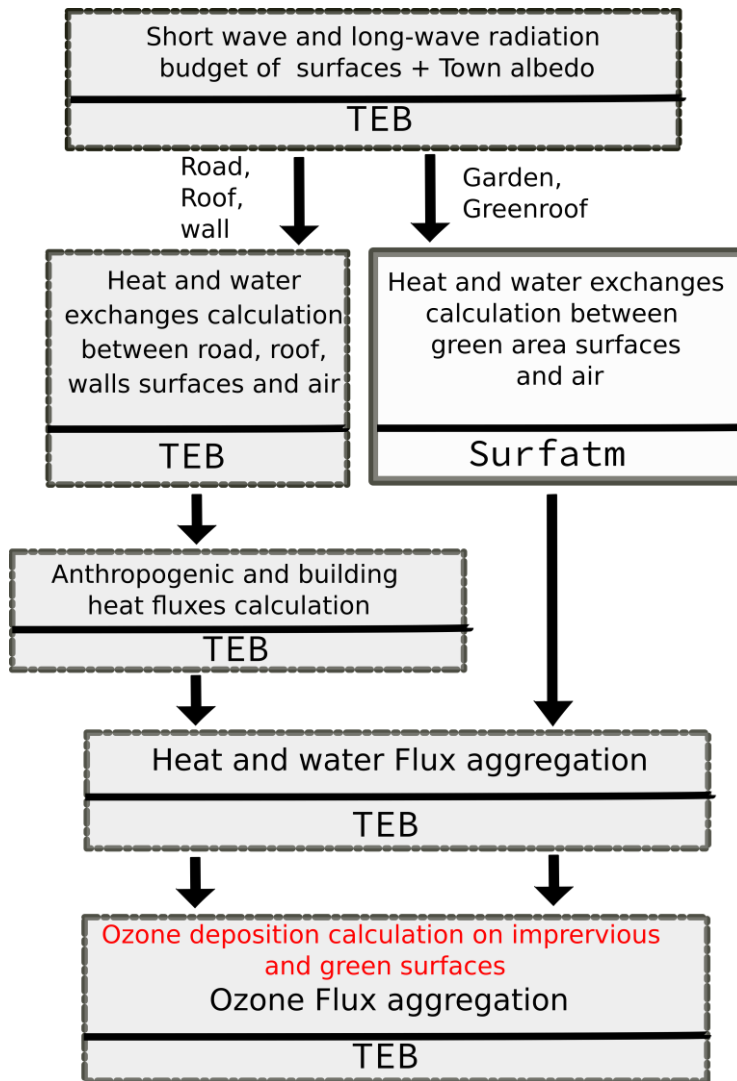


Figure 5.2: Diagramme d'inclusion des transferts d'ozone dans le modèle couplé TEB-Surfatm.

5.2 Modélisation des flux d'ozone

5.2.1 Flux entre la végétation et l'atmosphère

La modélisation au niveau de la végétation s'inspire du modèle réalisé et détaillé dans Stella et al., (2011). Cette partie est représentée sur la [Figure 5.3](#) et en [Tableau 5.1](#) en vert. Le dépôt d'ozone sur la végétation se décompose en deux parties. La première est constituée du dépôt sur les cuticules des feuilles (caractérisé par la résistance cuticulaire $R_{cut}^{O_3}$) et la deuxième du dépôt de l'ozone au travers des stomates de la plante, caractérisé par les résistances des feuilles vertes (capable de faire de la photosynthèse $R_{sgr}^{O_3}$) et des feuilles jaunes (incapable de faire de la photosynthèse mais où il y a de la transpiration $R_{sye}^{O_3}$). La première dépend de l'humidité de surface des feuilles et de l'air à la hauteur de référence ainsi que de la surface foliaire de la

végétation (LAI). Les deux dernières sont définies en fonction de l'espèce de la plante mais aussi en fonction de variables environnementales comme l'humidité et la température au niveau des feuilles, du rayonnement activant la photosynthèse (PAR) et d'un ensemble de paramètres caractérisant le potentiel stress hydrique de la plante comme le déficit de pression de vapeur feuille-l'air (VPD) et du potentiel d'eau dans le sol (SWP). Le détail des expressions des résistances est présent en Annexes [B](#) et [C](#). Pour plus d'informations se référer à l'article Stella et al., (2011).

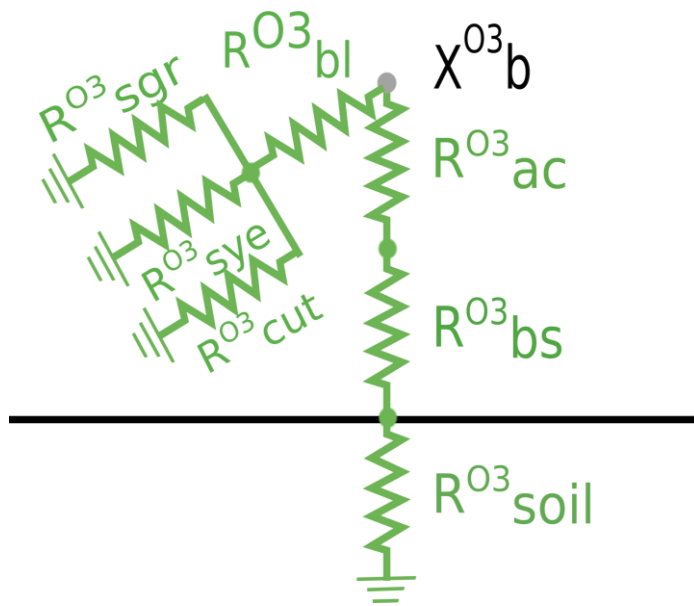


Figure 5.3: Schéma résistif des transferts d'ozone au niveau de la végétation. La description des résistances R_{soil}^{O3} , R_{bs}^{O3} , R_{ac}^{O3} , R_{bl}^{O3} , R_{sgr}^{O3} , R_{sy}^{O3} et R_{cut}^{O3} est présentée en [Tableau 5.1](#). χ^O3_b représente la concentration d'ozone au niveau de la canopée.

Tableau 5.1: Description des résistances calculée dans le schéma résistif des transferts d’ozone

Résistance	Description
$R_{soil}^{O_3}$	Résistance au niveau de la surface du sol
$R_{bs}^{O_3}$	Résistance de la couche quasi-laminaire du sol
$R_{ac}^{O_3}$	Résistance aérodynamique de canopée
$R_{bl}^{O_3}$	Résistance de couche quasi-laminaire des feuilles
$R_{sgr}^{O_3}$	Résistance stomatique des feuilles vertes
$R_{syé}^{O_3}$	Résistance stomatique des feuilles jaunes
$R_{cut}^{O_3}$	Résistance cuticulaire

Le modèle simule aussi le dépôt d’ozone sur le sol. $R_{bs}^{O_3}$ représente la résistance de la couche quasi-laminaire du sol. $R_{soil}^{O_3}$ caractérise la résistance du sol, $R_{ac}^{O_3}$ la résistance aérodynamique dans la canopée. $R_{soil}^{O_3}$ dépend de l’humidité relative à la surface du sol ainsi que du paramètre $R_{soil\ min}^{O_3}$, la résistance du sol sans eau absorbé à la surface du sol (voir [Annexe C](#)).

A l’instar des résistances d’un circuit électrique, avec des résistances en série et en parallèle, le calcul de la vitesse de dépôt se calcule comme l’inverse de la résistance équivalente sur la végétation. Le calcul de cette résistance équivalente se fait selon les éléments suivants :

Le calcul de la résistance globale des feuilles ($R_{leaf}^{O_3}$) est donné par :

$$\frac{1}{R_{leaf}^{O_3}} = \frac{1}{R_{cut}^{O_3}} + \frac{1}{R_{sgr}^{O_3}} + \frac{1}{R_{syé}^{O_3}} \quad (5.2)$$

où $R_{cut}^{O_3}$ est la résistance cuticulaire, $R_{sgr}^{O_3}$ est la résistance stomatique des feuilles vertes et $R_{syé}^{O_3}$ est la résistance stomatique des feuilles jaunes.

La résistance du dépôt au niveau du sol ($R_{ground}^{O_3}$) est exprimée comme :

$$R_{ground}^{O_3} = R_{ac}^{O_3} + R_{bs}^{O_3} + R_{soil}^{O_3} \quad (5.3)$$

La résistance équivalente de la végétation et du sol (Résistance de la canopée R_{co3}) est calculée à partir des deux dernières équations :

$$\frac{1}{R_{co3}} = \frac{1}{R_{leaf}^{O_3} + R_{bl}^{O_3}} + \frac{1}{R_{ground}^{O_3}} \quad (5.4)$$

où R_{bl}^{O3} est la résistance de couche quasi-laminaire des feuilles (voir [Annexe C](#)).

Pour la suite on parlera de la conductance de la canopée g_{CO_3} (m/s) égale à l'inverse de la résistance R_{CO_3} .

Cette dernière résistance permet de calculer avec la résistance aérodynamique fournie par TEB la vitesse de dépôt sur la végétation (eq. 5.5).

$$V_{d\ garden}^{O3}(z_{ref}) = \frac{1}{R_{CO_3} + RES_g} \quad (5.5)$$

Où RES_g est la résistance aérodynamique au-dessus de la végétation (calculée par TEB).

Le flux d'ozone ($F_{O3\ garden}$) sur la végétation est enfin définie par l'équation 5.6 :

$$F_{O3\ garden} = -V_{d\ garden}^{O3}(z_{ref})\chi_a^{O3}(z_{ref}) \quad (5.6)$$

5.2.2 Flux entre les surfaces urbaines et l'atmosphère

Les transferts d'ozone sur les surfaces sont le plus souvent modélisées dans la littérature par trois résistances en série ([Figure 5.4](#)) (Baldocchi et al., 1987; Wesely, 1989) : R_a la résistance aérodynamique, R_{bl}^{O3} la résistance de la couche quasi-laminaire et R_s^{O3} la résistance de surface. Dans TEB, cela vaut pour les routes, les murs et la partie non végétalisée des toits.

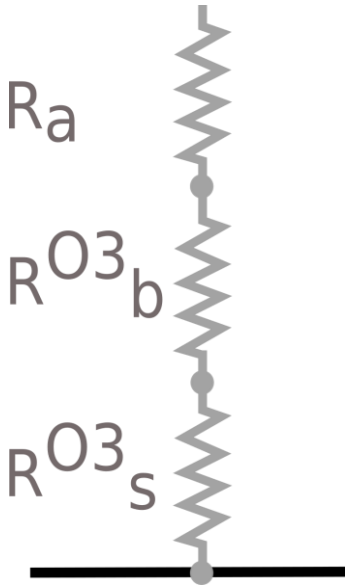


Figure 5.4 : Schéma résistif des transferts d'ozone au niveau d'une surface inerte. R_a , R_{bl}^{O3} et R_s^{O3} , sont les résistances aérodynamiques, de couche quasi laminaire et de surface.

Ra est calculé en prenant en compte le canyon urbain et donc la turbulence dans le canyon avec l'équation de Mascart et al. (1995) de TEB.

Rb est lié aux propriétés moléculaires du gaz ainsi qu'à la turbulence atmosphérique et se calcule avec l'équation définie par Hicks et al., (1987) :

$$R_b^{O3} = \frac{2}{\kappa u^*} \left(\frac{Sc_{O3}}{Pr} \right)^{2/3} \quad (5.7)$$

Où Sc_{O3} est le nombre Schmidt défini comme la viscosité cinématique de l'air divisée par la diffusivité moléculaire de l'ozone dans l'air et Pr est le nombre de Prandtl calculé comme le ratio des diffusivités de la quantité de mouvement et thermique (environ égal à 0.72). κ est la constante de von Karman (=0.4) et u^* est la vitesse de frottement proche de la surface.

Pour les résistances de surfaces R_s^{O3} , plusieurs études montrent que le dépôt d'ozone sur la surface d'un matériau dépend d'un ensemble de facteurs comme la porosité, l'épaisseur et l'âge du matériau et même la température et l'humidité de surface (Grøntoft, 2004, 2002; Grøntoft et al., 2004; Grøntoft and Raychaudhuri, 2004). Par ailleurs, en menant une analyse bibliographique sur les valeurs mesurées dans la littérature sur les trois matériaux inertes présents sur le site de Strasbourg : la brique (murs), les tuiles grises (toits) et l'asphalte (route) (Roupioz et al., 2018) ; on trouve une grande disparité de résultats. En effet, pour la brique les valeurs de résistance de surface sont comprises entre 51 et 2300 s/m, pour la tuile grise de 280 à 290 s/m et pour l'asphalte de 295 à 990 s/m (Corsi et al., 2011; Grøntoft and Raychaudhuri, 2004; Simmons and Colbeck, 1990). Toutefois, il n'existe pas de relation entre la résistance de surface à l'ozone et les paramètres cités précédemment. Notre approche se fonde donc sur la méthode de Simmons and Colbeck, (1990) qui considère que R_s^{O3} est constant et dépend seulement du type de matériaux. L'effet de la variabilité intra-matériau sera testé en [Chapitre 6](#)

Les vitesses de dépôt sur la route $V_{dr}^{O3}(z_{ref})$, sur le toit $V_{dR}^{O3}(z_{ref})$ et sur les murs $V_{dW}^{O3}(z_{ref})$ sont exprimées par les équations. (5.8).

$$\begin{cases} V_{dr}^{O3}(z_{ref}) = \frac{1}{R_{ar} + R_{br}^{O3} + R_{sr}^{O3}} \\ V_{dR}^{O3}(z_{ref}) = \frac{1}{R_{aR} + R_{bR}^{O3} + R_{sR}^{O3}} \\ V_{dW}^{O3}(z_{ref}) = \frac{1}{R_{aW} + R_{bW}^{O3} + R_{sW}^{O3}} \end{cases} \quad (5.8)$$

Le flux d'ozone sur chacune des surfaces est calculé par l'équation 5.1 (produit de leur vitesse de dépôt par la concentration d'ozone au niveau du forçage).

5.2.3 Agrégation des flux

Une fois tous les flux d'ozone calculés, des flux agrégés ($\mu\text{g.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) sont estimés à l'échelle du canyon (calculé à partir des flux sur la végétation et la route) et à l'échelle de la ville (calculé à partir des flux sur la végétation, la route, les murs et les toits). Ce dernier flux est défini comme le flux d'ozone qui arrive de l'atmosphère par unité de surface horizontale. Il se calcule comme la moyenne pondérée des flux de chaque surface par le ratio entre l'aire de cette surface et l'aire horizontal totale (i.e $x_{\text{garden}} + x_{\text{road}} + x_{\text{roof}}$) (eq. 5.9).

$$F_{O3 \text{ town}} = \frac{x_{\text{garden}}F_{O3 \text{ garden}} + x_{\text{road}}F_{O3 \text{ road}} + 2 * x_{\text{wall}}F_{O3 \text{ wall}} + x_{\text{roof}}F_{O3 \text{ roof}}}{x_{\text{garden}} + x_{\text{road}} + x_{\text{roof}}} = \chi_a^{O3}(z_{\text{ref}}) * V_{d \text{ town}}^{O3}(z_{\text{ref}}) \quad (5.9)$$

Où F_{O3i} est le flux d'ozone sur la surface i , x_i la longueur de la surface i , i étant égal à *garden*, *road*, *roof* ou *wall* respectivement la végétation, la route, les toits et un des murs et $V_{d \text{ town}}^{O3}(z_{\text{ref}})$ la vitesse de dépôt au niveau de l'ensemble de la ville.

Contrairement au [Chapitre 4](#), on distingue le flux au niveau du canyon proche du sol (captation par la végétation et la route) : $F_{O3 \text{ lowcanyon}}$ et le flux au niveau du sommet du canyon (incluant aussi la captation par les murs) : $F_{O3 \text{ highcanyon}}$. De la même façon que pour le calcul du flux sur l'ensemble de la ville, ces flux d'ozone, sont définis comme des flux arrivant de l'atmosphère par unité de surface horizontale. Ils sont exprimés comme la moyenne pondérée des flux de chaque surface par le ratio entre l'aire de cette surface et l'aire horizontale totale (i.e $x_{\text{garden}} + x_{\text{road}}$). On a:

$$F_{O3 \text{ lowcanyon}} = \frac{x_{\text{garden}}F_{O3 \text{ garden}} + x_{\text{road}}F_{O3 \text{ road}}}{x_{\text{garden}} + x_{\text{road}}} = \chi_a^{O3}(z_{\text{ref}}) * V_{d \text{ lowcanyon}}^{O3}(z_{\text{ref}}) \quad (5.10)$$

où $V_{d \text{ lowcanyon}}^{O3}$ est la vitesse de dépôt dans le canyon, à un niveau proche du sol, et :

$$\begin{aligned} F_{O3 \text{ highcanyon}} &= \frac{x_{\text{garden}}F_{O3 \text{ garden}} + x_{\text{road}}F_{O3 \text{ road}} + 2 * x_{\text{wall}}F_{O3 \text{ wall}}}{x_{\text{garden}} + x_{\text{road}}} \\ &= \chi_a^{O3} \frac{1}{R_{eq} + R_{atop}} = \chi_a^{O3}(z_{\text{ref}}) * V_{d \text{ highcanyon}}^{O3}(z_{\text{ref}}) \end{aligned} \quad (5.11)$$

où $V_{d\ highcanyon}^{O3}$ est la vitesse de dépôt au-dessus du canyon, R_{atop} est la résistance aérodynamique au sommet du canyon, R_{eq} est la résistance équivalente sur la végétation, la route et les murs (eq. 5.12).

$$R_{eq} = \frac{x_{garden} + x_{road}}{\frac{x_{garden}}{R_{eq.garden}} + \frac{x_{road}}{R_{eq.road}} + \frac{2x_{wall}}{R_{eq.wall}}} \quad (5.12)$$

Où $R_{eq, i}$ est la résistance équivalente entre la surface i et à mi-hauteur du canyon, i peut être égal à *garden*, *road* ou *wall* respectivement la végétation, la route et un des murs.

$$(Si\ le\ toit\ est\ en\ partie\ végétalisé,\ on\ a\ F_{O3roof} = \frac{x_{inert.roof}F_{O3\ inert.roof} + x_{veg.roof}F_{O3\ veg.roof}}{x_{inert.roof} + x_{veg.roof}})$$

La concentration de l'ozone dans le canyon est donnée par l'équation 5.13 :

$$\chi_{canyon}^{O3} = \chi_a^{O3} \frac{R_{eq}}{R_{eq} + R_{atop}} \quad (5.13)$$

5.3 Validation de l'implémentation informatique du couplage

La validation de l'implémentation informatique peut se faire au niveau de la végétation en comparant les sorties du modèle couplé TEB-Surfatm en configuration de canyon végétalisé ouvert (configuration présentée dans le [Tableau 5.2](#)) et du modèle Surfatm avec des variables et des paramètres d'entrée identiques. Le but de prendre cette géométrie de canyon est d'avoir une configuration proche de celle de Surfatm en imposant un faible poids des flux de chaleur et d'eau sur les surfaces artificielles. Afin de limiter l'effet d'ombrage et le phénomène de réfléchissement du rayonnement solaire sur les murs, la hauteur des bâtiments est choisie la plus faible possible. Cette dernière intervient dans le calcul de la vitesse de frottement au niveau de la végétation et doit respecter la condition $\frac{z_{ref} - d}{z_{0\ canopy}} > 1$ où z_{ref} est la hauteur de référence utilisée par Surfatm pour le calcul des flux au niveau de la végétation dans le canyon et égale à la moitié de la hauteur de bâtiment, d est la hauteur de déplacement (égale au trois quart de la hauteur de végétation (h_c)) et $z_{0\ canopy}$ la longueur de rugosité définie comme $0.1 \cdot h_c$ (voir [Annexe B](#)). Pour respecter cette condition, la hauteur de bâtiment ne peut être inférieure à $1.7 \cdot h_c$. Cette analyse reprend la méthode utilisée pour l'évaluation de l'implémentation informatique du couplage TEB-Surfatm sur les flux de chaleur au niveau de la végétation

détaillée en [partie 4.3.1](#). Le schéma de la méthode d'évaluation du couplage sur la végétation est représenté en [Figure 5.5](#).

Tableau 5.2: Configuration du Canyon ouvert dans TEB-Surfatm

Paramètres	Valeurs
Fraction de Bâtiment	10%
Fraction de végétation	80%
Fraction de route	10%
Hauteur de bâtiment	8 m
Longueur horizontale du site modélisé	100 m

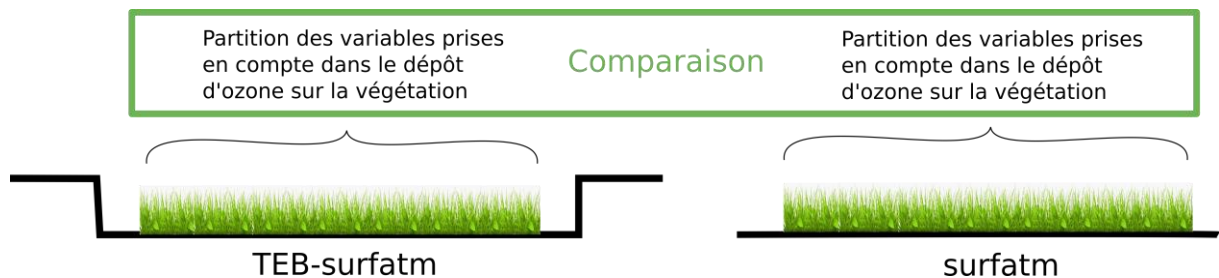


Figure 5.5: Schéma de l'évaluation du couplage sur la végétation.

Bien que, les données d'entrée sont celles au niveau du forçage (en marron sur la [Figure 5.1](#)) pour TEB-Surfatm et Surf atm, TEB-Surfatm recalcule toutes les données météorologiques à mi-hauteur du canyon pour le calcul des flux et des vitesses de dépôt au niveau de la route, des murs et de la végétation. Ce dernier aspect a pour conséquence que la hauteur de calcul des vitesses est différente pour les deux modèles et donc les valeurs des variables comprises dans l'expression de la vitesse de dépôt aussi. En effet, la hauteur de calcul de vitesse de dépôt est à hauteur des mesures (ici 17 m) pour Surf atm et à mi-hauteur des bâtiments (ici 4 m) pour TEB-Surf atm. Comparer les vitesses de dépôt d'ozone sur l'ensemble de la végétation n'a donc pas beaucoup de sens à la même hauteur pour les deux modèles.

Ainsi, parce que les transferts d'ozone ne partent pas de la même hauteur ceux-ci ne sont pas soumis aux mêmes effets de turbulences traduits, entre autres dans le modèle, par l'expression de la résistance aérodynamique. Pour atténuer ce problème, la comparaison se fait donc sur les conductances de canopée g_{CO_3} (eq. 5.4). La comparaison de g_{CO_3} modélisée par TEB-Surf atm en fonction de celle simulée par Surf atm est montrée en [Figure 5.6](#). Les résultats montrent une différence d'environ 20% ce qui n'est pas suffisant pour valider le couplage au premier abord.

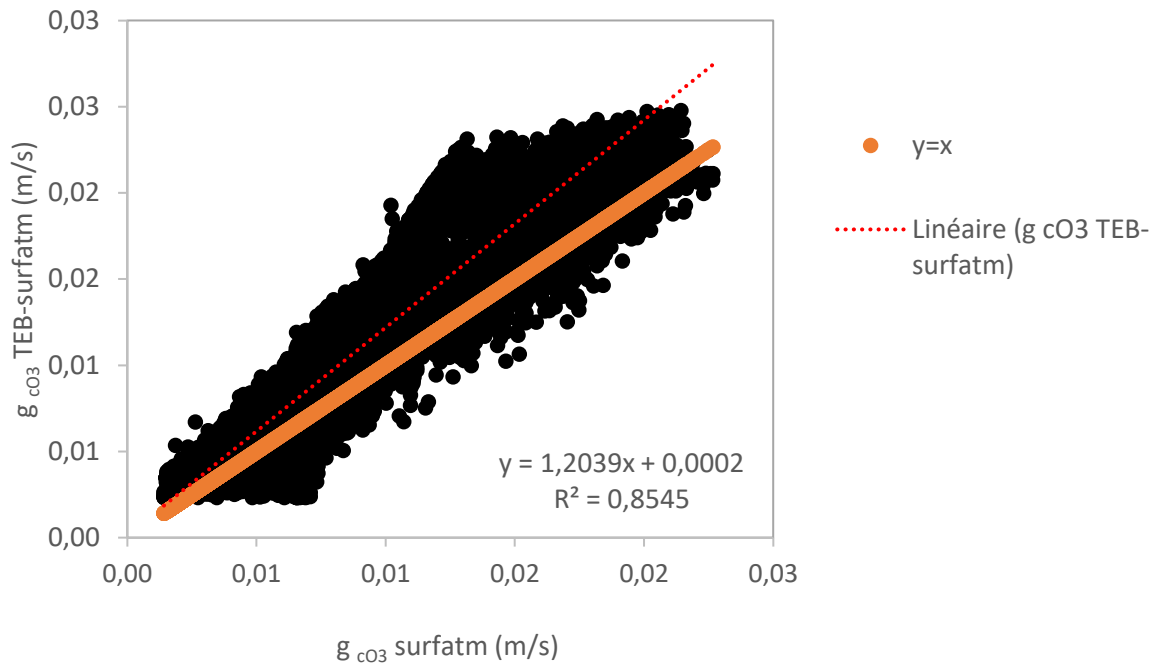


Figure 5.6: Comparaison des conductances de canopée calculées par TEB-Surfatm et Surfalm.

Toutefois les effets de turbulence interviennent aussi dans le calcul des vitesses de frottement définissant les conditions de stabilité de la couche limite nécessaires au calcul des résistances de la couche quasi-laminaire des feuilles et du sol, comprises dans l'expression de g_{cO_3} . En fixant la hauteur de référence de Surfalm à 4 m afin que les deux modèles calculent g_{cO_3} sur la végétation avec les mêmes vitesses de frottement, les différences diminuent et on passe d'une différence de 20% à 8.8% ([Figure 5.7](#)).

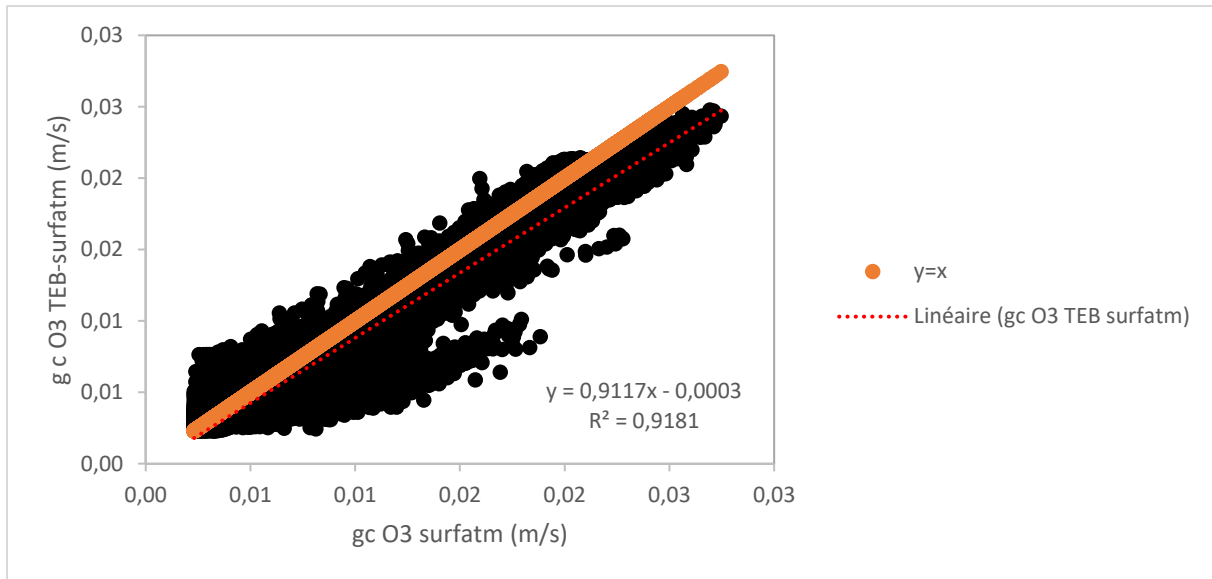


Figure 5.7: Comparaison des conductances de canopée calculées par TEB-Surfatm et Surfalm avec des hauteurs de références identiques (4m) en m/s.

La suite étudie la cause des 8% de différences restants. Sur la végétation, le dépôt sec de l’ozone peut se faire sur plusieurs parties de la plante : le sol, la cuticule, les stomates grâce à l’évapotranspiration pour les feuilles vertes et principalement la transpiration pour les feuilles jaunes. Par ailleurs le modèle calcule les flux d’ozone sur chacune de ces parties et, bien que la vitesse de dépôt soit sensible à la hauteur de calcul, le flux est considéré comme constant avec la hauteur.

Ainsi pour comprendre quelle partie de la végétation induit le reste des différences, les comparaisons sur l’ensemble des flux d’ozone sur les surfaces sont faites avec les mêmes données d’entrée de Surfalm et de Surfalm dans le couplage afin de s’assurer que la différence vient du modèle et non des données d’entrée ([Figure 5.8](#)). Les flux comparés sont calculés sur la cuticule, $F^{O_3}_{cut}$ ([Figure 5.8.A](#)), les stomates des feuilles jeunes, $F^{O_3}_{stom\ inactive}$ ([Figure 5.8.E](#)) et des feuilles vertes, $F^{O_3}_{stom}$ ([Figure 5.8.C](#)) et le sol, $F^{O_3}_{soil}$ ([Figure 5.8.D](#)) et une agrégation des flux est faite sur l’ensemble de la canopée comprenant ces quatre flux, $F^{O_3}_{canopy}$ ([Figure 5.8.B](#)). Les comparaisons montrent que la différence est inférieure à 5% pour chacun des flux sauf pour le flux vers le sol avec une différence de 17%.

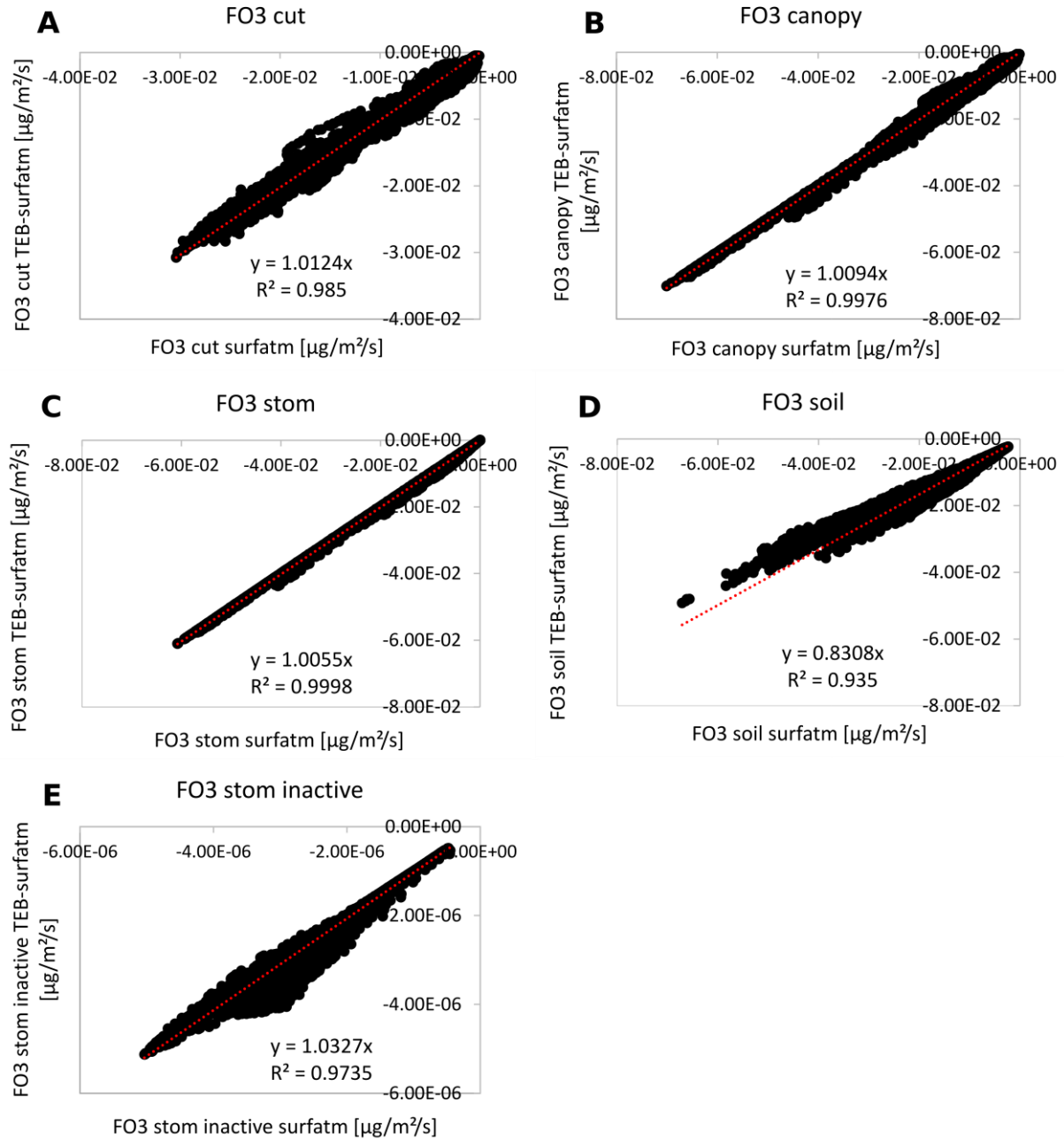


Figure 5.8: Comparaison des flux d'ozone sur chaque partie de la végétation de TEB-Surfatm en fonction de ceux simulé avec Surfatm. Les flux comparés sont modélisés sur la cuticule, F^{O_3} cut (A), les stomates des feuilles jeunes, F^{O_3} stom inactive (E) et vertes, F^{O_3} stom (C) et le sol, F^{O_3} soil (D) et une agrégation des flux est faite sur l'ensemble de la canopée comprenant ces quatre flux, F^{O_3} canopy (B) avec les mêmes données d'entrée de Surfatm et de Surfatm dans le couplage en $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$.

