



**HAL**  
open science

# Intégrer la biodiversité en ville : de la recherche à l'action des promoteurs immobiliers

Tanguy Louis-Lucas

## ► To cite this version:

Tanguy Louis-Lucas. Intégrer la biodiversité en ville : de la recherche à l'action des promoteurs immobiliers. Biodiversité et Ecologie. MNHN, 2022. Français. ⟨NNT : ⟩. ⟨tel-04287414⟩

**HAL Id: tel-04287414**

**<https://hal.science/tel-04287414v1>**

Submitted on 15 Nov 2023

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.



Distributed under a Creative Commons CC BY-NC-ND 4.0 - Attribution - Non-commercial use - No Derivative Works - International License



## MUSÉUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE

Sciences de la nature et de l'Homme : évolution et écologie – ED227  
UMR 7204 – Centre d'Écologie et des Sciences de la conservation

### **Intégrer la biodiversité en ville : de la recherche à l'action des promoteurs immobiliers**

*Exemple des toitures végétalisées, une approche multiscalair et interdisciplinaire*

**Par Tanguy Louis-Lucas**

Thèse de doctorat en Écologie

**Dirigée par Philippe Clergeau & Nathalie Machon**

présentée et soutenue publiquement le 24 mai 2022

**Devant un jury composé de :**

<b>Mme. Nathalie Frascaria-Lacoste</b>	<b>Professeure, AgroParisTech</b>	<b>Rapportrice</b>
<b>M. Etienne Maclouf</b>	<b>Professeur, Université Paris II Panthéon-Assas</b>	<b>Rapporteur</b>
<b>Mme. Laure Cormier</b>	<b>Maîtresse de conférences, Université de Tours</b>	<b>Examinatrice</b>
<b>Mme. Isabelle Dajoz</b>	<b>Professeure, Université de Paris</b>	<b>Examinatrice</b>
<b>M. Jean-Christophe Foltête</b>	<b>Professeur, Université de Franche-Comté</b>	<b>Examinateur</b>
<b>M. Philippe Clergeau</b>	<b>Professeur, MNHN</b>	<b>Directeur de thèse</b>
<b>Mme. Nathalie Machon</b>	<b>Professeure, MNHN</b>	<b>Directrice de thèse</b>
<b>Mme. Sabine Bognon</b>	<b>Maîtresse de conférences, MNHN</b>	<b>Invitée</b>
<b>Mme. Elvia Marcellan</b>	<b>Directrice Décarbonation, Equans France</b>	<b>Invitée</b>
<b>Mme. Morgane Kerdoncuff</b>	<b>Chargée de mission auprès du Directeur Général, Equans France</b>	<b>Invitée</b>



Cette œuvre est mise à disposition selon les termes de la [Licence Creative Commons Attribution - Pas d'Utilisation Commerciale - Pas de Modification 4.0 International](https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

# **Intégrer la biodiversité en ville : de la recherche à l'action des promoteurs immobiliers**

*Exemple des toitures végétalisées, une approche  
multiscale et interdisciplinaire*

# Résumé

En ville, la quantité et la qualité des espaces disponibles pour les activités et usages humains et non humains contraignent voire entravent l'intégration de la biodiversité dans l'aménagement urbain. C'est sur cette contrainte et les voies pour l'amoinrir que porte le questionnement fondamental de cette thèse. Nous nous sommes particulièrement concentrés sur les toitures végétalisées qui sont devenues communes dans les projets urbains depuis plus d'une dizaine d'années car elles fournissent habitat pour la biodiversité et contribueraient aux réseaux écologiques.

Dans une première partie expérimentale, nous avons étudié les propriétés écologiques de micro-communautés végétales que nous avons créées sous la forme de plantes ornementales et/ou de plantes sauvages placées dans des bacs sur des toitures. Notre travail a confirmé que les toitures végétalisées supportent une biodiversité variée et que les plantes ornementales sélectionnées par les concepteurs jouent un rôle important dans ces micro-communautés en influençant l'abondance des plantes sauvages qui peuvent y pousser, par compétition ou facilitation. Nous montrons également que leur présence a un effet sur la communauté des pollinisateurs qui les fréquentent.

Dans une deuxième partie, nous avons examiné le rôle des toitures végétalisées dans les réseaux écologiques de Paris à partir de la théorie des graphes en intégrant la hauteur des bâtiments comme un obstacle. Nous avons montré que ces espaces contribuent à la connectivité en ville, mais dans une moindre mesure que les habitats au sol. Les toitures végétalisées seraient plus importantes pour les flux de dispersions que pour leurs positions stratégiques dans le réseau. Nous avons également pu mettre en lumière l'effet de la forme urbaine, c'est-à-dire de la configuration et l'agencement des bâtiments : les toitures végétalisées de faible hauteur encerclées de hauts bâtiments contribuent peu aux réseaux écologiques.

Enfin, nous avons voulu comprendre comment les promoteurs immobiliers intègrent le concept de biodiversité dans leurs pratiques professionnelles. Nous avons constaté qu'ils le mobilisent comme la ressource d'un service. Ils perçoivent l'intégration de la biodiversité à leur activité constructive comme une expertise, un sujet complexe. Il semble difficile pour eux de la quantifier et de juger de la qualité de leurs actions sur cette thématique. Guidés par leurs services internes en charge du développement durable, les promoteurs légitiment leurs actions par l'utilisation de labels, de partenariats ou bien par le recours à des écologues, garants de la qualité écologique des projets. La biodiversité est perçue comme un front d'innovation de la pratique professionnelle : son intégration est un exemple du processus de standardisation d'innovations dont

l'objectif est de définir des « bonnes pratiques ». Malgré la forte mobilisation de ces bonnes pratiques pendant la conception de projets, les intentions se concrétisent souvent difficilement en raison de blocages entre des thématiques environnementales très segmentées voire contradictoires, de lacunes dans l'expertise écologique, de coûts jugés trop importants et au gré des changements d'équipes.

Les toitures végétalisées sont donc un objet complexe, tant d'un point de vue écologique pour leur rôle et les effets qu'elles engendrent sur la biodiversité urbaine que d'un point de vue opérationnel pour les acteurs qui les mettent en œuvre dans les projets d'aménagement.

# Abstract

In cities, the quantity and quality of available space for human and non-human activities and uses constrain or even hinder the integration of biodiversity in urban planning. The fundamental question of this thesis is about this constraint and how to reduce it. We focused our research on green roofs. For more than a decade, they have become a common tool in urban projects since they provide habitat for biodiversity and are considered to contribute to ecological networks.

In the first experimental part, we studied the ecological properties of plant micro-communities that we created in the form of ornamental plants and/or wild plants placed in containers on roofs. Our work confirmed that green roofs support diverse biodiversity and that ornamental plants selected by the designers play an important role in these micro-communities. Through competition and facilitation, they influence the abundance of wild plants that can grow there. We also show that their presence influences the pollinator community that frequents them.

In the second part, we studied the role of green roofs in the ecological networks of Paris using graph theory by integrating the height of buildings as an obstacle. We showed that these spaces contribute to connectivity in the city, but a lesser extent than ground-based habitats. Green roofs would be more important for dispersal flows than for their strategic positions in the network. We were also able to highlight the effect of urban form, i.e. the configuration and layout of buildings: low-lying green roofs surrounded by tall buildings contribute little to ecological networks.

Finally, we sought to understand how real estate developers integrate the concept of biodiversity into their professional practices. We found that they mobilize it as a service resource. They perceive the integration of biodiversity into their construction activity as expertise, a complex subject. It seems difficult for them to quantify it and judge the quality of their actions on this theme. Guided by their internal departments in charge of sustainable development, developers legitimize their actions through the use of labels, partnerships, or the use of ecologists, who guarantee the ecological quality of projects. Biodiversity is perceived as a front for innovation in professional practice: its integration is an example of the process of standardization of innovations whose objective is to define "good practices". Despite the strong mobilization of these good practices during the design of projects, the intentions are often difficult to materialize because of blockages between very segmented or even contradictory environmental themes, gaps in ecological expertise and costs considered too important and the change of teams.

Green roofs are therefore a complex object, both from an ecological point of view for their role and the effects they generate on urban biodiversity and from an operational point of view for the actors who implement them in development projects.

# Remerciements

En me lançant dans cette thèse, je pense avoir fait le meilleur choix de ma vie même si les perspectives que la recherche française propose aux jeunes docteurs ne déclenchent pas l'enthousiasme. Lors de ces trois années et quelques mois, j'ai rencontré des personnes bien plus extraordinaires que je ne pensais un jour rencontrer.

Je remercie donc tout d'abord Nathalie Machon et Philippe Clergeau, mes deux directeurs de thèse au départ de cette aventure. Vous avez été extraordinaires lors de ces trois années. Votre enthousiasme pour le projet que nous avons monté a été très motivant, rassurant et m'a poussé à donner le meilleur de moi-même. Très rapidement, cette équipe a été complétée par Sabine Bognon et Flavie Mayrand : je n'y serais pas arrivé sans vous également. Merci Sabine, de m'avoir accompagné sur l'aspect SHS (sciences humaines et sociales) de ma thèse. Étant géographe lorsque je suis arrivé au Cesco, je pensais maîtriser ces questions, je me rends compte aujourd'hui humblement de l'immensité des savoirs et de leur complexité. Je te remercie pour ta rigueur et ta manière de travailler. Merci Flavie, tu as été d'un grand secours au début de la thèse, étant la plus pragmatique de cette équipe, c'est toi qui m'as conseillé et tu avais (tellement) raison de me limiter sur le nombre de modalités à tester dans le protocole expérimental. Merci à tous les quatre, vous m'avez appris les différentes facettes de la recherche. Outre vos qualités professionnelles, je vous remercie pour votre confiance, votre soutien et votre attitude positive tout au long de cette aventure.

Je remercie également Marianne Cohen, mon ancienne tutrice de M1 et M2. Merci de m'avoir transmis cette offre et d'avoir appuyé ma candidature.

Je souhaite remercier mes tutrices d'Engie Aire Nouvelle devenu Equans Aire Nouvelle : Elvia Marcellan et Morgane Kerdoncuff. Très disponibles vous m'avez apporté beaucoup pendant ces trois années : rigueur, exigence, organisation. Je vous remercie du temps que vous avez pris pour partager votre expérience très riche.

Je remercie le jury de bien vouloir évaluer ce travail. En premier lieu les rapporteurs et rapporteuses : Nathalie Frascaria-Lacoste et Etienne Maclouf. Puis, les examinateurs et examinatrices : Laure Cormier, Isabelle Dajoz et Jean-Christophe Foltête.

Je remercie aussi les membres de mes différents comités de thèse : Maud Mouchet

(ma référente de l'école doctorale), Alain Danet, Laurent Simon, Céline Clauzel, Colin Fontaine et Morgane Flégeau.

Je tiens à remercier Céline Clauzel avec qui j'ai collaboré dans la deuxième partie de ma thèse. Merci d'avoir répondu à mes questions théoriques sur Graphab et de m'avoir accompagné dans cette tâche. Ce fut très agréable de travailler avec toi. Je profite de ces quelques lignes pour remercier et saluer le travail de toute l'équipe Graphab issue principalement du laboratoire Thema, et notamment de celui de Gilles Vuidel.

Je remercie également le personnel du muséum qui m'a aidé pour l'accomplissement de ce travail. Tout d'abord, le personnel du bâtiment de géologie et particulièrement Véronique Rousseau-Ventre que j'ai dérangé à de nombreuses reprises en sonnant à l'interphone. Ensuite, je remercie les équipes qui ont rendu possible l'installation de mon expérience sur cette toiture par la création d'une arrivée d'eau : Gaël Clément, Gaëlle Bellamy. Je remercie également le personnel de la graineterie du MNHN pour avoir pris soin de mes plantes entre mai 2019 et septembre 2019 : Yves Pothier, Simon Lang, etc.. Grâce à eux j'ai pu partir en vacances l'esprit « presque tranquille » lors de la première année. Je remercie également les équipes de Chèvreloup, et notamment Alain Karg et Lucie Vialle qui m'ont permis d'installer mon expérience alors que je ne trouvais pas de troisième site.