Pour comprendre ensuite, d'où viennent la différence de flux du sol, on compare l'ensemble des variables impliquées dans le calcul du flux du sol, il apparait que cette différence vient des valeurs de l'humidité relative à la surface du sol HR_{soil} (Figure 5.9). Les valeurs de HR_{soil} sont globalement bien plus élevées sur l'ensemble de l'année dans la simulation de TEB-Surfatm que dans celle de TEB particulièrement en dehors de la période estivale où les écarts sont plus importants. Lors de l'implémentation informatique du couplage TEB-Surfatm, il a été décidé de ne pas se focaliser sur l'évolution de l'eau dans le sol, car il n'était pas nécessaire lors de l'évaluation des flux de chaleur et le stress hydrique n'est pas visible sur les figures (Chapitre 4). L'évolution du contenu en eau du sol n'est donc pas calculée de la même façon dans TEB-Surfatm et Surfatm. Ces différences diminuent pendant la période estivale du fait que $R^{O_3}_{bs}$ dépend de la couverture végétale (LAI). Pendant la période foliaire $R^{O_3}_{bs}$ est très grand par rapport à $R^{O_3}_{soil}$ (qui dépend de HR_{soil}). Ainsi, $R^{O_3}_{soil}$ a un impact moins important sur le flux pendant l'été ce qui diminue les différences entre les sorties du couplage et de Surfatm.

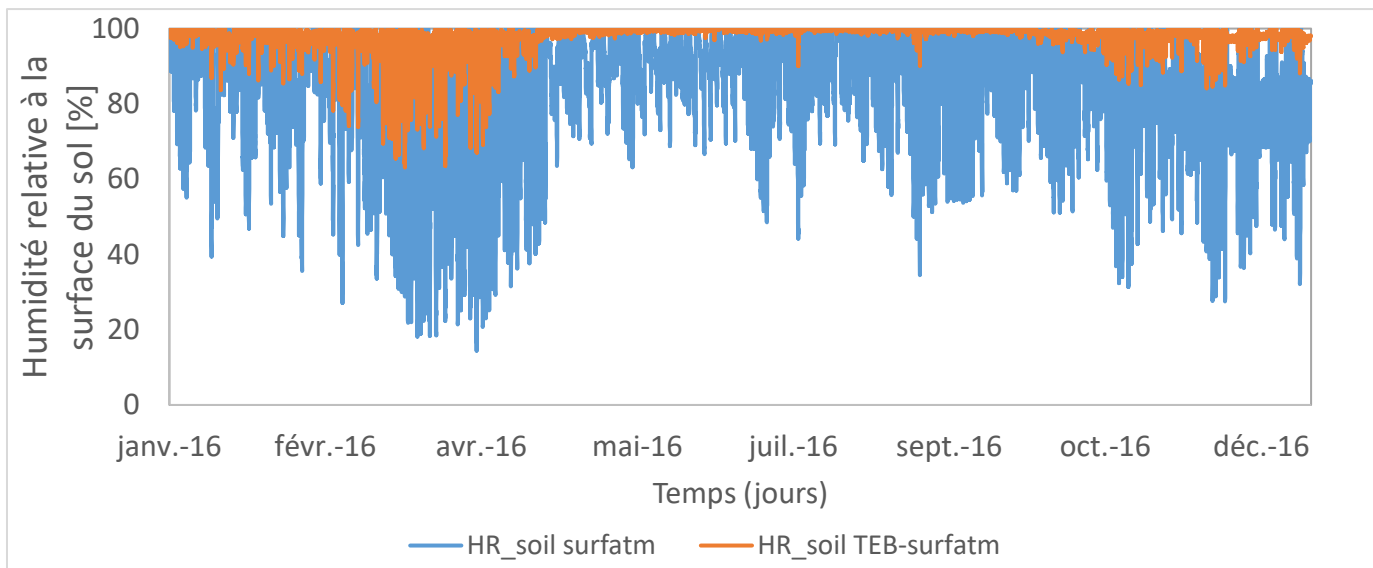


Figure 5.9: Comparaison des humidité relative (HR) à la surface du sol de la végétation de Surfatm (en bleu) et de TEB-Surfatm (orange) avec les mêmes données d'entrée de Surfatm et de Surfatm dans le couplage en $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$.

Ainsi, bien qu'il y ait des différences dans les sorties du modèle, celles-ci s'expliquent principalement par une différence de modélisation de l'évolution en eau du sol et une hauteur de référence pour le calcul des vitesses de dépôt différentes. L'implémentation informatique des flux d'ozone sur la végétation est donc confortée.

5.4 Discussion

TEB-Surfatm, validé dans la partie précédente de cette thèse du point des flux de chaleur et d'eau, est ici adapté afin de modéliser le dépôt d'ozone en milieu urbain.

Du fait de l'impossibilité d'évaluation de TEB-Surfatm par rapport à des mesures de flux d'ozone, dans une situation où cohabite de la végétation et des surfaces inertes (mur, route, toit), la suite de la thèse consiste à comparer les résultats de nos simulations à des ordres de grandeurs trouvés dans la littérature. Le chapitre suivant a pour but d'identifier les facteurs pouvant potentiellement atténuer l'ozone dans la rue en prenant l'exemple du site de Strasbourg. Il présentera notamment une analyse de sensibilité des vitesses de dépôt, des flux et des concentrations d'ozone dans le canyon par rapport aux paramètres du modèle (différentes résistances aux transferts d'ozones). Il comparera également du point de vue de l'ozone trois scénarios de rue plus ou moins végétalisées.

Chapitre 6 : Evaluation de scénarios de végétalisation et d'aménagement urbain pour la pollution de l'air

6.1 Site étudié

Afin de tester le modèle et de vérifier l'impact de la végétation sur la concentration d'ozone dans la rue, les données d'entrée utilisées sont les mesures météorologiques récupérées sur le site du Jardin du Palais Universitaire à Strasbourg, France (détaillées [en Chapitre 4, section 4.4.1](#)). En dehors du fait que les données et le site ont déjà été étudiés pour la première partie de la thèse, utiliser ce site a l'avantage de partiellement combler une limite du modèle : la non prise en compte des réactions de l'ozone avec d'autres constituants tels que les oxydes d'azote (présentées en [partie 2.5.3](#)). En effet, l'étude de Simmons and Colbeck (1990) montre qu'en ville la réaction de l'ozone avec les oxydes d'azote (NO_x) peut être plus importante que le dépôt sur les surfaces. Prendre le site de Strasbourg, un jardin sans trafic routier (source principale d'oxydes d'azote en ville) comme objet d'étude permet de négliger en première approche ces réactions. Ainsi, la [Figure 6.1](#) représentant la répartition spatiale des concentrations moyennes annuelles en NO_2 en 2020, montre que le site est moins pollué que les grandes avenues qui entourent le jardin. En moyenne en 2020 la concentration en NO_2 est estimée autour à 16-19 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ contre 38-40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans les avenues alentours.

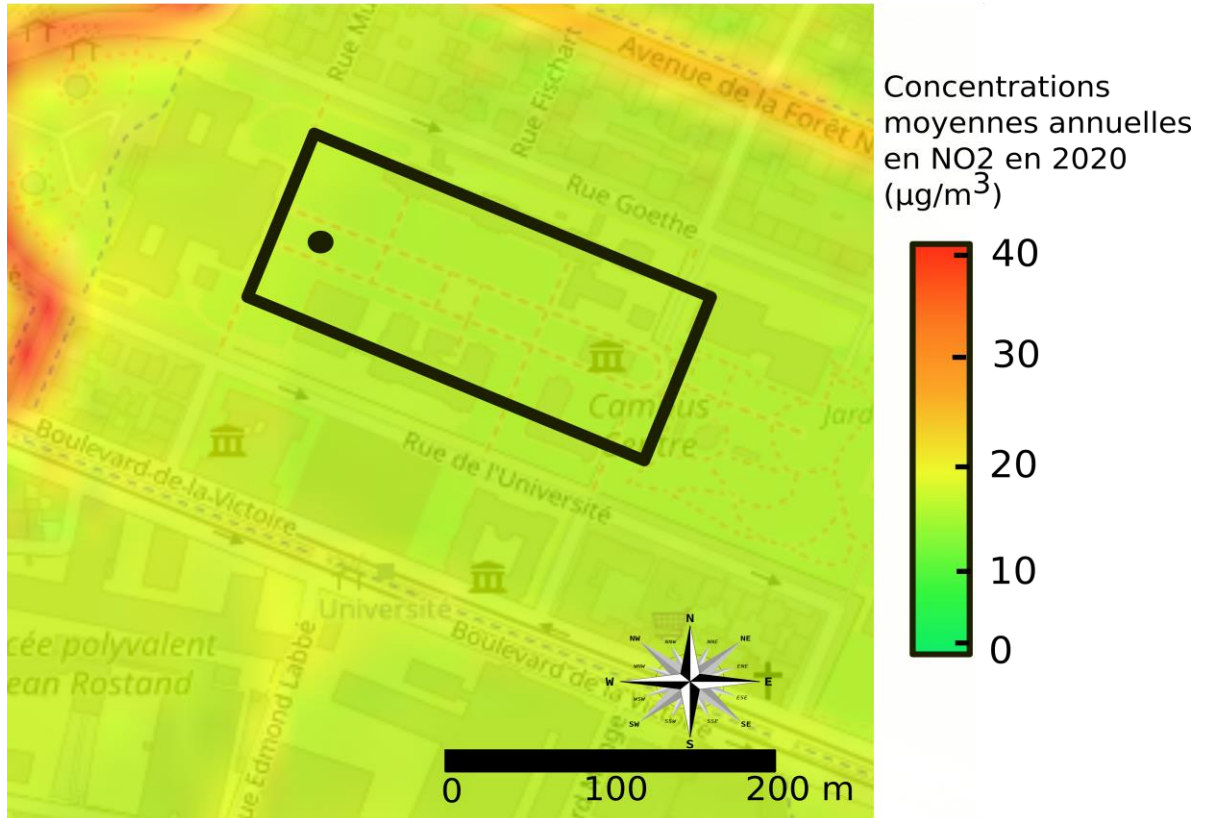


Figure 6.1: Répartition spatiale des concentrations moyennes annuelles en 2020 en NO₂ au niveau du site d'étude. La zone correspondant au rectangle noir est considérée comme un canyon urbain (Source : AirParif).

6.2 Concentrations d'ozone

Les concentrations d'ozone de forçage utilisées en données d'entrée ont été récupérées auprès d'ATMO GRAND EST. Ces données ont été mesurées sur le site de Strasbourg Robertsau, (48°36'37.3"N 7°46'53.9"E), localisé à 3km au nord du site du Jardin du Palais Universitaire, durant l'année 2016. La station fixe urbaine de fond est située rue de la Papeterie et mesure en plus de l'ozone, les NO, les NO₂ et PM10. Pour l'ozone, l'appareil effectuant les mesures est un O3 42M d'ENVEA (anciennement Environnement SA) et est situé à 3 m de hauteur. Les moyennes journalières et les moyennes semi-horaires sont représentées en [Figure 6.2](#).

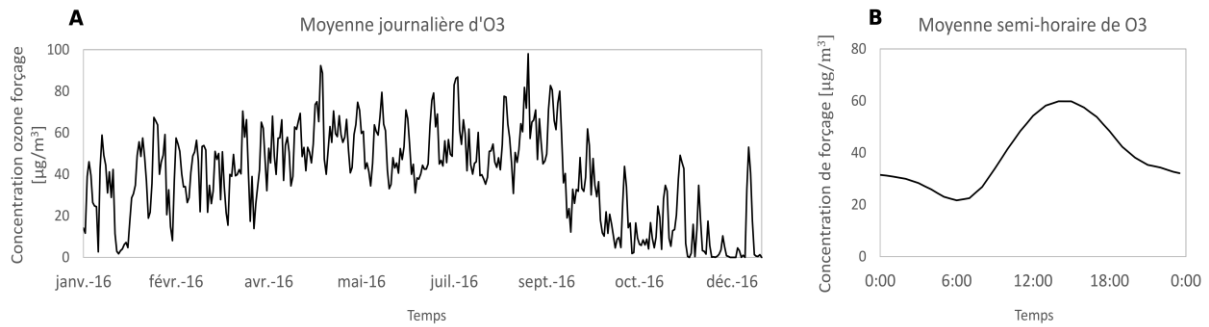


Figure 6.2 : Moyennes journalières (A) et semi-horaires (B) de la concentration d'ozone mesurées.

Globalement la moyenne annuelle ($\pm$ écart-type) de la concentration d'ozone atmosphérique est autour de $40 \pm 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et le premier et le troisième quartiles sont égaux à 10 et $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement. A l'échelle de la journée, les concentrations d'ozone diminuent toute la période nocturne (jusqu'à 6:00 du matin) pour atteindre un minimum autour de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, puis augmentent avec le lever du jour jusqu'à 14:00 avec une valeur proche de $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. L'après-midi la concentration d'ozone atmosphérique diminue pour atteindre la nuit un palier proche de $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Figure 6.2.B). La Figure 6.2.A montre une forte variation des moyennes journalières d'un jour à l'autre avec des écarts pouvant atteindre $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, en raison de la variation de la température de l'air et du rayonnement solaire responsable de la formation de l'ozone dans l'air. La tendance annuelle suit une tendance typique avec des valeurs minimales en automne et hiver où certains jours la moyenne est inférieure à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les concentrations d'ozone moyennes journalières augmentent avec le printemps et l'été en atteignant un maximum respectivement autour de 90 et $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ puis diminuent à nouveau en automne.

6.3 Impact de la végétation

6.3.1 Vitesses de dépôt et flux

Nous comparons ici le cas du site étudié (très végétalisé), appelé *Cas veg*, et le cas où ce même site serait complètement dénué de surfaces végétalisées, appelé *Cas sans veg*. Pour ce dernier cas, la route représente 71.5% de surfaces horizontales contre 28.5% pour les toits. Pour comparer l'impact de la végétation, trois types de variables sont présentées : les vitesses de dépôt, les flux d'ozone et les concentrations dans le canyon.

Tout d'abord, les vitesses de dépôt moyennes semi-horaires sont montrées pour le *Cas veg* ([Figure 6.3.A](#)) et le *Cas sans veg* ([Figure 6.3.B](#)) sur chacune des surfaces et agrégées sur le canyon et sur la ville. Pour les deux cas, les vitesses de dépôt sont les plus faibles la nuit (valeur à peu près constante) et augmentent avec le lever du jour jusqu'à atteindre un maximum vers le midi solaire puis diminuent dans l'après-midi jusqu'à l'arrivée de la nuit. Pour le cas avec végétation (*Cas veg*), la vitesse de dépôt sur la végétation (garden) atteint un maximum proche de 0.37 cm/s ce qui est le maximum semi-horaire atteint par toutes les vitesses de dépôt confondues. La nuit, les valeurs diminuent et deviennent proches de celles de la vitesse de dépôt des toits (autour de 0.16 cm/s). Cette variation journalière dépend des variations des résistances des différentes parties de la végétation (sol, cuticule et les stomates) (Stella et al., 2011) mais aussi, et surtout, des conditions de stabilité et d'instabilité jour/nuit propres à la couche limite de surface. Ces valeurs simulées sont proches de celles mesurées sur d'autres sites dans la littérature (Cieslik and Labatut, 1997; Michou et al., 2005; Neirynck and Verstraeten, 2018; Padro, 1996). Les valeurs maximales moyennes sont variables et dépendent, entre autres, de la végétation et de la hauteur de mesure. Les valeurs maximales moyennes de la vitesse de dépôt mesurées sur la végétation de ces études se situent dans la fourchette : entre 0.2 et 0.6 jusqu'à 1.2 cm/s en été pour la végétation haute (forêt) et entre 0.3 à 0.4 jusqu'à 0.8cm/s en été pour la végétation basse. La végétation étudiée ici étant une végétation mixte constituée de 56% d'arbres et 44% d'herbes, la valeur maximale moyenne annuelle est du même ordre de grandeur ce qui conforte en partie les résultats. La période de mesure de ces études se focalise principalement sur les mois du printemps et d'été ce qui explique des maximums moyens parfois supérieurs à ce qui est trouvé dans la thèse.

Le maximum moyen n'est pas atteint à la même heure dans toutes les études et peut survenir à 8-10h du matin (Michou et al., 2005; Neirynck and Verstraeten, 2018; Padro, 1996) ou midi (Cieslik and Labatut (1997) et Michou et al. (2005)) alors que notre étude atteint le maximum moyen à midi. Cela peut venir de l'échelle de temps utilisée (UTC) ce qui décale le cycle journalier. Par exemple, Cieslik and Labatut (1997) présente ces résultats en UTC+2. La deuxième hypothèse vient encore une fois, de la différence de période de mesure. En décomposant les vitesses de dépôt moyennes semi-horaires en fonction de la saison (voir [Annexe E](#)), notre simulation atteint aussi un maximum moyen estival à 10h00 sur la végétation. Le type de végétation explique aussi peut-être cette différence de tendance. En effet, les études citées avec un maximum atteint le midi mesurent la vitesse de dépôt d'ozone sur de la végétation

haute alors que des études sur des végétations basses comme Cieslik and Labatut (1997) et Michou et al. (2005), qui étudient une pseudo-steppe méditerranéenne, ont des vitesses de dépôt avec un maximum atteint le matin.

Les observations sur les surfaces individuelles montrent qu'indépendamment de la proportion de chacune des surfaces, l'ozone se dépose plus vite sur la végétation. Pour les deux cas étudiés, la vitesse de dépôt des toits varie entre 0.15 à 0.20 cm/s et les vitesses de dépôt des murs et de la route varient entre 0.074 et 0.087 cm/s. La similarité de ces deux dernières sont dues aux valeurs très proches des résistances utilisées pour leur calcul (résistances de surface égales à 832 s/m pour les murs et 990 s/m pour la route). Ces vitesses de dépôt varient peu en moyenne par rapport au dépôt sur la végétation et la faible variation est principalement due à la résistance aérodynamique et donc à la hauteur de référence et aux mouvements dans la couche limite ce qui est conforté par les résultats de la littérature. Les vitesses de dépôt sur des surfaces inertes trouvées dans la littérature se font en chambre expérimentale ce qui ne prend pas en compte les facteurs décrits précédemment (Corsi et al., 2011; Grøntoft, 2004; Hoang et al., 2009; Klenø et al., 2001; Reiss et al., 1994). Ces études montrent une mesure de la vitesse de dépôt en fonction du temps qui représente une variation similaire de celle simulée ici : la vitesse est maximale au début de la mesure puis sa valeur diminue constamment durant les 10 premières heures de l'expérience jusqu'à atteindre un palier pour le reste de l'expérience. La vitesse de dépôt est constante ensuite ce qui approuve le choix des résistances de surface inertes constantes.

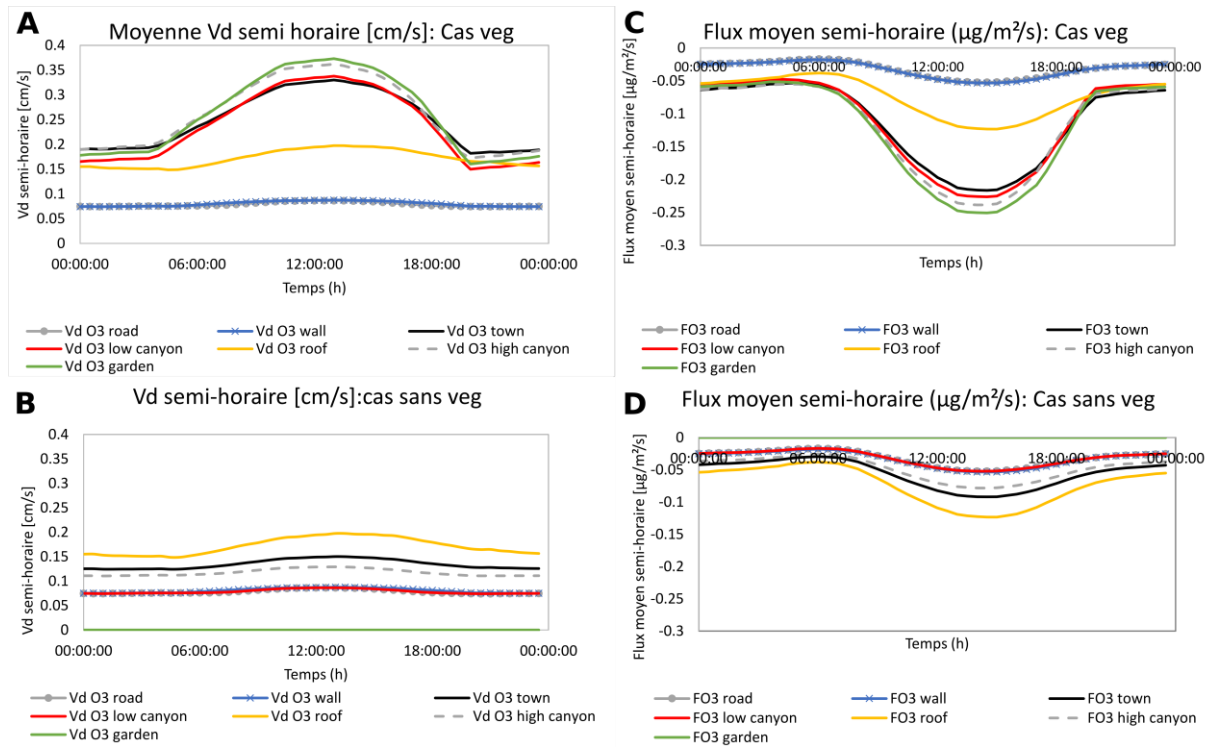


Figure 6.3 : Représentation des moyennes semi-horaires de la vitesse de dépôt ($V_d^{O3}(z)$) et du flux d'ozone (F^{O3}) sur l'ensemble des surfaces ; sur la route (points gris), sur les murs (croix bleues), sur les toits (trait plein jaune) et sur la végétation (en vert) ; et agrégés dans le canyon (low canyon en rouge et high canyon en gris pointillé) et sur la ville en noir. Pour ces deux variables, la comparaison se fait entre le cas avec de la végétation et le cas sans végétation pour la vitesse de dépôt (resp. **A** et **B**) et pour le flux d'ozone (resp. **C** et **D**).

En regardant les vitesses de dépôt agrégées (schématisées en [Figure 6.4](#)), on observe que le dépôt sur la végétation semble avoir un fort impact sur ces dernières. En effet $V_d^{O3 high canyon}(z)$, $V_d^{O3 low canyon}(z)$ et $V_d^{O3 town}(z)$ ont des valeurs proches de $V_d^{O3 garden}(z)$ avec respectivement un maximum atteint autour de 0.36, 0.34 et 0.33 cm/s vers 13h et un minimum nocturne autour de 0.17, 0.15 et 0.18 cm/s. Etant donné que les vitesses de dépôt agrégées sont exprimées en fonction des vitesses de dépôt des surfaces pondérée par la proportion de leur surface (voir [section 5.2.3](#)), l'hypothèse principale expliquant ce phénomène vient de la forte densité de végétation fixée pour la simulation (62.7%). Pour le cas sans végétation (*Cas sans veg*), les vitesses de dépôt agrégées moyennes sont plus faibles que celles du cas végétalisé car elles sont comprises entre les vitesses de dépôt des toits et de la route. En effet $V_d^{O3 high canyon}(z)$, $V_d^{O3 low canyon}(z)$ et $V_d^{O3 town}(z)$ ont des valeurs proches de celles-ci avec respectivement un

maximum atteint autour de 0.13, 0.086 et 0.15 cm/s vers 13h et un minimum nocturne autour de 0.11, 0.12 et 0.074 cm/s. En l'absence de végétation, $V_{d\ low\ canyon}^{O_3}(z)$ est égale celle de la route.

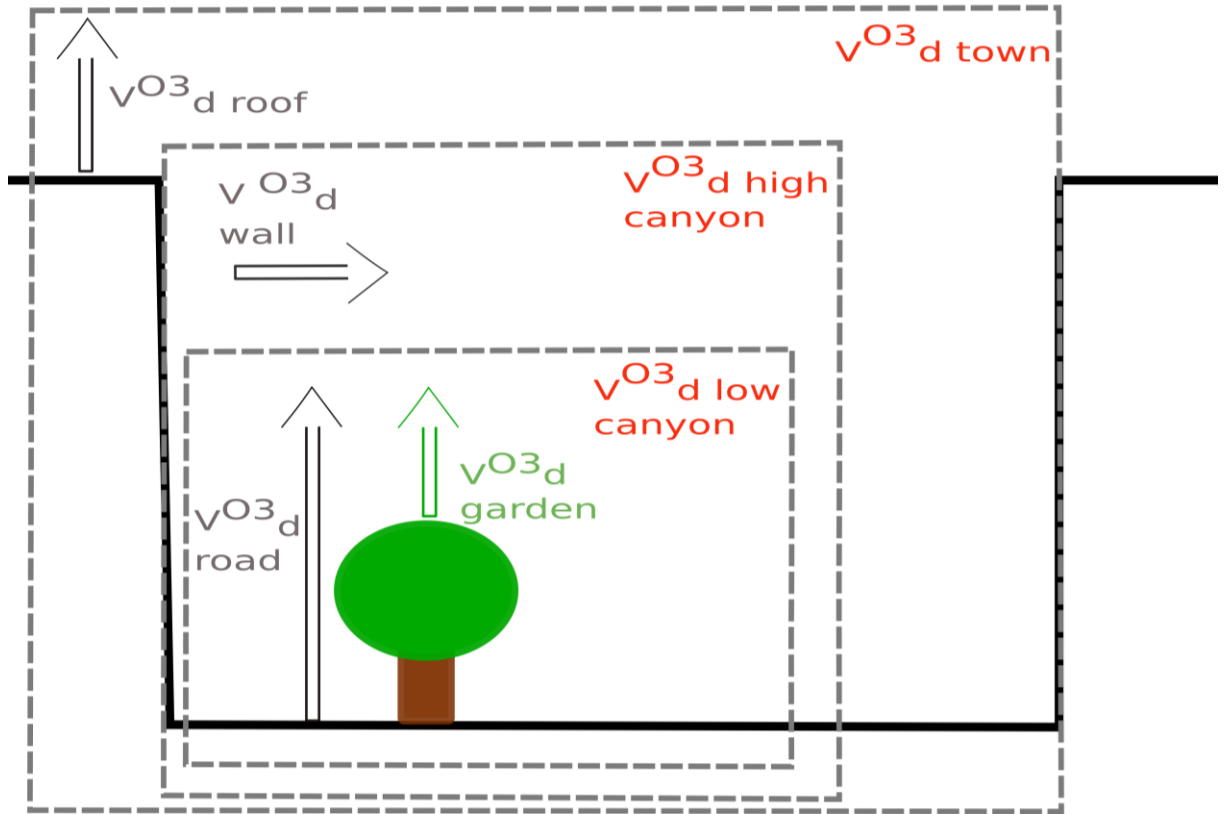


Figure 6.4: Schéma des vitesses de dépôt agrégées $V_{d\ high\ canyon}^{O_3}(z)$, $V_{d\ low\ canyon}^{O_3}(z)$ et $V_{d\ town}^{O_3}(z)$ en fonction des vitesses de dépôt de surface (toit $V_{d\ roof}^{O_3}(z)$, murs $V_{d\ wall}^{O_3}(z)$, végétation $V_{d\ garden}^{O_3}(z)$ et route $V_{d\ road}^{O_3}(z)$).

L'écart entre $V_{d\ high\ canyon}^{O_3}(z)$, $V_{d\ low\ canyon}^{O_3}(z)$ et $V_{d\ town}^{O_3}(z)$ n'est pas le même en fonction du cas végétalisé ou non végétalisé. Cela s'explique par le fait que les coefficients qui apparaissent dans les équations des flux agrégés (équations 5.9 à 5.11) varient entre les deux cas ([Tableau 6.1](#)).

Tableau 6.1: Proportion de surface (surface considérée/surface totale horizontale [-]) apparaissant devant les flux de chaque surface dans les expressions (eq. 5.9 à 5.11) des trois vitesses de dépôt (et des trois flux) agrégées à trois échelles différentes

Echelle	Coefficient	Cas veg [-]	Cas sans veg [-]
Town	garden	0.627	
	road	0.088	0.715
	roof	0.285	0.285
	wall	0.367	0.367
High canyon	garden	0.877	
	road	0.123	1
	wall	0.513	0.513
Low canyon	garden	0.877	
	road	0.123	1

La [Figure 6.3](#) représente aussi les flux moyens semi-horaires sur l'ensemble des surfaces et agrégés pour le *Cas veg* ([6.3.C](#)) et pour le *Cas sans veg* ([6.3.D](#)). Etant donné que le calcul des flux se décrit comme le produit de la concentration d'ozone au niveau de forçage et l'opposé de la vitesse de dépôt (eq. 5.1), les observations et les conclusions sont proches de celles faites sur les vitesses de dépôt.

6.3.2 Ozone dans le canyon

Dans les deux cas (avec ou sans végétation), on observe que la concentration d'ozone à mi-hauteur du canyon est toujours proche de la concentration de forçage. En effet en se basant sur une régression linéaire (passant par l'origine) entre la concentration en journée dans le canyon et de forçage pour le *Cas veg* ([Figure 6.5.A](#)) et le *Cas sans veg* ([Figure 6.5.B](#)), on estime que le dépôt permet une diminution moyenne dans le canyon respectivement de 7.7% et de 2.0%. En végétalisant 62.7% du canyon, on ne diminue que de 5.9% la concentration moyenne en ozone à mi-hauteur du canyon. Bien que cette diminution, que nous appellerons 'pourcentage de dépollution d'ozone', est assez faible, elle est en accord avec ce qui est trouvé dans la littérature. En effet, Grundström and Pleijel, (2014) a étudié la différence de concentration d'ozone à l'intérieur et à l'extérieur de la canopée végétale dans une zone urbaine, grâce à deux mâts de mesure situés à 4 m l'un de l'autre, et ont trouvé des différences moyennes allant seulement de 2% à 9%. Yli-Pelkonen et al. (2017) trouve une moyenne annuelle d'élimination d'ozone par

le couvert végétal de 5.2% à 3-4 m du sol. Bien que ces pourcentages soient assez faibles (moins de 10%), ces études concluent, que les parcs urbains participent significativement à l'amélioration de la qualité de l'air.

Une étude montre que la végétation contribue à moins de 1% à la dépollution en ozone dans 55 villes importantes des Etats-Unis mais que les quantités absorbées ont un effet significatif sur l'amélioration globale de la qualité de l'air, qui inclut d'autres espèces atmosphériques notamment les aérosols (Nowak et al., 2006). Les études montrent donc une grande variabilité de l'amélioration de la qualité de l'air par la végétation en fonction de l'échelle étudiée. Le pourcentage d'amélioration de la qualité de l'air semble plus marqué dans une zone proche de la zone végétalisée. La concentration d'ozone du canyon est simulée à mi-hauteur de canyon ce qui se situe à 9 m au-dessus du sol dans notre cas. Le pourcentage de dépollution d'ozone aurait sûrement été différent et on le suppose plus élevé, si la hauteur de calcul de la concentration d'ozone avait été plus proche de la végétation.

De plus, ces résultats ne représentent qu'un pourcentage moyen de la dépollution mais comme le montre la [Figure 6.5](#), le dépôt est plus variable en présence de végétation. Cette variabilité est en partie saisonnière. Selmi et al., (2016) montre que le taux d'élimination de l'ozone sur l'ensemble de la ville de Strasbourg (France), par les espaces végétalisés publics (2171 ha soit 27,08% de la surface de la ville), varie de 10.66 tonnes en Juin à moins d'une tonne en Novembre. Harris and Manning, (2010), ont reproduit des conditions expérimentales similaires à Grundström and Pleijel, (2014) et ont trouvé une différence moyenne de 20% en soulignant la variation saisonnière importante dans l'efficacité du dépôt.

Les résultats précédents suggéraient aussi une variabilité journalière. La capacité d'amélioration de la qualité de l'air par la végétation évolue donc au cours de l'année et de la journée. Dans une volonté de développer une stratégie de diminution de la pollution atmosphérique en ville grâce aux zones végétalisées, il est important d'être conscient que l'efficacité de cette solution n'est pas constante. Il est donc nécessaire d'étudier si les périodes

où la végétation impacte fortement la diminution de la pollution à l'ozone concordent avec les périodes de forte pollution.

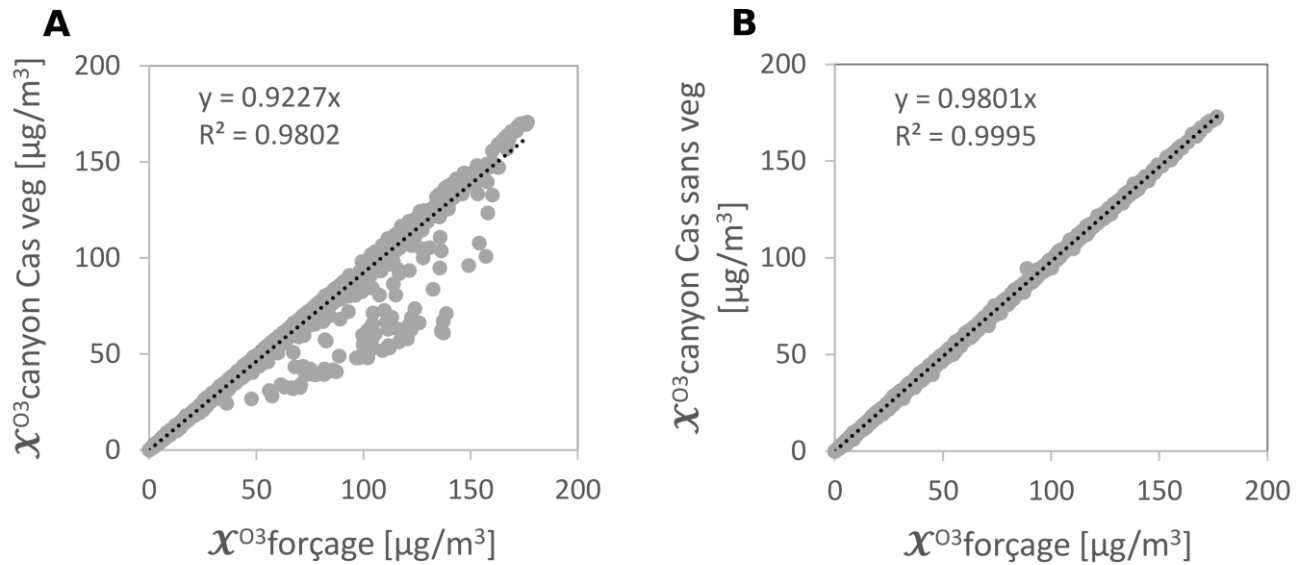


Figure 6.5 : Représentation de la concentration d'ozone en journée dans le canyon en fonction de celle en journée au niveau du forçage dans le cas veg (A) et le cas sans veg (B).

Une analyse plus détaillée de l'effet de la végétation et de sa variabilité temporelle est menée sur une période où on s'attend à avoir un dépôt important, c'est-à-dire où le dépôt sur la végétation est grand. La [Figure 6.6](#) représente les concentrations d'ozone en journée sur cinq jours secs de printemps pendant une période polluée avec ou sans végétation et montre que, contrairement au cas sans végétation, la diminution d'ozone en présence de végétation est assez variable au cours de la journée. En effet, la diminution de la concentration d'ozone dans le canyon par rapport à celle de forçage varie entre 2.8% et environ 43.9% (en allant exceptionnellement jusqu'à 55.6%) en présence de végétation alors qu'elle ne varie que de 1.1 à 2.2% en l'absence de végétation sur la période choisie. Dans la nuit ou au petit matin jusque dans l'après-midi le dépôt est plutôt constant et l'écart entre les concentrations de forçage et dans le canyon dépasse rarement 10%. Ensuite les écarts augmentent vers la fin d'après-midi, le soir puis diminuent dans la nuit. Cela est dû à la forte stabilité de l'atmosphère la nuit, les mouvements entre le niveau du forçage et le niveau du canyon diminuent et donc le mélange de la couche polluée au-dessus du canyon et de la couche dépolluée proche de la végétation diminue aussi. Lors des conditions d'instabilité, la turbulence mixe les couches d'air, l'air dans

le canyon pauvre en ozone monte en hauteur alors que l'air riche en ozone descend (De Santis et al., 2004; Gerosa et al., 2005).

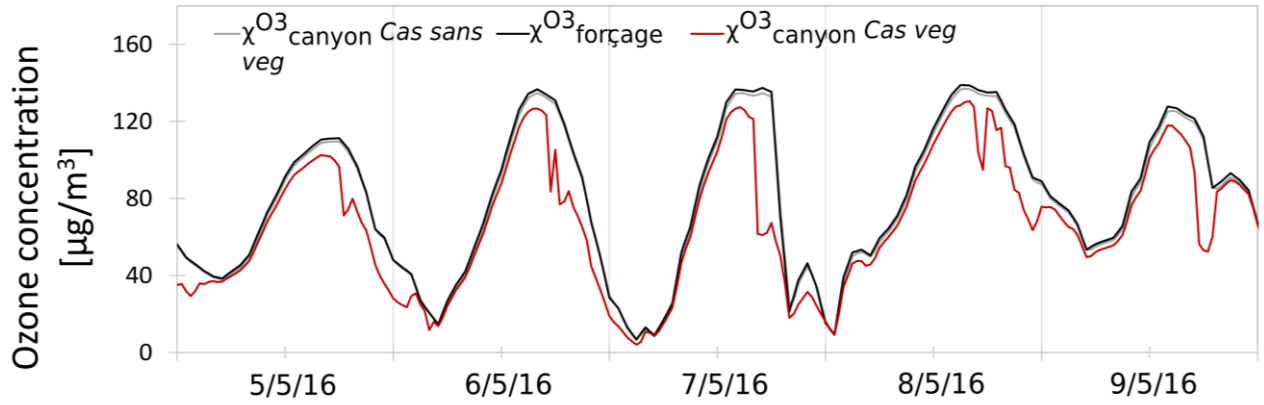


Figure 6.6 : Concentration d'ozone au niveau du forçage et dans le canyon avec ou sans végétation en journée sur cinq jours du 05/05/2016 au 09/05/2016.

Ces résultats confirment la variation journalière du dépôt d'ozone et particulièrement pendant les périodes de forte pollution en ozone où le dépôt est plus intense. Dans le cas d'une rue sans précurseurs d'ozone et en supposant que les effets de NO_x sur l'ozone sont faibles, l'étude montre que le soir est la période où l'air est plus dépollué.

6.4 Test de sensibilité global

Le but de cette partie est d'évaluer le poids des surfaces inertes dans le calcul de la concentration et du flux d'ozone dans le canyon par rapport au poids la végétation.

La variabilité de la concentration d'ozone dans le canyon est due aux valeurs de l'ensemble des résistances équivalentes sur chacune des surfaces et à celle au-dessus du canyon. En effet d'après l'équation 5.13 :

$$\chi_{\text{canyon}}^{\text{O3}} = \text{Ratio}_{\text{Req}} \cdot \chi_a^{\text{O3}} \text{ avec } \text{Ratio}_{\text{Req}} = \frac{R_{\text{eq}}}{R_{\text{eq}} + R_{\text{atop}}} \quad (6.1)$$

La variabilité du flux d'ozone dans le canyon dépend de la conductance entre le sommet du canyon et le sol g_{canyon} . D'après l'équation 5.11

$$F_{\text{O3 highcanyon}} = g_{\text{canyon}} \cdot \chi_a^{\text{O3}} \text{ avec } g_{\text{canyon}} = \frac{1}{R_{\text{eq}} + R_{\text{atop}}} \quad (6.2)$$

Le poids de chaque résistance sur la valeur de $\text{Ratio}_{\text{Req}}$ et sur la conductance g_{canyon} sont étudiées .

Pour cela, on définit des valeurs de référence et des valeurs minimale et maximale pour les quatre types de résistances inclus dans le calcul de $Ratio_{Req}$ et dans g_{canyon} : $R_{eq\ garden}^{O3}$, $R_{eq\ road}^{O3}$, $R_{eq\ wall}^{O3}$ et $R_{a\ top}$.

Le but est de faire varier la valeur d'une des résistances à la fois afin de tester la sensibilité de $Ratio_{Req}$ et g_{canyon} ,

Les valeurs de résistances testées sont présentées dans le [Tableau 6.2](#). La valeur de la résistance de référence R_{ref} est calculée à partir de la simulation faite pour le cas avec végétation. R_{ref} est définie comme la moyenne de la résistance prise en journée sur la période d'Avril à Septembre.

Tableau 6.2 : Valeurs des résistances utilisées dans le calcul de $Ratio_{Req}$ et g_{canyon} afin de tester leur sensibilité.

[m/s]	Rref	Rmin	Rmax	Rref+10%
Req_O3 garden	233.41	71.43	1666.67	256.75
Req_O3 road	1154.58	870.00	1385.00	1270.04
Req_O3 wall	1164.22	379.00	1200.00	1280.65
Ra top	18.41	8.00	260.00	20.25

Pour définir les valeurs minimale et maximale, respectivement R_{min} et R_{max} , une recherche bibliographique a été menée afin de récupérer les valeurs les plus faibles et les plus élevées des résistances équivalentes sur la végétation ([Tableau 6.3](#)) et sur les surfaces artificialisées ([Tableau 6.4](#)). La présence dans la littérature de valeurs de résistance est assez rare et ce sont souvent les valeurs des vitesses de dépôt qui sont présentées (inverse de la résistance). Il faut toutefois rappeler que la vitesse de dépôt sur la végétation dépend fortement de la hauteur prise comme référence ainsi que des conditions météorologiques et saisonnières. Les tableaux récapitulatifs [6.3](#) et [6.4](#) ne donnent donc qu'une fourchette de valeurs minimales et maximales. La sélection des valeurs du [Tableau 6.3](#) a été faite en prenant en compte des articles où la hauteur de mesure, le type de végétation étudié, les conditions météorologiques et saisonnières et la zone géographique où ont été faites les mesures sont relativement proches de notre cas d'étude.

Tableau 6.3 : Valeurs de référence de vitesse de dépôt sur une surface végétalisée trouvées dans la littérature.

Article	valeurs de Vd [mm/s]	Hauteur de mesure	Type de végétation	Conditions	Lieu
Delany et al., 1983	[0.6-10], moy: 5.6	1 m	champ d'herbe	journée, printemps	East Anglia (UK)
Massman et al., 1994	max 5	4.85 m	pelouse	en été	San Joaquin Valley of California (US)
De Miguel and Bilbao 1999	[2-14], moy: 8	8.5 m	pelouse	en journée en été (8:30-14:30) avec une condition	Palencia (Spain)
Falk and Sovde Haslerud, 2019	[3-10] [7-8] 7 [6-8]	45 m	forêt de conifère forêt de décidues pelouse cultures	printemps-été	(-)
Massman, 1992	[3-10]	8 m	steppe, herbes courtes	en journée en été	LTER/CPER (US)
Neiryck and Verstraeten, 2018	[4-8]	29.7 m	Forêt milieu en zone urbaine	en journée en été, le weekend	En condition sèche
	[5-13]			en journée en été, en semaine	
	[5-11]			en journée en été, le weekend	Au point de rosée
	[5-16]			en journée en été, en semaine	
	[5-9]			en journée en été, le weekend	En condition de pluie
	[6-11]			en journée en été, en semaine	

Tableau 6.4: Valeurs de référence de vitesse de dépôt sur les surfaces imperméabilisées trouvées dans la littérature.

Article	valeurs de Vd [mm/s]	Type de matériaux	Lieu
Corsi et al. 2011	[0.8-2.6]	Asphalte	Chambre expérimentale
	[0.7-0.9]	Brique	
Simmons and colbeck, 1990	[1,1.1]	Brique	

Pour les deux cas étudiés, l'analyse se fait d'abord, sur la variation de valeur de $Ratio_{Req}$ par rapport au ratio calculé avec les valeurs de résistances de référence. Etant donné que la concentration dans le canyon est égale au produit de $Ratio_{Req}$ et de la concentration d'ozone au niveau du forçage ([Tableaux 6.5.A et 6.5.C](#)) :

$$Ratio_{Req} / Ratio_{Req\ ref} = O3_{canyon} / O3_{canyon\ ref}. \quad (6.3)$$

L'analyse porte ensuite sur la variation de g_{canyon} par rapport à la conductance calculée avec des valeurs de résistances de référence. Etant donné que le flux dans le canyon est égal au produit de g_{canyon} et de la concentration d'ozone au niveau du forçage ([Tableaux 6.5.B et 6.5.D](#)),

$$g_{canyon} / g_{canyon\ ref} = FO3 / FO3_{ref} \quad (6.4)$$

L'analyse de sensibilité se fait en fixant d'abord toutes les résistances équivalentes à leur valeur de référence R_{ref} . Puis, pour chaque test, une valeur de résistance est changée à la fois par sa valeur minimale (R_{min}), maximale (R_{max}) ou sa valeur de référence plus 10% ($R_{ref}+10\%$). Par exemple, à la deuxième colonne de la première ligne du [Tableau 6.5.A](#), $Ratio_{Req}$ est calculé avec les valeurs de référence de toutes les résistances sauf la résistance $R_{eq\ garden}^{O3}$, égale à R_{min} (ici égale à 71.43 s/m). $Ratio_{Req}$ vaut, à ce moment-là, 0.809. Ce résultat est ensuite comparé à $Ratio_{Req}$ calculé avec toutes les valeurs de référence, égal à 0.927. Le ratio de ces deux valeurs est ensuite réalisé et donne 0.87.

On peut d'abord constater qu'avec les valeurs de référence des paramètres, le fait de végétaliser le canyon permet d'abaisser de 5% la concentration d'ozone dans le canyon ($Ratio_{Req}$ passe de

0,976 à 0,927) et de multiplier par 3 le flux d'ozone capté (g_{canyon} passe de $1,28 \cdot 10^{-3}$ à $3,93 \cdot 10^{-3}$ m/s).

L'analyse de sensibilité montre une faible sensibilité de la concentration d'ozone aux variations des résistances au niveau des surfaces imperméables (road et wall). En effet, le maximum de variation n'excède pas 1,6%. ([Tableaux 6.5.A et 6.5.C](#)). Ceci permet de conclure que, bien que la synthèse bibliographique montre une grande diversité de valeurs de résistance de surface, l'inexactitude du calcul des résistances équivalentes sur les surfaces imperméables a peu d'impact sur la concentration d'ozone.

Toutefois, le flux d'ozone est plus sensible ([Tableaux 6.5.B et 6.5.D](#)). Dans le cas végétalisé, on note une augmentation de 20% lorsque l'on prend la valeur minimale de la résistance des murs mais peu de variation en modifiant les valeurs de résistance au niveau de la route (qui n'occupe que 12% de la surface du canyon). Dans le cas non végétalisé, le flux d'ozone augmente de 67% pour la valeur minimale de $R_{eq\ wall}^{O_3}$ et de 20% pour la valeur minimale de $R_{eq\ road}^{O_3}$. Il y a donc une légère incertitude sur le flux d'ozone des surfaces inertes même lors du cas végétalisé.

Que ce soit avec ou sans végétation, la résistance aérodynamique entre l'atmosphère (niveau de forçage) et le canyon : R_{atop} a une grande influence sur la concentration et le flux d'ozone dans le canyon. R_{atop} peut atteindre jusqu'à 260 s/m alors que la valeur moyenne (référence) est de 18 s/m. Ces valeurs extrêmes apparaissent par moment le soir (situation thermiquement stable avec vent faible). Lorsque R_{atop} passe de la valeur de référence à la valeur maximale, la concentration en ozone dans le canyon et le flux d'ozone sont réduits de moitié dans le cas végétalisé est d'un quart sans végétation.

Dans le cas végétalisé, la variation de la résistance équivalente sur la végétation produit une assez forte variation de la concentration de l'ozone : lorsque que $R_{eq\ garden}^{O_3}$ passe de la valeur de référence à la valeur minimale ou maximale, on a respectivement une diminution de 13% et une augmentation de 6% de la concentration en ozone. L'effet est très marqué sur le flux d'ozone capté, pour lequel on a respectivement une augmentation de 164% et une diminution de 74%.

La suite de l'étude se concentrera sur le cas végétalisé afin de diminuer l'incertitude liée aux surfaces inertes. Etant donné l'importance de la végétation sur la dépollution de l'air en ozone, une analyse de sensibilité des plusieurs scénarios végétatifs mérite d'être menée.

Tableau 6.5: Synthèse des réponses de la concentration et du flux d'ozone modélisés aux variations des résistances avec végétation (A et B) et sans végétation (C et D). L'analyse se fait sur la variation de la concentration en ozone rapporté au cas de référence : $O3_{canyon}/O3_{canyon.ref}$ [-] (A et C) et du flux d'ozone rapporté au cas de référence : $FO3/FO3_{ref}$ [-] (B et D).

Cas veg								
	A $O3_{canyon}/O3_{canyon.ref}$				B $FO3/FO3_{ref}$			
	Rref	Rmin	Rmax	Rref+10%	Rref	Rmin	Rmax	Rref+10%
Req_O3 garden	1.00	0.87	1.06	1.01	1.00	2.64	0.27	0.93
Req_O3 road	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.01	1.00	1.00
Req_O3 wall	1.00	0.98	1.00	1.00	1.00	1.20	1.00	0.99
Ra top	1.00	1.04	0.51	0.99	1.00	1.04	0.51	0.99
Cas sans veg								
	C $O3_{canyon}/O3_{canyon.ref}$				D $FO3/FO3_{ref}$			
	Rref	Rmin	Rmax	Rref+10%	Rref	Rmin	Rmax	Rref+10%
Req_O3 road	1.00	0.99	1.00	1.00	1.00	1.21	0.89	0.94
Req_O3 wall	1.00	0.98	1.00	1.00	1.00	1.67	0.99	0.97
Ra top	1.00	1.01	0.76	1.00	1.00	1.01	0.76	1.00

6.5 Tests de sensibilité au niveau de la végétation

Dans cette analyse ciblée sur la végétation, le but est d'identifier le type de végétation optimisant l'absorption de l'ozone. Les paramètres de dépôt sur la végétation ont déjà été validé par (Stella et al., 2011). Deux types de végétation sont testés : la pelouse et les arbres caractérisés par trois paramètres : les **paramètres généraux** comprenant la hauteur de végétation [m] et la surface foliaire (LAI [m^2/m^2]) et le **paramètre stomatique**, g_{max} [$mmol/m^2/s$] qui est la conductance stomatique maximale de la feuille ([Tableau 6.6](#)). Une analyse de la variance à un facteur (ANOVA) est réalisée afin d'étudier l'effet de la modification du paramètre sur les sorties. Pour cela la dispersion et la moyenne des sorties obtenues pour chaque changement de paramètre sont comparées. Lorsque la p-value est inférieure à 0.05, il est statistiquement considéré que les moyennes sont globalement différentes et que la modification de la valeur du paramètre impacte les sorties du modèle.

La hauteur de végétation est définie dans le modèle comme la moyenne pondérée des hauteurs de la pelouse et des arbres dans le canyon par leur fraction surfacique : 5.1 m (valeur de

référence). Les valeurs choisies pour l'analyse de sensibilité sont les valeurs estimées de la pelouse (0.1 m) et des arbres (9 m). Dans les simulations, le LAI a été calculé d'après les données de Bournez (2018) et Simpson et al. (2012). La valeur moyenne annuelle est de 3.3 m²/m² (valeur de référence). Pour l'analyse de sensibilité, les valeurs testées sont, pour la pelouse de 0.53 m²/m² et pour les arbres de 6 m²/m². Le paramètre g_{max} varie de +/- 20% et +/- 50% sachant que la valeur **+50% est proche de la valeur g_{max} pour l'herbe** et la valeur **- 50% est proche de la valeur g_{max} pour un arbre**.

A l'exception du LAI, l'influence des différents paramètres sur la concentration en ozone dans le canyon est faible. En effet elle varie de moins de 1% ce qui suggère que pour diminuer l'ozone dans la rue sur l'ensemble de l'année seule la densité de surfaces végétalisées importe ainsi que le choix d'une espèce avec une surface foliaire assez importante tout au long de l'année.

Comme précédemment, le flux présente des résultats plus marqués et montre que le type de végétation choisi dans la rue a de l'importance. En effet, une végétation haute, comme les arbres, permet d'augmenter 10,4% le flux alors qu'une végétation basse, comme la pelouse, diminue le flux de 3.7%. De même la surface foliaire a une forte influence, une végétation produisant une grande densité de feuilles augmentera le flux d'ozone vers les surfaces. Ce dernier point implique potentiellement un aménagement de la végétation particulier où les arbres sont espacés les uns des autres afin de produire une canopée dense. L'ouverture stomatique a aussi une nette influence sur le flux : en diminuant g_{max} de 50%, le flux diminue de 12% et en l'augmentant de 50%, le flux augmente de 5.8%. La pelouse a peut-être un impact plus important que l'étude des deux premiers paramètres semblent montrés sur le flux d'ozone sur la végétation. Par ailleurs, Grundström and Pleijel (2014) suggère d'introduire de la pelouse pour améliorer localement la qualité de l'air.

Il est toutefois à noter que tous les paramètres influençant l'ouverture stomatique ne sont pas testés ici, dont ceux régulant la fermeture stomatique lors d'un stress hydrique. L'humidité en eau du sol et le stress hydrique ont probablement un impact non négligeable sur le dépôt d'ozone. Ne pas l'avoir inclus constitue une limite de l'étude. La pelouse étant plus sensible au stress hydrique que les arbres, ces derniers absorbent sûrement plus d'ozone que la pelouse sur la période estivale. Dans le cadre d'une stratégie de diminution de la pollution à l'ozone en été, il pourrait être suggéré d'arroser la pelouse pendant ces périodes avec d'optimiser le dépôt stomatique et surfacique de l'ozone sur la pelouse.

Tableau 6.6: Synthèse des réponses de la concentration et du flux modélisé aux variations des paramètres de la végétation. Les réponses observées sont la concentration d'ozone dans le canyon et le flux d'ozone ($F_{O3\ highcanyon}$) rapportées à ceux du cas de référence. Pour le paramètre stomatique g_{max} , les valeurs varient entre une valeur minimale et maximale alors que les autres paramètres varient de +/-20% et +/-50%. Des ANOVA à un facteur sont réalisées. Lorsque $p\text{-value} < 0.05$, la ligne est soulignée

Paramètres		O3canyon/O3canyonref				FO3/FO3ref			
Généraux	hc	hcmin = 0.1 m		hcmax = 9m		hcmin = 0.1 m		hcmax = 9m	
		1.00E+00		9.94E-01		9.63E-01		1.10E+00	
	LAI	LAImin = 0.53 m²/m²		LAImax = 6 m²/m²		LAImin = 0.53 m²/m²		LAImax = 6 m²/m²	
		1.02E+00		9.84E-01		6.67E-01		1.17E+00	
		-50%	-20%	+20%	+50%	-50%	-20%	+20%	+50%
Stomatique	gmax	<u>1.01</u>	<u>1.00</u>	<u>1.00</u>	<u>0.99</u>	<u>0.88</u>	<u>0.96</u>	<u>1.03</u>	<u>1.06</u>

Le LAI, dont la valeur varie au cours de l'année, a donc une forte influence sur la concentration d'ozone dans le canyon et sur le flux d'ozone capté. Par ailleurs, le modèle Surf atm est considéré comme un des seuls modèles capables de reproduire le dépôt d'ozone à tout stade du développement de la végétation. L'analyse suivante se portera donc sur la variabilité des réponses du flux et de la concentration aux variations de g_{max} en fonction du stade de développement foliaire de la plante. Trois périodes sont déterminées en fonction de la valeur du LAI : la période 'sans feuille' qui est la période avant que le développement des feuilles commence pour les arbres avec un LAI inférieur à 1 m²/m², la période de croissance des plantes compris entre mi et fin avril et enfin la période foliaire où le développement des feuilles s'arrête avec un LAI supérieur à 6 m²/m².

La synthèse des réponses de la concentration et du flux d'ozone aux variations de g_{max} en fonction des trois périodes définies est présentée en [Tableau 6.7](#). Ce dernier confirme les conclusions précédentes au sujet de la concentration d'ozone et bien que l'ANOVA à deux facteurs prouve qu'il y a une influence significative en fonction de la période lorsque le paramètre g_{max} varie, cette influence est trop faible pour voir des variations de moyenne probantes.

Au sujet du flux, le tableau apporte deux informations supplémentaires. Tout d'abord, la variation stomatique influe moins sur le flux pendant la période de LAI faible avec une variation

maximale de 5.8% avec la diminution de 50% de g_{max} alors que la variation maximale est respectivement de 12.4 et 12.0% pour les périodes de croissance et foliaire. Lors de la période 'sans feuille', les flux stomatiques sont peu importants du fait que l'ozone se dépose en quantité plus faible peu importe le type de végétation. Les conclusions de Stella et al., (2011), sur l'impact des flux de chaque partie de la végétation sur le flux global, sur une culture du semis à la récolte entre fin avril et fin septembre appuient les conclusions précédentes. En journée, lorsque que la végétation se développe, le flux stomatique devient important et représente 75% du flux sur la végétation.

Ce tableau montre aussi que la variation de surface foliaire influence plus le flux d'ozone sur les arbres que sur la pelouse. En effet, le flux d'ozone varie de 6% entre la période 'sans feuille' et les périodes avec la présence de feuilles pour les arbres contre 2% pour la pelouse à LAI et hauteur de canopée égaux.

Tableau 6.7: Synthèse des interactions entre g_{max} , un paramètre de la végétation spécifique des stomates et l'état du LAI qui se découpe en trois périodes : la période 'sans feuille', la période de croissance et la période foliaire. Des ANOVA à deux facteurs sont réalisées pour déterminer la significativité des interactions. Lorsque $p\text{-value} < 0.05$, la colonne est soulignée.

		O3canyon/O3canyonref	FO3/FO3ref
Paramètres		Stomatique g_{max}	Stomatique g_{max}
Période 'sans feuille'	-50%	<u>1.00</u>	<u>0.94</u>
	-20%	<u>1.00</u>	<u>0.98</u>
	+20%	<u>1.00</u>	<u>1.02</u>
	+50%	<u>1.00</u>	<u>1.04</u>
Période de croissance	-50%	<u>1.01</u>	<u>0.88</u>
	-20%	<u>1.00</u>	<u>0.96</u>
	+20%	<u>1.00</u>	<u>1.03</u>
	+50%	<u>0.99</u>	<u>1.06</u>
Période foliaire	-50%	<u>1.02</u>	<u>0.88</u>
	-20%	<u>1.00</u>	<u>0.96</u>
	+20%	<u>1.00</u>	<u>1.03</u>
	+50%	<u>0.99</u>	<u>1.06</u>

6.6 Conclusions

Ce chapitre a montré comment le modèle TEB-Surfatm peut être utilisé pour estimer l'impact de la végétation sur la concentration en ozone et flux d'ozone capté dans le canyon urbain en comparant les cas d'une rue végétalisée et d'une rue entièrement bitumée. La comparaison montre un impact important de la végétation sur le flux et la vitesse de dépôt d'ozone. Toutefois, lorsqu'il est question de la pollution à l'ozone dans le canyon, l'influence de la végétation est assez faible avec une diminution de seulement 5.9% de la concentration d'ozone à mi-hauteur du canyon.

Des analyses de sensibilité ont été menées d'abord pour comprendre l'influence des résistances équivalentes des surfaces ; c'est-à-dire la résistance synthétisant l'ensemble des résistances prises en compte pour le calcul du flux entre une surface et l'air ; sur le flux et la concentration d'ozone pour les deux cas d'étude. L'influence des résistances équivalentes dépend de la

configuration du canyon et de la part de route et de végétation. Dans le cas végétalisé, la variation des résistances artificielles a peu de poids ce qui minimise le problème de la grande variabilité des valeurs des résistances de surface trouvées dans la littérature. Au final, le fait que la résistance de surface varie au cours du temps, de l'humidité et de la température de surface n'a pas d'importance quand la végétation est présente et en grande quantité.

La suite de l'étude se focalise sur une analyse de sensibilité plus approfondie de l'influence du type végétation et de ses paramètres sur la concentration et le flux d'ozone dans le canyon. Dans le but d'augmenter les flux d'ozone vers les surfaces et diminuer la concentration d'ozone, il est recommandé de choisir une végétation haute et dense comme des arbres (plutôt que des pelouses). Des analyses supplémentaires ont été réalisées sur le taux de dépollution à l'ozone moyen en fonction des saisons et du type de végétation fixé dans le canyon ([Annexe F](#)). La comparaison se fait sur le pourcentage de différences des concentrations en ozone dans le canyon de trois cas avec trois types de végétation différents : pelouse, arbres et végétation mixte par rapport à un cas de rue entièrement bitumée. Les résultats montrent des écarts de dépollution marqués en fonction des saisons et du type de végétation, dont le plus probant est en été avec un taux de dépollution moyen à l'ozone de 0.53% pour le cas avec de la pelouse et de 7.8% pour le cas avec des arbres.

Toutefois, beaucoup d'études suggèrent qu'une végétation haute et dense peut avoir un effet néfaste sur la qualité de l'air local. La végétation, en réduisant la vitesse de vent dans le canyon a pour conséquence de réduire la dispersion des polluants vers le haut du canyon et donc d'avoir un effet barrière pour les polluants (Abhijith et al., 2017; Buccolieri et al., 2009; Moonen et al., 2013). Ces phénomènes sont simulés dans les modèles de CFD mais ne sont pas pris en compte dans notre version de TEB-Surfatm. Certaines études suggèrent d'utiliser une végétation haute peu dense dans des rues en forme de canyon (Abhijith et al., 2017) ou alors une végétation basse pour améliorer localement la qualité de l'air (Grundström and Pleijel, 2014). La pelouse a pour avantage de garder une surface foliaire non nulle toute l'année. Par contre, si le stress hydrique est pris en compte, la pelouse ne sera pas suffisante en été lorsque la concentration d'ozone est la plus élevée. Il est suggéré d'arroser les pelouses en été afin d'avoir un effet optimal de celle-ci sur la diminution des concentrations en ozone atmosphérique.

La dernière analyse, étudiant les interactions entre les périodes de variations de la couverture foliaire et la variation d'un des paramètres stomatiques de la végétation sur le flux et la

concentration d'ozone, montre l'importance du flux vers les stomates à différentes périodes de l'année. Ces deux flux sont dépendant du contenu en eau et de l'humidité de surface du sol qui ne sont pas actuellement pris en compte dans le modèle. Une perspective pour une étude prochaine serait d'intégrer l'influence du contenu en eau du sol et son impact sur la transpiration au modèle.

Chapitre 7 : Conclusion générale et perspectives

7.1 Conclusions

L'objectif principal de la thèse a été de développer un modèle de microclimat et de dépôt sec d'ozone dans un canyon urbain plus ou moins végétalisé dans le but de quantifier les effets rafraichissant et dépolluant de la végétation dans la rue. Pour cela, cette thèse couple deux modèles existants : le modèle de transfert sol végétation-atmosphère Surfalm et le modèle de microclimat urbain TEB en incluant la modélisation des flux d'ozone. Le modèle développé tient compte explicitement des flux de chaleur, d'eau et d'ozone sur chacune des surfaces et des parties de la végétation.

Le travail de modélisation s'est d'abord focalisé sur l'interconnexion des modèles du point de vue thermique et hydrique : Surfalm calcule les flux de chaleur et d'eau venant des surfaces végétalisées (arbre et pelouse dans le canyon, toit végétalisé) qui sont ensuite intégrés par TEB avec les flux venant des autres surfaces (route, mur, toit nu). Cette première partie a permis de décrire en détail, à l'échelle d'une rue, les échanges d'énergie, d'eau et de quantité de mouvement entre l'atmosphère et la ville. Après cette étape préliminaire indispensable, le travail a porté sur la modélisation du dépôt d'ozone qui constitue une originalité de la thèse. Dans cette partie, une attention particulière a été portée au calcul des vitesses de dépôt sur chaque surface et sur la prise en compte de ces dernières lors du calcul de la concentration d'ozone dans l'air dans le canyon. Le flux d'ozone dépend des résistances aérodynamiques calculées par TEB, en intégrant les flux de quantité de mouvement et la turbulence dans le canyon urbain mais aussi des variables atmosphériques (température, humidité de l'air) utilisées pour définir l'ouverture stomatique et l'humidité du sol dans Surfalm.

Une fois que l'interconnexion des modèles a été réalisée, nous avons effectué des tests pour vérifier la cohérence des résultats d'un point de vue informatique en comparant notamment (i) le modèle couplé et le modèle Surfalm seul dans un cas où la fraction végétalisée est largement prédominante et (ii) le modèle couplé et le modèle TEB seul avec les flux de chaleur sur la végétation, modélisés par le modèle couplé. L'évaluation a porté sur les flux de chaleur, d'eau et d'ozone et montre des résultats cohérents qui valident l'implémentation informatique.

Après cette validation informatique, une évaluation du modèle couplé a été réalisée par comparaison avec des flux de chaleur et d'eau mesurés à Strasbourg sur un site composé d'une végétation mixte de pelouse et d'arbres lors de la campagne de mesure du projet COOLTREES. L'étude montre une bonne concordance entre les flux mesurés et prédits par le modèle couplé. Ceci confirme que, même si Surfatm n'est pas initialement développé pour modéliser la végétation en ville, les sorties sont convaincantes. Il y a, toutefois, des différences pour une partie des flux convectifs. Ces différences sont expliquées lors d'une analyse de Footprint (empreinte de mesure) montrant l'importance de considérer la surface à l'origine de la masse d'air prise en compte par les capteurs de la station météorologique pour chaque pas de temps. Lorsque l'empreinte des mesures correspond à la zone étudiée dans le modèle, les flux de chaleur et d'eau modélisés sont en adéquation avec les mesures. Dans le cas contraire, il y a risque de surestimation ou sous-estimation selon la fraction de surfaces artificialisées ou végétalisées inclus dans l'empreinte. L'étude confirme donc l'importance d'une étude systématique de l'empreinte de mesure dans une comparaison mesure/modèle.