Bien évidemment je souhaite remercier les personnes qui m'ont aidé à installer cette expérience sur les différents sites : Eric Lesaux, Basile Baradat, Victoire Mandaroux, Jules Faroux et Léo Leroux. Je ne m'attendais pas forcément à porter des sacs de terre de 50 kg dans des escaliers en commençant une thèse.

Je remercie Topager de m'avoir permis d'installer mon expérience sur la toiture de l'ancienne usine des eaux d'Ivry-sur-Seine et d'avoir rebranché l'irrigation lors du premier confinement. Ce site est incroyable... Je remercie très chaleureusement Emmanuelle Porcher pour avoir sauvé de la déshydratation l'expérience sur le site du MNHN en avril 2020 lors du premier confinement. Je te remercie également pour ton professionnalisme, ton intégrité, ton aide en statistique, les discussions scientifiques intéressantes dont j'ai profité dans la salle café du 61, et l'animation scientifique.

Je remercie également toutes les personnes qui ont participé aux terrains. C'était dur... il faisait chaud... très chaud. Merci beaucoup à Joaquim Sampere compagnon de terrain, de bières, de galères depuis des années. Un grand merci à Eric Motard. J'ai adoré faire du terrain avec toi, ce fut si enrichissant. En quelques sorties, tu m'as donné envie d'être naturaliste. J'aurais été perdu sans vous deux. Merci également à Eric Lesaux (encore et toujours), Margaux Dole, Marie Lamour, Arthur Flauviau, Juliette Aspar (qui m'a accompagné lors de presque toutes les sorties 2021!), Grégoire ramé et Margaux Foureau.

Je remercie également toutes les personnes qui ont accepté d'être interviewé dans le cadre notre travail.

Merci aux personnes du bureau coquelicot. Merci aux anciens coquelicots et aux nouveaux. Lorsque je suis arrivé dans ce bureau, ont était si serrés que je m'installais souvent sur le bureau de l'un et de l'autre. Je crois que j'ai presque occupé tous les bureaux . . . Je te remercie Alain pour ton sourire, ton enthousiasme, tes encouragements et ton aide en statistiques. Merci également à Olivier pour les multiples discussions : bien que nos thèses ne portent pas sur le même sujet j'ai appris petit à petit à quel point nos travaux avaient des points communs. Merci Margaux et Typhaine pour votre gentillesse et pour votre soutien. Merci Eduardo, j'ai passé de très bon moments avec toi, compagnon de fin de thèse, je te souhaite bonne chance pour la fin et pour la suite au CEEBIOS. Je remercie également Anya, Hortense (bonne chance et bon courage), Laura T., Gabrielle, Lucie, Nelly, Maxime et Léa (bonne chance pour vos mémoires et pour vos futures thèses). Je te souhaite également bonne chance Laura pour ta thèse. J'espère avoir de vos nouvelles à tous, à bientôt!



FIGURE 1 – Coquelicot (*Papaver argemone*) fané mais coquelicot quand même.

Je remercie également toutes les personnes du bureau d'en face : bleuet et tournesol. Merci Minh-Xuan, François, Fanny, Julie, Flavie, Anna-Christina, Laurène, Baptiste, Suzanne, Romain. Je remercie également Anne-Caroline, Luc, et Maud. C'était très

cool de vous avoir en face pour les pauses café, les bières, les déjeuners et les petits coups de pouce sur certains aspects. J'aurais adoré tous mieux vous connaître.

Je remercie également les autres personnes du 61 : François S., Jean-Baptiste M., Sandrine P., Jean-François J.

Merci à toutes les personnes du 135. Je remercie d'abord les gestionnaires qui font un travail incroyable. Ensuite je salue tous ceux qui sont partis rapidement après mon arrivée : Léo, Adrienne, Théo, etc. J'ai envie de remercier tous les compagnons de bières : Nora, Diane, Simon, Charles, Romain, Martin, les outardes (Alice, Robin, Clémentine et Milena). Merci aux autres membres du 135, toute l'équipe de Vigie-Nature : Anne, Grégoire, Benoît, Sébastien, Jérôme, (j'en oublie trop ... je suis désolé). J'aurais aimé tous mieux vous connaître. Je remercie également les doctorants à qui je souhaite bon courage : Alice, Clémentine, Ludovic, Milena, Jean, Clément, Perrine et Delphine.

De manière générale je souhaite remercier sincèrement toutes les personnes qui travaillent au CESCO : un laboratoire extraordinaire pour faire une thèse et apprendre à faire de la recherche. J'aurais aimé plus profiter de vous.

Je remercie également tous les collègues d'Engie qui m'ont chaleureusement accueilli : Sylvie, Marc D., Morgane, Savitri, Nikolay, Olivier. Je remercie également les personnes arrivées petit à petit à mesure qu'Aire Nouvelle grandissait : Ludovic, François, Dan, Stéphanie, Mathilde, Rebecca, Fiona. Je remercie l'équipe des « juniors » : Marc L., Thibault, Marie, Aloïs, Alicia, Vincent. Je remercie également tous les alternants et stagiaires que j'ai pu rencontrer.

Merci à tous mes amis : évidemment ceux que j'ai déjà cité Joaquim, Léo L., Jules, mais aussi Léo C. (merci pour les discussions autour de l'architecture des projets immobiliers, de la relation architecte-promoteur, pour tes éclairages). Merci Esther, toujours fidèle au poste pour rigoler, s'amuser, relire des parties de la thèse. Merci Cyril, Guillaume, Marine, Nawelle, Paco, Bruno, Nicolas, Coline, Léon, Juliette, Damien, Morgane, Simon. Merci pour votre soutien et les moments de détente!! Merci à tous les amis de la fac. Excusez mes absences mêmes quand j'étais présent, mon manque de fun ces derniers temps.

Je remercie aussi ma famille d'avoir été présente, de m'avoir soutenue et de m'avoir beaucoup aidé dans la dernière ligne droite : Cécile (ma mère), Arnauld (mon père) pour leurs relectures et les discussions qui m'ont permis d'éclaircir ma pensée; mon frère Thibault, ma belle-sœur Nolwenn, et la petite Loupinette.

Merci à Alice de m'avoir accompagné dans cette aventure si particulière. Merci de m'avoir soutenu et supporté pendant plus de trois ans. Merci de m'avoir aidé au sens le plus concret du terme, d'avoir mis la main à la pâte : d'avoir corrigé l'anglais,

trié des photos, compté des graines, d'avoir accepté d'aller se balader ensemble le week-end nonchalamment à Chèvreloup pour vérifier si tout allait bien. Merci d'avoir été présente dans les moments les plus délicats, pour ta gentillesse et ta douceur sans commune mesure.

Finalement, j'ai simplement très hâte de tous vous revoir pour discuter, manger un morceau, boire une bière, passer des moments ensemble, collaborer sur des projets de recherches ... À très vite!

# Table des matières

<b>Résumé</b>	<b>4</b>
<b>Abstract</b>	<b>6</b>
<b>Remerciements</b>	<b>8</b>
<b>Table des matières</b>	<b>13</b>
<b>Table des figures</b>	<b>18</b>
<b>Liste des tableaux</b>	<b>21</b>
<b>Liste des abréviations</b>	<b>22</b>
<b>Préambule</b>	<b>24</b>
Présentation des structures d'accueil . . . . .	24
Communications scientifiques réalisées pendant la thèse . . . . .	25
<b>Introduction générale</b>	<b>27</b>
0.1 Ville et Biodiversité . . . . .	30
0.1.1 L'Écologie Urbaine : de l'écologie dans la ville à l'écologie pour la ville . . . . .	30
0.1.1.1 L'écologie dans la ville . . . . .	30
0.1.1.2 L'écologie de la ville . . . . .	30
0.1.1.3 L'écologie pour la ville . . . . .	31
0.1.2 Effet de l'urbanisation sur la biodiversité . . . . .	31
0.1.3 Schéma d'organisation de la biodiversité en ville . . . . .	33
0.1.4 Les villes sont-elles des néo-écosystèmes? . . . . .	36
0.2 Pourquoi conserver la biodiversité et la nature en ville? Pour qui et pour quel modèle de ville? . . . . .	38
0.2.1 L'approche par les services écosystémiques pour expliquer la conservation de la biodiversité en ville . . . . .	38
0.2.2 Connecter ou reconnecter les citoyens à la nature, mais aussi répondre à leurs aspirations . . . . .	39
0.2.3 Réintégrer la nature et la biodiversité en ville pour plus de durabilité . . . . .	40

0.2.3.1	Le modèle de ville durable . . . . .	40
0.2.3.2	Les limites du modèle de ville durable . . . . .	41
0.3	Comment conserver et améliorer l'intégration de la biodiversité en ville? . . . . .	42
0.3.1	Augmenter et conserver les surfaces favorables à la biodiversité en ville . . . . .	42
0.3.1.1	Qu'est qu'une toiture végétalisée? . . . . .	42
0.3.1.2	Typologie des toitures végétalisées . . . . .	43
0.3.1.3	Les facteurs influençant la biodiversité en toiture . . . . .	43
0.3.2	Améliorer la connectivité entre les espaces favorables . . . . .	48
0.3.2.1	Effet des paramètres du bâtiment : forme et hauteur . . . . .	50
0.3.2.2	Effet de la composition du paysage urbain . . . . .	52
0.3.3	Impliquer les acteurs pour initier les changements transformateurs : de l'importance de la conception et de la gestion . . . . .	53
0.3.3.1	L'intégration de la biodiversité dans la gestion urbaine . . . . .	53
0.3.3.2	L'intégration de la biodiversité dans la conception urbaine . . . . .	54
0.3.3.3	Entreprises et biodiversité . . . . .	55
0.4	Objectifs de la thèse : trois axes de recherches fondés sur une approche opérationnelle . . . . .	56
 <b>Concevoir des toitures végétalisées favorables à la biodiversité, intérêts et perspectives des néo-écosystèmes</b>		<b>60</b>
	Introduction . . . . .	61
	Méthodologie . . . . .	62
	Design expérimental . . . . .	62
	Développement des trois communautés : choix des espèces ornementales et sauvages . . . . .	62
	Schéma d'organisation des bacs et sites d'implantation . . . . .	64
	Gestion post-construction . . . . .	66
	Protocole de suivi . . . . .	67
	Mesure de couverture végétale, d'abondance et de croissance des plantes . . . . .	67
	Enregistrement des interactions entre les fleurs et les pollinisateurs diurnes . . . . .	67
<b>1</b>	<b>Comment aider les aménageurs à favoriser une biodiversité fonctionnelle sur les toitures ?</b>	<b>69</b>
1.1	Article . . . . .	69
1.2	Discussion . . . . .	90
1.2.1	Principaux résultats . . . . .	90
1.2.2	Limites et perspectives . . . . .	91
 <b>Toitures végétalisées et réseaux écologiques</b>		<b>94</b>
	Introduction . . . . .	95

Méthodologie . . . . .	96
La théorie des graphes pasyagers . . . . .	96
La cartographie des toitures végétalisées : une première étape indispensable . . . . .	97
Choix des espèces et des distances de dispersion . . . . .	98
Définition des nœuds, des liens et de la résistance de chaque type d'occupation du sol . . . . .	99
Sélection des métriques de connectivité . . . . .	99
<b>2 Mais où sont les toitures végétalisées ?</b>	<b>102</b>
2.1 Article . . . . .	102
<b>3 Les toitures végétalisées contribuent-elles aux réseaux écologiques ?</b>	<b>115</b>
3.1 Article . . . . .	115
Discussion . . . . .	140
Résultats majeurs et limites de notre approche . . . . .	140
Perspectives pour les projets d'aménagements urbains . . . . .	141
Perspectives scientifiques . . . . .	142
<b>Les promoteurs immobiliers et la biodiversité</b>	<b>145</b>
Introduction . . . . .	146
Méthodologie . . . . .	148
<b>4 Que recouvre l'intérêt des promoteurs pour la biodiversité ?</b>	<b>152</b>
4.1 Article . . . . .	152
<b>5 Comment la notion de biodiversité est intégrée dans une entreprise de promotion immobilière ?</b>	<b>159</b>
5.1 Un sujet saisi par la RSE : responsabilité sociétale des entreprises . . . . .	159
5.2 La recherche de performance . . . . .	161
5.3 La biodiversité, une thématique environnementale parmi d'autres? . . . . .	163
5.4 Conclusion . . . . .	167
<b>6 Comment les promoteurs immobiliers conçoivent-ils la biodiversité dans leurs projets ?</b>	<b>168</b>
6.1 La biodiversité, un sujet d'expert? . . . . .	169
6.1.1 Le niveau de connaissance sur la biodiversité des promoteurs et des autres parties prenantes . . . . .	169
6.1.2 Le futur des espaces aménagés et la biodiversité : évitements et opportunités . . . . .	171
6.2 L'enjeu de l'accompagnement des équipes de conceptions . . . . .	172
6.2.1 Accompagnement interne . . . . .	172
6.2.2 Accompagnement externe . . . . .	173