Il n'a pas été possible de faire une comparaison des flux d'ozone prédits avec des mesures sur une zone urbaine. Néanmoins, les simulations donnent des ordres de grandeurs compatibles avec ceux trouvés dans la littérature (au moins pour les périodes diurnes). Par ailleurs, des tests ont été faits pour comprendre l'impact des surfaces étudiées sur les variables relatives au flux d'ozone. Les flux sur la végétation sont plus importants que les flux d'ozone sur les autres surfaces mais la présence de végétation a un impact assez faible avec une diminution de 5.9% de la concentration en ozone dans le canyon. Cela vient en partie de la structure du modèle qui calcule la concentration à un niveau assez éloigné de la végétation (à mi-hauteur des immeubles) alors que la bibliographie tend à montrer l'impact local de la végétation sur l'amélioration de qualité de l'air. Les analyses de sensibilité ont permis de montrer l'importance de la géométrie du canyon sur le dépôt. Toutefois, même si la géométrie définit le poids de chaque surface sur le flux global, le modèle est plus sensible aux variations de vitesse de dépôt sur la végétation que sur les autres surfaces. Ces analyses montrent aussi la forte influence de la modélisation de la turbulence et de la stabilité au-dessus du canyon ce qui pose problème lors des périodes où la convergence de stabilité n'est pas bouclée et peut créer des fortes incertitudes. La dernière partie de cette analyse est spécifique aux paramètres de la végétation et montre une grande sensibilité du modèle au différent type de végétation et que cette sensibilité varie en fonction de la période de développement des plantes.

Les limites soulevées pour ce travail sont directement liées au modèle qui n'a pas tenu compte du stress hydrique des plantes et de l'évolution du contenu en eau du sol. Cette limite est, a priori, faible dans ces travaux compte tenu du site d'étude. Une nappe phréatique est présente, proche de la surface, ce qui a pour conséquence que les arbres du jardin sont peu soumis au stress hydrique.

Une deuxième limite est la non prise en compte des réactions chimiques impliquant l'ozone. L'ozone est un polluant secondaire issu de réactions photochimiques avec des précurseurs concentrés dans les zones urbaines comme les oxydes d'azotes. Cette hypothèse (non prise en compte des réactions) semble néanmoins acceptable en première approche sur ce site puisqu'il ne s'agit pas d'une rue (avec des véhicules sources de NO_x) mais d'un jardin.

Par ailleurs, le modèle TEB monocouche considère que la concentration d'ozone et la température de l'air dans le canyon est homogène. Le modèle ne peut donc pas être utilisé à une échelle plus fine à hauteur des piétons.

Les études portant sur le dépôt d'ozone sur les surfaces artificielles urbaines présentent une grande diversité des valeurs de résistance de surface. Par ailleurs, certaines d'entre elles montrent l'impact de plusieurs facteurs sur la résistance de surface comme l'humidité et la température de surface, les propriétés du matériau, l'âge, etc. sans toutefois proposer des corrélations utilisables dans la pratique. Nous avons considéré des valeurs moyennes indépendantes de la température et de l'humidité. Tant que les simulations sont faites avec une importante surface végétalisée, la valeur des résistances de surfaces artificielles a peu d'importance, car leurs variations ont peu d'impact sur les flux. Par contre, dès que le modèle ne simule pas de végétation, ces valeurs importent et influencent les flux d'ozone.

7.2 Perspectives

Une première perspective, réalisable à court terme est d'étudier numériquement l'influence de la configuration du canyon sur les dépôts d'ozone dans des configurations plus ou moins végétalisées.

Des tests de sensibilité et de comparaisons de scénarios ont commencé à être faits (Annexes [D](#) et [F](#)) et il serait intéressant de les étoffer. [L'Annexe D](#) présente l'influence des paramètres de la végétation sur les flux de chaleur. Etudier l'impact des paramètres de la rue (propriétés thermiques des surfaces, géométrie du canyon, etc.) permettrait de compléter l'étude et d'avoir une vision plus globale de la sensibilité des flux de chaleur. Pour la comparaison de scénarios,

l'impact du type de végétation sur le taux de rafraîchissement et de dépollution à l'ozone dans le canyon a été étudié dans trois cas (pelouse, arbres, et végétation mixte) ([Annexe F](#)). Définir des scénarios plus proches de ce qui est trouvé dans les villes, comme par exemple : le cas d'un quartier de centre d'affaires, avec des bâtiments hauts et peu de végétation et le cas d'un quartier résidentiel très végétalisé, permettrait d'apporter des éléments de quantification du bénéfice fourni par la végétation pour des plans d'aménagement du territoire.

La thèse s'est intéressée uniquement à l'ozone mais il serait intéressant de développer de manière plus approfondie la pollution de l'air en intégrant les flux d'autres polluants. Si le but est d'améliorer la représentation de l'ozone dans le canyon il faudrait intégrer un module de chimie atmosphérique incluant les flux d'oxydes d'azote et leurs réactions avec l'ozone. Il serait possible d'évaluer, sur le moyen terme, le poids de la chimie sur le site en comparant les temps de transfert et les temps de réaction chimique grâce au nombre de Damköhler ou à partir de la littérature. Il serait intéressant d'observer l'impact de la végétation sur le couple $\text{NO}_x\text{-O}_3$. De plus, les particules fines sont un des enjeux importants de la qualité de l'air en ville du fait de la présence en grande quantité de ses sources émettrices. Inclure les déplacements et les flux des particules induit l'inclusion d'un module de sédimentation pour les plus grosses particules prenant en compte la gravité. En incluant les NO_x et/ou les particules fines, le modèle pourrait intégrer le trafic routier comme source d'émission de polluants mais aussi source de flux de chaleur sensible.

De plus, il est prouvé que l'ozone à forte dose a un effet néfaste sur la végétation. A l'instar de de l'influence du stress hydrique ou des fortes températures sur l'ouverture stomatique, sur le long terme, il pourrait être intéressant d'ajouter à Surf atm une modélisation de la réaction de la plante à une forte exposition en ozone. Grantz et al. (1999) modélise par exemple la réponse des feuilles et des stomates à la concentration d'ozone. Dans des cas d'exposition aiguë à l'ozone, la plante est impactée physiologiquement et il pourrait être intéressant d'inclure cette sensibilité dans le modèle.

Comme TEB est inclus dans le modèle SURFEX qui peut simuler sur de vastes zones l'ensemble des flux de surfaces continentales (surfaces agricoles, lacs, rivières, villes, etc.), le couplage de TEB avec Surf atm- O_3 dans cet environnement (SURFEX) pourrait permettre de simuler l'impact de la végétation sur le climat urbain et la qualité de l'air à l'échelle d'une ville

et même faire des prédictions de la capacité de refroidissement des surfaces végétalisées pendant des périodes de vagues de chaleur.

Pretzsch et al., (2017) prédisent une accélération du développement des arbres en ville sur l'ensemble de la planète par rapport aux zones rurales proches. Cela aura pour conséquence l'augmentation de la vitesse de vieillissement et le raccourcissement de leur durée de vie. Dans un but d'aménagement d'espaces urbain il serait intéressant de prendre en compte ce processus et d'observer son impact sur le rafraichissement et la dépollution de l'air par les arbres dans une ville.

En utilisant un modèle de canopée urbaine multicouches, il serait peut-être possible de montrer l'impact local (à hauteur de piétons) de la végétation sur la concentration de polluants, dont l'ozone, dans le canyon.

Enfin, comme dit précédemment, nous n'avons pas activé l'effet du stress hydrique sur l'ouverture stomatique. Développer les processus hydriques, serait pertinent pour des cas d'étude où la plante se trouve en situation de stress hydrique et améliorerait la représentativité du modèle. En effet, le stress hydrique a une influence sur l'ouverture stomatique des plantes et le contenu en eau du sol influence le dépôt de l'ozone sur le sol. Appliquer ce modèle à des cas d'étude où le climat est plus sec permettrait de voir une plus grande variabilité de l'atténuation de l'ICU et IPU par la végétation.

Contributions

Communications

Lors de cette thèse plusieurs communications scientifiques ont été réalisées :

➤ Publication dans des revues internationales

- Le Mentec S, Stella P, Najjar G, Kastendeuch P, Saudreau M, Ngao J, Améglio T, Colin J, Flick D and Personne E (2022) Coupling the TEB and Surfatm Models for Heat Flux Modelling in Urban Area: Comparison With Flux Measurements in Strasbourg (France). *Front. Environ. Sci.* 10:856569. doi: 10.3389/fenvs.2022.856569
- Ernst M, Le Mentec S, Louvrier M, Loubet B, Personne E, Stella P (2022) Impact of Urban Greening on Microclimate and Air Quality in the Urban Canopy Layer: Identification of Knowledge Gaps and Challenges *Front. Environ. Sci.* 10:924742. doi : 10.3389/fenvs.2022.924742.

➤ Conférences internationales

- Le Mentec S, Ernst M, Loubet B, Personne E and Stella P, 27-29 juin 2022. Impact of urban greening on microclimate and air quality in the urban canopy layer: identification of knowledge needs and challenges. Urban Forests, Forest Urbanismes & Global Warming, Leuven, Belgique, 110. (Présentation orale & Rédaction d'un article de 3000 mots).

➤ Autres communications scientifiques

- Participation au Workshop Climat Urbain du Laboratoire Interdisciplinaire des Énergies de Demain (LIED) UMR 8236 CNRS (Juin 2022). (Présentation orale)

➤ Participation à la communication du 'Lab recherche environnement VINCI PARISTECH'

Conférences :

- **Université 2020**, événement annuel du ‘Lab recherche environnement VINCI PARISTECH’, sur le thème « Efficacité énergétique, ACV, mobilité durable et environnement : les opportunités du numérique » (Novembre 2020). (Présentation orale)
- Participation à un atelier « Ilots de Fraîcheur » sur **l’adaptation des villes au changement climatique** (Eurovia). L’objectif était de poser les bases d’une nouvelle offre pour Eurovia, en utilisant des techniques d’intelligence collective et de prototypage collaboratif (Octobre 2021). (Présentation orale)
- Participation au festival Building Beyond (Juin 2022). (Présentation orale)

Rencontre du groupe Miroir « Nature en ville » :

- Afin de favoriser les passerelles entre recherche et business, un groupe Miroir « Nature en ville » composé d’une dizaine de représentants travaillant dans différentes branches du groupe Vinci a été mis en place. Lors de ces rencontres annuelles une présentation sur l’avancement de la thèse était réalisée.

Interviews :

- Entretien croisé avec Pierre Monlucq, Directeur Marketing Stratégique (Eurovia)
- Interview vidéo. Sonia Le Mentec : l'importance d'évaluer les bénéfices de la nature en ville. Lab recherche environnement VINCI PARISTECH, (2020) Vidéo YouTube, 1’02’’.<https://www.youtube.com/watch?v=2Ujd-lOJ2kY>

Autre :

- Rédaction d’un rapport d’activité annuel pour le ‘Lab recherche environnement VINCI PARISTECH’

➤ Autre

Interviews :

- Entretien avec la revue *Les Cahiers techniques du bâtiment* (groupe Moniteur)

Enseignement

Des vacations ont été réalisées lors de TDs à AgroParisTech (environ 30h):

- TD Module Milieux Physique-Bioclimatologie (1A AgroParisTech)

- TD Module Ecosystèmes continentaux Bilan d'énergie et radiatif (2A AgroParisTech)
- TD Physique-Comsol (2A AgroParisTech)

Annexes

Annexe A : Equations des résistances et du bilan d'énergie de TEB

Equations des résistances :

Pour simplifier il est considéré que les résistances de la route R_{ar} et des murs R_{aw} sont identiques. Ces résistances sont indépendantes des conditions de stabilité à l'intérieur et au-dessus du canyon urbain.

$$R_{ar} = R_{aw} = \left(11.8 + 4.2 \sqrt{U_{can}^2 + W_{can}^2} \right)^{-1}$$

Où U_{can} et W_{can} sont les vitesses du vent horizontale et verticale dans le canyon.

Les résistances aérodynamiques au-dessus du canyon R_{atop} et au-dessus des toits R_{aR} est calculée grâce à $z_{0\ town}$ et en utilisant les coefficients de stabilité définis dans Mascart et al., (1995) à partir de coefficient de traînée pour la force de frottement et les flux de masse et de chaleur.

Equations du bilan d'énergie :

Tout d'abord, une correction est appliquée afin d'avoir les effets de la température $\widehat{T}_a$ et l'humidité spécifique $\widehat{q}_a$ à différentes hauteurs entre le toit et la hauteur de l'atmosphère en utilisant la fonction Exner $\Pi = (p/p_0)^{R_d/c_{pd}}$ où p est la pression et peut être remplacée par p_s la pression de surface et p_a la pression atmosphérique au premier niveau du modèle ; p_0 est la pression de référence (égale à 1000 hPa), R_d la constante des gaz dans l'air sec et c_{pd} la capacité spécifique de l'air sec.

$$\widehat{T}_a = T_a \Pi_s / \Pi_a$$

$$\widehat{q}_a = q_a \cdot q_{sat}(\widehat{T}_a, p_s) / q_{sat}(T_a, p_s)$$

Les flux de chaleur et de masse H et LE au niveau du toit (H_R et LE_R) s'expriment ainsi :

$$\begin{cases} H_R = \rho_a \cdot c_{pa} \cdot \frac{T_a - T_{can}}{R_{aR}} \\ LE_R = \rho_a \cdot c_{pa} \cdot \frac{q_a - q_{can}}{R_{aR}} \end{cases}$$

Où ρ_a (égale à 1.164 kg/m^3) est la densité de l'air et c_{pa} ($=1010 \text{ kJ/kg/K}$) la capacité spécifique de l'air fixées dans le modèle. q_a et q_{can} sont les humidités spécifiques au niveau du forçage et du canyon.

Les flux de chaleur et de masse H et LE au niveau de la route (H_r et LE_r) se calculent comme ci-dessous :

$$\begin{cases} H_r = \rho_a \cdot c_{pa} \cdot \frac{T_r - T_{can}}{R_{ar}} \\ LE_r = L_v \rho_a \cdot \delta_r \cdot \frac{q_{sat}(T_r, p_s) - q_{can}}{R_{ar}} \end{cases}$$

Où δ_r est la fraction de la route humide, L_v est la constante de chaleur latente de vaporisation (égale à 2260 kJ/kg) et $q_{sat}(T_s, p_s)$ l'humidité saturante de surface se calculant en fonction de la pression de surface et la température de surface de la route T_r .

Les flux de chaleur et de masse H et LE au niveau des toits (H_w et LE_w) s'expriment ainsi :

$$\begin{cases} H_w = \rho_a \cdot c_{pa} \cdot \frac{T_w - T_{can}}{R_{aw}} \\ LE_w = 0. \end{cases}$$

Où T_w est la température de surface des murs.

Sans végétation l'agrégation des flux de chaleur dans la ville (Rn_{town} , H_{town} et LE_{town}) et dans le canyon (Rn_{canyon} , H_{canyon} et LE_{canyon}) et les scalaires dans le canyon (T_{can} et q_{can}) se calculent comme tels :

$$\begin{cases} Rn_{town} = \frac{x_{road}Rn_r + 2 * x_{wall}Rn_w + x_{roof}Rn_R}{x_{road} + x_{roof}} \\ H_{town} = \frac{x_{road}H_r + 2 * x_{wall}H_w + x_{roof}H_R + H_{industry} + H_{traffic}}{x_{road} + x_{roof}} \\ LE_{town} = \frac{x_{road}LE_r + 2 * x_{wall}LE_w + x_{roof}LE_R + LE_{industry} + LE_{traffic}}{x_{road} + x_{roof}} \end{cases}$$

$$\begin{cases} Rn_{canyon} = Rn_r \\ H_{canyon} = H_r \\ LE_{canyon} = LE_r \end{cases}$$

$$T_{can} = \frac{(1 - \delta_{snowr}) \frac{T_r}{R_{ar}} + \frac{2h}{w} \frac{T_w}{R_{aw}} + \frac{\widehat{T_a}}{R_{atop}} + \frac{H_{traffic}}{\rho_a \cdot c_{pd}(1 - x_{roof})} + \frac{H_{snowr}}{\rho_a \cdot c_{pd}}}{(1 - \delta_{snowr}) \frac{1}{R_{ar}} + \frac{2h}{w} \frac{1}{R_{aw}} + \frac{1}{R_{atop}}}$$

$$q_{can} = \frac{(1 - \delta_{snowr}) \frac{\delta_r q_{sat}(T_r, p_s)}{R_{ar}} + \frac{\widehat{q_a}}{R_{atop}} + \delta_{snowr} \frac{LE_{traffic}}{\rho_a \cdot L_v (1 - x_{roof})} + \delta_{snowr} \frac{LE_{snowr}}{\rho_a \cdot L_v}}{(1 - \delta_{snowr}) \frac{\delta_r}{R_{ar}} + \frac{1}{R_{atop}}}$$

Où x_{road} , x_{roof} sont les fractions respectivement de la route et du toit. $H_{industry}$ et $LE_{industry}$ sont les flux de chaleur et de masse venant des industries (considérés comme nuls dans cette étude). $H_{traffic}$ et $LE_{traffic}$ sont les flux de chaleur et de masse venant du trafic routier (considérés comme nuls dans cette étude). H_{snowr} et LE_{snowr} sont les flux de chaleur et de masse venant de la surface de route enneigée (considérés comme nuls dans cette étude). δ_{snowr} est la fraction de la route enneigée ; δ_r est la fraction de la route humide; ρ_a est la densité de l'air ; c_{pd} la capacité spécifique de l'air sec ; h est la hauteur des bâtiments et w la largeur du canyon.

Modélisation de la végétation dans TEB :

La première version de TEB sans couplage simule basiquement la végétation dans le canyon et sur les toits avec deux routines incluses dans le modèle : la routine Garden et la routine Greenroof. Ce sont des équations très simples qui ne permettent pas d'avoir une bonne représentation de la végétation dans une zone urbaine.

Les deux sous-routines calculent d'abord les flux de chaleur :

$$\begin{cases} Rn_X = (1 - \alpha)Rg \\ H_X = 0.2 * Rn_X \\ LE_X = 0.8 * Rn_X \end{cases}$$

Où X est respectivement Garden pour la végétation dans le canyon et Greenroof pour les toitures végétalisées.

L'évaporation s'exprime comme une fonction du flux de chaleur latente :

$$Evaporation = \frac{LE_X}{L_v}$$

Où L_v est la constante de chaleur latente de vaporisation (égale à 2260 kJ/kg).

La température de surface est égale à la température du canyon calculée au pas de temps précédent pour la végétation dans le canyon et égale à la température de forçage pour les toitures

Annexe A : Equations des résistances et du bilan d'énergie de TEB

végétalisées. L'humidité saturante de surface se calcule en fonction de la pression de surface et la température de surface ($q_{sat}(T_s, p_s)$).

L'humidité relative de surface est égale à 80% au niveau de la végétation du canyon et égale à 30% au niveau de la toiture végétalisées.

Le flux de friction ($= -\sqrt{u^*}$ où u^* est la vitesse de frottement) se calcule en conditions neutres seulement, avec une longueur de rugosité $z_{0\ canopy}=0.1$ m.

$$\text{Flux de friction} = -\kappa * u_x / \ln \left(\frac{z_{ref}}{z_{0\ canopy}} \right)^2$$

Où u_x est la vitesse du vent dans le canyon pour la végétation dans le canyon et de forçage pour les toitures végétalisées.

Le flux conductif du sol, la concentration de CO_2 et la résistance aérodynamique R_{ag} (ou R_{agr} pour les toitures végétalisés) pour les flux de chaleur H et LE sont considérés nuls. Il est considéré qu'il n'y a pas de drainage, de ruissellement ni d'irrigation.

Pour les toitures végétalisées, le flux de chaleur de la couche de substrat la plus profonde est nul.

Annexe B : Equations des résistances et du bilan d'énergie de Surf atm

Equations des résistances :

Surfatm calcule un ensemble de résistances et de flux de chaleur et de masse sur la végétation, le sol et l'ensemble de la surface végétalisée.

Les résistances peuvent être définies en plusieurs catégories : les résistances pour calculer les flux au niveau du sol, celles pour calculer les flux au niveau de la végétation et les résistances au-dessus de la canopée.

Au niveau du sol, 4 résistances sont exprimées. La résistance de couche quasi laminaire R_{bs} est liée aux propriétés moléculaires du gaz ainsi qu'à la turbulence atmosphérique et se calcule avec l'équation définie par Hicks et al., (1987) :

$$R_{bs} = \frac{2}{\kappa u_{ground}^*} \left(\frac{Sc_{H_2O}}{Pr} \right)^{2/3}$$

Où Sc_{H_2O} , Pr et κ sont des paramètres fixés dans Surf atm. Sc_{H_2O} est le nombre Schmidt défini comme la viscosité cinématique de l'air divisée par la diffusivité moléculaire de l'eau dans l'air (égal à 0.92), Pr est le nombre de Prandtl calculé comme le ratio des diffusivités de la quantité de mouvement et thermique (environ égal à 0.72) et κ est la constante de von Karman (=0.4). u_{ground}^* est la vitesse de frottement proche de la surface du sol calculé grâce au travail de

(Loubet et al., 2006). $u_{ground}^* = \left((u^*)^2 \cdot e^{(1.2 \cdot LAI_{tot} \cdot \frac{z_{soil} - h_c}{h_c})} \right)^{1/2}$. LAI_{tot} est la surface de feuille totale par unité de surface du sol [m^2/m^2] et est variable au cours de l'année en fonction des valeurs mesurées lors de la thèse de Bournez, (2018). z_{soil} est la longueur de rugosité à la surface du sol, h_c la hauteur de canopée et est définie comme égale à 0.02 m. u^* est la vitesse de frottement calculée par Surf atm en fonction de la vitesse du vent u_{ref} à la hauteur de référence, de la hauteur de référence z_{ref} (égal à 17 m dans le cas d'étude), de la hauteur de déplacement ($d=0.75 \cdot h_c$) et de la longueur de rugosité au niveau de la canopée

($z_{0\ canopy}=0.1*hc$) et d'une correction de stabilité en conditions stable ou instable. En condition neutre u^* s'exprime comme : $u^* = \kappa * u_{ref} / \ln \left(\frac{z_{ref}-d}{z_{0\ canopy}} \right)$.

La couche du sol est définie par trois résistances : pour les couches humide $R_{wet\ soil}$ et sèche $R_{dry\ soil}$ et pour la surface $R_{surface}$:

$$\begin{cases} R_{dry\ soil} = \rho_a \cdot c_{pa} \cdot \frac{\Delta_{dry}}{\kappa_{dry}} \\ R_{wet\ soil} = \rho_a \cdot c_{pa} \cdot \frac{\Delta_{wet}}{\kappa_{wet}} \\ R_{surface} = \frac{\tau \cdot \Delta_{dry}}{p_{soil} \cdot D_{H2O}} \end{cases}$$

Où ρ_a (égale à $1.164\ kg/m^3$) est la densité de l'air, D_{H2O} , la diffusivité de l'eau ($D_{H2O} = 2.178 \cdot 10^{-5}\ m^2/s$) et c_{pa} ($=1010\ kJ/kg/K$) la capacité spécifique de l'air fixées dans le modèle. τ est la tortuosité du sol, p_{soil} , la porosité du sol et κ_{dry} et κ_{wet} les conductivités thermiques du sol sec et humide sont définis comme paramètres d'entrée. Enfin Δ_{wet} et Δ_{dry} sont les épaisseurs des couches humide et sèche qui évoluent au cours du temps.

Au niveau des feuilles deux résistances sont considérées : Les résistances de couche quasi laminaire des feuilles R_{bl} et stomatique R_{sleaf} . R_{bl} est fonction de la vitesse du vent à l'intérieur de la canopée $u(hc)$:

$$R_{bl} = \frac{\alpha_u}{2 \cdot a \cdot LAI_{tot}} \left(\frac{LW}{u(hc)} \right)^{1/2} \cdot \left[1 - \exp \left(-\frac{\alpha_u}{2} \right) \right]^{-1}$$

Où a est un coefficient fixé dans le modèle Surf atm et égal à $0.01\ s.m^{-1/2}$, LW est la longueur moyenne des feuilles définie comme un paramètre d'entrée. α_u est un coefficient d'atténuation utile pour définir l'atténuation du vent dans la canopée égal à 2.04 (-).

La résistance stomatique dépend de variables caractéristiques de l'espèce des plantes et de l'environnement telles que la température de l'air T_a , le rayonnement photosynthétique actif (PAR) égal à 2 fois le rayonnement globale R_g et le déficit de pression de vapeur de la feuille à l'air (VPD) exprimées dans un ensemble de fonctions g_T , g_{VPD} et g_{par} . Le calcul de R_{sleaf} nécessite aussi les conductances stomatiques maximale g_{max} et minimale g_{min} . Etant donné que l'impact du stress hydrique et du contenu en eau du sol n'est pas pris en compte la fonction caractéristique de ce phénomène g_{SWP} est fixé à 1.

$$R_{sleaf} = [g_{max} * g_{par} * \max(g_{min}, (g_T * g_{VPD} * g_{SWP}))] / 41000$$

$$\text{Où } \left\{ \begin{array}{l} g_{max} = 254.5 \text{ mMol. H}_2\text{O. m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1} \\ g_{min} = 0.1 \text{ mMol. H}_2\text{O. m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1} \\ g_{par} = 1 - e^{(-\alpha \text{light} * PAR)} \\ g_T = \begin{cases} g_{min} & \text{si } T_a < T_{min} \\ g_{min} & \text{si } T_a > T_{max} \\ 1 - \left(\frac{T_a - T_{opt}}{T_{opt} - T_{min}} \right)^2 & \text{sinon} \end{cases} \\ g_{VPD} = \begin{cases} 1 & \text{si } VPD_a < VPD_{max} \\ g_{min} & \text{si } VPD_a > VPD_{min} \\ \left(\frac{1 - g_{min}}{VPD_{max} - VPD_{min}} \right) * VPD_a + g_{min} - \left(\frac{1 - g_{min}}{VPD_{max} - VPD_{min}} \right) * VPD_{min} & \text{sinon} \end{cases} \\ g_{SWP} = 1 \end{array} \right.$$

Les constantes contenues dans ces équations sont définies comme des paramètres d'entrée du modèle et leur valeur sont montrées en [Tableau B.1.](#)

Tableau B. 1: Paramètres finaux retenus pour l'entrée du modèle, pour les arbres, l'herbe et le sol.

	Arbres	Pelouse	Sol	Modèle
Végétation				
Hauteur (hc) [m]	9 ¹	0.1 ¹		5.1
Longueur des feuilles (LW) [m]	0.15 ¹	0.1 ¹		0.13
Hauteur de déplacement (d) [m]	6.75 ¹	0.075 ¹		3.8
Longueur de rugosité ($z_{0canopy}$) [m]	0.9 ¹	0.01 ¹		0.508
g_{par} (alpha light) [-]	0.006 ⁵	0.009 ⁵		0.007
g_{max} [mMol H ₂ O .m ⁻² .s ⁻¹]	135 ⁶	409.1 ⁶		254.5
g_{min} [-]	0.01 ⁶	0.01 ⁶		0.01
T_{min} [°C]	2.5 ⁶	12 ⁶		6.6
T_{max} [°C]	47.5 ⁶	40 ⁶		44.2
T_{opt} [°C]	23 ⁷	26 ⁷		24.3
VPD_{max} [kPa]	2.5 ⁶	1.3 ⁶		1.41
VPD_{min} [kPa]	3.9 ⁶	3 ⁶		3.51

Le modèle permet de dissocier le comportement des feuilles vertes et des feuilles jaunes. Pour cela, il est défini la surface de feuilles vertes par unité de surface du sol [m^2/m^2] LAI_{green} et la surface de feuilles jaunes par unité de surface du sol [m^2/m^2] LAI_{yellow} ($LAI_{\text{tot}} = LAI_{\text{green}} + LAI_{\text{yellow}}$). La résistance stomatique se dissocie en deux résistances : la résistance stomatique des feuilles vertes R_{sgr} et des feuilles jaunes R_{sye} .

$$\begin{cases} R_{sgr} = R_{sleaf} / LAI_{\text{green}} \\ R_{sye} = R_{sleaf} / LAI_{\text{yellow}} \end{cases}$$

Dans le cas de la thèse $LAI_{\text{green}} = LAI_{\text{tot}}$.

Pour la troisième catégorie de résistances calculées par Surf atm, c'est-à-dire les résistances au-dessus de la canopée, la résistance aérodynamique dans le couvert R_{ac} est exprimée :

$$R_{ac} = \frac{h_c * \exp(\alpha_u)}{\alpha_u * K_M(h_c)} * \left[e^{\frac{-\alpha_u \cdot z_{0 \text{ soil}}}{h_c}} e^{\alpha_u \cdot z_{0 \text{ soil}} \cdot h_c} - e^{\frac{-\alpha_u(d+z_{0 \text{ canopy}})}{h_c}} \right]$$

Où $K_M(h_c)$ est le coefficient d'eddy diffusivité à hauteur du couvert.

Equations du bilan d'énergie :

Surf atm exprime les flux de chaleur H et LE à différents niveaux : au niveau du sol, de la végétation et sur l'ensemble du couvert

Les flux de chaleur et de masse au niveau du sol H_s et LE_s sont donné par l'expression :

$$\begin{cases} H_s = \rho_a \cdot c_{pa} \cdot \frac{T_b - T_{surf}}{R_{bs} + R_{ac}} \\ LE_s = \rho_a \cdot c_{pa} \cdot \frac{e_b - e_{surf}}{R_{bs} + R_{ac}} \end{cases}$$

Où T_b et e_b sont la température et la pression partielle de la vapeur d'eau au niveau de la canopée et T_{surf} et e_{surf} la température et la pression partielle de la vapeur d'eau à la surface du sol.

Les flux de chaleur et de masse H et LE au niveau de la végétation (H_{veg} et LE_{veg}) s'expriment ainsi :

$$\begin{cases} H_{veg} = \rho_a \cdot c_{pa} \cdot \frac{T_b - T_{z0'}}{R_{bl}} \\ LE_{veg} = \rho_a \cdot c_{pa} \cdot \frac{e_b - e_{z0'}}{R_{bl}} \end{cases}$$

Où $T_{z0'}$ et $e_{z0'}$ sont la température et la pression partielle de la vapeur d'eau à la surface des feuilles.

Les flux de chaleur et de masse H et LE totaux récupérés par TEB (H_X et LE_X ; X étant soit Garden soit Greenroof) sont donné par :

$$\begin{cases} H_X = \rho_a \cdot c_{pa} \cdot \frac{T_Y - T_b}{R_{az}} \\ LE_X = \rho_a \cdot c_{pa} \cdot \frac{e_Y - e_b}{R_{az}} \end{cases}$$

Où, en fonction de la zone végétalisée étudiée ; T_Y et e_Y sont la température et la pression partielle de la vapeur d'eau dans le canyon au pas de temps précédent ou au niveau du forçage. R_{az} est égale à R_{ag} ou R_{agr} , les résistances aérodynamiques respectivement au niveau de la végétation et au niveau des toitures végétalisées.

Annexe C : Equations des résistances pour le dépôt d’ozone sur la végétation

La résistance globale des feuilles (R_{leaf}^{O3}) est calculée en fonction des résistances cuticulaire et stomatiques des feuilles jaunes et vertes.

Le calcul de la résistance cuticulaire R_{cut}^{O3} dépend de la valeur de l’humidité relative à la surface de la feuille HR_b calculée par Surf atm grâce à la température et la pression de vapeur à la surface des feuilles venant du bilan d’énergie :

$$\begin{cases} R_{cut}^{O3} = R_{cut_{max}}^{O3} & \text{si } HR_b < HR_0 \\ R_{cut}^{O3} = R_{cut_{max}}^{O3} * e^{(-k_{cut}(RH_b - RH_0))} & \text{si } HR_b > HR_0 \end{cases}$$

Où $R_{cut_{max}}^{O3}$ est la résistance cuticulaire maximale ; k_{cut} , le coefficient empirique de la fonction exponentielle et HR_0 la valeur seuil de l’humidité relative. Ces trois paramètres sont fixés, définis par (Stella et al., 2011) et donnés en entrée de Surf atm. $R_{cut_{max}}^{O3} = \frac{5000}{LAI_{tot}}$, $HR_0 = 60\%$ et $k_{cut} = 0.045$.

Les résistances stomatiques à l’ozone des feuilles vertes R_{sgr}^{O3} et des feuilles jaunes R_{sye}^{O3} sont obtenues en multipliant les résistances stomatiques à l’eau (dont les expressions sont montrées en [Annexe B](#)) au rapport des diffusivités de l’eau ($D_{H2O} = 2.178.10^{-5} m^2/s$) et de l’ozone ($D_{O3} = 1.44.10^{-5} m^2/s$) dans l’air à 20°C donné comme paramètre dans Surf atm.

$$\begin{cases} R_{sgr}^{O3} = R_{sgr} * \frac{D_{H2O}}{D_{O3}} \\ R_{sye}^{O3} = R_{sye} * \frac{D_{H2O}}{D_{O3}} \end{cases}$$

La résistance du dépôt au niveau du sol (R_{ground}^{O3}) s’exprime en fonction de trois résistances. : la résistance de surface du sol R_{soil}^{O3} , de la résistance de la couche quasi-laminaire du sol R_{bs}^{O3} , aérodynamique de canopée R_{ac}^{O3} .

Le calcul de la résistance de surface du sol dépend de l’humidité relative à la surface du sol HR_{surf} , calculé par le modèle Surf atm grâce à la température et la pression de vapeur à la surface du sol venant du bilan d’énergie et est donné par :

$$R_{soil}^{O_3} = R_{soil_{min}}^{O_3} * e^{(-k_{soil} \cdot HR_{surf})}$$

Où $R_{soil_{min}}^{O_3}$ est la résistance du sol sans eau absorbée à la surface du sol (quand $HR_{surf} = 0\%$); k_{soil} , le coefficient empirique de la fonction exponentielle. Ces paramètres sont fixés, définis par (Stella et al., 2011) et donnés en entrée de Surfatm. $R_{soil_{min}}^{O_3} = 21. s. m^{-1}$ et $k_{cut} = 0.024$. La résistance de la couche quasi-laminaire du sol à l’ozone s’exprime de la même façon que celle à l’eau selon la loi de Hicks :

$$R_{bs}^{O_3} = \frac{2}{\kappa * u_{ground}^*} \left(\frac{Sc_{O_3}}{Pr} \right)^{2/3}$$

Où Sc_{O_3} est le nombre de Schmidt pour l’ozone ; Pr le nombre de Prandtl, κ est la constante de von Karman (=0.4) et u_{ground}^* est la vitesse de frottement proche de la surface (voir [Annexe B](#)).

Enfin la résistance de la couche quasi-laminaire des feuilles à l’ozone $R_{bl}^{O_3}$, nécessaire pour le calcul de la résistance globale de canopée R_{co3} , se calcule comme la résistance de la couche quasi-laminaire des feuilles de l’eau R_{bl} (expression donnée en [Annexe B](#)) multipliée par le rapport des diffusivités de l’eau ($D_{H_2O} = 2.178.10^{-5} m^2/s$) et de l’ozone ($D_{O_3} = 1.44.10^{-5} m^2/s$) dans l’air à 20°C.

$$R_{bl}^{O_3} = R_{bl} * \frac{D_{H_2O}}{D_{O_3}}$$

Annexe D : Test de sensibilité de TEB-Surfatm

Cette partie présente des tests de sensibilité réalisés sur les flux de chaleur H, LE et Rn à trois échelles différentes à l'échelle de la végétation (Garden), du canyon (Canyon) et de la ville (Town). Les paramètres testés sont ceux nécessaires pour le modèle Surfatm.

Pour chaque simulation, un paramètre varie à la fois. On teste 2-3 valeurs pour chaque paramètre. Chaque simulation est comparée avec une simulation de référence dont les valeurs des paramètres se trouvent dans le [Tableau D.1](#). La comparaison se fait sur la période diurne du mois de Juin 2016. Pour chaque simulation le pourcentage d'erreur moyen, moyenne de pourcentage d'erreur pour chaque pas de temps est calculé comme : $100 * \frac{Test-Ref}{Ref}$.

Ainsi,

-si le pourcentage d'erreur moyen est négatif cela veut dire qu'en moyenne $Test < Ref$

-si le pourcentage d'erreur moyen est positif cela veut dire qu'en moyenne $Test > Ref$

Si $\frac{Test-Ref}{Ref} = k$ alors $Test = (1 + k)Ref$.

L'analyse de sensibilité est menée sur les paramètres demandés par Surfatm et sont caractéristiques de la végétation et du sol de la surface végétalisée dans TEB-Surfatm. Ces paramètres se distinguent en trois catégories : les paramètres généraux de la végétation ([Figure D.1](#)), les paramètres stomatiques ([Figure D.2](#)) et les paramètres du sol ([Figures D.3](#) et [D.4](#)). Pour chacune de ces Figures, la partie A représente le pourcentage moyen de différence par rapport aux valeurs de différence pour les flux de chaleur simulé à l'échelle Garden, la partie B, à l'échelle du canyon et la partie C à l'échelle de la ville.

Tableau D. 1 : Valeurs de référence des paramètres testés lors de l'analyse de sensibilité des flux de chaleur R_n , H et LE

	Paramètres généraux	Valeurs de références	
Paramètres généraux	Occupation du sol [%]	Végétation 57.60	Route 11.10
	Albédo [-]	0.22	
	Emissivité [-]	0.97	
	Hauteur de végétation [m]	0.126	
	Longueur de feuille [m]	0.1	
	LAI efficient [-]	1	
	Attenuation ray [-]	0.42	
	Wind atténuation (α_u) [-]	2.5	
Paramètres stomatiques	g_{max} [mMol H ₂ O .m-2.s-1]	408.3	
	g_{min} [-]	0.01	
	T_{min} [°C]	12	
	T_{max} [°C]	40	
	T_{opt} [°C]	26	
	VPDmax [kPa]	1.3	
	VPDmin [kPa]	3	
	Alphalight (gpar) [-]	0.09	
Paramètres du sol	Soil depth [m]	2	
	Soil density [kg/m ³]	1575	
	teta initial (teta ini) [kg/kg]	0.295	
	teta minthreshold [kg/kg]	0.105	
	teta field capacity [kg/kg]	0.295	
	teta wilting point [kg/kg]	0.125	
	Soil saturation teta (Sol $\Theta_{saturation}$) [kg/kg]	0.32	
	Soil residual teta (Sol $\Theta_{residual}$) [kg/kg]	0.098	
	nVG (Paramètre Van Genuchten n) [-]	2.23	
	alpha VG (Paramètre Van Genuchten α) [m-1]	2.75	
	Conductivity thermal wetsoil [W/m/K]	1.8	
	Conductivity thermal drysoil [W/m/K]	0.3	
	depth soil Tsoil ref [m]	0.6	
	Soil porosity (Porosité du sol) [-]	0.505	
	Tortuosity coeff (Tortuosité du sol) [-]	2	

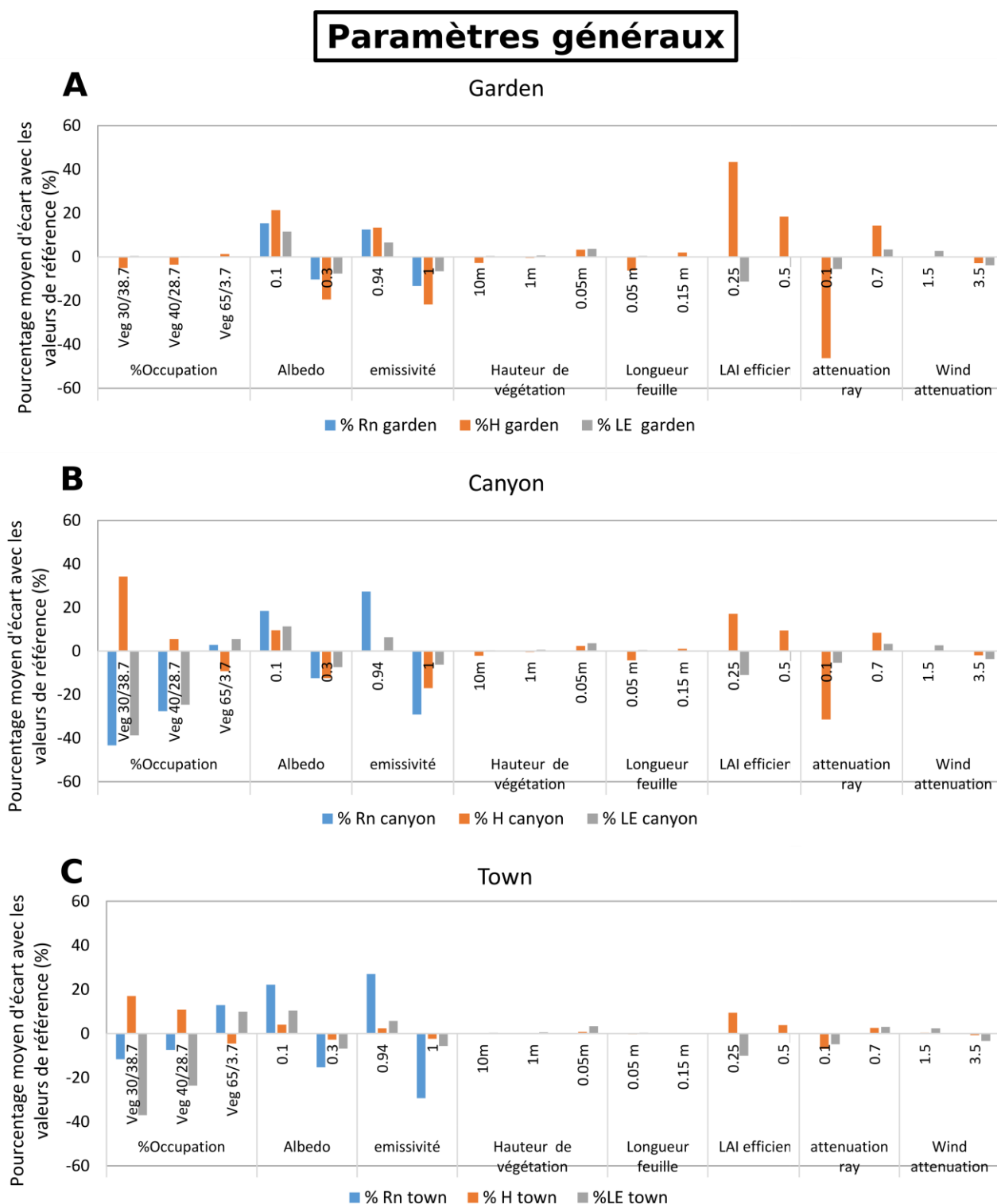


Figure D. 1: Test de sensibilité des paramètres généraux de végétation sur les flux de chaleur Rn, H et LE sur trois échelles : sur le jardin (Garden) (A), le canyon (Canyon) (B) et la ville (Town) (C)

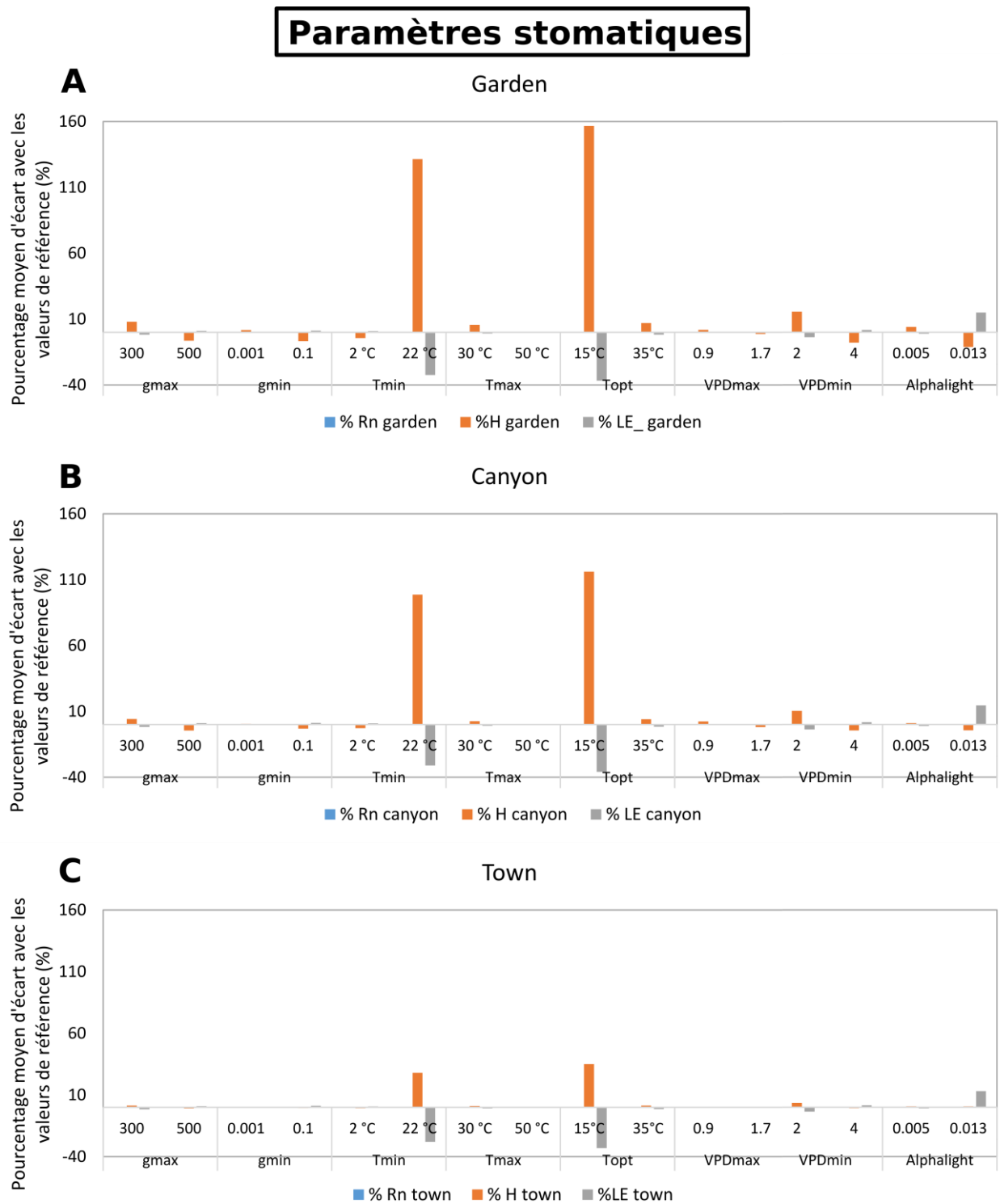


Figure D. 2: Test de sensibilité des paramètres stomatiques sur les flux de chaleur R_n , H et LE sur trois échelles : sur le jardin (Garden) (A), le canyon (Canyon) (B) et la ville (Town) (C).

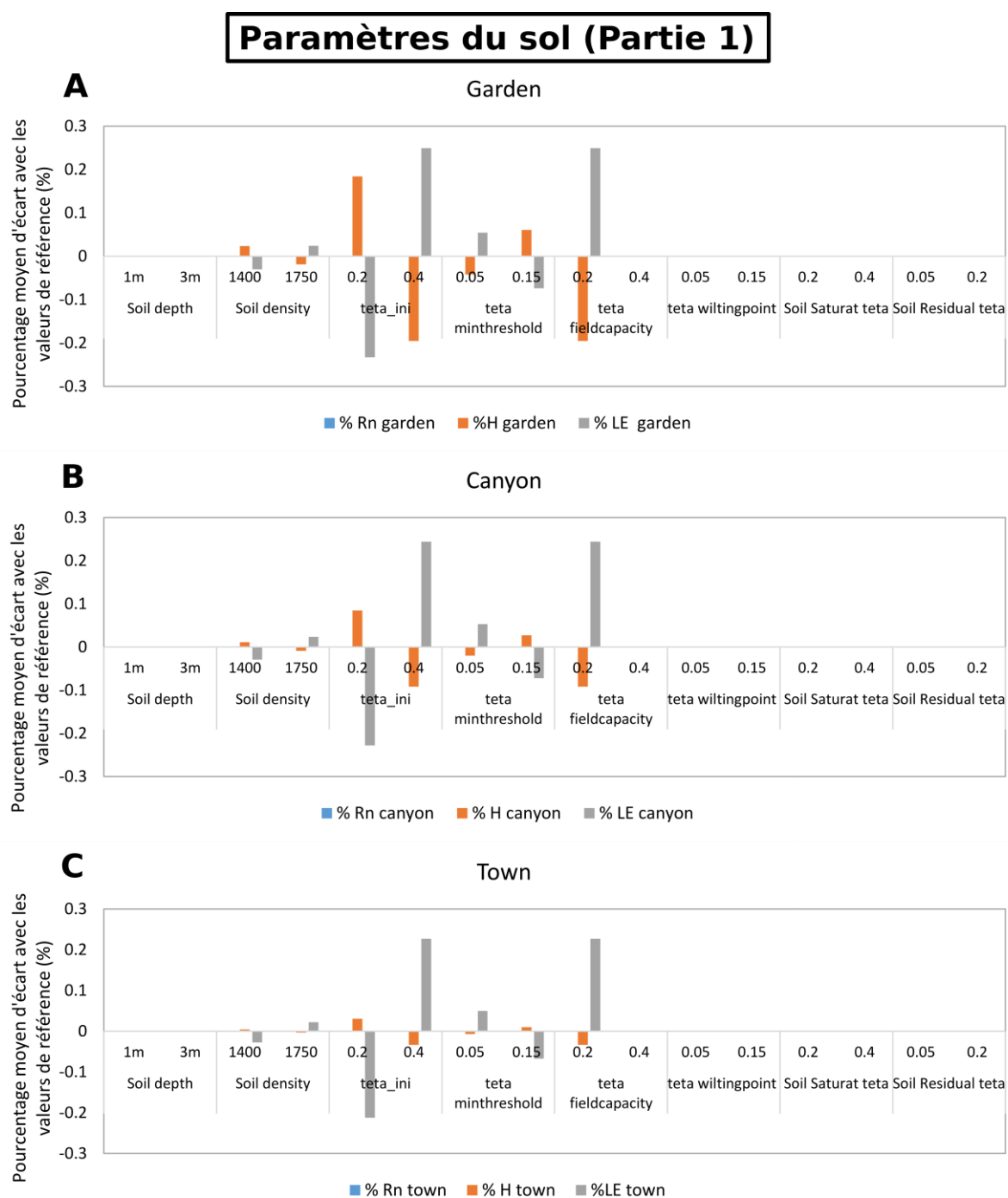


Figure D. 3: Test de sensibilité des paramètres du sol Partie 1 sur les flux de chaleur Rn, H et LE sur trois échelles : sur le jardin (Garden) (A), le canyon (Canyon) (B) et la ville (Town) (C)

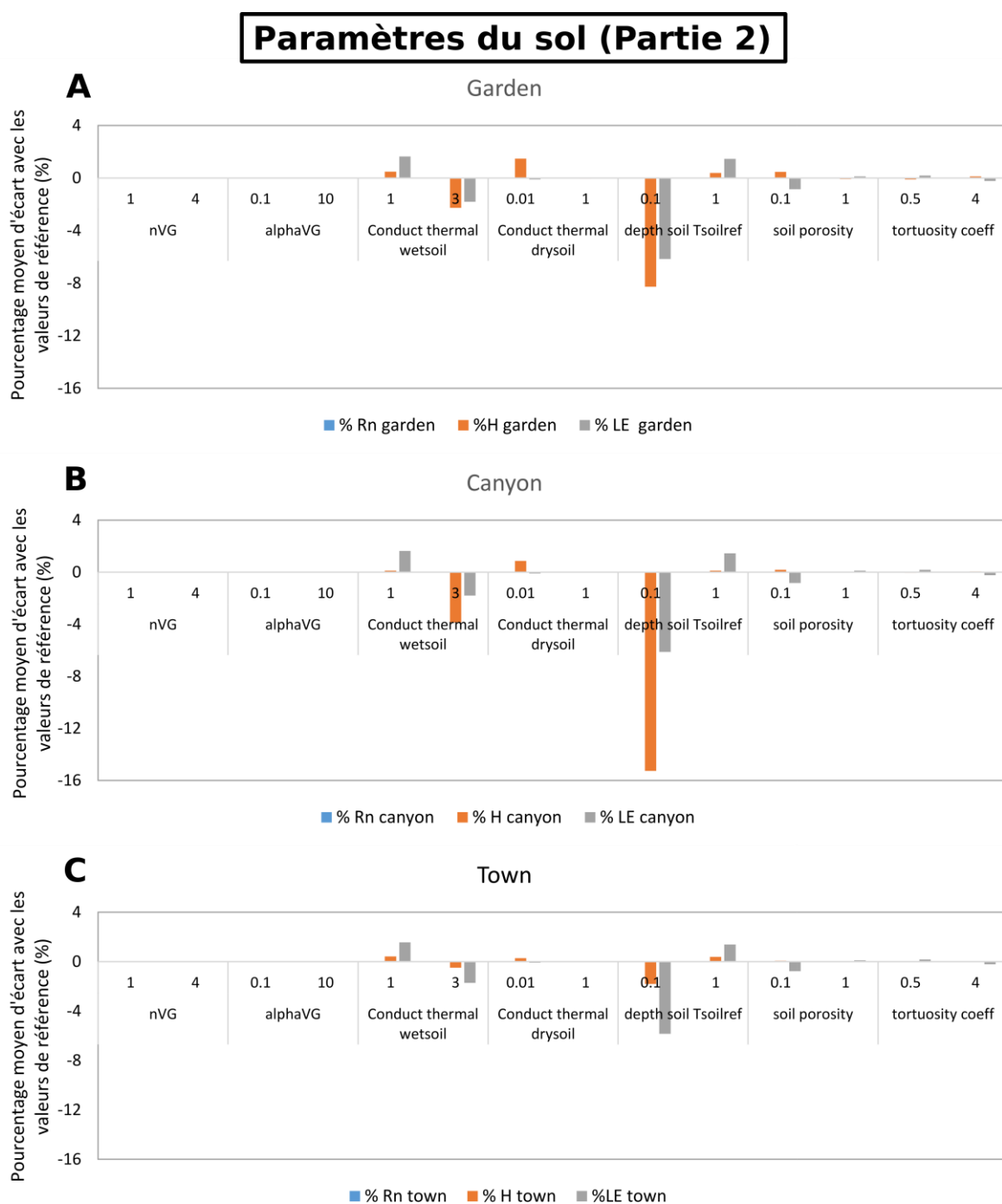


Figure D. 4 : Test de sensibilité des paramètres du sol Partie 2 sur les flux de chaleur Rn, H et LE sur trois échelles : sur le jardin (Garden) (A), le canyon (Canyon) (B) et la ville (Town) (C)

Conclusion :

Sur les 31 paramètres testés, 7 ont un fort impact sur les sorties de flux du modèle : Le pourcentage d'occupation du canyon (végétation/roue), l'albédo et l'émissivité de la végétation,

le LAI efficiency et attenuation ray, la température minimale, optimale pour l'ouverture stomatique et la profondeur où la température de référence du sol est prise en compte avec un écart visible absolu de 10% pour au moins un flux et au moins une échelle.

Annexe E : Variabilité saisonnière de la vitesse de dépôt

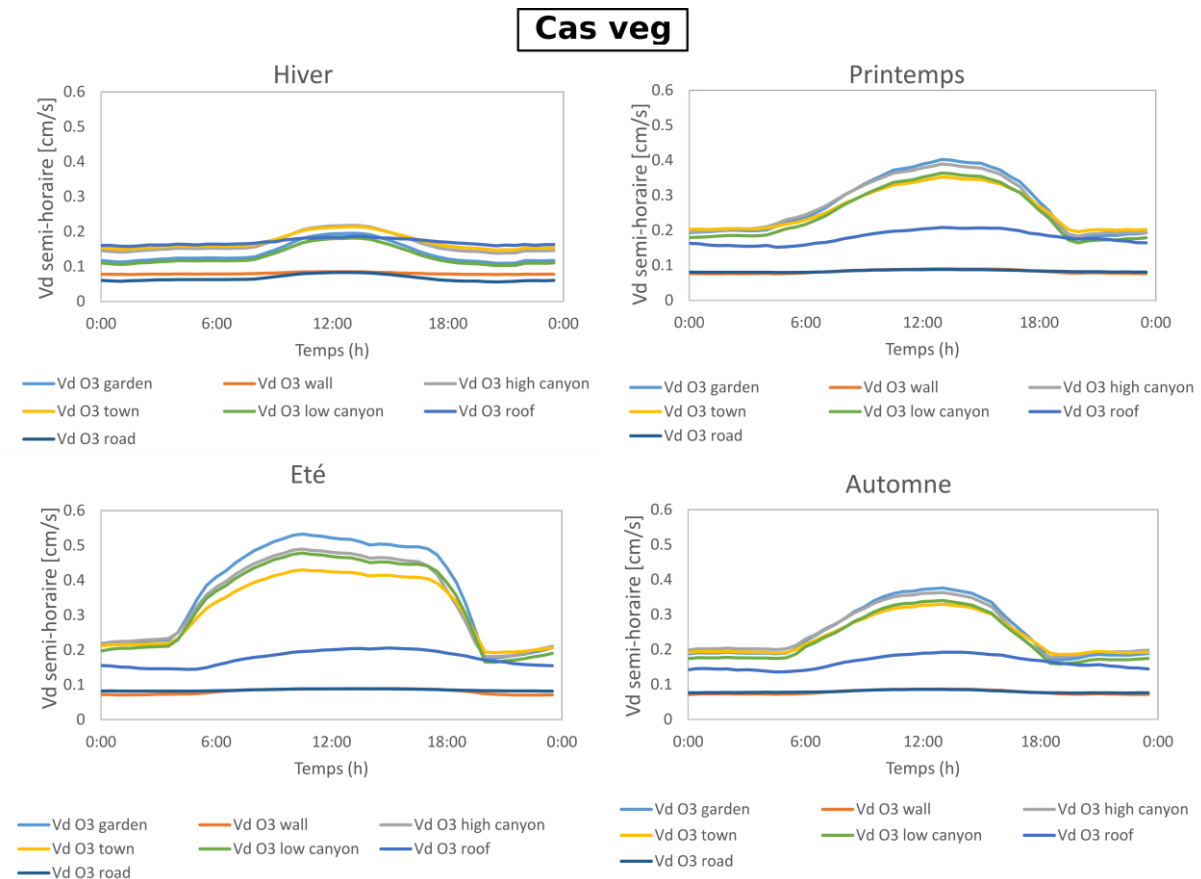


Figure E. 1: Représentation des moyennes semi-horaires de la vitesse de dépôt ($V_d^{O_3}(z)$) en fonction des saisons sur l'ensemble des surfaces ; sur la route, sur les murs, sur les toits et sur la végétation ; et agrégés dans le canyon (low canyon et high canyon) et sur la ville dans le cas végétalisé.

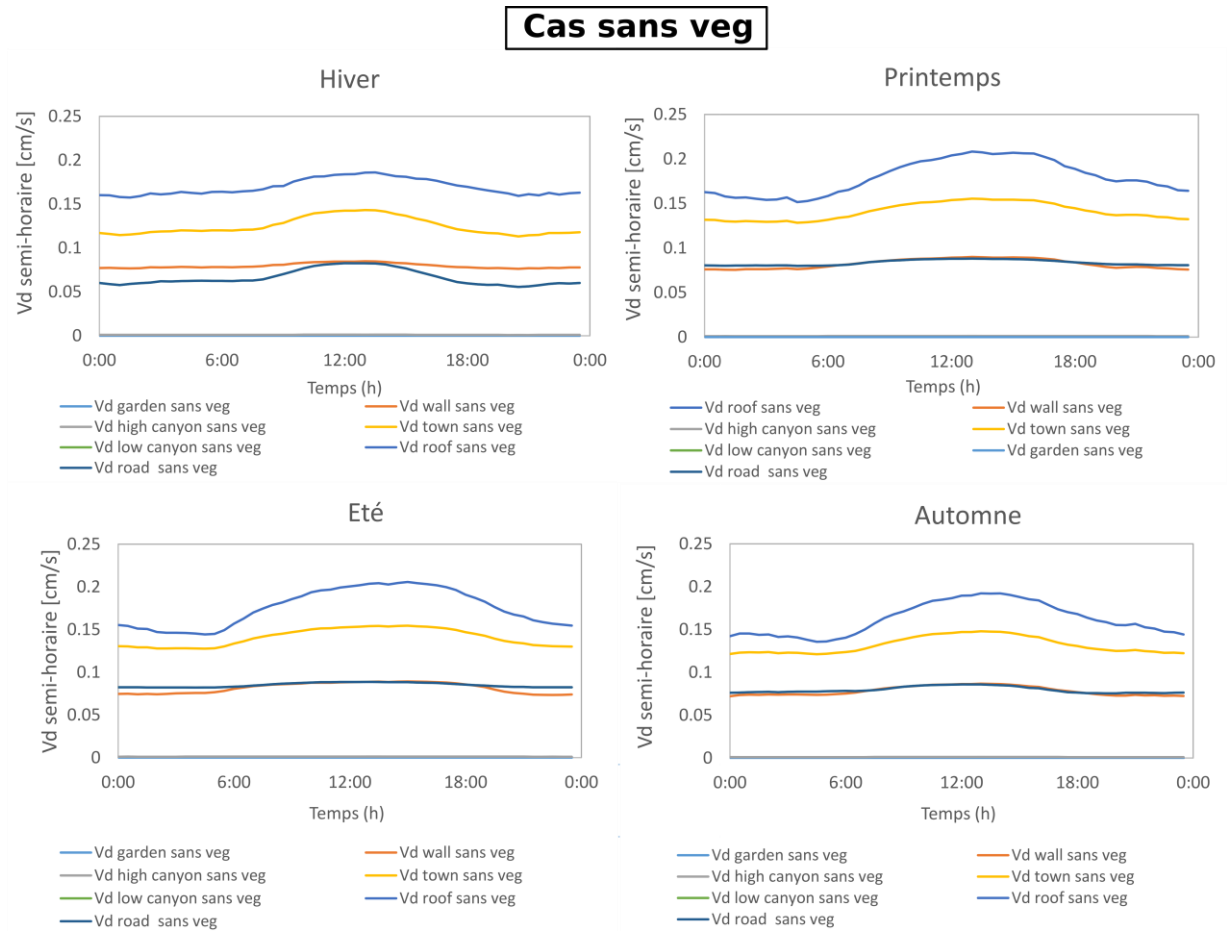


Figure E. 2 : Représentation des moyennes semi-horaires de la vitesse de dépôt ($(V_d^{O3}(z))$) en fonction des saisons sur l'ensemble des surfaces ; sur la route, sur les murs, sur les toits et sur la végétation ; et agrégés dans le canyon (low canyon en rouge et high canyon) et sur la ville dans le cas sans végétation.

Annexe F : Comparaison de scénarios

Une comparaison de scénarios est menée et teste l'effet de trois scénarios végétalisés sur le rafraîchissement et la dépollution en ozone par rapport à un scénario sans végétation.

Les trois scénarios représentent la même configuration que le site du Jardin du Palais Universitaire de Strasbourg avec le même pourcentage de surfaces à l'exception que le type de végétation change.

Les trois scénarios sont définis comme :

- Un cas avec seulement de la pelouse appelé le scénario 100% pelouse
- Un cas avec seulement des arbres appelé le scénario de forêt urbaine
- Un cas de végétation mixte (44% pelouse et 56% d'arbres) appelé le cas Strasbourg

Tout d'abord, l'analyse se focalise sur l'effet de rafraîchissement en calculant la différence de température du scénario de référence (bitumé) et la température pour un des cas végétalisés. Ces quatre scénarios représentent un canyon avec la même géométrie. L'effet de rafraîchissement se traduit comme la différence entre les températures du cas sans végétation et d'un cas végétalisé. La [Figure F.1](#) représente un schéma de la méthode.

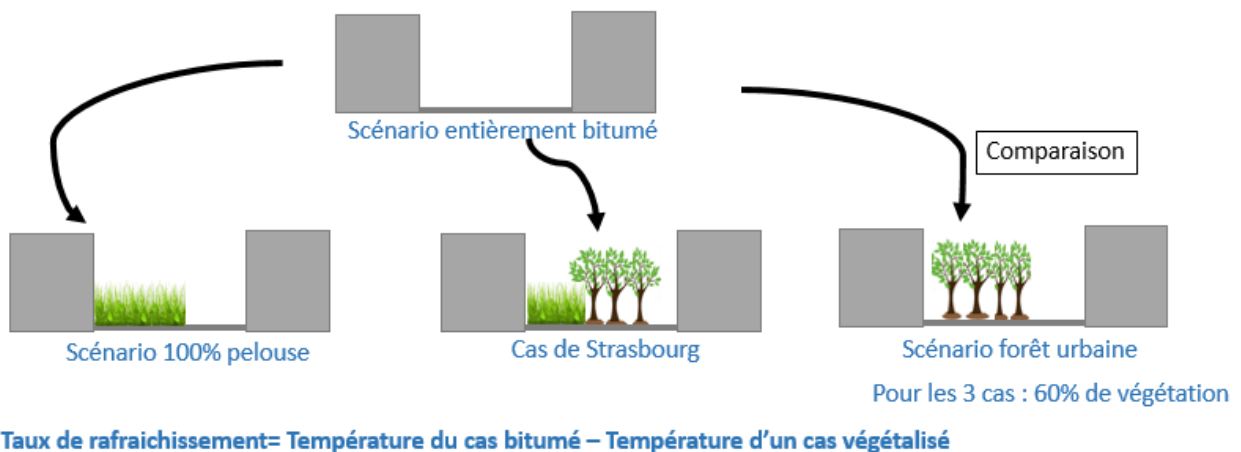


Figure F. 1: Méthode d'analyse du taux de rafraîchissement des trois cas végétalisés par rapport au cas sans végétation.

Les effets de rafraîchissement moyens diurne et nocturne en fonction des saisons sont étudiés sur la température de l'air dans le canyon et la température de surface des murs (Figures [F.2](#) et [F.3](#)).

En comparant les trois scénarios, il est observé que l'effet de rafraîchissement moyen est systématiquement plus important dans le scénario de forêt urbaine. De plus, le rafraîchissement est plus élevé pour tous les scénarios en été. Pour la température dans le canyon l'effet de rafraîchissement est le plus élevé le jour avec des valeurs entre 0.7 et 0.9°C. Pour la température de surface des murs l'effet de rafraîchissement est le plus élevé le jour et la nuit confondues, avec des valeurs entre 1 et 1.6°C.