6.2.2.1	En quête de crédibilité et de légitimité : le recours à des experts privés, à des associations et à des établissements scientifiques . . . . .	173
6.2.2.2	Le recours à l'écologue pour garantir la prise en compte de la biodiversité . . . . .	174
6.3	Les labels et certifications en termes de biodiversité . . . . .	176
6.3.1	Les différents labels et certifications . . . . .	176
6.3.2	Fonctions des référentiels consacrés à la biodiversité . . . . .	178
6.3.2.1	Mesurer la performance par un référentiel commun . . . . .	178
6.3.2.2	Améliorer les connaissances et les pratiques . . . . .	179
6.3.2.3	Faire reconnaître la performance et la qualité d'un projet . . . . .	181
6.4	Conclusion . . . . .	181
<b>7</b>	<b>Des paroles aux actes ... des intentions aux réalisations</b>	<b>184</b>
7.1	Connaissance et sensibilisation des promoteurs à la biodiversité . . . . .	184
7.2	Une diminution des intentions au fil de la temporalité des projets . . . . .	187
7.3	Freins à la concrétisation des intentions . . . . .	188
7.3.1	Changements d'équipes . . . . .	188
7.3.2	L'économie de projet . . . . .	188
Discussion	. . . . .	191
	L'importance du végétal pour les collectivités . . . . .	191
	La biodiversité intégrée par le service RSE . . . . .	191
	la baisse des intentions au fil des projets : surcoûts, changements d'équipes, arbitrages et manque de connaissances . . . . .	193
	La connaissance sur la biodiversité : le nerf de la guerre pour son intégration? . . . . .	195
	Une relecture de nos résultats par les paradoxes : entre la nécessité d'actions et son impossibilité apparente . . . . .	196
	<b>Discussion générale</b>	<b>198</b>
	La production de connaissance : de la conception de palette végétale à l'implantation des toitures végétalisées . . . . .	198
	Conception des toitures végétalisées . . . . .	198
	Implantation des toitures végétalisées et analyse de leur contribution à la connectivité . . . . .	200
	Cartographie . . . . .	201
	Modélisation . . . . .	202
	Vers quelle conception de toitures végétalisées? . . . . .	203
	Produire des connaissances pour générer de l'action . . . . .	204
	Les freins d'intégration de la biodiversité chez les promoteurs . . . . .	204
	Dépasser les freins : l'approche par les connaissances et la sensibilisation	205
	L'action n'est pas le produit de la connaissance mais le résultat d'une adaptation	206
	De l'intérêt du changement . . . . .	207
	Une critique de la ville néolibérale . . . . .	208

<b>Conclusion</b>	<b>210</b>
<b>Bibliographie</b>	<b>211</b>
<b>Annexes</b>	<b>240</b>
Grille d'entretien . . . . .	240
Diapositives de présentation de l'initiative BIG (OID) . . . . .	242

# Table des figures

1	Coquelicot ( <i>Papaver argemone</i> ) fané mais coquelicot quand même. . .	10
2	Les différents métiers du groupe Equans. . . . .	25
3	Planche de Blacksad volume 6, Alors tout tombe, première partie, Juan Diaz Canales & Juanjo Guarnido, 2021. . . . .	27
4	Évolution de la population urbaine dans le monde entre 1950 et 2010, d'après Pickett et al. (2013). . . . .	28
5	Les conditions urbaines sur des échelles spatio-temporelles. . . . .	33
6	Assemblage des communautés et adaptation en ville d'après Williams et al. (2009). . . . .	34
7	Assemblage des communautés et adaptation en ville d'après McDonnell et Hash (2015). . . . .	35
8	Modèle d'abondance des catégories d'espèces en fonction de l'intensité d'urbanisation (Rodewald & Gehrt, 2014). . . . .	36
9	Typologie des toitures végétalisées proposée par Madre et al., (2014). .	44
10	Photo de l'école des sciences et de la biodiversité à Boulogne-Billancourt, exemple de toiture végétalisée intensive accessible. . . . .	45
11	Relation entre (à gauche) la richesse des sites et la surface d'après Muratet et al. (2007) et (à droite) relation entre richesse floristique et surface des toitures végétalisées d'après l'étude Grooves. . . . .	46
12	Effets des variables du paysage sur la richesse en espèces en ville, d'après (Beninde et al., 2015). . . . .	49
13	Relation entre nombre d'étages et richesse (A) et abondance relative (B) d'abeilles sauvages, d'après MacIvor (2016) et entre richesse d'oiseaux et de papillons (C), d'après Wang et al. (2017). . . . .	51
14	Installation de l'expérience sur les différents sites. . . . .	60
15	Disposition des plantes ornementales dans les bacs ornementaux. . . .	63
16	Coupe transversale d'un bac mixte (c'est-à-dire composé d'individus ornementaux matures et du mélange de graines sauvages). . . . .	64
17	Schéma d'organisation des bacs. . . . .	65
18	Localisation des sites expérimentaux. . . . .	66
19	Sites expérimentaux. À gauche de haut en bas le site du MNHN et IVRY et à droite le site de CHEVRELOUP. . . . .	67
20	Exemple d'un bac sauvage sur le site d'IVRY le 30 avril 2020. . . . .	68

1.1	Des insectes pollinisateurs interagissent avec des fleurs arrivées spontanément ( <i>Melilotus albus</i> à gauche et <i>Trifolium pratense</i> à droite) sur les toitures d'Ivry et du bâtiment de géologie du MNHN. . . . .	94
1.2	Principe théorique de la contribution des toitures végétalisées, d'après Mayrand et Clergeau (2018). . . . .	95
1.3	Principe théorique de la contribution des toitures végétalisées en fonction de leur hauteur, d'après APUR (2013). . . . .	96
1.4	Illustration de la matrice de rugosité et des chemins de moindres coûts (tous les chemins de moindres coûts ne sont pas représentés sur la figure). . . . .	97
1.5	Illustrations des notions de graphes, nœuds, liens et composantes. . . . .	99
1.6	Principe de l'indice de flux d'interaction (A) et de centralité intermédiaire (B) (d'après Clauzel, 2021). . . . .	100
1.7	Méthode générale schématisée. . . . .	101
3.1	Roofpedia, un outil de classification des toitures des plus grandes villes du monde. . . . .	141
3.2	Exemple d'une toiture végétalisée dans Paris de faible hauteur (inférieur à 10 mètres) potentiellement isolée et entourée de bâtiments supérieurs à 20 mètres. . . . .	143
3.3	<i>Apis mellifera</i> sur une marguerite ( <i>Leucanthemum vulgare</i> ). . . . .	145
3.4	La chaîne de l'aménagement et ses recompositions (Llorente & Vilmin, 2011) . . . . .	147
5.1	Classement des thématiques environnementales à partir du questionnaire selon le gain d'ambition environnementale pour le projet. . . . .	164
6.1	Auto évaluation des connaissances sur la biodiversité urbaine et sur les services écosystémiques de 1 à 4. (1 : je ne connais pas ce terme; 4 : je suis un expert du sujet) Les barres noires verticales représentent l'écart-type. Le niveau de significativité est représenté par des « * », issu d'un test de student. . . . .	169
6.2	Extrait du document d'enregistrement universel du groupe Nexity, 2019 (document en accès libre). . . . .	173
6.3	Les labels et les certifications les plus utilisés pour valoriser la biodiversité d'après les réponses à notre questionnaire (Question posée : À quels labels et certifications avez-vous déjà fait appel dans vos projets pour valoriser la biodiversité?). . . . .	178
6.4	Extrait du document de performance extra-financière de Bouygues immobilier, 2019. . . . .	180
6.5	Extrait du document d'enregistrement universel d'Altarea Cogedim, 2019. . . . .	180
6.6	Schéma simplifié de l'intégration de la notion de biodiversité dans les entreprises de promotions immobilières. . . . .	183
7.1	Les différentes phases d'un projet urbain, de la décision d'agir à la livraison, d'après Citron (2016). . . . .	185

7.2	Auto-évaluation des connaissances sur la biodiversité urbaine (A) et sur les services écosystémiques (B) de 1 à 4. Les barres noires verticales représentent l'écart-type. Les niveaux de significativité sont représentés par des « * », issu d'un test de Tukey. . . . .	186
7.3	Etape à laquelle les acteurs du bâtiment, de l'immobilier et de l'aménagement sont le plus confrontés à une problématique biodiversité (D'après les résultats de l'enquête déjà citée du ministère de la transition écologique). . . . .	187
7.4	Schéma simplifié des freins à l'intégration de la biodiversité dans les entreprises de promotions immobilières. . . . .	190
7.5	Le triangle des objectifs contradictoires (Campbell, 1996). . . . .	194
7.6	De la production de connaissances dans l'objectif de créer des actions. . . . .	204
7.7	L'action : entre incertitude et anticipation. . . . .	207
7.8	Diapositive BIG 1. . . . .	242
7.9	Diapositive BIG 2. . . . .	243
7.10	Diapositive BIG 3. . . . .	244

# Liste des tableaux

1	Détail des caractéristiques des espèces ornementales fournies par le producteur . . . . .	63
3.1	Liste des entretiens semi-directifs réalisés. . . . .	150
3.2	Thématiques et sous thématiques de codage. . . . .	150

# Liste des abréviations

AMO : Assistant maîtrise d'ouvrage  
API : Appel à projets innovants  
APUR : Atelier Parisien d'Urbanisme  
ADIVET : Association des Toitures Végétales  
BAUM : Biodiversité Aménagement Urbain et Morphologie  
BC : Betweenness centrality  
BIG : Biodiversity impulsion group  
BET : Bureaux d'études technique  
BNI : Biotic novelty Index  
CBS : Coefficient de biotope par surface  
CESCO : Centre d'écologie et des sciences de la conservation  
CIBI : Conseil International Biodiversité et Immobilier  
CLC : Corine land cover  
CMR : Capture marquage recapture  
CPE : Cahiers de prescriptions environnementales  
DRIEE : Direction Régionale et Interdépartementale de l'Environnement et de l'Énergie  
GES : Gaz à effet de serre  
GPS : Global positioning system  
IAU : Institut d'Aménagement et d'Urbanisme  
ICE : Indice de connectivité équivalente  
IGN : Institut géographique national  
INSEE : Institut national de la statistique et des études économiques  
IPBES : The intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services  
IRC : Infra-rouge colorisé  
IRICE : Institut de recherche et d'innovation pour le climat et l'écologie  
LEED : Leadership in Energy and Environmental Design  
LiDAR : Light detection and ranging  
LPO : Ligue de protection des oiseaux  
MNHN : Muséum national d'Histoire naturelle  
NDVI : Normalized difference vegetation index  
NBS : Nature based solutions  
OID : Observatoire de l'immobilier durable

ONG : Organisation non gouvernementale  
PC : Probabilité de connectivité  
PUCA : Plan urbanisme construction architecture  
SE : Service écosystémique  
SIG : Système d'information géographique

# Préambule

## Présentation des structures d'accueil

Cette thèse a débuté en Janvier 2019. Elle est le fruit d'un partenariat conclu entre Engie Aire Nouvelle (récemment devenu Equans Aire Nouvelle) et le Centre d'Écologie et des Sciences de la Conservation (CESCO), une unité mixte de recherche du Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN). J'ai été intégré à l'équipe Urba du CESCO qui identifie les mécanismes à l'œuvre dans l'installation et le devenir de la nature en ville afin de faciliter un urbanisme écologique<sup>1</sup>.