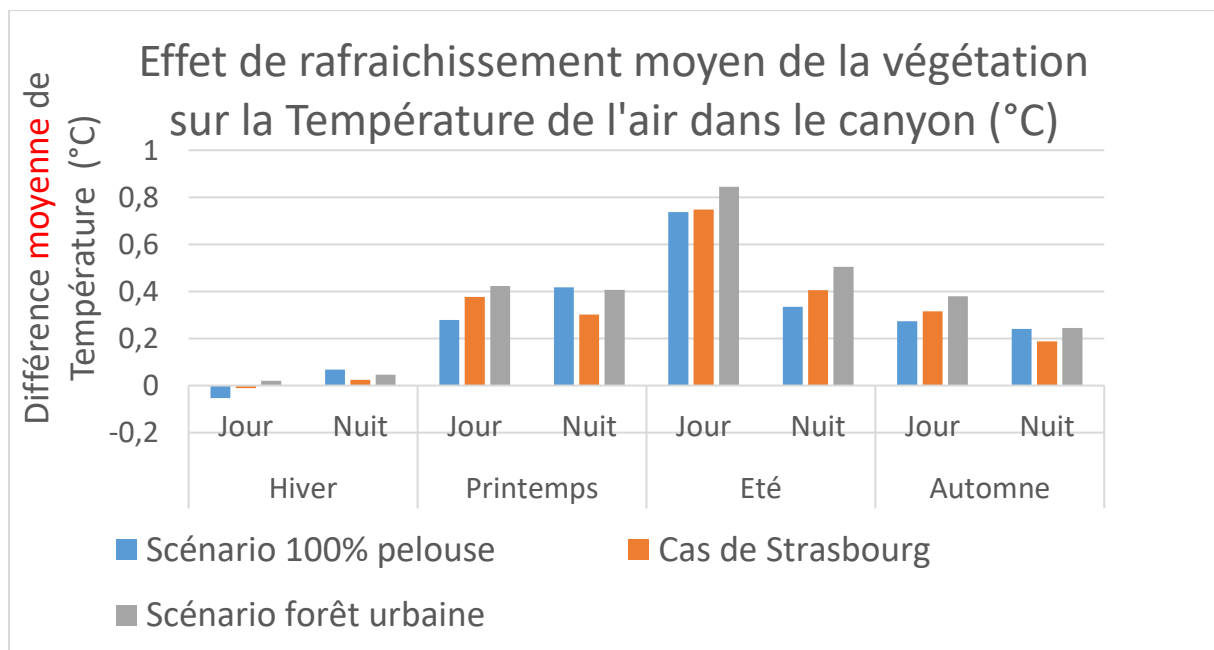


Figure F. 2: L'effet de rafraîchissement moyen diurne et nocturne en fonction des saisons est étudié sur la température de l'air dans le canyon

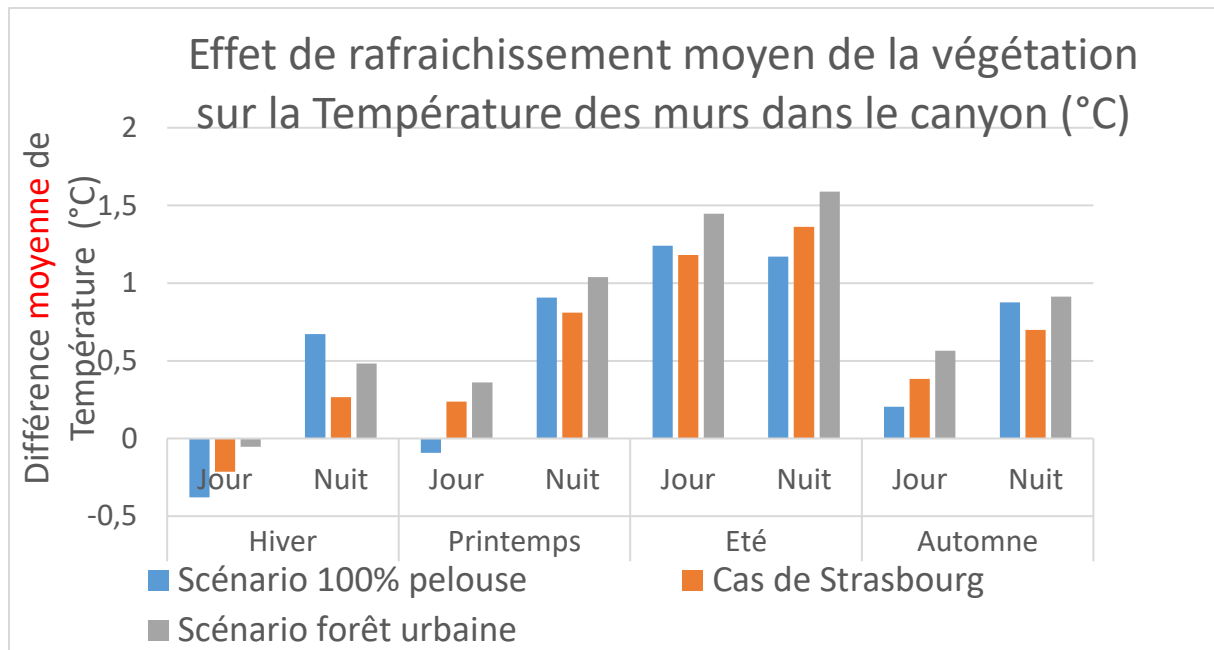


Figure F. 3: L'effet de rafraîchissement moyen diurne et nocturne en fonction des saisons est étudié sur la température de surface des murs

L'analyse se fait ensuite sur la dépollution de l'ozone. La méthode est identique à l'exception que le taux de dépollution relatif est défini comme : $Taux\ de\ dépollution = 1 - \frac{\% \text{ de dépôt d'ozone d'un cas végétalisé}}{\% \text{ de dépôt d'ozone du cas ref sans végétation}}$

La [Figure F.4](#) représente un schéma de la méthode.

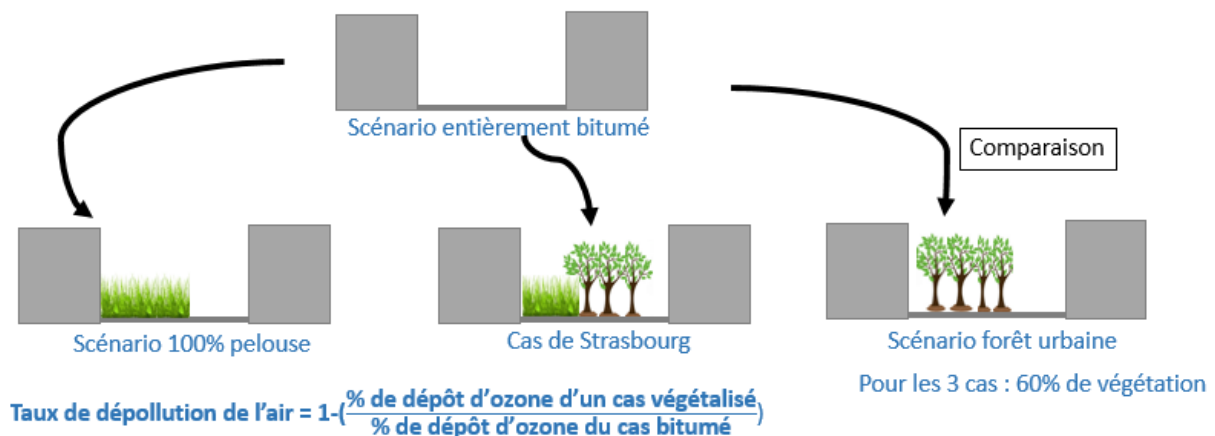


Figure F. 4 : Méthode d'analyse du taux de dépollution en ozone des trois cas végétalisés par rapport au cas sans végétation.

Les taux de dépollution en ozone moyen diurnes en fonction des saisons sont étudiés sur l’ozone de l’air dans le canyon ([Figure F.5](#)).

En comparant les trois scénarios, il est observé que le taux de dépollution en ozone moyen augmente fortement en ajoutant des arbres et les cas avec des arbres sont très largement supérieur à celui avec que de la pelouse surtout en été avec des différences de 5 et 7% pour respectivement les scénarios Strasbourg et forêt urbaine par rapport au scénario avec de la pelouse.

Le taux de dépollution est supérieur en été avec une amélioration moyenne de la qualité de l’air par rapport à l’ozone de 6 et 8% pour respectivement les scénarios Strasbourg et forêt urbaine.

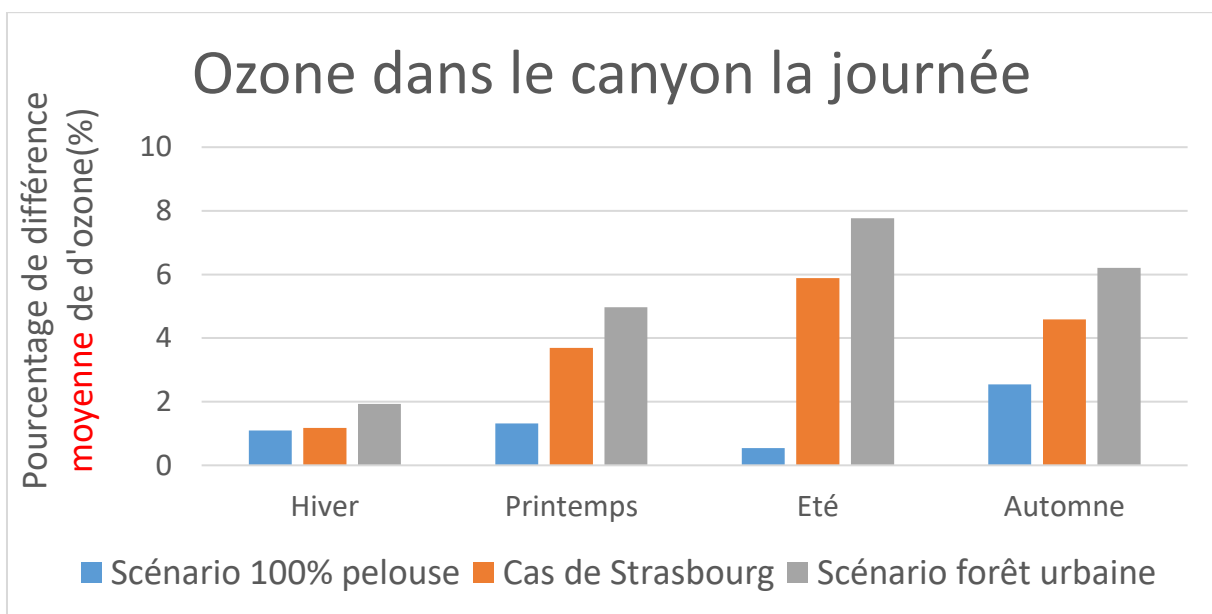


Figure F. 5: Le taux de dépollution en ozone moyen diurne en fonction des saisons est étudié sur la concentration d’ozone de l’air à l’intérieur du canyon.

Pour avoir une représentation plus concrète de l’impact de la végétation sur l’amélioration de la qualité de l’air, deux objectifs de qualité sont définis en France sur le seuil à ne pas dépasser pour la protection humaine et de la végétation.

En France l’objectif de qualité est :

Seuil de protection humaine :

Avoir à maximum journalier de la moyenne sur 8h de $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Seuil de protection de la végétation :

Seuil de protection de la végétation, AOT 40 de mai à juillet de 8h à 20h : $6\,000 \mu\text{g}/\text{m}^3.\text{h}$

Le [Tableau F.1](#), le présente le nombre de jours où le seuil de protection humaine a été dépassé et la valeur AOT 40 calculée pour le scénario sans végétation et les trois scénarios végétalisés. La présence de végétation, et de surcroît l'ajout d'arbres, a un impact positif sur l'amélioration de la qualité. Ces résultats montrent que l'ajout de végétation et d'arbres lors d'aménagement de quartiers aurait pour conséquence que la qualité de l'air serait proche des objectifs de qualité à atteindre.

Tableau F. 1 : Représentation du dépassement des seuils de la protection humaine et de la végétation (respectivement nombre de jour de dépassement de seuil et AOT40) pour le scénario sans végétation et les trois scénarios végétalisés.

	Scénario entièrement bitumé	Scénario 100% pelouse	Cas de Strasbourg	Scénario forêt urbaine
Seuil de protection humaine (en Jour)	13	9	7	5
Seuil de protection de la végétation (en $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$)	11005	9646	7542	6622

Table des figures

Figure 2.1: Représentation schématique du profil vertical de température (°C), de la pression de l'ozone (mPa) (inspiré de Ortenberg, 2002) et atmosphérique (Pa) (D'après Barry and Chorley (1968))	27
Figure 2.2: Représentation des types de transferts dans la couche limite de surface (D'après Srinath (2017))	28
Figure 2.3 : Synthèse schématique de la circulation atmosphérique dans la troposphère. (D'après Legras (2014))	32
Figure 2.4 : Schéma des caractéristiques des îlots de chaleur urbains. Représentation spatiale des températures de l'air dans la couche de canopée urbaine (UHI(air)) et des températures de surface (UHI(sfc) la nuit (A) et le jour (B) sous des conditions optimales d'îlot de chaleur ..	36
Figure 2.5 : Représentation du piégeage radiatif dans le canyon urbain, c'est-à-dire la rue avec des bâtiments autour (Choi et al., 2018).....	37
Figure 2.6: Schéma du mécanisme de formation de la production d'ozone (Wang et al., 2017).	46
Figure 2.7: Représentation de la méthode de sélection des articles du corpus.	54
Figure 2.8: Répartition des pays d'études du panel.	56
Figure 2.9: Structure et interconnexions des thèmes entre eux.	61
Figure 2.10 : Structure des articles traitant de la pollution de l'air	62
Figure 2.11: Articulation de la Thèse	65
Figure 3.1: Schémas résistifs des modèles: A) 'big-leaf', B) bicouches et C) multicouches (D'après Overgaard et al. (2006))	70
Figure 3.2: Principaux types de modèles de dispersion avec leur échelle d'étude (Reiminger, 2020).....	72
Figure 3.3 : Représentation schématique des surfaces, des flux de chaleur latente (QE) et sensible (QH) (Masson et al., 2002) et B) le profil de vent (Masson, 2000).	76
Figure 3.4: Schéma résistif des modèles pour les échanges de vapeur d'eau, de chaleur et d'ozone (Personne et al., 2009 ; Stella et al., 2011).....	78
Figure 4.1 : Illustration du couplage entre le modèle Surf atm et le modèle TEB pour un pas de temps	86

Figure 4.2 : Schéma résistif du modèle TEB-Surfatm pour : a) échanges de chaleur, b) échanges de vapeur d'eau, et c) bilan énergétique.	87
Figure 4.3 : Schéma des trois configurations pour l'évaluation du couplage sur la végétation.	89
Figure 4.4 : Comparaison des flux modélisés par TEB-Surfatm et Surfatm du Cas 1 (a-c), du Cas 2 (d-f) et du Cas 3 (g-i) pour le flux de chaleur sensible H (première colonne), le flux de chaleur latente LE (deuxième colonne) et pour le rayonnement net Rn (troisième colonne). .	90
Figure 4.5 : Schéma des trois configurations pour l'évaluation du couplage sur la partie ville.	92
Figure 4.6 : Comparaison des flux modélisés par TEB et TEB-Surfatm du Cas 1 (a-c), du Cas 2 (d-f) et du Cas 3 (g-i) pour le flux de chaleur sensible H (première colonne), le flux de chaleur latente LE (deuxième colonne) et pour le rayonnement net Rn (troisième colonne).....	93
Figure 4.7 : Vue aérienne du site expérimental. L'emplacement du mât de mesure est indiqué par le point jaune. La zone correspondant au rectangle jaune est considérée comme un canyon urbain.....	95
Figure 4.8 : Moyennes quotidiennes (à gauche) et demi-horaires (à droite) de (a-b) le rayonnement globale (Rg), (c-d) l'humidité relative (HR) (ligne rouge) et la température de l'air (Tair) (ligne grise), et (e-f) le rayonnement nette (Rn) (ligne rouge), le flux de chaleur sensible (H) (ligne grise) et le flux de chaleur latente (LE) (ligne noire). (g) précipitations cumulées quotidiennes et (h) rose des vents de la vitesse moyenne du vent sur une demi-heure.....	102
Figure 4.9 : Comparaison des flux mesurés et modélisés (a-c) du rayonnement net (Rn), (d-f) des flux de chaleur convectifs totaux (H+LE), (g-i) des flux de chaleur sensible (H), et (j-l) des flux de chaleur latente (LE) modélisés.....	105
Figure 4.10 : Boxplots des résidus filtrés avec les méthodes MAD (gris) et Footprint_MAD (rouge) pour chaque décile des mesures pour (a) les flux H et (b) LE.....	109
Figure 4.11 : Boxplots des résidus moyens sur 2 heures filtrés avec les méthodes MAD (gris) et Footprint_MAD (rouge) pour les flux H et LE pendant (a-b) le printemps, (c-d) l'été, et (d-e) l'automne, respectivement	111
Figure 4.12: Schéma de récupération des variables de direction du vent et de distance au mât où au moins 80% des flux sont mesurés afin d'étudier l'impact de l'empreinte de mesure....	112
Figure 4.13: Méthode d'interpolation bivariée et d'ajustement de surface lisse. Les résidus sont placés spatialement sur la zone d'étude (présentée en transparence) en fonction de coordonnées polaires définies par la direction du vent (l'angle θ) et de la distance où au moins 80% des flux	

sont mesurés (z) par rapport au mât (en jaune au centre de la figure). Si le pixel est rouge, il y a une sous-estimation du modèle ; s'il est bleu, il y a une surestimation du modèle sinon il est considéré que le flux modélisé concorde avec le flux mesuré.	112
Figure 4.14 : Distribution spatiale des résidus pour (a) les flux H et (b) les flux LE. La zone considérée par le modèle est indiquée par le rectangle gris et le mât de mesure par le point jaune.	114
Figure 5.1: Schéma résistif des transferts d'ozone au sein d'un canyon urbain avec de la végétation.	121
Figure 5.2: Diagramme d'inclusion des transferts d'ozone dans le modèle couplé TEB-Surfatm.	122
Figure 5.3: Schéma résistif des transferts d'ozone au niveau de la végétation.	123
Figure 5.4 : Schéma résistif des transferts d'ozone au niveau d'une surface inerte.	125
Figure 5.5: Schéma de l'évaluation du couplage sur la végétation.	129
Figure 5.6: Comparaison des conductances de canopée calculées par TEB-Surfatm et Surfatm.	130
Figure 5.7: Comparaison des conductances de canopée calculées par TEB-Surfatm et Surfatm avec des hauteurs de références identiques (4m) en m/s.	131
Figure 5.8: Comparaison des flux d'ozone sur chaque partie de la végétation de TEB-Surfatm en fonction de ceux simulé avec Surfatm.	132
Figure 5.9: Comparaison des humidité relative (HR) à la surface du sol de la végétation de Surfatm (en bleu) et de TEB-Surfatm (orange) avec les mêmes données d'entrée de Surfatm et de Surfatm dans le couplage en $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$	133
Figure 6.1: Répartition spatiale des concentrations moyennes annuelles en 2020 en NO_2 au niveau du site d'étude.	137
Figure 6.2 : Moyennes journalières (A) et semi-horaires (B) de la concentration d'ozone mesurées.	138
Figure 6.3 : Représentation des moyennes semi-horaires de la vitesse de dépôt ($V_{dO3}(z)$) et du flux d'ozone (F^{O3}) sur l'ensemble des surfaces.	141
Figure 6.4: Schéma des vitesses de dépôt agrégées $V_{d \text{ high canyon}O3}(z)$, $V_{d \text{ low canyon}O3}(z)$ et $V_{d \text{ town}O3}(z)$ en fonction des vitesses de dépôt de surface (toit $V_{d \text{ roof}O3}(z)$, murs $V_{d \text{ wall}O3}(z)$, végétation $V_{d \text{ garden}O3}(z)$ et route $V_{d \text{ road}O3}(z)$).	142
Figure 6.5 : Représentation de la concentration d'ozone en journée dans le canyon en fonction de celle en journée au niveau du forçage dans le cas veg (A) et le cas sans veg (B).	145

Figure 6.6 : Concentration d’ozone au niveau du forçage et dans le canyon avec ou sans végétation en journée sur cinq jours du 05/05/2016 au 09/05/2016.	146
Figure D. 1: Test de sensibilité des paramètres généraux de végétation sur les flux de chaleur R_n , H et LE sur trois échelles : sur le jardin (Garden) (A), le canyon (Canyon) (B) et la ville (Town) (C).....	184
Figure D. 2: Test de sensibilité des paramètres stomatiques sur les flux de chaleur R_n , H et LE sur trois échelles : sur le jardin (Garden) (A), le canyon (Canyon) (B) et la ville (Town) (C).	185
Figure D. 3: Test de sensibilité des paramètres du sol Partie 1 sur les flux de chaleur R_n , H et LE sur trois échelles : sur le jardin (Garden) (A), le canyon (Canyon) (B) et la ville (Town) (C)	186
Figure D. 4 : Test de sensibilité des paramètres du sol Partie 2 sur les flux de chaleur R_n , H et LE sur trois échelles : sur le jardin (Garden) (A), le canyon (Canyon) (B) et la ville (Town) (C)	187
Figure E. 1: Représentation des moyennes semi-horaires de la vitesse de dépôt ($V_d^{O_3}(z)$) en fonction des saisons sur l’ensemble des surfaces ; sur la route, sur les murs, sur les toits et sur la végétation ; et agrégés dans le canyon (low canyon et high canyon) et sur la ville dans le cas végétalisé.	190
Figure E. 2 : Représentation des moyennes semi-horaires de la vitesse de dépôt ($V_d^{O_3}(z)$) en fonction des saisons sur l’ensemble des surfaces ; sur la route, sur les murs, sur les toits et sur la végétation ; et agrégés dans le canyon (low canyon en rouge et high canyon) et sur la ville dans le cas sans végétation.	191
Figure F. 1: Méthode d’analyse du taux de rafraîchissement des trois cas végétalisés par rapport au cas sans végétation.	192
Figure F. 2: L’effet de rafraîchissement moyen diurne et nocturne en fonction des saisons est étudié sur la température de l’air dans le canyon	193
Figure F. 3: L’effet de rafraîchissement moyen diurne et nocturne en fonction des saisons est étudié sur la température de surface des murs.....	194
Figure F. 4 : Méthode d’analyse du taux de dépollution en ozone des trois cas végétalisés par rapport au cas sans végétation.	194
Figure F. 5: Le taux de dépollution en ozone moyen diurne en fonction des saisons est étudié sur la concentration d’ozone de l’air à l’intérieur du canyon.	195

Table des tableaux

Tableau 2.1 : Valeurs limites, seuil d'alerte et objectif de qualité des polluants NO, NO ₂ , SO ₂ , O ₃ , PM ₁₀ et PM _{2.5} définis par l'article R.221-1 du code de l'environnement	42
Tableau 2.2: L'ensemble des thèmes et sous-thèmes identifiés et le nombre d'articles du corpus traitant de ces sous-thèmes rangés dans les sept thèmes détaillés partie 2.7.1.....	59
Tableau 3.1: Synthèse des modèles de climat urbain, de pollution de l'air et de végétation. ..	74
Tableau 4.1: Configuration du Canyon dans TEB-Surfatm pour les trois configurations choisies pour l'évaluation du couplage.	89
Tableau 4.2 : Configuration du Canyon dans TEB-Surfatm pour les trois configurations choisies pour l'évaluation du couplage.	92
Tableau 4.3: Fraction d'occupation de surfaces horizontales.	96
Tableau 4.4: Paramètres d'entrée de TEB-Surfatm pour les surfaces imperméables.....	97
Tableau 4.5: Paramètres finaux retenus pour l'entrée du modèle, pour les arbres, l'herbe et le sol.	99
Tableau 4.6 : Equation de la régression linéaire, Erreur quadratique moyenne (RMSE), Biais, et Pourcentage d'erreur absolue moyen (MAPE) des flux prédits à l'échelle du jardin, du canyon et de la ville et des flux mesurés.	106
Tableau 5.1:Description des résistances calculée dans le schéma résistif des transferts d'ozone	124
Tableau 5.2: Configuration du Canyon ouvert dans TEB-Surfatm.....	129
Tableau 6.1: Proportion de surface (surface considérée/surface totale horizontale [-]) apparaissant devant les flux de chaque surface dans les expressions (eq. 5.9 à 5.11) des trois vitesses de dépôt (et des trois flux) agrégées à trois échelles différentes.....	143
Tableau 6.2 : Valeurs des résistances utilisées dans le calcul de <i>RatioReq</i> et <i>gcanyon</i> afin de tester leur sensibilité.....	147
Tableau 6.3 : Valeurs de référence de vitesse de dépôt sur une surface végétalisée trouvées dans la littérature.	148
Tableau 6.4: Valeurs de référence de vitesse de dépôt sur les surfaces imperméabilisées trouvées dans la littérature.	149
Tableau 6.5: Synthèse des réponses de la concentration et du flux d'ozone modélisés aux variations des résistances avec végétation (A et B) et sans végétation (C et D).	151

Tableau 6.6: Synthèse des réponses de la concentration et du flux modélisé aux variations des paramètres de la végétation.	153
Tableau 6.7: Synthèse des interactions entre g_{max} , un paramètre de la végétation spécifique des stomates et l'état du LAI qui se découpe en trois périodes : la période 'sans feuille', la période de croissance et la période foliaire.	155
Tableau B. 1: Paramètres finaux retenus pour l'entrée du modèle, pour les arbres, l'herbe et le sol.	176
Tableau D. 1 : Valeurs de référence des paramètres testés lors de l'analyse de sensibilité des flux de chaleur R_n , H et LE	183
Tableau F. 1 : Représentation du dépassement des seuils de la protection humaine et de la végétation (respectivement nombre de jour de dépassement de seuil et AOT40) pour le scénario sans végétation et les trois scénarios végétalisés.	196

Références

- Aas, W., Mortier, A., Bowersox, V., Cherian, R., Faluvegi, G., Fagerli, H., Hand, J., Klimont, Z., Galy-Lacaux, C., Lehmann, C.M.B., Myhre, C.L., Myhre, G., Olivié, D., Sato, K., Quaas, J., Rao, P.S.P., Schulz, M., Shindell, D., Skeie, R.B., Stein, A., Takemura, T., Tsyro, S., Vet, R., Xu, X., 2019. Global and regional trends of atmospheric sulfur. *Sci Rep* 9, 953. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-37304-0>
- Abhijith, K.V., Kumar, P., Gallagher, J., McNabola, A., Baldauf, R., Pilla, F., Broderick, B., Di Sabatino, S., Pulvirenti, B., 2017. Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments – A review. *Atmospheric Environment* 162, 71–86. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.014>
- AboElata, A.A.A., 2017. Study the Vegetation as Urban Strategy to Mitigate Urban Heat Island in Mega City Cairo. *Procedia Environmental Sciences, Green Urbanism (GU)* 37, 386–395. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2017.03.004>
- Adam-Poupard, A., Labrèche, F., Smargiassi, A., Duguay, P., Busque, M.-A., Gagné, C., Rintamäki, H., Kjellstrom, T., Zayed, J., 2013. Climate change and Occupational Health and Safety in a temperate climate: potential impacts and research priorities in Quebec, Canada. *Ind Health* 51, 68–78. <https://doi.org/10.2486/indhealth.2012-0100>
- Adolphe, L., 1998. *Ambiances architecturales et urbaines*. Editions Parenthèses.
- Akima, H., 1996. Algorithm 761: Scattered-data surface fitting that has the accuracy of a cubic polynomial. *TOMS*. <https://doi.org/10.1145/232826.232856>
- Akima, H., 1978. A Method of Bivariate Interpolation and Smooth Surface Fitting for Irregularly Distributed Data Points. *ACM Trans. Math. Softw.* 4, 148–159. <https://doi.org/10.1145/355780.355786>
- Analitis, A., Michelozzi, P., D'Ippoliti, D., de'Donato, F., Menne, B., Matthies, F., Atkinson, R.W., Iñiguez, C., Basagaña, X., Schneider, A., Lefranc, A., Paldy, A., Bisanti, L., Katsouyanni, K., 2014. Effects of Heat Waves on Mortality: Effect Modification and Confounding by Air Pollutants. *Epidemiology* 25, 15–22. <https://doi.org/10.1097/EDE.0b013e31828ac01b>
- Andrea Rodriguez-Villamizar, L., Yezid Rojas-Roa, N., Camilo Blanco-Becerra, L., Mauricio Herrera-Galindo, V., Alfredo Fernandez-Nino, J., 2018. Short-Term Effects of Air Pollution on Respiratory and Circulatory Morbidity in Colombia 2011-2014: A Multi-

- City, Time-Series Analysis. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15, 1610. <https://doi.org/10.3390/ijerph15081610>
- Arnfield, A.J., 2003. Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *International Journal of Climatology* 23, 1–26. <https://doi.org/10.1002/joc.859>
- Asaeda, T., Ca, V.T., Wake, A., 1996. Heat storage of pavement and its effect on the lower atmosphere. *Atmospheric Environment* 30, 413–427. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)00140-5](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)00140-5)
- Atkinson, R., Arey, J., 2003. Gas-phase tropospheric chemistry of biogenic volatile organic compounds: a review. *Atmospheric Environment, The 1997 Southern California Ozone Study (SCOS97-NARSTO). Dedicated to the Memory of Dr. Glen Cass (1947-2001)* 37, 197–219. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(03\)00391-1](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00391-1)
- Baldocchi, D., Hicks, B., Camara, P., 1987. A canopy stomatal resistance model for gaseous deposition to vegetated surfaces. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(87\)90274-5](https://doi.org/10.1016/0004-6981(87)90274-5)
- Barmapadimos, I., Hueglin, C., Keller, J., Henne, S., Prévôt, A.S.H., 2011. Influence of meteorology on PM₁₀ trends and variability in Switzerland from 1991 to 2008. *Atmospheric Chemistry and Physics* 11, 1813–1835. <https://doi.org/10.5194/acp-11-1813-2011>
- Barry, R.G., Chorley, R.J., 1968. *Atmosphere, weather and climate*. Methuen, London.
- Berwal, S., Kumar, D., Singh, V.P., Pandey, A.K., Kumar, K., 2016. Impact of Thermal Inertia on Urban Climatology: A Case Study of Delhi. *AGU Fall Meeting Abstracts* 33.
- Bigazzi, A.Y., Rouleau, M., 2017. Can traffic management strategies improve urban air quality? A review of the evidence. *Journal of Transport & Health* 7, 111–124. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2017.08.001>
- Boone, A., Calvet, J.-C., Noilhan, J., 1999. Inclusion of a Third Soil Layer in a Land Surface Scheme Using the Force–Restore Method. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 38, 1611–1630. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(1999\)038<1611:IOATSL>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(1999)038<1611:IOATSL>2.0.CO;2)
- Boone, A., Samuelsson, P., Gollvik, S., Napoly, A., Jarlan, L., Brun, E., Decharme, B., 2017. The interactions between soil–biosphere–atmosphere land surface model with a multi-energy balance (ISBA-MEB) option in SURFEXv8 – Part 1: Model description. *Geoscientific Model Development* 10, 843–872. <https://doi.org/10.5194/gmd-10-843-2017>

- Booth, C.A., Hammond, F.N., Lamond, J., Proverbs, D.G., 2011. Solutions for Climate Change Challenges in the Built Environment. John Wiley & Sons.
- Bounoua, L., Thome, K., Nigro, J., 2021. Cities Exacerbate Climate Warming. *Urban Science* 5, 27. <https://doi.org/10.3390/urbansci5010027>
- Bounoua, L., Zhang, P., Mostovoy, G., Thome, K., Masek, J., Imhoff, M., Shepherd, M., Quattrochi, D., Santanello, J., Silva, J., Wolfe, R., Toure, A., 2015. Impact of urbanization on US surface climate. *Environmental Research Letters* 10. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/8/084010>
- Bournez, E., 2018. Etude du rôle de la végétation dans la création de microclimats urbains : approche combinée de mesures et de modélisations à différentes échelles (These de doctorat). Strasbourg.
- Bouyer, J., Musy, M., Huang, Y., Athamena, K., 2011. Mitigating Urban Heat Island Effect by Urban Design: Forms and Materials. pp. 164–181.
- Braga, A.L.F., Zanobetti, A., Schwartz, J., 2002. The effect of weather on respiratory and cardiovascular deaths in 12 U.S. cities. *Environ Health Perspect* 110, 859–863.
- Braud, I., Dantas-Antonino, A.C., Vauclin, M., Thony, J.L., Ruelle, P., 1995. A simple soil-plant-atmosphere transfer model (SiSPAT) development and field verification. *Journal of Hydrology, Atmospheric and Hydrological Processes at the Soil-Vegetation-Atmosphere Interface* 166, 213–250. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)05085-C](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)05085-C)
- Bretz, S., Akbari, H., Rosenfeld, A., 1998. Practical issues for using solar-reflective materials to mitigate urban heat islands. *Atmospheric Environment, Conference on the Benefits of the Urban Forest* 32, 95–101. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00182-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00182-9)
- Bruse, M., Fleer, H., 1998. Simulating surface-plant-air interactions inside urban environments with a three dimensional numerical model. *Environmental Modelling & Software* 13, 373–384. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(98\)00042-5](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(98)00042-5)
- Buccolieri, R., Gromke, C., Di Sabatino, S., Ruck, B., 2009. Aerodynamic effects of trees on pollutant concentration in street canyons. *Science of The Total Environment* 407, 5247–5256. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.06.016>
- Bueno, B., Pigeon, G., Norford, L.K., Zibouche, K., Marchadier, C., 2012. Development and evaluation of a building energy model integrated in the TEB scheme. *Geosci. Model Dev.* 5, 433–448. <https://doi.org/10.5194/gmd-5-433-2012>
- Bulkeley, H., 2012. Cities and Climate Change. Routledge, London. <https://doi.org/10.4324/9780203077207>

- Burba, G., Anderson, D., 2010. A Brief Practical Guide to Eddy Covariance Flux Measurements: Principles and Workflow Examples for Scientific and Industrial Applications. LI-COR Biosciences.
- Butlin, R.N., 1990. Effects of air pollutants on buildings and materials. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh, Section B: Biological Sciences* 97, 255–272. <https://doi.org/10.1017/S0269727000005376>
- Calvet, J.C., Noilhan, J., Roujean, J.-L., Bessemoulin, P., Cabelguenne, M., Olioso, A., Wigneron, J.-P., 1998. An interactive vegetation SVAT model tested against data from six contrasting sites. *Agricultural and Forest Meteorology* 73–95.
- Carter, J.G., Cavan, G., Connelly, A., Guy, S., Handley, J., Kazmierczak, A., 2015. Climate change and the city: Building capacity for urban adaptation. *Progress in Planning, Climate change and the city: Building capacity for urban adaptation* 95, 1–66. <https://doi.org/10.1016/j.progress.2013.08.001>
- Charvolin, F., Frioux, S., Kamoun, L., Mélard, F., Roussel, I., 2017. Un air familial?: Sociohistoire des pollutions atmosphériques, Un air familial?: Sociohistoire des pollutions atmosphériques, Sciences sociales. Presses des Mines, Paris.
- Choi, Y., Lee, S., Moon, H., 2018. Urban Physical Environments and the Duration of High Air Temperature: Focusing on Solar Radiation Trapping Effects. *Sustainability* 10, 4837. <https://doi.org/10.3390/su10124837>
- Choudhury, B.J., Monteith, J.L., 1988. A four-layer model for the heat budget of homogeneous land surfaces. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 114, 373–398. <https://doi.org/10.1002/qj.49711448006>
- Chrysoulakis, N., Grimmond, S., Feigenwinter, C., Lindberg, F., Gastellu-Etchegorry, J.-P., Marconcini, M., Mitraka, Z., Stagakis, S., Crawford, B., Olofson, F., Landier, L., Morrison, W., Parlow, E., 2018. Urban energy exchanges monitoring from space. *Sci Rep* 8, 11498. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29873-x>
- Cieslik, S., Labatut, A., 1997. Ozone and heat fluxes over a Mediterranean pseudosteppe. *Atmospheric Environment, BEMA: A European Commission Project on Biogenic Emissions in the Mediterranean Area* 31, 177–184. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00084-8](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00084-8)
- Cimorelli, A.J., Perry, S.G., Venkatram, A., Weil, J.C., Paine, R.J., Wilson, R.B., Lee, R.F., Peters, W.D., Brode, R.W., 2005. AERMOD: A Dispersion Model for Industrial Source Applications. Part I: General Model Formulation and Boundary Layer Characterization.