Equans Aire Nouvelle est une entreprise d'aménagement et de promotion immobilière du groupe Equans. Celui-ci est un groupe de services multitechniques créé en 2021 issu d'une réorganisation du groupe Engie. Ses domaines d'expertises sont les suivants : génie climatique, génie électrique, réfrigération, sécurité incendie, technologie de l'information et télécommunication et enfin les solutions digitales (Equans.fr). Equans France représente environ 27 000 salariés et 4,7 milliards d'euros de chiffre d'affaires.

Au sein de ce groupe, Aire Nouvelle est une petite structure d'environ trente personnes, née en décembre 2016. D'après son site internet, Aire Nouvelle a l'ambition de devenir le leader de l'immobilier décarboné et a donc comme objectifs de réaliser des projets « *moins carbonés, économes en énergie, producteurs d'énergies renouvelables, développant les mobilités vertes et favorisant la biodiversité* »<sup>2</sup>.

Durant la première année j'ai intégré l'équipe d'Aire Nouvelle quatre jours par semaine et j'ai participé aux réunions hebdomadaires. Cela m'a permis de comprendre le métier de promoteur immobilier. Aucune mission de projets ne m'a été confiée conformément au partenariat, je me suis donc concentré uniquement sur mes travaux de recherches. L'enjeu de cette collaboration pour Aire Nouvelle a été d'améliorer son expertise sur la biodiversité et de coopérer avec le MNHN sur certains projets tels que Écotone à Arcueil, Les Lumière Pleyels à Saint-Denis, Jolimont à Toulouse, etc. Lors de

---

1. <https://cesco.mnhn.fr/fr/ecologie-amenagement-et-biodiversite-en-milieu-urbain-6116>, consulté le 10/02/2022

2. <https://www.equans.fr/nos-metiers/amenagement-promotion-immobiliere-bas-carbone>, consulté le 08/02/2022

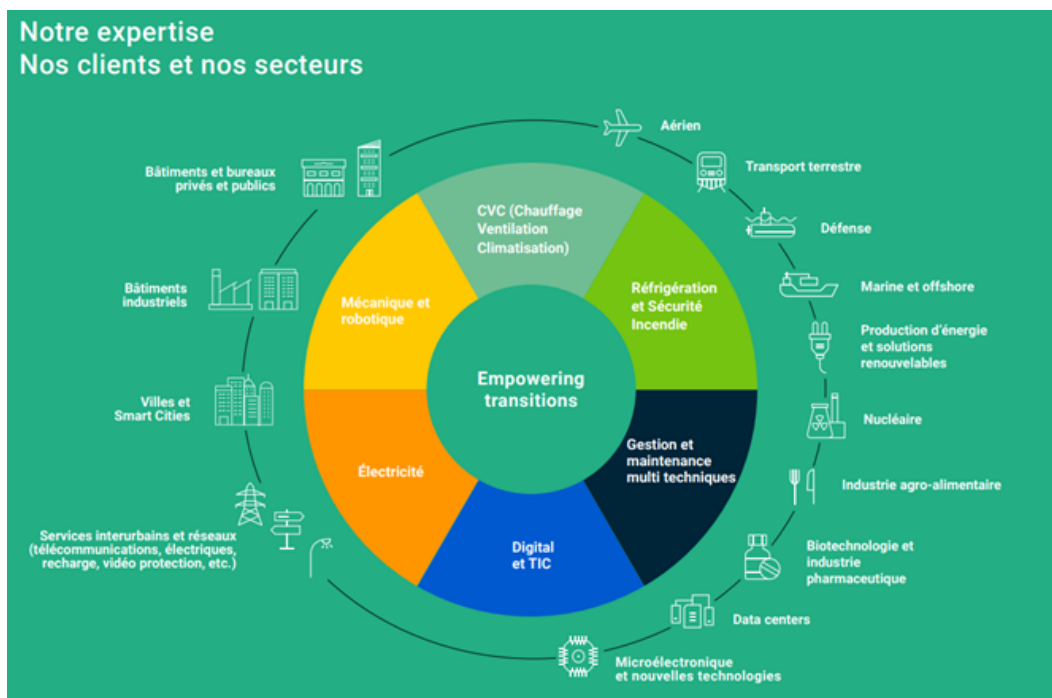


FIGURE 2 – Les différents métiers du groupe Equans.

la deuxième et troisième année j'ai passé davantage de temps au sein du Cesco, ce qui m'a permis de profiter d'un environnement scientifique et de collaborer avec des doctorants et des chercheurs.

## Communications scientifiques réalisées pendant la thèse

L'ensemble des travaux de thèse a donné lieu aux publications suivantes :

Louis-Lucas, T. (2020). Les communautés végétales mixtes en villes dans Clergeau, P. Urbanisme et biodiversité, vers un paysage vivant structurant le projet urbain. Éditions Apogée.

Louis-Lucas, T., Mayrand, F., Clergeau, P., & Machon, N. (2021). Remote sensing for assessing vegetated roofs with a new replicable method in Paris, France. *Journal of applied remote sensing*, 15(1), 014501. <https://doi.org/10.1117/1.JRS.15.014501>.

Louis-Lucas, T. « Que recouvre l'intérêt des promoteurs pour la biodiversité? », *Métropolitiques*, 20 septembre 2021. <https://metropolitiques.eu/Que-recouvre-l-interet-des-promoteurs-pour-la-biodiversite.html>.

Louis-Lucas, T., Clauzel, C., Mayrand, F., Clergeau, P., & Machon, N. (2022). Rôle of

green roofs in urban connectivity, an exploratory approach using graph theory in the city of Paris, France. *Urban forestry and urban greening* (under review.).

Louis-Lucas, T., Mayrand, F., Aspar, J., Clergeau, P., & Machon, N. (2022). Leaving Heterogeneity : interactions effects between exotic horticultural and wild communities and pollinators on semi-extensive green roofs in Paris, France (in prep.).

# Introduction générale



FIGURE 3 – Planche de Blacksad volume 6, Alors tout tombe, première partie, Juan Diaz Canales & Juanjo Guarnido, 2021.

« La ville est la plus haute expression du triomphe collectif. Des millions de personnes organisées, des services pour tout le monde. Une machine réglée comme du papier à musique, qui, comme n'importe quel artefact, est susceptible de tomber en panne. On détecte les pièces défectueuses devenues inutiles et on les met à la casse. Tout est remplaçable. » Blacksad volume 6 Juan Diaz Canales & Juanjo Guarnido, 2021.

Comme l'énonce cette œuvre de fiction (figure 3), la ville peut se définir par des millions de personnes organisées, et des services pour tout le monde. La définition de la ville évolue à travers le temps et les frontières. Les villes grandissent et s'étalent par l'urbanisation qui est le phénomène de construction de nouveaux bâtiments et d'installation de services et d'infrastructures. En 2020, elles hébergent plus de 55 % de la population mondiale sur un peu plus de 2 % de la superficie mondiale (Liu et al., 2020). À l'origine de cette augmentation : l'accroissement naturel urbain et la migration de populations rurales vers les villes, attirées par de meilleures conditions de vie (Bloom et al., 2008 ; Dye, 2008). Les villes sont ainsi devenues un lieu de concentration d'activités et de services. En entraînant une modification de l'usage des sols et leur artificialisation, l'urbanisation provoque une destruction, une dégradation et une fragmentation des habitats naturels qui est pointée comme une des causes de la perte massive de biodiversité (Ceballos et al., 2015). La biodiversité (contraction des mots « biologique » et « diversité ») correspond à la diversité biologique du vivant à trois niveaux différents : la diversité des écosystèmes, la diversité des espèces et la diversité génétique. Elle s'appréhende également à travers la diversité des interactions entre ces niveaux et en leur sein. Compte tenu du rythme d'urbanisation encore élevé dans certaines régions du monde (figure 4), de la proportion d'urbains, des modifications des conditions urbaines liées aux changements globaux, il est essentiel d'intégrer la biodiversité dans la construction et la rénovation des villes. Cependant, cette dernière ne semble pas ou peu intégrée dans ces projets et s'apparente généralement à un verdissement de la ville (Clergeau, 2020 ; Henry, 2012 ; Taburet, 2012).

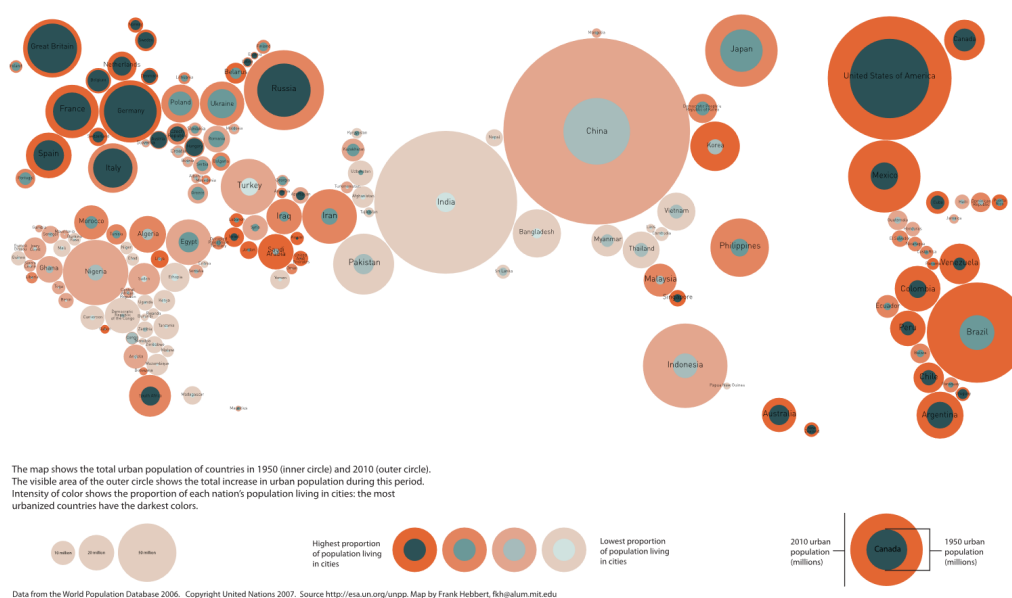


FIGURE 4 – Évolution de la population urbaine dans le monde entre 1950 et 2010, d'après Pickett et al. (2013).

**Dans cette thèse nous tenterons alors de déterminer comment améliorer la place**

**de la biodiversité dans les projets d'aménagements urbains.** Étant donné que ce travail s'inscrit en écologie urbaine, il nous paraît important dans cette introduction de revenir dans une première partie sur le cadrage théorique et thématique, puis dans une deuxième partie d'examiner les raisons poussant à l'intégration de la biodiversité dans ces projets. Et enfin, dans une troisième partie d'étudier les solutions à mettre en œuvre à travers l'exemple des toitures végétalisées. Nous nous concentrerons sur leurs communautés végétales, leur contribution à la connectivité mais aussi sur les entreprises de promotions immobilières qui les intègrent dans les projets.

## **0.1 Ville et Biodiversité**

### **0.1.1 L'Écologie Urbaine : de l'écologie dans la ville à l'écologie pour la ville**

La question urbaine en écologie est récente d'après Gaston (2010), bien qu'historiquement ce concept découle de l'école de Chicago pendant les années 1920 cherchant à appliquer les théories de l'écologie aux populations humaines des villes. L'écologie est de manière générale décrite comme l'étude scientifique des processus qui déterminent l'abondance, la distribution des organismes, les interactions entre ces organismes, les interactions entre les organismes avec leurs environnements, et les flux d'énergie et de matières à travers les écosystèmes. L'écologie urbaine consiste alors en l'étude de ces processus dans l'environnement urbain (Gaston, 2010). Dans l'écologie urbaine, on peut distinguer trois paradigmes : l'écologie dans la ville (*Ecology in the city*), l'écologie de la ville (*Ecology of the city*), l'écologie pour la ville, (*Ecology for the city*) (Pickett et al., 2016).

#### **0.1.1.1 L'écologie dans la ville**

L'écologie dans la ville (*Ecology in the city*) est liée à une approche traditionnelle de l'écologie. Elle cherche à comprendre les processus écologiques dans la ville avec les méthodes traditionnelles de l'écologie (Gaston, 2010). Ainsi, ce paradigme s'intéresse particulièrement à des structures que l'on peut trouver en dehors des villes : des parcs, des haies, des friches, des zones humides, etc. Les analyses d'effets du gradient rural-urbain y sont très courantes (Pickett et al., 2016).

#### **0.1.1.2 L'écologie de la ville**

L'écologie de la ville (*Ecology of the city*) est plus récente, elle a émergé à la fin du 20<sup>ème</sup> siècle. Elle se distingue d'un point de vue conceptuel de l'écologie dans la ville puisqu'elle cherche à comprendre comment les processus sociétaux humains affectent les habitats urbains et comment le système urbain fonctionne d'un point de vue écologique (Grimm et al., 2000). Cette approche se fonde sur des interactions avec d'autres disciplines telles que : les sciences sociales, la géographie, l'économie, l'aménagement du territoire (Pickett et al., 2016). L'écologie de la ville permet de comparer le fonctionnement écologique de différentes villes entre elles (La Sorte et al., 2007 ; Turner et al., 2004).

### 0.1.1.3 L'écologie pour la ville

L'écologie pour la ville (*Ecology for cities*) est une approche transdisciplinaire où les connaissances créées doivent servir à l'amélioration des pratiques des parties prenantes (*Knowledge to action*) impliquant une collaboration (Pickett et al., 2016). Les écologues évolueraient d'observateurs-chercheurs à de véritables parties prenantes. Au sein de ce paradigme, les notions d'éthique et de responsabilité des acteurs sont centrales. Les décideurs ont, en effet, la responsabilité d'améliorer les conditions urbaines. Ce paradigme émerge dans l'objectif d'atteindre le modèle de ville durable et soutenable (Childers et al., 2015). Ce dernier paradigme ne remplace pas les deux premiers : les différentes approches coexistent (Pickett et al., 2016). À travers de nombreuses études, l'écologie des villes et dans la ville ont permis de comprendre les effets de l'urbanisation sur les conditions environnementales et les processus d'assemblages d'espèces qui façonnent la biodiversité urbaine.

## 0.1.2 Effet de l'urbanisation sur la biodiversité

L'urbanisation modifie en profondeur les conditions biotiques et abiotiques de la ville. En tant que processus de transformation profond des terres, elle contribue à la perte de biodiversité à l'échelle mondiale (Vitousek et al., 1997). En ville, les températures sont généralement plus chaudes, ce phénomène est appelé : îlot de chaleur urbain. Il provient du faible albedo des matériaux utilisés dans la construction. Pendant la journée, la ville absorbe la chaleur et la restitue la nuit. La température de l'air est ainsi 2 à 10°C plus élevée dans les zones urbaines qu'en dehors (Shepherd, 2005). En outre, en ville, les sols sont particulièrement artificialisés. L'Insee (Institut national de la statistique et des études économiques) estime qu'environ 9 %<sup>3</sup> des sols sont artificialisés en France métropolitaine en 2018. L'urbanisation tend à homogénéiser les sols urbains à travers le monde (Kotze et al., 2021). La grande majorité de ces sols sont imperméabilisés. Ainsi, l'eau ruisselle et est évacuée dans les systèmes d'égouts et ne recharge donc pas les nappes phréatiques. Lorsque les précipitations sont supérieures au dimensionnement des stations d'épuration, il arrive que les eaux usées ne soient pas totalement traitées avant leurs retours aux cours d'eau ce qui en modifie les conditions physico-chimiques. En ville, les bâtiments sont omniprésents, ils modifient la topographie, génèrent des obstacles et des collisions avec des oiseaux (Klem, 2015), modifient l'apport en lumière des zones au sol et fragmentent les habitats. Par ailleurs, en ville, il ne fait jamais vraiment nuit en raison de l'éclairage nocturne. Or, la lumière artificielle impacte négativement la biodiversité sur des aspects très variés (Gaston et al., 2013; Hölker et al., 2010; Owens et al., 2020; Pauwels et al., 2019). D'autres part, l'air y est pollué en raison du chauffage résidentiel, du transport routier, et des

---

3. <https://www.insee.fr/fr/statistiques/3281689?sommaire=3281778>, consulté le 08/02/2022.

industries<sup>4</sup>. Les villes concentrent également des pollutions sonores. Enfin, elles sont l'habitat privilégié des humains, qui piétinent le sol, sélectionnent (volontairement et involontairement) les espèces qui s'implantent et ce faisant transforment la nature.

Intuitivement, la ville n'apparaît donc pas comme un lieu favorable pour la biodiversité. Pourtant, les villes accueillent 20 % des espèces d'oiseaux et 5 % des espèces de plantes (Aronson et al., 2014). Selon Kuhn et al. (2004), les villes allemandes apparaissent riches en plantes, car elles se sont installées sur des lieux historiquement riches en biodiversité. La biodiversité installée en ville y serait implantée malgré l'urbanisation. D'après les principaux travaux d'écologie dans la ville, le gradient rural-urbain a un effet variable sur la richesse spécifique selon les taxons. D'après McKinney (2008), on observe un pic de richesse spécifique pour les plantes sur des lieux à des niveaux d'urbanisation intermédiaires, c'est-à-dire dans des zones périphériques. Alors que pour les vertébrés et les invertébrés la richesse spécifique est plus élevée à de faibles niveaux d'urbanisation. Chez les carabidés, une famille de coléoptères, l'abondance et la richesse tendent à augmenter en s'éloignant des centres urbains. Les cœurs urbains sont dominés par les espèces spécialistes des espaces ouverts (Niemelä & Kotze, 2009). Chez les oiseaux, le constat semble similaire : le nombre d'espèces décroît sur un gradient périurbain-ville et les communautés s'homogénéisent (Clergeau et al., 2006). Chez les insectes pollinisateurs, la richesse en espèces d'abeilles et de syrphes est plus grande dans les paysages ruraux que dans les villes (Bates et al., 2011). Il y a également plus d'interactions dans des paysages semi-naturels que dans les villes (Geslin et al., 2013). Une étude récente montre que l'urbanisation diminue drastiquement la richesse spécifique en papillons alors qu'elle augmente légèrement la richesse en chauves-souris (Olivier et al., 2020). En utilisant une approche diachronique, Tait et al. (2005) notent une augmentation du nombre d'espèce de 30 % entre 1836 et 2002 à Adélaïde, une ville d'Australie. Les plantes ont connu une augmentation de 46 % du nombre d'espèces. A contrario, les mammifères ont perdu 50 % du nombre d'espèces. La biodiversité dans les cœurs urbains est donc globalement plutôt moins riche et moins abondante que dans les espaces périphériques et semi-naturels autour.

Au-delà de sa baisse de richesse et de son abondance, la biodiversité urbaine se caractérise par des différences par rapport aux espaces semi-naturels autour des agglomérations. Elle est en effet constituée d'un mélange d'espèces végétales et animales natives et non natives. Selon certaines études, l'urbanisation est liée à une hausse de la richesse d'espèces non natives et à une baisse de la richesse d'espèces natives. On peut également aussi noter une augmentation de la diversité beta pour les espèces de plantes ce qui montre que les communautés urbaines de plantes sont moins homogènes que les communautés rurales autour (Aronson et al., 2015). Finalement, l'urbanisation modifie considérablement l'environnement et emporte donc des conséquences sur la biodiversité positives ou négatives en fonction des taxons à

---

4. <https://www.airparif.asso.fr/comprendre-la-pollution/les-sources-de-pollution>, consulté le 08/02/2022.

des échelles spatio-temporelles différentes (figure 5, McDonnell & Hahs, 2015).

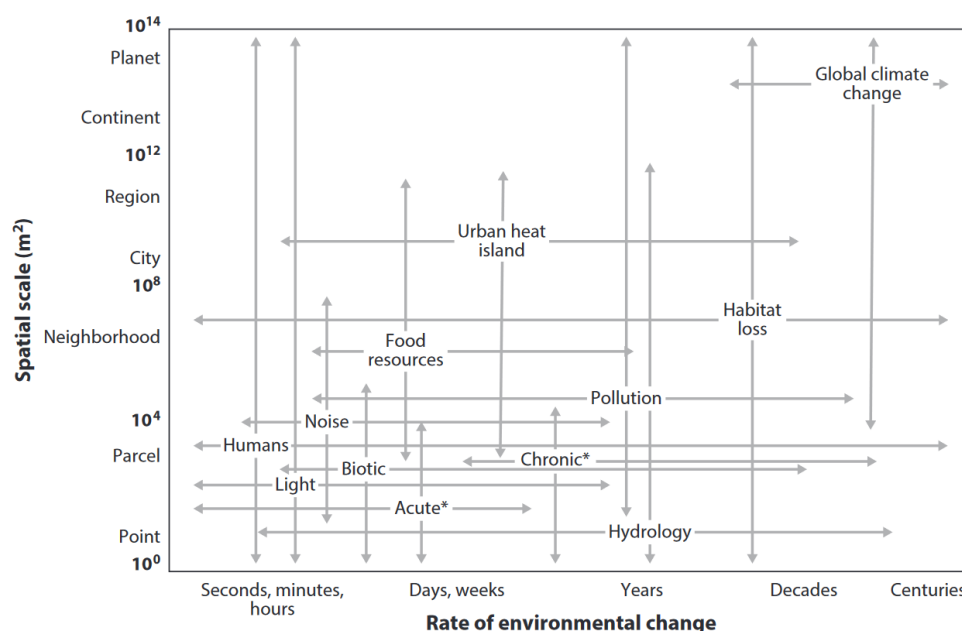


FIGURE 5 – Les conditions urbaines sur des échelles spatio-temporelles. Les flèches horizontales indiquent l’amplitude des effets de l’urbanisation sur une échelle temporelle tandis que les flèches verticales les représentent sur une échelle spatiale (issue de McDonnell et Hahs 2015).

### 0.1.3 Schéma d’organisation de la biodiversité en ville

Cette organisation est décrite par la théorie de l’assemblage des communautés. Dans celle-ci la notion de filtre est essentielle (Williams et al., 2009). Ainsi, les espèces doivent avoir des traits biologiques qui leur permettent de survivre et de se reproduire malgré ces filtres (figure 6). Williams et al. (2009) en distinguent plusieurs : (1) la transformation de l’habitat; (2) la fragmentation; (3) les conditions environnementales urbaines; (4) les préférences humaines. Aronson et al. (2016) y ajoutent un filtre d’interactions entre espèces qui agit à l’échelle locale. Outre les filtres qui agissent comme des tamis, les communautés sont assemblées en fonction des réservoirs (pools) d’espèces présentes. Williams et al. (2009) distinguent trois réservoirs :

- Les espèces natives de la région naturellement présentes qui ont l’opportunité d’exister en ville,
- Les espèces natives originellement absentes de cet espace qui ont l’opportunité de coloniser les nouveaux habitats urbains,
- Les espèces exotiques introduites volontairement ou involontairement par les sociétés humaines.

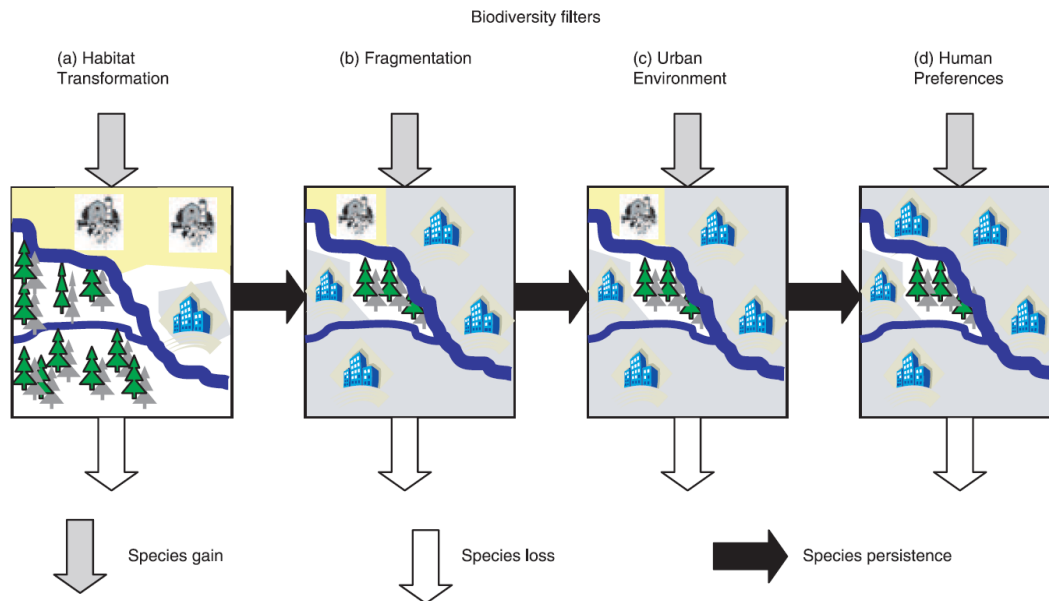


FIGURE 6 – Assemblage des communautés et adaptation en ville d’après Williams et al. (2009).