- Journal of Applied Meteorology and Climatology 44, 682–693.
<https://doi.org/10.1175/JAM2227.1>
- Cooper, O.R., Parrish, D.D., Ziemke, J., Balashov, N.V., Cupeiro, M., Galbally, I.E., Gilge, S., Horowitz, L., Jensen, N.R., Lamarque, J.-F., Naik, V., Oltmans, S.J., Schwab, J., Shindell, D.T., Thompson, A.M., Thouret, V., Wang, Y., Zbinden, R.M., 2014. Global distribution and trends of tropospheric ozone: An observation-based review. *Elementa: Science of the Anthropocene* 2, 000029.
<https://doi.org/10.12952/journal.elementa.000029>
- Corsi, R., McDonald-Buller, E., Darling, E., Kimura, Y., Poppendieck, D., 2011. Dry Deposition of Ozone to Built Environment Surfaces: Executive Summary.
- Crank, P.J., Sailor, D.J., Ban-Weiss, G., Taleghani, M., 2018. Evaluating the ENVI-met microscale model for suitability in analysis of targeted urban heat mitigation strategies. *Urban Climate* 26, 188–197. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2018.09.002>
- Crippa, M., Janssens-Maenhout, G., Dentener, F., Guizzardi, D., Sindelarova, K., Muntean, M., Van Dingenen, R., Granier, C., 2016. Forty years of improvements in European air quality: regional policy-industry interactions with global impacts. *Atmospheric Chemistry and Physics* 16, 3825–3841. <https://doi.org/10.5194/acp-16-3825-2016>
- Crutzen, P.J., 2004. New Directions: The growing urban heat and pollution “island” effect—impact on chemistry and climate. *Atmospheric Environment* 38, 3539–3540.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.03.032>
- De Munck, C.S., Lemonsu, A., Bouzouidja, R., Masson, V., Claverie, R., 2013. The GREENROOF module (v7.3) for modelling green roof hydrological and energetic performances within TEB. *Geosci. Model Dev.* 6, 1941–1960.
<https://doi.org/10.5194/gmd-6-1941-2013>
- De Santis, F., Zona, D., Bellagotti, R., Vichi, F., Allegrini, I., 2004. Ozone monitoring in a Mediterranean forest using diffusive and continuous sampling. *Anal Bioanal Chem* 380, 818–823. <https://doi.org/10.1007/s00216-004-2831-7>
- Delmas, R., Mégie, G., 2015. *Physique et chimie de l’atmosphère: 2e édition*. Humensis.
- Derwent, R.G., Middleton, D.R., 1996. An empirical function for the ratio [NO]:[NO_x]. *Clean Air* 57–60.
- Diaz, F.M.R., Khan, M.A.H., Shallcross, B.M.A., Shallcross, E.D.G., Vogt, U., Shallcross, D.E., 2020. Ozone Trends in the United Kingdom over the Last 30 Years. *Atmosphere* 11, 534. <https://doi.org/10.3390/atmos11050534>

- Doulos, L., Santamouris, M., Livada, I., 2004. Passive cooling of outdoor urban spaces. The role of materials. <https://doi.org/10.1016/J.SOLENER.2004.04.005>
- Dupont, S., 2001. Modélisation dynamique et thermodynamique de la canopée urbaine: réalisation du modèle de sols urbains pour SUBMESO (phdthesis). Université de Nantes.
- Dupont, S., Mestayer, P., 2006. Parameterisation of the Urban Energy Budget with the Submesoscale Soil Model (SM2-U). *Journal of Applied Meteorology and Climatology* - J APPL METEOROL CLIMATOL 45, 1744–1765. <https://doi.org/10.1175/JAM2417.1>
- Dyer, A.J., Hicks, B.B., 1970. Flux-gradient relationships in the constant flux layer. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 96, 715–721. <https://doi.org/10.1002/qj.49709641012>
- EEA, 2009. Emissions of ozone precursors — European Environment Agency [WWW Document]. URL <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/emissions-of-ozone-precursors-version-1/emissions-of-ozone-precursors-version-1> (accessed 2.1.22).
- Eisenman, T.S., Churkina, G., Jariwala, S.P., Kumar, P., Lovasi, G.S., Pataki, D.E., Weinberger, K.R., Whitlow, T.H., 2019. Urban trees, air quality, and asthma: An interdisciplinary review. *Landscape and Urban Planning* 187, 47–59. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.02.010>
- Epstein, S.A., Lee, S.-M., Katzenstein, A.S., Carreras-Sospedra, M., Zhang, X., Farina, S.C., Vahmani, P., Fine, P.M., Ban-Weiss, G., 2017. Air-quality implications of widespread adoption of cool roofs on ozone and particulate matter in southern California. *Proc Natl Acad Sci U S A* 114, 8991–8996. <https://doi.org/10.1073/pnas.1703560114>
- Erismann, J.W., Van Pul, A., Wyers, P., 1994. Parametrization of surface resistance for the quantification of atmospheric deposition of acidifying pollutants and ozone. *Atmospheric Environment* 28, 2595–2607. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)90433-2](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)90433-2)
- Falk, S., Haslerud, A., 2019. Update and evaluation of the ozone dry deposition in Oslo CTM3 v1.0. *Geoscientific Model Development* 12, 4705–4728. <https://doi.org/10.5194/gmd-12-4705-2019>
- Felzer, B.S., Cronin, T., Reilly, J.M., Melillo, J.M., Wang, X., 2007. Impacts of ozone on trees and crops. *Comptes Rendus Geoscience, Impact du changement climatique global sur*

- la qualité de l'air à l'échelle régionale 339, 784–798.
<https://doi.org/10.1016/j.crte.2007.08.008>
- Fouillet, A., Rey, G., Laurent, F., Pavillon, G., Bellec, S., Guihenneuc-Jouyaux, C., Clavel, J., Jougla, E., Hémon, D., 2006. Excess mortality related to the August 2003 heat wave in France. *Int Arch Occup Environ Health* 80, 16–24. <https://doi.org/10.1007/s00420-006-0089-4>
- Fowler, D., Pilegaard, K., Sutton, M.A., Ambus, P., Raivonen, M., Duyzer, J., Simpson, D., Fagerli, H., Fuzzi, S., Schjoerring, J.K., Granier, C., Neftel, A., Isaksen, I.S.A., Laj, P., Maione, M., Monks, P.S., Burkhardt, J., Daemmgen, U., Neirynck, J., Personne, E., Wichink-Kruit, R., Butterbach-Bahl, K., Flechard, C., Tuovinen, J.P., Coyle, M., Gerosa, G., Loubet, B., Altimir, N., Gruenhage, L., Ammann, C., Cieslik, S., Paoletti, E., Mikkelsen, T.N., Ro-Poulsen, H., Cellier, P., Cape, J.N., Horváth, L., Loreto, F., Niinemets, Ü., Palmer, P.I., Rinne, J., Misztal, P., Nemitz, E., Nilsson, D., Pryor, S., Gallagher, M.W., Vesala, T., Skiba, U., Brüggemann, N., Zechmeister-Boltenstern, S., Williams, J., O'Dowd, C., Facchini, M.C., de Leeuw, G., Flossman, A., Chaumerliac, N., Erisman, J.W., 2009. Atmospheric composition change: Ecosystems–Atmosphere interactions. *Atmospheric Environment, ACCENT Synthesis* 43, 5193–5267.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.07.068>
- Francoeur, C.B., McDonald, B.C., Gilman, J.B., Zarzana, K.J., Dix, B., Brown, S.S., de Gouw, J.A., Frost, G.J., Li, M., McKeen, S.A., Peischl, J., Pollack, I.B., Ryerson, T.B., Thompson, C., Warneke, C., Trainer, M., 2021. Quantifying Methane and Ozone Precursor Emissions from Oil and Gas Production Regions across the Contiguous US. *Environ. Sci. Technol.* 55, 9129–9139. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c07352>
- Fronzel, M., Horbach, J., Rennings, K., 2007. End-of-pipe or cleaner production? An empirical comparison of environmental innovation decisions across OECD countries. *Business Strategy and the Environment* 16, 571–584. <https://doi.org/10.1002/bse.496>
- Garuma, G.F., 2018. Review of urban surface parameterizations for numerical climate models. *Urban Climate* 24, 830–851. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2017.10.006>
- Gerosa, G., Vitale, M., Finco, A., Manes, F., Denti, A.B., Cieslik, S., 2005. Ozone uptake by an evergreen Mediterranean Forest (*Quercus ilex*) in Italy. Part I: Micrometeorological flux measurements and flux partitioning. *Atmospheric Environment* 39, 3255–3266.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.01.056>

- Goodman, J.E., Prueitt, R.L., Sax, S.N., Pizzurro, D.M., Lynch, H.N., Zu, K., Venditti, F.J., 2015. Ozone exposure and systemic biomarkers: Evaluation of evidence for adverse cardiovascular health impacts. *Critical Reviews in Toxicology* 45, 412–452. <https://doi.org/10.3109/10408444.2015.1031371>
- Grantz, D., Zhang, X., Carlson, T., 1999. Observations and model simulations link stomatal inhibition to impaired hydraulic conductance following ozone exposure in cotton. *Plant Cell and Environment - PLANT CELL ENVIRON* 22, 1201–1210. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3040.1999.00486.x>
- Grimmond, C.S.B., Blackett, M., Best, M.J., Barlow, J., Baik, J.J., Belcher, S.E., Bohnenstengel, S.I., Calmet, I., Chen, F., Dandou, A., Fortuniak, K., Gouvea, M.L., Hamdi, R., Hendry, M., Kawai, T., Kawamoto, Y., Kondo, H., Krayenhoff, E.S., Lee, S.-H., Loridan, T., Martilli, A., Masson, V., Miao, S., Oleson, K., Pigeon, G., Porson, A., Ryu, Y.-H., Salamanca, F., Shashua-Bar, L., Steeneveld, G.-J., Tombrou, M., Voogt, J., Young, D., Zhang, N., 2010. The international urban energy balance models comparison project: first results from phase 1. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 49, 1268–1292. <https://doi.org/10.1175/2010JAMC2354.1>
- Grøntoft, T., 2004. Measurements and modelling of the ozone deposition velocity to concrete tiles, including the effect of diffusion. *Atmospheric Environment* 38, 49–58. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.09.044>
- Grøntoft, T., 2002. Dry deposition of ozone on building materials. Chamber measurements and modelling of the time-dependent deposition. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00701-X](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00701-X)
- Grøntoft, T., Henriksen, J.F., Seip, H.M., 2004. The humidity dependence of ozone deposition onto a variety of building surfaces. *Atmospheric Environment* 38, 59–68. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.09.043>
- Grøntoft, T., Raychaudhuri, M.R., 2004. Compilation of tables of surface deposition velocities for O₃, NO₂ and SO₂ to a range of indoor surfaces. *Atmospheric Environment* 38, 533–544. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.10.010>
- Grundström, M., Pleijel, H., 2014. Limited effect of urban tree vegetation on NO₂ and O₃ concentrations near a traffic route. *Environmental Pollution* 189, 73–76. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.026>

- Guilloteau, E., 1998. Optimized Computation of Transfer Coefficients in Surface Layer with Different Momentum and Heat Roughness Lengths. *Boundary-Layer Meteorology* 87, 147–160. <https://doi.org/10.1023/A:1000834710811>
- Gunawardena, K.R., Wells, M.J., Kershaw, T., 2017. Utilising green and bluespace to mitigate urban heat island intensity. *Science of The Total Environment* 584–585, 1040–1055. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.158>
- Guyot, G., 1999. *Climatologie de l'environnement: cours et exercices corrigés*. Dunod.
- Gy Toth, E., Ágota, J., Magdolna, S., Steiner, M., Hrotko, K., 2015. Leaf gas exchange characteristics of drought stressed linden (*Tilia* sp.) trees. *Applied Ecology and Environmental Research* 13, 1109–1120.
- H Khan, M.A., Morris, W.C., Galloway, M., A Shallcross, B.M., Percival, C.J., Shallcross, D.E., 2017. An Estimation of the Levels of Stabilized Criegee Intermediates in the UK Urban and Rural Atmosphere Using the Steady-State Approximation and the Potential Effects of These Intermediates on Tropospheric Oxidation Cycles. *Int J Chem Kinet* 49, 611–621. <https://doi.org/10.1002/kin.21101>
- Hamdi, R., Masson, V., 2008. Inclusion of a Drag Approach in the Town Energy Balance (TEB) Scheme: Offline 1D Evaluation in a Street Canyon. *J. Appl. Meteor. Climatol.* 47, 2627–2644. <https://doi.org/10.1175/2008JAMC1865.1>
- Hammer, M.S., van Donkelaar, A., Li, C., Lyapustin, A., Sayer, A.M., Hsu, N.C., Levy, R.C., Garay, M.J., Kalashnikova, O.V., Kahn, R.A., Brauer, M., Apte, J.S., Henze, D.K., Zhang, L., Zhang, Q., Ford, B., Pierce, J.R., Martin, R.V., 2020. Global Estimates and Long-Term Trends of Fine Particulate Matter Concentrations (1998–2018). *Environ. Sci. Technol.* 54, 7879–7890. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01764>
- Harlan, S.L., Brazel, A.J., Prashad, L., Stefanov, W.L., Larsen, L., 2006. Neighborhood microclimates and vulnerability to heat stress. *Soc Sci Med* 63, 2847–2863. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2006.07.030>
- Harris, T.B., Manning, W.J., 2010. Nitrogen dioxide and ozone levels in urban tree canopies. *Environmental Pollution* 158, 2384–2386. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.04.007>
- Helletsgruber, C., Gillner, S., Gulyás, Á., Junker, R.R., Tanács, E., Hof, A., 2020. Identifying Tree Traits for Cooling Urban Heat Islands—A Cross-City Empirical Analysis. *Forests* 11, 1064. <https://doi.org/10.3390/f11101064>

- Hoang, C.P., Kinney, K.A., Corsi, R.L., 2009. Ozone removal by green building materials. *Building and Environment* 44, 1627–1633. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2008.10.007>
- Hong, J., Zhong, T., Li, H., Xu, Jianming, Ye, X., Mu, Z., Lu, Y., Mashaghi, A., Zhou, Y., Tan, M., Li, Q., Sun, X., Liu, Z., Xu, Jianjiang, 2016. Ambient air pollution, weather changes and outpatient visits for allergic conjunctivitis: A retrospective registry study. *Sci Rep* 6, 23858. <https://doi.org/10.1038/srep23858>
- Howard, L., 1833. The climate of London, deduced from meteorological observations. Harvey and Darton.
- Huang, L., Chen, M., Hu, J., 2016. Twelve-Year Trends of PM10 and Visibility in the Hefei Metropolitan Area of China. *Advances in Meteorology* 2016, e4810796. <https://doi.org/10.1155/2016/4810796>
- Huang, Q., Lu, Y., 2018. Urban heat island research from 1991 to 2015: a bibliometric analysis. *Theor Appl Climatol* 131, 1055–1067. <https://doi.org/10.1007/s00704-016-2025-1>
- Huber, P.J., 2004. Robust Statistics. John Wiley & Sons.
- Imbert, C., Bhattacharjee, S., Tencar, J., 2018. Simulation of Urban Microclimate with SOLENE-microclimat - An Outdoor Comfort Case Study. <https://doi.org/10.22360/simaud.2018.simaud.026>
- Imhoff, M.L., Zhang, P., Wolfe, R.E., Bounoua, L., 2010. Remote sensing of the urban heat island effect across biomes in the continental USA. *Remote Sensing of Environment* 114, 504–513. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.10.008>
- Insee, 2020. Bases des unités urbaines de 1999 et 2010 | Insee [WWW Document]. URL <https://www.insee.fr/fr/information/2115018> (accessed 2.3.22).
- IPCC, 2001. Working Group I: The Scientific Basis.
- Isaksen, I.S.A., Granier, C., Myhre, G., Berntsen, T.K., Dalsøren, S.B., Gauss, M., Klimont, Z., Benestad, R., Bousquet, P., Collins, W., Cox, T., Eyring, V., Fowler, D., Fuzzi, S., Jöckel, P., Laj, P., Lohmann, U., Maione, M., Monks, P., Prevot, A.S.H., Raes, F., Richter, A., Rognerud, B., Schulz, M., Shindell, D., Stevenson, D.S., Storelvmo, T., Wang, W.-C., van Weele, M., Wild, M., Wuebbles, D., 2009. Atmospheric composition change: Climate–Chemistry interactions. *Atmospheric Environment, ACCENT Synthesis* 43, 5138–5192. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.08.003>

- Janhäll, S., 2015. Review on urban vegetation and particle air pollution – Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment* 105, 130–137. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>
- Jänicke, B., Milošević, D., Manavvi, S., 2021. Review of User-Friendly Models to Improve the Urban Micro-Climate. *Atmosphere* 12, 1291. <https://doi.org/10.3390/atmos12101291>
- Jansson, M., 2014. Green space in compact cities: the benefits and values of urban ecosystem services in planning. *Nordic Journal of Architectural Research* 2014, 139–160.
- Jáuregui, E., Luyando, E., 1999. Global radiation attenuation by air pollution and its effects on the thermal climate in Mexico City. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-0088\(199905\)19:6<683::AID-JOC389>3.0.CO;2-8](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-0088(199905)19:6<683::AID-JOC389>3.0.CO;2-8)
- Jenkin, M.E., 2008. Trends in ozone concentration distributions in the UK since 1990: Local, regional and global influences. *Atmospheric Environment* 42, 5434–5445. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.02.036>
- Jim, C.Y., Chen, W., 2008. Assessing the ecosystem service of air pollutant removal by urban trees in Guangzhou (China). *Journal of environmental management* 88, 665–76. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.03.035>
- Johnson, G.T., Oke, T.R., Lyons, T.J., Steyn, D.G., Watson, I.D., Voogt, J.A., 1991. Simulation of surface urban heat islands under ‘IDEAL’ conditions at night part 1: Theory and tests against field data. *Boundary-Layer Meteorol* 56, 275–294. <https://doi.org/10.1007/BF00120424>
- Johnson, H., Kovats, R.S., McGregor, G., Stedman, J., Gibbs, M., Walton, H., Cook, L., Black, E., 2005. The impact of the 2003 heat wave on mortality and hospital admissions in England. *Health Stat Q* 6–11.
- Kalisa, E., Fadlallah, S., Amani, M., Nahayo, L., Habiyaemye, G., 2018. Temperature and air pollution relationship during heatwaves in Birmingham, UK. *Sustainable Cities and Society* 43, 111–120. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.08.033>
- Kalnay, E., Cai, M., 2003. Impact of urbanization and land-use change on climate. *Nature* 423, 528–531. <https://doi.org/10.1038/nature01675>
- Karl, T.R., Diaz, H.F., Kukla, G., 1988. Urbanization: Its Detection and Effect in the United States Climate Record. *Journal of Climate* 1, 1099–1123. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(1988\)001<1099:UIDAEI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(1988)001<1099:UIDAEI>2.0.CO;2)

- Kjellstrom, T., Butler, A.J., Lucas, R.M., Bonita, R., 2010. Public health impact of global heating due to climate change: potential effects on chronic non-communicable diseases. *Int J Public Health* 55, 97–103. <https://doi.org/10.1007/s00038-009-0090-2>
- Kleinman, L.I., 2005. The dependence of tropospheric ozone production rate on ozone precursors. *Atmospheric Environment* 39, 575–586. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.08.047>
- Klenø, J.G., Clausen, P.A., Weschler, C.J., Wolkoff, P., 2001. Determination of Ozone Removal Rates by Selected Building Products Using the FLEC Emission Cell. *Environ. Sci. Technol.* 35, 2548–2553. <https://doi.org/10.1021/es000284n>
- Koman, P.D., Mancuso, P., 2017. Ozone Exposure, Cardiopulmonary Health, and Obesity: A Substantive Review. *Chem Res Toxicol* 30, 1384–1395. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrestox.7b00077>
- Kondo, H., Liu, F.H., 1998. A study on the urban thermal environment obtained through a one-dimensional urban canopy model (in Japanese). *J. Japan Soc. Atmos. Environ.* 179–192.
- Kondratyeva, A., Knapp, S., Durka, W., Kühn, I., Vallet, J., Machon, N., Martin, G., Motard, E., Grandcolas, P., Pavoine, S., 2020. Urbanization Effects on Biodiversity Revealed by a Two-Scale Analysis of Species Functional Uniqueness vs. Redundancy. *Frontiers in Ecology and Evolution* 8.
- Kovats, R., Hajat, S., Wilkinson, P., 2004. Contrasting patterns of mortality and hospital admissions during hot weather and heat waves in Greater London, UK. *Occup Environ Med* 61, 893–898. <https://doi.org/10.1136/oem.2003.012047>
- Kuang, W., Chi, W., Lu, D., Dou, Y., 2014. A comparative analysis of megacity expansions in China and the U.S.: Patterns, rates and driving forces. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2014.08.015>
- Kumar, P., 2021. Climate Change and Cities: Challenges Ahead. *Frontiers in Sustainable Cities* 3, 5. <https://doi.org/10.3389/frsc.2021.645613>
- Kusaka, H., Kondo, H., Kikegawa, Y., Kimura, F., 2001. A Simple Single-Layer Urban Canopy Model For Atmospheric Models: Comparison With Multi-Layer And Slab Models. *Boundary-Layer Meteorology* 101, 329–358. <https://doi.org/10.1023/A:1019207923078>

- Lai, D., Liu, W., Gan, T., Liu, K., Chen, Q., 2019. A review of mitigating strategies to improve the thermal environment and thermal comfort in urban outdoor spaces. *Science of The Total Environment* 661, 337–353. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.062>
- Lai, L.-W., Cheng, W.-L., 2010. Urban heat island and air pollution--an emerging role for hospital respiratory admissions in an urban area. *J Environ Health* 72, 32–35.
- Lancon, F., Mora, O., Aubert, F., 2014. L'extension urbaine à travers le monde : enjeux pour les villes et les campagnes.
- Landes, T., Hayot, C., Najjar, G., Kastendeuch, P., Saudreau, M., Colin, J., Luhahe, R., Guillemain, S., 2014. Modélisation 3D d'arbre pour comprendre le climat urbain. *Revue XYZ* 141, 55–62.
- Lazzarin, R.M., Castellotti, F., Busato, F., 2005. Experimental measurements and numerical modelling of a green roof. *Energy & Buildings* 12, 1260–1267. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2005.02.001>
- Le Mentec, S., Stella, P., Najjar, G., Kastendeuch, P., Saudreau, M., Ngao, J., Améglio, T., Colin, J., Flick, D., Personne, E., 2022. Coupling the TEB and SurfAtm Models for Heat Flux Modelling in Urban Area: Comparison With Flux Measurements in Strasbourg (France). *Frontiers in Environmental Science* 10, 856569. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.856569>
- Lee, D.S., Holland, M.R., Falla, N., 1996. The potential impact of ozone on materials in the U.K. *Atmospheric Environment* 30, 1053–1065. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(95\)00407-6](https://doi.org/10.1016/1352-2310(95)00407-6)
- Legras, B., 2014. Physique de l'atmosphère: La couche limite atmosphérique.
- Lemonsu, A., Masson, V., 2002. Simulation of a Summer Urban Breeze Over Paris. *Boundary-Layer Meteorology* 104, 463–490. <https://doi.org/10.1023/A:1016509614936>
- Lemonsu, A., Masson, V., Shashua-Bar, L., Erell, E., Pearlmutter, D., 2012. Inclusion of vegetation in the Town Energy Balance model for modelling urban green areas. *Geoscientific Model Development* 5, 1377–1393. <https://doi.org/10.5194/gmd-5-1377-2012>
- Leys, C., Ley, C., Klein, O., Bernard, P., Licata, L., 2013. Detecting outliers: Do not use standard deviation around the mean, use absolute deviation around the median. *Journal of Experimental Social Psychology* 49, 764–766. <https://doi.org/10.1016/j.jesp.2013.03.013>

- Li, G., Bei, N., Cao, J., Wu, J., Long, X., Feng, T., Dai, W., Liu, S., Zhang, Q., Tie, X., 2017. Widespread and persistent ozone pollution in eastern China during the non-winter season of 2015: observations and source attributions. *Atmospheric Chemistry and Physics* 17, 2759–2774. <https://doi.org/10.5194/acp-17-2759-2017>
- Li, G., Zhang, R., Fan, J., Tie, X., 2007. Impacts of biogenic emissions on photochemical ozone production in Houston, Texas. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 112. <https://doi.org/10.1029/2006JD007924>
- Li, H., Meier, F., Lee, X., Chakraborty, T., Liu, J., Schaap, M., Sodoudi, S., 2018. Interaction between urban heat island and urban pollution island during summer in Berlin. *Science of The Total Environment* 636, 818–828. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.254>
- Lichiheb, N., Personne, E., Bedos, C., Barriuso, E., 2014. Adaptation of a resistive model to pesticide volatilization from plants at the field scale: Comparison with a dataset. *Atmospheric Environment* 83, 260–268. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.11.004>
- Lin, C.-C., Chiu, C.-C., Lee, P.-Y., Chen, K.-J., He, C.-X., Hsu, S.-K., Cheng, K.-C., 2022. The Adverse Effects of Air Pollution on the Eye: A Review. *Int J Environ Res Public Health* 19, 1186. <https://doi.org/10.3390/ijerph19031186>
- Litvak, E., Bijoor, N.S., Pataki, D.E., 2014. Adding trees to irrigated turfgrass lawns may be a water-saving measure in semi-arid environments. *Ecohydrology* 7, 1314–1330. <https://doi.org/10.1002/eco.1458>
- Liu, H., Kong, F., Yin, H., Middel, A., Zheng, X., Huang, J., Xu, H., Wang, D., Wen, Z., 2021. Impacts of green roofs on water, temperature, and air quality: A bibliometric review. *Building and Environment* 196, 107794. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.107794>
- Loubet, B., Cellier, P., Milford, C., Sutton, M.A., 2006. A coupled dispersion and exchange model for short-range dry deposition of atmospheric ammonia. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 132, 1733–1763. <https://doi.org/10.1256/qj.05.73>
- LoVecchio, F., Pizon, A.F., Berrett, C., Balls, A., 2007. Outcomes after environmental hyperthermia. *Am J Emerg Med* 25, 442–444. <https://doi.org/10.1016/j.ajem.2006.11.026>

- Lu, D., Li, L., Li, G., Fan, P., Ouyang, Z., Moran, E., 2018. Examining Spatial Patterns of Urban Distribution and Impacts of Physical Conditions on Urbanization in Coastal and Inland Metropolises. *Remote Sensing* 10, 1101. <https://doi.org/10.3390/rs10071101>
- Lu, J.G., 2020. Air pollution: A systematic review of its psychological, economic, and social effects. *Current Opinion in Psychology, Socio-Ecological Psychology* 32, 52–65. <https://doi.org/10.1016/j.copsyc.2019.06.024>
- Macdonald, E., Otero, N., Butler, T., 2021. A comparison of long-term trends in observations and emission inventories of NO_x. *Atmospheric Chemistry and Physics* 21, 4007–4023. <https://doi.org/10.5194/acp-21-4007-2021>
- Martilli, A., Clappier, A., Rotach, M.W., 2002. An Urban Surface Exchange Parameterisation for Mesoscale Models. *Boundary-Layer Meteorology* 104, 261–304. <https://doi.org/10.1023/A:1016099921195>
- Mascart, P., Noilhan, J., Giordani, H., 1995. A modified parameterization of flux-profile relationships in the surface layer using different roughness length values for heat and momentum. *Boundary-Layer Meteorol* 72, 331–344. <https://doi.org/10.1007/BF00708998>
- Masson, V., 2006. Urban surface modeling and the meso-scale impact of cities. *Theor. Appl. Climatol.* 84, 35–45. <https://doi.org/10.1007/s00704-005-0142-3>
- Masson, V., 2000. A Physically-Based Scheme For The Urban Energy Budget In Atmospheric Models. *Boundary-Layer Meteorology* 94, 357–397. <https://doi.org/10.1023/A:1002463829265>
- Masson, V., Grimmond, C.S.B., Oke, T.R., 2002. Evaluation of the Town Energy Balance (TEB) Scheme with Direct Measurements from Dry Districts in Two Cities. *J. Appl. Meteor.* 41, 1011–1026. [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2002\)041<1011:EOTTEB>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2002)041<1011:EOTTEB>2.0.CO;2)
- Masson, V., Le Moigne, P., Martin, E., Faroux, S., Alias, A., Alkama, R., Belamari, S., Barbu, A., Boone, A., Bouyssel, F., Brousseau, P., Brun, E., Calvet, J.-C., Carrer, D., Decharme, B., Delire, C., Donier, S., Essaouini, K., Gibelin, A.-L., Giordani, H., Habets, F., Jidane, M., Kerdraon, G., Kourzeneva, E., Lafaysse, M., Lafont, S., Lebeaupin Brossier, C., Lemonsu, A., Mahfouf, J.-F., Marguinaud, P., Mokhtari, M., Morin, S., Pigeon, G., Salgado, R., Seity, Y., Taillefer, F., Tanguy, G., Tulet, P., Vincendon, B., Vionnet, V., Voldoire, A., 2013. The SURFEXv7.2 land and ocean surface platform for coupled or offline simulation of earth surface variables and fluxes.