Les espèces qui passent à travers l’ensemble des filtres et survivent aux conditions urbaines sont composées d’espèces préadaptées et d’espèces qui s’adaptent (figure 7). Les espèces préadaptées ont des traits et une plasticité phénotypique qui leur permettent d’être naturellement adaptées aux conditions urbaines. Concernant les espèces qui s’adaptent, l’environnement urbain va induire une pression de sélection. Les adaptations peuvent être considérées comme des réponses à ces pressions. L’adaptation peut se faire à l’échelle de l’individu, on parle alors d’acclimatation (exemple : modification de la tonalité des chants d’oiseaux) ou alors être liée à une modification du génotype (exemple : changement de couleur chez des insectes), on parle alors de microévolution (McDonnell & Hahs, 2015). On peut donc supposer que les espèces qui survivent en ville partagent un certain nombre de traits. La Sorte et al. (2018) ont constaté que l’urbanisation avait un impact négatif sur les espèces d’oiseaux herbivores et les espèces qui s’alimentent dans les milieux aquatiques. Les espèces qui survivent partagent des traits qui leur permettent d’exploiter les ressources urbaines et d’éviter les risques liés à ce milieu. Le potentiel adaptatif est particulièrement important. En effet, d’après Sol et al. (2014) ce potentiel explique en partie la diminution du nombre d’espèces en milieu urbain. S’il est trop faible, les espèces ne peuvent s’adapter et disparaissent. Des espèces phylogénétiquement proches semblent réagir de la même manière, en raison des traits qu’elles partagent. Chez certains carabes et d’autres arthropodes, les traits de dispersion tels que la capacité de vol sont déterminants pour la survie en ville suggérant un processus de filtration des espèces non ailées (Niemelä & Kotze, 2009; Vergnes et al., 2014). Concernant les plantes, selon Aronson et al. (2016), les traits suivants sont favorisés en ville : bisannuelles, vivaces,

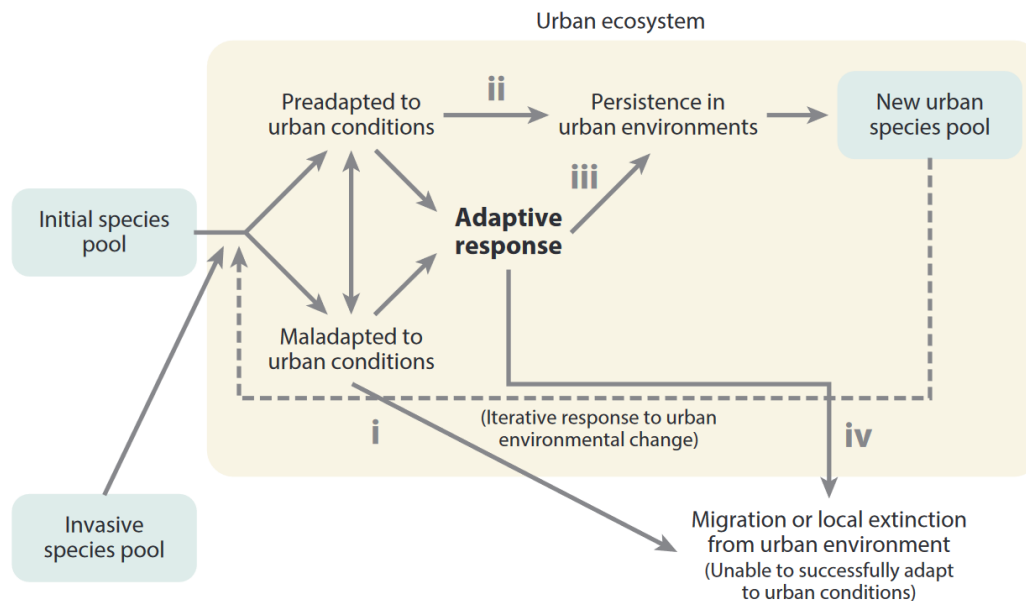


FIGURE 7 – Assemblage des communautés et adaptation en ville d’après McDonnell et Hash (2015).

compétitrices, floraison de milieu d’été, anémogamie, dispersées par le vent, préférant la lumière et les sols riches. Selon la méta-analyse de Williams et al. (2015), l’urbanisation a un effet sur les caractéristiques de la niche écologique (les préférences écologiques, indice d’Ellenberg) : une température moyenne plus élevée et des sols plus riches. La flore urbaine est donc plus tolérante à la sécheresse et apprécie davantage la lumière. De nombreuses recherches sont encore nécessaires pour comprendre les traits qui influencent l’assemblage des espèces végétales en ville. Selon Kalusová et al. (2017) et Omar et al. (2018), les espèces de plantes les plus fréquentes sont celles avec des banques de graines persistantes. Elles peuvent ainsi attendre des conditions favorables pour germer et coloniser de nouveaux espaces (Omar et al., 2019).

Malgré certaines incertitude, des catégories peuvent être mises en évidence (figure 8), Rodewald & Gehrt (2014) :

- Les espèces dépendantes du milieu urbain (*Urban dependents*) sont, comme leur nom l’indique, dépendantes des abris, de la nourriture, des ressources fournies par les villes. Parmi ces espèces on peut citer des espèces de rats, des souris (*Mus musculus*), le moineau domestique (*Passer domesticus*) ;
- Les espèces qui tirent profit du milieu urbain (*Urban exploiters*) sont celles qui exploitent les ressources de la ville, mais n’en sont pas forcément dépendantes. Dans cette catégorie, on trouve par exemple le renard roux (*Vulpes vulpes*), l’écureuil gris (*Sciurus carolinensis*), certaines espèces de chauves-souris ;
- Les espèces tolérantes (*Urban tolerant*) sont celles qui vont utiliser des ressources humaines. Ces espèces sont plus fréquentes dans des quartiers résiden-

- tiels de faible densité humaine à proximité d'espaces verts, de forêts, de paysages semi-naturels. Leur abondance décline très fortement en se rapprochant des cœurs urbains ;
- Et enfin, les espèces urbanophobes (*Urban avoiders*) sont celles qui ne sont pas adaptées au milieu urbain comme certains grands mammifères (*Canis lupus*, *Ursus arctos horribilis*), ou bien certains oiseaux forestiers comme la sitelle torchepot, les pics et les chouettes (*Sitta europaea*, *Picoides sp.*, *Strix aluco*) (Muratet et al., 2021).

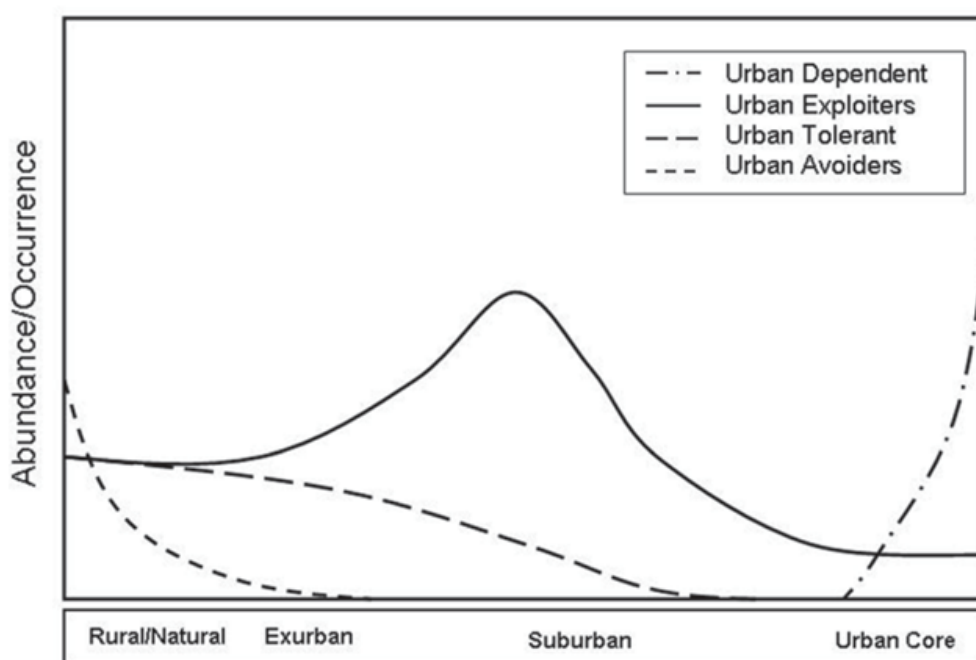


FIGURE 8 – Modèle d'abondance des catégories d'espèces en fonction de l'intensité d'urbanisation (Rodewald & Gehrt, 2014).

Les villes sont des environnements relativement récents à l'échelle de l'histoire de la terre et de la vie. Elles existent depuis plusieurs milliers d'années, mais ont considérablement évolué à partir du 18ème siècle en raison de l'intensification de l'urbanisation. Ces environnements sont si modifiés tant dans leurs conditions abiotiques que dans la biodiversité qu'ils abritent, que certains chercheurs parlent de nouveaux habitats (Williams et al., 2009) ou bien de néo-écosystèmes (Kowarik, 2011).

#### 0.1.4 Les villes sont-elles des néo-écosystèmes ?

Le concept de néo-écosystème a été développé au début du 21ème siècle. La première définition de ce concept provient de Hobbs (2006), écologue de la restauration,

qui caractérise initialement les nouveaux écosystèmes par deux points : (1) la profonde nouveauté des assemblages d'espèces et (2) les modifications liées à l'action humaine (volontaire ou involontaire). Au fil des années et des débats que ce concept a suscités, celui-ci a évolué et s'est enrichi en se concentrant étonnamment sur les écosystèmes non urbains (Kowarik, 2011 ; Teixeira & Fernandes, 2020). Toutefois, d'après Kowarik (2011), ce concept est particulièrement pertinent pour les environnements urbains. Un néo-écosystème peut être défini comme un système abiotique et biotique, avec des composantes sociales (avec leurs interactions) qui, par l'influence humaine, diffère des écosystèmes historiques, ayant une tendance à l'auto-organisation et qui manifeste des qualités nouvelles sans une gestion humaine intensive (Hobbs et al., 2013). Parmi les nouveaux écosystèmes, Kowarik et Von der Lippe (2018) distinguent les nouveaux écosystèmes matures et les immatures. Les nouveaux écosystèmes immatures sont des systèmes largement façonnés par des perturbations humaines récentes ou continues (ex : pieds d'arbres végétalisés, chantiers, friches) alors que les nouveaux écosystèmes matures, tout en étant également des lieux fortement transformés, sont largement le produit de processus naturels (ex : friches abandonnées). La notion de néo-écosystème a soulevé de nombreux débats et de nombreuses critiques (Teixeira & Fernandes, 2020). Premièrement, celle-ci n'est pas encore stabilisée et se redéfinit perpétuellement, rendant le concept difficile à utiliser. Deuxièmement, le concept de nouvel écosystème renvoie à l'idée de nouveauté, d'innovation et donc de progrès par rapport aux références historiques (Murcia et al., 2014). En outre, pour certains chercheurs, l'écologie n'a pas besoin de nouveaux termes pour décrire les écosystèmes transformés. Très peu d'études d'écologie urbaine s'appuient sur ce nouveau concept, Kowarik et Von der Lippe (2018) ont montré que les écosystèmes très transformés (écosystèmes hybrides et nouveaux écosystèmes) pouvaient contribuer à la conservation de la biodiversité à Berlin en Allemagne.

En ville, nous considérons que ce concept est pertinent puisque nous sommes face à des écosystèmes particulièrement transformés avec de nouvelles communautés végétales et de nouveaux habitats telles que les toitures végétalisées où des communautés d'espèces horticoles, sauvages, spontanées, natives et non natives cohabitent. Les dynamiques peuvent y être très différentes en fonction des préférences humaines et des pratiques de gestion. Cependant, ce concept doit être manié avec prudence dans la mesure où son objectif n'est pas de faire comprendre aux décideurs et aux gestionnaires des villes que ces espaces sont une forme de progrès ou d'innovation par rapport aux écosystèmes de références ou aux reliquats d'espaces semi-naturels urbains qui sont très importants pour la conservation des espèces natives (Kowarik et Von der Lippe 2018). De nombreux auteurs parlent aujourd'hui des écosystèmes urbains comme de nouveaux écosystèmes compte tenu de leur apparition assez récente, de la nouveauté que représentent leur communauté et du niveau de transformation et d'anthropisation des villes.

## 0.2 Pourquoi conserver la biodiversité et la nature en ville? Pour qui et pour quel modèle de ville?

Dearborn & Kark (2010) posent la question d'une autre manière sous la forme d'un dilemme : "*How much of a fixed budget should be spent on conservation in urban versus nonurban landscapes?*". La question semble légitime : pourquoi conserver la biodiversité en ville plutôt qu'ailleurs compte tenu des impacts intrinsèques de l'urbanisation sur la biodiversité.

Dearborn & Kark (2010) exposent selon eux les motivations majeures pour la conservation de la biodiversité en ville<sup>5</sup>.

Malgré ces motivations, l'intégration de la biodiversité dans les projets d'aménagement est souvent confondue avec l'intégration de la nature et assimilée à un verdissement (Clergeau, 2020), par la mise en place d'infrastructures vertes. Ces dernières correspondent à des espaces verts naturels, semi-naturels ou construits gérés tels que des parcs, des murs et toitures végétalisés, des étangs dont l'objectif est de contribuer à la résilience des écosystèmes urbains et d'apporter des bénéfices aux sociétés humaines (Derkzen et al., 2017). Les motivations majeures semblent alors être principalement orientées vers les services que la nature peut apporter aux sociétés, la réponse à la demande des citoyens en espaces verts et la nécessité d'atteindre le modèle de ville durable.

### 0.2.1 L'approche par les services écosystémiques pour expliquer la conservation de la biodiversité en ville

En effet, la première raison souvent invoquée pour conserver et/ou intégrer la biodiversité s'appuie sur les bénéfices que les sociétés humaines peuvent en tirer. On peut distinguer plusieurs types de bénéfices : les services de support correspondent aux bénéfices d'auto-portage de la biodiversité ; les services de régulation tels que la réduction des îlots de chaleur urbain grâce à l'ombre et à l'évapotranspiration des plantes (Bowler et al., 2010), la végétation permet également une meilleure rétention de l'eau et évite les débordements de stations d'épuration (Bolund & Hunhammar, 1999) ; les services d'approvisionnement tels que l'agriculture urbaine ; et enfin les

---

5.

- Intérêt scientifique de comprendre la réponse des systèmes naturels aux différents changements ;
- Connecter les citoyens à la nature ;
- Les sociétés humaines peuvent tirer des bénéfices de la biodiversité ;
- Responsabilité éthique ;
- Améliorer la santé et le bien-être des humains ;
- Préserver la biodiversité locale et protéger des populations ou des espèces rares ;
- Créer des corridors et des stepping stones pour les populations naturelles.

bénéfices culturels et spirituels (Bolund & Hunhammar, 1999; MEA, 2005). En ville les bénéfices que les sociétés humaines ressentent le plus sont liés aux services de régulation et aux services culturels, pédagogiques et spirituels. La littérature est très abondante sur les bénéfices culturels, spirituels et psychologiques que l'on peut tirer de la nature et des espaces verts en ville (Carrus et al., 2015). Ces bénéfices seraient d'autant plus importants que la richesse en espèces est élevée (Fuller et al., 2007).

L'approche des services écosystémiques est aujourd'hui critiquée dans la mesure où elle est très anthropocentrée et qu'elle a incité à voir et imaginer la biodiversité comme une solution, un produit que les sociétés humaines peuvent utiliser, acheter et donc que des acteurs privés peuvent vendre. D'après Maris et al. (2016), l'article de Costanza et al. (1997) paru dans la revue *Nature* et cité plus de 28.000 fois<sup>6</sup> a été majeur puisqu'il a montré les possibilités de monétisation des services écosystémiques et a permis son déploiement dans les sphères des politiques et des entreprises. Cela a pu avoir des conséquences dangereuses et réductrices dans la mesure où il existe d'autres valeurs

## **0.2.2 Connecter ou reconnecter les citoyens à la nature, mais aussi répondre à leurs aspirations**

Il est important de réintégrer et de conserver la biodiversité dans les villes notamment pour satisfaire les besoins et les demandes des habitants en ville. Les premières motivations de la population pour se rendre dans un espace vert est de se relaxer, d'être dans la nature et de « s'échapper de la ville » (Chiesura, 2004; Muratet et al., 2015) suggérant que les habitants apprécient ces lieux. Par ailleurs, l'étude de Muratet et al. (2015) montre que les usagers des parcs citent plus d'arbres (90% des genres cités), des plantes exotiques (70% des genres) et des plantes ornementales qu'un botaniste. Cette étude révèle également que les utilisateurs expriment une attention particulière pour la diversité et à la richesse en plantes en la rattachant à des aspects esthétiques positifs et qu'ils expriment un souhait de cohabitation entre les espèces ornementales et sauvages.

Ce sont les bénéfices culturels qui sont les plus reconnus par les habitants. En effet, 60% reconnaissent des bénéfices culturels et 40% des bénéfices environnementaux. Les bénéfices les moins reconnus sont la diminution de la température de l'air (4%) et la diminution du bruit (3.1%) (Madureira et al., 2015). Les services ou les bénéfices dont les résidents sont les plus conscients sont ceux qui ont un effet direct sur le bien-être et la santé (Derkzen et al., 2017). Les résultats de nombreuses études convergent. Les habitants des villes apprécient les espaces verts en ville, ceux de leur ville et ceux à proximité de leur habitation (Madureira et al., 2015). Aux Pays-Bas, les urbains préfèrent un jardin plutôt qu'une toiture végétalisée ou un mur végétalisé et

---

6. D'après Google scholar, le 29/03/2022.

des arbres dans les rues plutôt que des pelouses (Derkzen et al., 2017). En France, la majorité des habitants se rendent dans un espace vert au moins une fois par semaine (Madureira et al., 2015). Ils expriment une préférence pour l'installation de petits parcs de proximité (Madureira et al., 2018). Dans cette dernière étude réalisée sur trois villes du Portugal (Lisbone, Porto et Evora), la propreté et la gestion sont considérées comme les caractéristiques essentielles des espaces verts. La richesse en plantes est bien perçue, soit le 2ème ou 3ème facteur le plus important. En revanche il est intéressant de noter que la richesse en espèces animales n'est pas considérée comme une caractéristique primordiale des espaces verts (classée de la 6ème à la 8ème position en fonction des villes). Auprès des élus, le constat est le même, les espèces végétales sont mieux appréhendées que les espèces animales (Rochard et al., 2018). D'après Bonthoux et al. (2019) les citoyens préféreraient que des espaces souvent minéraux tels que les trottoirs soient végétalisés, car plus esthétiques.

De manière générale, les résultats des différentes études convergent. Les populations urbaines apprécient les infrastructures vertes. Les citoyens s'y rendent souvent, car ils y voient en effet, de nombreux avantages. Ainsi, les habitants expriment une demande d'espaces verts en ville apportant de nombreux services et supportant donc de nombreuses fonctions. La gestion et la maintenance sont des éléments importants dans l'évaluation de certaines infrastructures vertes (Derkzen et al., 2017). Plusieurs études dont celles de Bonthoux et al. (2019), notent que plus les participants sont en contact avec la nature, plus ils sont susceptibles de l'apprécier (Deguines et al., 2020; Shwartz et al., 2012). Il est donc capital de mettre en contact, de connecter la population urbaine avec la nature pour limiter le phénomène d'amnésie environnementale (Miller, 2005). Reconnecter les citoyens à la nature et proposer des expériences de nature sont donc des objectifs pour éviter que les environnements urbains minéraux soient perçus comme des « écosystèmes » de référence.

Cependant, la ville est un espace où il y a une tension très forte sur le foncier et cela remet en question le développement de nouvelles infrastructures vertes et/ou la conservation des zones semi-naturelles. Malgré tout, leur intégration répond à la demande des citoyens, à l'attractivité générale de la ville et à l'injonction d'un modèle de ville soutenable et durable. Il nous semble important de détailler ici ce qu'est le modèle de ville durable et ses limites dans la mesure où il participe à la valorisation de la nature en ville.

## **0.2.3 Réintégrer la nature et la biodiversité en ville pour plus de durabilité**

### **0.2.3.1 Le modèle de ville durable**

Le modèle de ville durable est fortement adossé à celui de résilience (Pickett et al., 2013), se référant à la capacité d'un système à s'ajuster et à perdurer face à des

perturbations telles que le changement climatique. Dans ce modèle, les décideurs doivent réintégrer des composantes écologiques dans la ville, car elles rendent des services pour s'adapter aux différentes perturbations. Outre l'intégration de composantes naturelles souvent appelées infrastructures vertes, le modèle souhaite interroger la façon dont on organise l'espace urbain, la façon d'habiter la ville et de se déplacer en ville. C'est pourquoi, il intègre des méthodes de mobilités douces, des préconisations sur l'efficacité énergétique, sur l'empreinte carbone des matériaux, sur la gestion de l'eau, etc. Pour Taburet (2012), le modèle de ville durable se décline d'un point de vue opérationnel à l'échelle du quartier par la construction d'écoquartiers. Les espaces verts et la cohabitation humaine et non-humaine sont pour lui des piliers. Pourtant, ces écoquartiers se concentrent bien davantage sur les aspects énergétiques et de gestion de l'eau que sur la biodiversité (Blanco et al., 2022; Henry, 2012). Les acteurs, que ce soient des collectivités ou les entreprises privées doivent se positionner sur ce sujet. Pour certains, il est perçu comme une contrainte ou bien comme un levier de croissance et de compétitivité. Ainsi, les collectivités perçoivent dans la présence d'espaces verts un facteur d'attractivité (Bourdeau-Lepage, 2019). Cela permet de classer les villes entre elles selon leur durabilité appréhendée à travers l'utilisation d'indicateurs. Les entreprises également subissent des pressions pour intégrer les composantes du modèle de ville durable.

Le modèle de ville durable est défini comme un objectif vers lequel il faut tendre sans pour autant qu'il soit possible de l'atteindre (Pickett et al., 2013) étant donnée la complexité des enjeux en cause. On peut voir la ville durable comme un « *wicked problem* » (Rittel & Webber, 1973), c'est-à-dire un problème difficile à résoudre tant les conflits et les tensions sont forts entre ses composantes (Campbell, 1996).

### **0.2.3.2 Les limites du modèle de ville durable**

Initialement, le modèle de la ville durable est fondé sur les trois piliers du développement durable. Réintégrer la nature en ville a alors aussi pour objectif de lutter contre les inégalités environnementales. En effet, les populations les plus pauvres et les plus précaires sont celles qui sont les plus exposées aux risques environnementaux et les quartiers riches sont ceux qui disposent des infrastructures vertes de meilleures qualités (Keeler et al., 2019). L'une des limites importantes du modèle de ville durable est que les effets produits ne sont parfois pas en adéquation avec les objectifs. En effet, les espaces verts font augmenter le prix des habitations (Keeler et al., 2019), car ils attirent une population aisée financièrement (Dell'Anna et al., 2022). Ainsi, la mise en place d'aménagements avec des composantes écologiques peut modifier le type de population et de commerce et engendrer une gentrification verte (Kotsila et al., 2021).

Ainsi, les acteurs publics et privés tentent d'intégrer la biodiversité pour répondre à la demande exprimée en infrastructures vertes de la part des citoyens dans le cadre de l'atteinte du modèle de ville durable. Cependant, cette intégration correspond

souvent à un verdissement plus qu'à une prise en compte de la biodiversité (Clergeau, 2019, 2020), il est donc nécessaire de s'interroger sur les moyens à mettre en œuvre : comment conserver et améliorer l'intégration de la biodiversité en ville ?