- Geoscientific Model Development 6, 929–960. <https://doi.org/10.5194/gmd-6-929-2013>
- Matthias, A.D., Fimbres, A., Sano, E.E., Post, D.F., Accioly, L., Batchily, A.K., Ferreira, L.G., 2000. Surface Roughness Effects on Soil Albedo. *Soil Science Society of America Journal* 3, 1035–1041.
- Mcevoy, A., Markvart, T., Castañer, L., 2012. Practical Handbook of Photovoltaics, Practical Handbook of Photovoltaics. <https://doi.org/10.1016/C2011-0-05723-X>
- McGeehin, M.A., Mirabelli, M., 2001. The potential impacts of climate variability and change on temperature-related morbidity and mortality in the United States. *Environ Health Perspect* 109, 185–189.
- Memon, R.A., Leung, D.Y.C., Liu, C.-H., 2009. An investigation of urban heat island intensity (UHII) as an indicator of urban heating. *Atmospheric Research* 94, 491–500. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2009.07.006>
- Menut, L., Bessagnet, B., Khvorostyanov, D., Beekmann, M., Blond, N., Colette, A., Coll, I., Curci, G., Foret, G., Hodzic, A., Mailler, S., Meleux, F., Monge, J.-L., Pison, I., Siour, G., Turquety, S., Valari, M., Vautard, R., Vivanco, M.G., 2013. CHIMERE 2013: a model for regional atmospheric composition modelling. *Geoscientific Model Development* 6, 981–1028. <https://doi.org/10.5194/gmd-6-981-2013>
- Meyers, T.P., Finkelstein, P., Clarke, J., Ellestad, T.G., Sims, P.F., 1998. A multilayer model for inferring dry deposition using standard meteorological measurements. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 103, 22645–22661. <https://doi.org/10.1029/98JD01564>
- Michelot, N., Carrega, P., Rouil, L., 2015. Panorama de la modélisation de la dispersion atmosphérique. *Pollution Atmosphérique : climat, santé, société* 92–100.
- Michou, M., Laville, P., Serça, D., Fotiadi, A., Bouchou, P., Peuch, V.-H., 2005. Measured and modeled dry deposition velocities over the ESCOMPTE area. *Atmospheric Research* 74, 89–116. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2004.04.011>
- Mills, G., 1997. An urban canopy-layer climate model. *Theor Appl Climatol* 57, 229–244. <https://doi.org/10.1007/BF00863615>
- Mimura, T., Ichinose, T., Yamagami, S., Fujishima, H., Kamei, Y., Goto, M., Takada, S., Matsubara, M., 2014. Airborne particulate matter (PM_{2.5}) and the prevalence of allergic conjunctivitis in Japan. *Science of The Total Environment* 487, 493–499. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.04.057>

- Misni, A., 2012. The Effects of Surrounding Vegetation, Building Construction and Human Factors on the Thermal Performance of Housing in a Tropical Environment. Victoria university of Wellington.
- Mohajerani, A., Bakaric, J., Jeffrey-Bailey, T., 2017. The urban heat island effect, its causes, and mitigation, with reference to the thermal properties of asphalt concrete. *Journal of Environmental Management* 197, 522–538. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.095>
- Monin, A.S., Obukhov, A.M., 1954. Basic laws of turbulence mixing in the surface layer of the atmosphere. *Trudy Geofiz. Inst. AN SSSR* 163–187.
- Monteith, J.L., 1965. Evaporation and the environment. *Symp. Soc. Experiment. Biol.* 205–234.
- Monteith, J.L., Unsworth, M.H., 2013. Principles of environmental physics: plants, animals, and the atmosphere, 4th ed. ed. Elsevier/Academic Press, Amsterdam ; Boston.
- Moonen, P., Defraeye, T., Dorer, V., Blocken, B., Carmeliet, J., 2012. Urban Physics: Effect of the micro-climate on comfort, health and energy demand. *Frontiers of Architectural Research* 1, 197–228. <https://doi.org/10.1016/j.foar.2012.05.002>
- Moonen, P., Gromke, C., Dorer, V., 2013. Performance assessment of Large Eddy Simulation (LES) for modeling dispersion in an urban street canyon with tree planting. *Atmospheric Environment* 75, 66–76. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.016>
- Moppert, C., 2006. ECHANGES DANS LA COUCHE LIMITE ET LA BASSE TROPOSPHERE
ET CONSEQUENCES SUR LA POLLUTION
DANS LA REGION DE FOS-BERRE-MARSEILLE (EXPERIENCE ESCOMPTE). (phdthesis). Université Paul Sabatier - Toulouse III.
- Morgan, P.B., Mies, T.A., Bollero, G.A., Nelson, R.L., Long, S.P., 2006. Season-long elevation of ozone concentration to projected 2050 levels under fully open-air conditions substantially decreases the growth and production of soybean. *New Phytologist* 170, 333–343. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2006.01679.x>
- Neftel, A., Spirig, C., Ammann, C., 2008. Application and test of a simple tool for operational footprint evaluations. *Environ Pollut* 152, 644–652. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.062>
- Neiryneck, J., Verstraeten, A., 2018. Variability of Ozone Deposition Velocity Over a Mixed Suburban Temperate Forest. *Frontiers in Environmental Science* 6.

- Neu, U., Künzle, T., Wanner, H., 1994. On the relation between ozone storage in the residual layer and daily variation in near-surface ozone concentration — A case study. *Boundary-Layer Meteorol* 69, 221–247. <https://doi.org/10.1007/BF00708857>
- Nikolopoulou, M., Baker, N., Steemers, K., 1999. THERMAL COMFORT IN URBAN SPACES: DIFFERENT FORMS OF ADAPTATION.
- Nikolopoulou, M., Steemers, K., 2003. Thermal comfort and psychological adaptation as a guide for designing urban spaces. *Energy and Buildings*, Special issue on urban research 35, 95–101. [https://doi.org/10.1016/S0378-7788\(02\)00084-1](https://doi.org/10.1016/S0378-7788(02)00084-1)
- Nikolopoulou, M.-H., Baker, N., Steemers, K., 2001. Thermal Comfort in Outdoor Urban Spaces: Understanding the Human Parameter. *Solar Energy* 70, 227–235. [https://doi.org/10.1016/S0038-092X\(00\)00093-1](https://doi.org/10.1016/S0038-092X(00)00093-1)
- Noilhan, J., Mahfouf, J.-F., 1996. The ISBA land surface parameterisation scheme. *Global and Planetary Change, Soil Moisture Simulation* 13, 145–159. [https://doi.org/10.1016/0921-8181\(95\)00043-7](https://doi.org/10.1016/0921-8181(95)00043-7)
- Nowak, D.J., Crane, D.E., Stevens, J.C., 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening* 4, 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>
- Nunez, M., Oke, T.R., 1977. The energy balance of an urban canyon. *Journal of Applied Meteorology* 16, 11–19.
- Nuruzzaman, M., 2015. Urban Heat Island: Causes, Effects and Mitigation Measures -A Review. *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis* 3, 67–73. <https://doi.org/10.11648/j.ijema.20150302.15>
- Offerle, B., Grimmond, C.S.B., Fortuniak, K., 2005. Heat storage and anthropogenic heat flux in relation to the energy balance of a central European city centre. *International Journal of Climatology* 25, 1405–1419. <https://doi.org/10.1002/joc.1198>
- Offerle, B., Grimmond, C.S.B., Fortuniak, K., Kłysik, K., Oke, T.R., 2006. Temporal variations in heat fluxes over a central European city centre. *Theor. Appl. Climatol.* 84, 103–115. <https://doi.org/10.1007/s00704-005-0148-x>
- Oke, T.R., 1982. The energetic basis of the urban heat island. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 108, 1–24. <https://doi.org/10.1002/qj.49710845502>
- Oke, T.R., 1973. City size and the urban heat island. *Atmospheric Environment (1967)* 7, 769–779. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(73\)90140-6](https://doi.org/10.1016/0004-6981(73)90140-6)

- Overgaard, J., Rosbjerg, D., Butts, M.B., 2006. Land-surface modelling in hydrological perspective – a review. *Biogeosciences* 3, 229–241. <https://doi.org/10.5194/bg-3-229-2006>
- Padro, J., 1996. Summary of ozone dry deposition velocity measurements and model estimates over vineyard, cotton, grass and deciduous forest in summer. *Atmospheric Environment, Fourth International Conference on Atmospheric Science and Applications to Air Quality* 30, 2363–2369. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(95\)00352-5](https://doi.org/10.1016/1352-2310(95)00352-5)
- Parcevaux, S. de, Huber, L., 2007. *Bioclimatologie: Concepts et applications*. Editions Quae.
- Pearlmutter, D., Krüger, E.L., Berliner, P., 2009. The role of evaporation in the energy balance of an open-air scaled urban surface. *International Journal of Climatology* 29, 911–920. <https://doi.org/10.1002/joc.1752>
- Peng, J., Zhao, H., Liu, Y., 2017. Urban ecological corridors construction: A review. *Acta Ecologica Sinica* 37, 23–30. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2016.12.002>
- Penman, H.L., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. R. Soc. London Ser.* 120–145.
- Personne, E., Loubet, B., Herrmann, B., Mattsson, M., Schjoerring, J.K., Nemitz, E., Sutton, M.A., Cellier, P., 2009. SURFATM-NH3: a model combining the surface energy balance and bi-directional exchanges of ammonia applied at the field scale. *Biogeosciences* 6, 1371–1388. <https://doi.org/10.5194/bg-6-1371-2009>
- Petropoulos, G., Carlson, T.N., Wooster, M.J., 2009. An Overview of the Use of the SimSphere Soil Vegetation Atmosphere Transfer (SVAT) Model for the Study of Land-Atmosphere Interactions. *Sensors* 9, 4286–4308. <https://doi.org/10.3390/s90604286>
- Phelan, P., Kaloush, K., Miner, M., Golden, J., Phelan, B., Silva, H., Taylor, R.A., 2015. Urban Heat Island: Mechanisms, Implications, and Possible Remedies. *Annual Review of Environment and Resources* 40, 285–307. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102014-021155>
- Pielke Sr, R., Marland, G., Betts, R., Chase, T., Eastman, J., Niles, J., Niyogi, D., Running, S., 2002. The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: Relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *Philosophical transactions. Series A, Mathematical, physical, and engineering sciences* 360, 1705–19. <https://doi.org/10.1098/rsta.2002.1027>

- Pigeon, G., Legain, D., Durand, P., Masson, V., 2007. Anthropogenic heat release in an old European agglomeration (Toulouse, France). *International Journal of Climatology* 27, 1969–1981. <https://doi.org/10.1002/joc.1530>
- Pio, C.A., Feliciano, M.S., Vermeulen, A.T., Sousa, E.C., 2000. Seasonal variability of ozone dry deposition under southern European climate conditions, in Portugal. *Atmospheric Environment* 34, 195–205. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00276-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00276-9)
- Plate, E.J., Kiefer, H., 2001. Wind loads in urban areas. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics, Bluff Body Aerodynamics and Applications* 89, 1233–1256. [https://doi.org/10.1016/S0167-6105\(01\)00159-3](https://doi.org/10.1016/S0167-6105(01)00159-3)
- Pleijel, H., Pihl Karlsson, G., Danielsson, H., Selldén, G., 1995. Surface wetness enhances ozone deposition to a pasture canopy. *Atmospheric Environment* 29, 3391–3393. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(95\)00226-O](https://doi.org/10.1016/1352-2310(95)00226-O)
- Pramesti, P.U., Hasan, M.I., Ramandhika, M., 2021. Research trend on sustainable architecture: a bibliometric analysis emphasizing on building, material, façade, and thermal keywords. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 896, 012061. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/896/1/012061>
- Pratt, D.A., Ellyett, C.D., 1979. The thermal inertia approach to mapping of soil moisture and geology. *Remote Sensing of Environment* 8, 151–168. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90014-2](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90014-2)
- Pretzsch, H., Biber, P., Uhl, E., Dahlhausen, J., Schütze, G., Perkins, D., Rötzer, T., Caldentey, J., Koike, T., Con, T. van, Chavanne, A., Toit, B. du, Foster, K., Lefer, B., 2017. Climate change accelerates growth of urban trees in metropolises worldwide. *Sci Rep* 7, 15403. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-14831-w>
- Pruppacher, H.R., Klett, J.D., 1980. Microphysics of Clouds and Precipitation. *Nature* 284, 88–88. <https://doi.org/10.1038/284088b0>
- Raju, P., George, R., Ve Ramesh, S., Arvind, H., Baskaran, M., Vijaya, L., 2006. Influence of tobacco use on cataract development. *Br J Ophthalmol* 90, 1374–1377. <https://doi.org/10.1136/bjo.2006.097295>
- Ramsey, J.D., Burford, C.L., Beshir, M.Y., Jensen, R.C., 1983. Effects of workplace thermal conditions on safe work behavior. *Journal of Safety Research* 14, 105–114. [https://doi.org/10.1016/0022-4375\(83\)90021-X](https://doi.org/10.1016/0022-4375(83)90021-X)
- Redon, E., Lemonsu, A., Masson, V., 2020. An urban trees parameterization for modeling microclimatic variables and thermal comfort conditions at street level with the Town

- Energy Balance model (TEB-SURFEX v8.0). *Geoscientific Model Development* 13, 385–399. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-385-2020>
- Reich, P.B., 1987. Quantifying plant response to ozone: a unifying theory. *Tree Physiology* 3, 63–91. <https://doi.org/10.1093/treephys/3.1.63>
- Reiminger, N., 2020. 3D Modelling of air pollution at urban scale (These de doctorat). Strasbourg.
- Reiss, R., Ryan, P.B., Koutrakis, P., 1994. Modeling ozone deposition onto indoor residential surfaces. *Environmental Science & Technology* 28, 504–513.
- Rosenfeld, A.H., Akbari, H., Bretz, S., Fishman, B.L., Kurn, D.M., Sailor, D., Taha, H., 1995. Mitigation of urban heat islands: materials, utility programs, updates. *Energy and Buildings* 22, 255–265. [https://doi.org/10.1016/0378-7788\(95\)00927-P](https://doi.org/10.1016/0378-7788(95)00927-P)
- Rosenfeld, A.H., Akbari, H., Romm, J.J., Pomerantz, M., 1998. Cool communities: strategies for heat island mitigation and smog reduction. *Energy and Buildings* 28, 51–62. [https://doi.org/10.1016/S0378-7788\(97\)00063-7](https://doi.org/10.1016/S0378-7788(97)00063-7)
- Rotach, M.W., 1995. Profiles of turbulence statistics in and above an urban street canyon. *Atmospheric Environment* 29, 1473–1486. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(95\)00084-C](https://doi.org/10.1016/1352-2310(95)00084-C)
- Roupioz, L., Kastendeuch, P., Nerry, F., Colin, J., Najjar, G., Luhache, R., 2018. Description and assessment of the building surface temperature modeling in LASER/F. *Energy and Buildings* 173, 91–102. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2018.05.033>
- Royal Society (GB), 2008. Ground-level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications. The Royal Society, London.
- Ryder, J., Polcher, J., Peylin, P., Ottlé, C., Chen, Y., van Gorsel, E., Haverd, V., McGrath, M.J., Naudts, K., Otto, J., Valade, A., Luyssaert, S., 2016. A multi-layer land surface energy budget model for implicit coupling with global atmospheric simulations. *Geoscientific Model Development* 9, 223–245. <https://doi.org/10.5194/gmd-9-223-2016>
- Sagan, C., Toon, O.B., Pollack, J.B., 1979. Anthropogenic Albedo Changes and the Earth's Climate. *Science* 206, 1363–1368. <https://doi.org/10.1126/science.206.4425.1363>
- Salamanca, F., Martilli, A., 2009. A new Building Energy Model coupled with an Urban Canopy Parameterization for urban climate simulations—part II. Validation with one dimension off-line simulations. *Theor Appl Climatol* 99, 345. <https://doi.org/10.1007/s00704-009-0143-8>

- Samet, J., Zeger, S., Kelsall, J., Xu, J., Kalkstein, L., 1998. Does Weather Confound or Modify the Association of Particulate Air Pollution with Mortality?: An Analysis of the Philadelphia Data, 1973–1980. *Environmental Research* 77, 9–19. <https://doi.org/10.1006/enrs.1997.3821>
- Santamouris, M., 2014. On the energy impact of urban heat island and global warming on buildings. *Energy and Buildings* 82, 100–113. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.07.022>
- Santamouris, M., 2013. Using cool pavements as a mitigation strategy to fight urban heat island—A review of the actual developments. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 26, 224–240. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.05.047>
- Santamouris, M., Cartalis, C., Synnefa, A., Kolokotsa, D., 2015. On the impact of urban heat island and global warming on the power demand and electricity consumption of buildings—A review. *Energy and Buildings, Renewable Energy Sources and Healthy Buildings* 98, 119–124. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.09.052>
- Santamouris, M., Synnefa, A., Karlessi, T., 2011. Using advanced cool materials in the urban built environment to mitigate heat islands and improve thermal comfort conditions. *Solar Energy, Progress in Solar Energy* 2 85, 3085–3102. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2010.12.023>
- Schaap, M.G., van Genuchten, M.Th., 2006. A Modified Mualem-van Genuchten Formulation for Improved Description of the Hydraulic Conductivity Near Saturation. *Vadose Zone Journal* 5, 27–34. <https://doi.org/10.2136/vzj2005.0005>
- Schoetter, R., Masson, V., Bourgeois, A., Pellegrino, M., Lévy, J.-P., 2017. Parametrisation of the variety of human behaviour related to building energy consumption in the Town Energy Balance (SURFEX-TEB v. 8.2). *Geosci. Model Dev.* 10, 2801–2831. <https://doi.org/10.5194/gmd-10-2801-2017>
- Sellin, A., Kupper, P., 2007. Temperature, light and leaf hydraulic conductance of little-leaf linden (*Tilia cordata*) in a mixed forest canopy. *Tree physiology* 27, 679–88. <https://doi.org/10.1093/treephys/27.5.679>
- Selmi, W., Weber, C., Rivière, E., Blond, N., Mehdi, L., Nowak, D., 2016. Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France. *Urban Forestry & Urban Greening* 17, 192–201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.04.010>
- Sénat, 2015. Rapport n° 610, SÉNAT Session Extraordinaire de 2014-2015.

- Seto, K.C.-Y., Solecki, W., Griffith, C. (Eds.), 2016. The Routledge handbook of urbanization and global environmental change, 1 Edition. ed. Routledge, Taylor & Francis Group, London ; New York.
- Shang, Y., Sun, Z., Cao, J., Wang, X., Zhong, L., Bi, X., Li, H., Liu, W., Zhu, T., Huang, W., 2013. Systematic review of Chinese studies of short-term exposure to air pollution and daily mortality. *Environment International* 54, 100–111. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.01.010>
- Sillman, S., 1995. The use of NO_y , H_2O_2 , and HNO_3 as indicators for ozone- NO_x -hydrocarbon sensitivity in urban locations. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 100, 14175–14188. <https://doi.org/10.1029/94JD02953>
- Simmons, A., Colbeck, I., 1990. Resistance of various building materials to ozone deposition. *Environmental Technology* 11, 973–978. <https://doi.org/10.1080/09593339009384949>
- Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L.D., Fagerli, H., Flechard, C.R., Hayman, G.D., Gauss, M., Jonson, J.E., Jenkin, M.E., Nyíri, A., Richter, C., Semeena, V.S., Tsyro, S., Tuovinen, J.-P., Valdebenito, Á., Wind, P., 2012. The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12, 7825–7865. <https://doi.org/10.5194/acp-12-7825-2012>
- Skamarock, W.C., Klemp, J., Dudhia, J., Gill, D.O., Barker, D., Wang, W., Powers, J.G., 2008. A Description of the Advanced Research WRF Version 3 27, 3–27.
- Smagorinsky, J., 1963. General Circulation Experiments with the Primitive Equations. *Monthly Weather Review* 91, 99. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1963\)091<0099:GCEWTP>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1963)091<0099:GCEWTP>2.3.CO;2)
- Song, Y., 2005. Smart Growth and Urban Development Pattern: A Comparative Study. *International Regional Science Review* 28, 239–265. <https://doi.org/10.1177/0160017604273854>
- Souch, C., Grimmond, S., 2006. Applied climatology: urban climate. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 30, 270–279. <https://doi.org/10.1191/0309133306pp484pr>
- Srinath, S., 2017. Modeling and prediction of near wall turbulent flows.
- Stathopoulou, E., Mihalakakou, G., Santamouris, M., Bagiorgas, H., 2008. On the impact of temperature on tropospheric Ozone concentration levels in urban environments. *Journal of Earth System Science* 117, 227–236. <https://doi.org/10.1007/s12040-008-0027-9>

- Stavropoulos-Laffaille, X., Chancibault, K., Brun, J.-M., Lemonsu, A., Masson, V., Boone, A., Andrieu, H., 2018. Improvements to the hydrological processes of the Town Energy Balance model (TEB-Veg, SURFEX v7.3) for urban modelling and impact assessment. *Geoscientific Model Development* 11, 4175–4194. <https://doi.org/10.5194/gmd-11-4175-2018>
- Stella, P., 2011. Modélisation des flux d’ozone sur les couverts agricoles: prédiction et partition des dépôts stomatique, cuticulaire et sol.
- Stella, P., Kortner, M., Ammann, C., Foken, T., Meixner, F.X., Trebs, I., 2013a. Measurements of nitrogen oxides and ozone fluxes by eddy covariance at a meadow: Evidence for an internal leaf resistance to NO₂. *Biogeosciences* 10, 5997–6017. <https://doi.org/10.5194/bg-10-5997-2013>
- Stella, P., Personne, E., Lamaud, E., Loubet, B., Trebs, I., Cellier, P., 2013b. Assessment of the total, stomatal, cuticular, and soil 2 year ozone budgets of an agricultural field with winter wheat and maize crops. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences* 118, 1120–1132. <https://doi.org/10.1002/jgrg.20094>
- Stella, P., Personne, E., Loubet, B., Lamaud, E., Ceschia, E., Béziat, P., Bonnefond, J.M., Irvine, M., Keravec, P., Mascher, N., Cellier, P., 2011. Predicting and partitioning ozone fluxes to maize crops from sowing to harvest: the Surf_{atm}-O₃ model. *Biogeosciences* 8, 2869–2886. <https://doi.org/10.5194/bg-8-2869-2011>
- Stern, N., 2007. *The Economics of Climate Change: The Stern Review*. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511817434>
- Stewart, I.D., 2019. Why should urban heat island researchers study history? *Urban Climate* 30, 100484. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2019.100484>
- Stone, B., Hess, J.J., Frumkin, H., 2010. Urban Form and Extreme Heat Events: Are Sprawling Cities More Vulnerable to Climate Change Than Compact Cities? *Environmental Health Perspectives* 118, 1425–1428. <https://doi.org/10.1289/ehp.0901879>
- Strosnider, H., 2017. Rural and Urban Differences in Air Quality, 2008–2012, and Community Drinking Water Quality, 2010–2015 — United States. *MMWR Surveill Summ* 66. <https://doi.org/10.15585/mmwr.ss6613a1>
- Synnefa, A., Dandou, A., Santamouris, M., Tombrou, M., Soulakellis, N., 2008. On the Use of Cool Materials as a Heat Island Mitigation Strategy. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 47, 2846–2856. <https://doi.org/10.1175/2008JAMC1830.1>

- Taha, H., 1997. Urban Climates and Heat Islands; Albedo, Evapotranspiration, and Anthropogenic Heat. *Energy and Buildings* 25.
- Takano, T., Nakamura, K., Watanabe, M., 2002. Urban residential environments and senior citizens' longevity in megacity areas: the importance of walkable green spaces. *J Epidemiol Community Health* 56, 913–918. <https://doi.org/10.1136/jech.56.12.913>
- Tan, J., Zheng, Y., Tang, X., Guo, C., Li, L., Song, G., Zhen, X., Yuan, D., Kalkstein, A.J., Li, F., 2010. The urban heat island and its impact on heat waves and human health in Shanghai. *Int J Biometeorol* 54, 75–84. <https://doi.org/10.1007/s00484-009-0256-x>
- Tanaka, M., 2007. Heat stress standard for hot work environments in Japan. *Ind Health* 45, 85–90. <https://doi.org/10.2486/indhealth.45.85>
- Tang, W., Cohan, D.S., Morris, G.A., Byun, D.W., Luke, W.T., 2011. Influence of vertical mixing uncertainties on ozone simulation in CMAQ. *Atmospheric environment*.
- Thompson, C.W., Aspinall, P., Montarzino, A., 2008. The Childhood Factor: Adult Visits to Green Places and the Significance of Childhood Experience. *Environment and Behavior* 40, 111–143. <https://doi.org/10.1177/0013916507300119>
- Thorpe, A.J., Harrison, R.M., Boulter, P.G., McCrae, I.S., 2007. Estimation of particle resuspension source strength on a major London Road. *Atmospheric Environment* 41, 8007–8020. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.07.006>
- Tjoelker, M.G., Volin, J.C., Oleksyn, J., Reich, P.B., 1995. Interaction of ozone pollution and light effects on photosynthesis in a forest canopy experiment. *Plant, Cell & Environment* 18, 895–905. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1995.tb00598.x>
- Tong, D.Q., Lamsal, L., Pan, L., Ding, C., Kim, H., Lee, P., Chai, T., Pickering, K.E., Stajner, I., 2015. Long-term NO_x trends over large cities in the United States during the great recession: Comparison of satellite retrievals, ground observations, and emission inventories. *Atmospheric Environment* 107, 70–84. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.035>
- Toparlar, Y., Blocken, B., Maiheu, B., van Heijst, G.J.F., 2018. The effect of an urban park on the microclimate in its vicinity: a case study for Antwerp, Belgium. *International Journal of Climatology* 38, e303–e322. <https://doi.org/10.1002/joc.5371>
- Tuzet, A., Granier, A., Betsch, P., Peiffer, M., Perrier, A., 2017. Modelling hydraulic functioning of an adult beech stand under non-limiting soil water and severe drought condition. *Ecological Modelling* 348, 56–77. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.01.007>

- Ulpiani, G., 2021. On the linkage between urban heat island and urban pollution island: Three-decade literature review towards a conceptual framework. *Science of The Total Environment* 751, 141727. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141727>
- Ulrich, R.S., 1984. View Through a Window May Influence Recovery from Surgery. *Science* 224, 420–421. <https://doi.org/10.1126/science.6143402>
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2019. World urbanization prospects: the 2018 revision.
- US EPA, 2022. Carbon Monoxide Trends.
- US EPA, 2018. Report on the Environment: Nitrogen Oxides Emissions.
- US EPA, 2000. Air Pollution Basics - Overview [WWW Document]. URL https://www3.epa.gov/ttn/apti/APB/assets/0UtcT0OQ8e5wjigN_szn3qF5_4imSdEsh-APTI452-StudentManual-Ch3.pdf (accessed 2.1.22).
- US EPA, O., 2016. EPA's Actions to Reduce Methane and Volatile Organic Compound (VOC) Emissions from the Oil and Natural Gas Industry: Final Rules and Draft Information Collection Request Fact Sheet and Presentation [WWW Document]. URL <https://www.epa.gov/stationary-sources-air-pollution/epas-actions-reduce-methane-and-volatile-organic-compound-voc> (accessed 2.1.22).
- van der A, R.J., Eskes, H.J., Boersma, K.F., van Noije, T.P.C., Van Roozendaal, M., De Smedt, I., Peters, D.H.M.U., Meijer, E.W., 2008. Trends, seasonal variability and dominant NO_x source derived from a ten year record of NO₂ measured from space. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 113. <https://doi.org/10.1029/2007JD009021>
- Vardoulakis, S., Fisher, B.E.A., Pericleous, K., Gonzalez-Flesca, N., 2003. Modelling air quality in street canyons: a review. *Atmospheric Environment* 37, 155–182. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00857-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00857-9)
- Vatani, L., Hosseini, S.M., Shamsi, S., 2018. Comparison of tree species albedo and soil carbon sequestration as effective factors on global warming in reforestation of Hyrcanian forests.
- Vestreng, V., Myhre, G., Fagerli, H., Reis, S., Tarrasón, L., 2007. Twenty-five years of continuous sulphur dioxide emission reduction in Europe. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7, 3663–3681. <https://doi.org/10.5194/acp-7-3663-2007>
- Vingarzan, R., 2004. A review of surface ozone background levels and trends. *Atmospheric Environment* 38, 3431–3442. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.03.030>
- Voogt, J., 2000. Urban Heat Island. *Geography Publications* 3, 660–666.

- Wang, S., Fu, B.-J., Gao, G., Yao, X., Zhou, J., 2012. Soil moisture and evapotranspiration of different land cover types in the Loess Plateau, China. *Hydrology and Earth System Sciences* 16, 2883–2892. <https://doi.org/10.5194/hess-16-2883-2012>
- Wang, T., Xue, L., Brimblecombe, P., Lam, Y.F., Li, L., Zhang, L., 2017. Ozone pollution in China: A review of concentrations, meteorological influences, chemical precursors, and effects. *Science of The Total Environment* 575, 1582–1596. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.081>
- Wang, W., He, M., Li, Z., Huang, W., 2019. Epidemiological variations and trends in health burden of glaucoma worldwide. *Acta Ophthalmol* 97, e349–e355. <https://doi.org/10.1111/aos.14044>
- Wang, Y., Peng, B., Wei, G., Elahi, E., 2019. Comprehensive Evaluation and Spatial Difference Analysis of Regional Ecological Carrying Capacity: A Case Study of the Yangtze River Urban Agglomeration. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16, 3499. <https://doi.org/10.3390/ijerph16183499>
- Wennberg, P.O., 2006. Radicals follow the Sun. *Nature* 442, 145–146. <https://doi.org/10.1038/442145a>
- Wesely, M.L., 1989. Parameterization of surface resistances to gaseous dry deposition in regional-scale numerical models. *Atmospheric Environment* (1967) 23, 1293–1304. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(89\)90153-4](https://doi.org/10.1016/0004-6981(89)90153-4)
- Wesely, M.L., Hicks, B.B., 2000. A review of the current status of knowledge on dry deposition. *Atmospheric Environment* 34, 2261–2282. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00467-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00467-7)
- WHO, 2017. Urban green spaces: a brief for action.
- WHO, 2010. Guidelines for indoor air quality: Selected pollutants.
- Wolf, K., 2003. Public response to the urban forest in inner-city business districts. *Journal of Arboriculture* 29, 117–126.
- Worden, H.M., Buchholz, R.R., Martinez-Alonso, S., Gaubert, B., Deeter, M.N., Jiang, Z., Bloom, A.A., Miyazaki, K., Worden, J., Zheng, B., 2020. Global trends in carbon monoxide abundance and emissions 2020, A132-02.
- Wouters, H., De Ridder, K., Poelmans, L., Willems, P., Brouwers, J., Hosseinzadehtalaei, P., Tabari, H., Vanden Broucke, S., van Lipzig, N.P.M., Demuzere, M., 2017. Heat stress increase under climate change twice as large in cities as in rural areas: A study for a

- densely populated midlatitude maritime region. *Geophysical Research Letters* 44, 8997–9007. <https://doi.org/10.1002/2017GL074889>
- Wu, Z., Ren, Y., 2018. A bibliometric review of past trends and future prospects in urban heat island research from 1990 to 2017. *Environmental Reviews* 27. <https://doi.org/10.1139/er-2018-0029>
- Yamagata, H., Nasu, M., Yoshizawa, M., Miyamoto, A., Minamiyama, M., 2008. Heat island mitigation using water retentive pavement sprinkled with reclaimed wastewater. *Water Sci Technol* 57, 763–771. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.187>
- Yamartino, R.J., Scire, J.S., Carmichael, G.R., Chang, Y.S., 1992. The CALGRID mesoscale photochemical grid model—I. Model formulation. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics* 26, 1493–1512. [https://doi.org/10.1016/0960-1686\(92\)90134-7](https://doi.org/10.1016/0960-1686(92)90134-7)
- Yin, S., Shen, Z., Zhou, P., Zou, X., Che, S., Wang, W., 2011. Quantifying air pollution attenuation within urban parks: an experimental approach in Shanghai, China. *Environ Pollut* 159, 2155–2163. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.009>
- Yli-Pelkonen, V., Scott, A.A., Viippola, V., Setälä, H., 2017. Trees in urban parks and forests reduce O₃, but not NO₂ concentrations in Baltimore, MD, USA. *Atmospheric Environment* 167, 73–80. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.020>
- Zambon, I., Colantoni, A., Salvati, L., 2019. Horizontal vs vertical growth: Understanding latent patterns of urban expansion in large metropolitan regions. *Science of The Total Environment* 654, 778–785. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.182>
- Zeri, M., Alvalá, R., Carneiro, R., Cunha Zeri, G., Costa, J., Spatafora, L., Urbano, D., Vall-Llossera, M., Marengo, J., 2018. Tools for Communicating Agricultural Drought over the Brazilian Semiarid Using the Soil Moisture Index. *Water* 10, 1421. <https://doi.org/10.3390/w10101421>
- Zhang, J. (Jim), Wei, Y., Fang, Z., 2019. Ozone Pollution: A Major Health Hazard Worldwide. *Frontiers in Immunology* 10.
- Zhang, L., Brook, J.R., Vet, R., 2003. A revised parameterization for gaseous dry deposition in air-quality models. *Atmospheric Chemistry and Physics* 3, 2067–2082. <https://doi.org/10.5194/acp-3-2067-2003>
- Zhang, R., Tie, X., Bond, D.W., 2003. Impacts of anthropogenic and natural NO_x sources over the U.S. on tropospheric chemistry. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100, 1505–1509. <https://doi.org/10.1073/pnas.252763799>

- Zhang, S., Wang, B., Wang, S., Hu, W., Wen, X., Shao, P., Fan, J., 2021. Influence of air pollution on human comfort in five typical Chinese cities. *Environmental Research* 195, 110318. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110318>
- Zhang, Y., Thenkabail, P.S., Wang, P., 2019. A Bibliometric Profile of the Remote Sensing Open Access Journal Published by MDPI between 2009 and 2018. *Remote Sensing* 11, 91. <https://doi.org/10.3390/rs11010091>
- Zhou, B., Rybski, D., Kropp, J.P., 2017. The role of city size and urban form in the surface urban heat island. *Sci Rep* 7, 4791. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-04242-2>
- Zhu, P., Zhang, Y., 2008. Demand for urban forests in United States cities. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2007.09.005>
- Zou, Z., Yan, C., Yu, L., Jiang, X., Ding, Jinshan, Ding, Junjie, Qiu, G., 2021. Different Responses of Evapotranspiration Rates of Urban Lawn and Tree to Meteorological Factors and Soil Water in Hot Summer in a Subtropical Megacity. *Forests* 12, 1463. <https://doi.org/10.3390/f12111463>