### **0.3 Comment conserver et améliorer l'intégration de la biodiversité en ville ?**

Pour conserver la biodiversité en ville, nous avons distingué trois approches :

- Augmenter les surfaces favorables à la biodiversité dans les périmètres urbains ;
- Reconnecter les différents espaces favorables pour augmenter la connectivité en ville ;
- Impliquer les différents acteurs de la ville.

Nous avons souhaité questionner ces trois approches et proposons donc de détailler brièvement les recherches effectuées sur ces thématiques en se concentrant notamment sur la végétalisation des toitures qui est une forme d'infrastructure verte très commune dans les aménagements urbains.

#### **0.3.1 Augmenter et conserver les surfaces favorables à la biodiversité en ville**

Pour augmenter et conserver les surfaces favorables à la biodiversité, il est indispensable de conserver les espaces favorables (bois et forêts, parcs, arbres d'alignements) et d'en développer de nouveaux ce qui revient généralement à végétaliser ou à désartificialiser des surfaces afin de laisser la colonisation d'espèces s'opérer. La végétalisation ou la désartificialisation peuvent être l'objet principal d'un aménagement (ex : création d'un nouveau parc) ou bien intervenir lors de la construction de nouveaux quartiers ou de nouveaux immeubles. Ces nouveaux espaces peuvent être créés soit au sol, soit sur les murs ou encore sur les toitures (on parle alors de végétalisation des toitures). Le potentiel de la végétalisation des toitures est élevé puisqu'elles représentent 20 à 25% de la surface des villes (Abass et al., 2020). Dans ce travail nous nous sommes concentrés sur les toitures végétalisées, c'est pourquoi nous allons détailler les différents types de toitures végétalisées qui existent, ainsi que les paramètres importants influençant leur capacité à accueillir la biodiversité.

##### **0.3.1.1 Qu'est qu'une toiture végétalisée ?**

La végétalisation des toitures est ancienne. Cette technique était utilisée au 9<sup>ème</sup> siècle après J.-C. dans les pays scandinaves pour isoler les bâtiments (Abass et al., 2020 ; Dusza, 2017). Les techniques de végétalisation contemporaines se sont développées au cours des années 1970-80. Initialement, une toiture est d'abord créée pour abriter des humains : l'étanchéité est donc primordiale. De plus, les toitures ne sont

pas conçues pour porter le substrat. Des ajustements ont dû être réalisés pour développer les techniques contemporaines de végétalisation des bâtiments. Aujourd'hui, les toitures végétalisées sont standardisées et normées. Les entreprises du secteur ont créé une association française des toitures et des façades végétales (Adivet) et une fédération à l'échelle européenne : la *European federation of green roofs & walls*. Pour assurer la légèreté de cet aménagement, les toitures végétalisées utilisent des substrats légers constitués de pouzzolane (de la roche volcanique alvéolée) enrichie avec des éléments organiques tels que de l'écorce compostée et/ou de la tourbe blonde. L'épaisseur du substrat permet de distinguer les différents types de toitures végétalisées et oriente les choix de structure du bâtiment.

### 0.3.1.2 Typologie des toitures végétalisées

Il existe trois types de toitures végétalisées :

- Les toitures extensives ;
- Les toitures semi-intensives ;
- Les toitures intensives.

Cette typologie se fonde sur l'épaisseur du substrat et sur le type de végétation qui est installé (figure 9). Les toitures extensives correspondent aux toitures avec un substrat mince inférieur à 10 cm et d'une végétation muscinale composée de mousses et de plantes grasses principalement de la famille des crassulacées. D'après l'étude Grooves<sup>7</sup> (*Green Roofs Verified Ecosystem Services*), les sédums font partie des espèces les plus rencontrées en toiture végétalisée. Les toitures semi-intensives ont un substrat plus épais, entre 10 cm et 25 cm environ et disposent d'une végétation herbacée avec des plantes vivaces. Enfin, les toitures végétalisées intensives disposent d'une couche de substrat d'au moins 25 à 30 cm et d'une végétation arbustive ou arborée (figure 10). Cette typologie est particulièrement utilisée par les entreprises les produisant (Madre et al., 2014).

Intuitivement plus l'épaisseur du substrat est importante plus l'habitat est favorable à la biodiversité, cependant d'autres éléments apparaissent importants.

### 0.3.1.3 Les facteurs influençant la biodiversité en toiture

L'étude de la biodiversité des toitures végétalisées est récente. En France, deux thèses ont été menées ces dix dernières années sur le sujet : celle de Frédéric Madre (2014) et celle de Yann Dusza portant plus spécifiquement sur la relation entre toitures

---

7. L'étude Grooves est menée par l'institut Paris région et l'ARB (Agence Régionale de la Biodiversité), elle s'appuie sur l'analyse de 36 toitures végétalisées dans la zone du Grand Paris : 18 toitures extensives, 6 toitures semi-intensives, 8 toitures intensives et 4 toitures dites wildroof (substrat variable sans plantation, sans semis et sans arrosage).

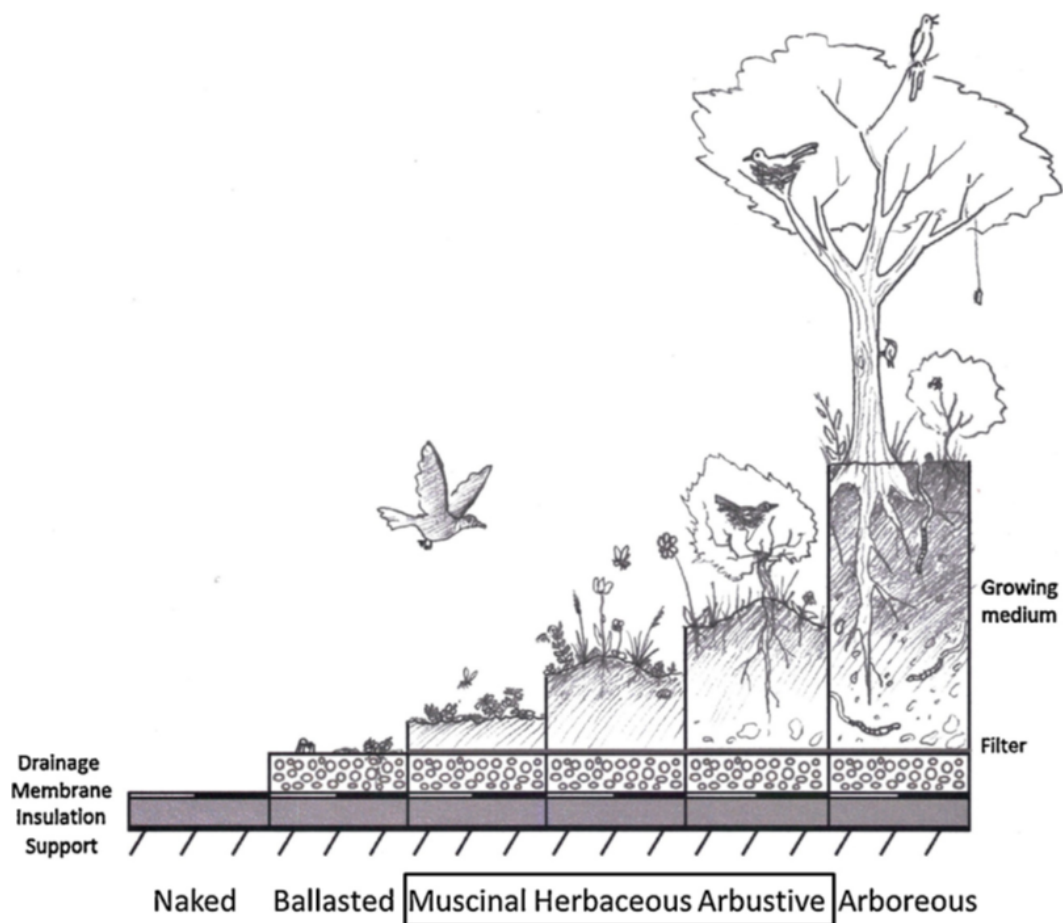


FIGURE 9 – Typologie des toitures végétalisées proposée par Madre et al., (2014).

végétalisées et services écosystémiques (2017). La littérature scientifique est aujourd'hui riche sur le sujet et permet d'affirmer que les toitures végétalisées accueillent de la biodiversité en ville. En effet, Madre et al. (2014) ont identifié 176 espèces de plantes sauvages sur 115 sites. En outre, sur certaines toitures on retrouve des espèces protégées (Gabrych et al., 2016) ou des espèces très rares (Pétremand et al., 2018). Plusieurs études ont montré que les toitures végétalisées pouvaient être des habitats pour des espèces animales variées telles que les insectes pollinisateurs (Colla et al., 2009; Dusza et al., 2020; Passaseo et al., 2021; Tonietto et al., 2011), les coléoptères (Pétremand et al., 2018), les oiseaux (Baumann, 2006; Deng & Jim, 2017; Fernandez-C & Gonzalez-R, 2010), les chauves-souris (Pearce & Walters, 2012), les escargots (McKinney et al., 2019). Cependant, la biodiversité des toitures végétalisées semble très variable en fonction de différents paramètres. Nous allons détailler ici les principaux paramètres internes à la toiture influençant leur fonctionnement écologique.

### **Effet de l'épaisseur et de la composition du substrat**

L'épaisseur et la composition du substrat sont les paramètres essentiels pour l'ac-



FIGURE 10 – Photo (copyright ph. Guignard – VDSA 2017.) de l'école des sciences et de la biodiversité à Boulogne-Billancourt, exemple de toiture végétalisée intensive accessible.

cueil de la biodiversité. D'après Dusza et al. (2017), la production de biomasse est plus élevée avec un substrat plus épais notamment pour 5 familles de plantes différentes. De plus, il a noté que celle-ci était supérieure avec un substrat artificiel par rapport à un substrat naturel. Ses résultats sont identiques pour les unités florales (fleurs ou inflorescences selon le cas) : les plantes qui ont poussé dans des sols naturels ont moins d'unités florales que celles qui ont poussé sur des substrats artificiels (Dusza et al., 2020). L'hétérogénéité de la composition du substrat n'aurait pas d'effet sur les communautés d'arthropodes en toitures (Schindler et al., 2019). Dans une expérience de suivi de l'abondance et de la richesse d'espèces végétales sur 5 années, Dunnett et al. (2008) constatent un déclin de l'abondance pour une épaisseur de substrat de 10 cm et une stabilité de l'abondance voire une augmentation pour une épaisseur de 20 cm. De plus, un substrat plus épais a un effet positif sur la densité et sur la hauteur des individus. Enfin, le nombre d'unités florales est deux fois supérieur avec une épaisseur de 20 cm (Dunnett et al., 2008). Concernant la richesse, Dunnett et al. (2008) constatent une baisse plus forte avec une épaisseur de 10 cm (12 espèces à 7 espèces en 5 ans) qu'avec une épaisseur de 20 cm (12 espèces à 11 espèces). Les résultats de l'étude Grooves (2019) confirment également que l'épaisseur du substrat a un rôle très significatif. D'après cette étude, la profondeur du substrat est le paramètre qui explique le mieux la richesse en plantes et celle en pollinisateurs. La richesse en plantes augmente avec l'accroissement d'épaisseur du substrat jusqu'à atteindre un

seuil à environ 25 centimètres d'épaisseur. Kyrö et al., (2018) ont constaté un effet de l'épaisseur du substrat sur la diversité en coléoptères. Pour Gabrych et al., (2016) ce paramètre est le plus important pour expliquer la présence d'espèces de plantes et la composition des communautés végétales. L'hétérogénéité de la profondeur du substrat peut améliorer la couverture végétale tout en conservant un substrat léger (Heim & Lundholm, 2014). Heim et Lundholm (2022) ont montré que l'hétérogénéité de l'épaisseur du substrat n'avait pas d'effet sur le nombre d'espèce. En revanche, ils ont constaté un effet sur la composition de la communauté et un effet positif sur la hauteur des individus.

### Effet de la surface de la toiture

Certaines recherches en contexte urbain ont établi une corrélation entre richesse et taille de l'habitat (Matthies et al., 2017; Muratet et al., 2007) (figure 11). Pour Beninde (2015), la biodiversité en ville a besoin de place.

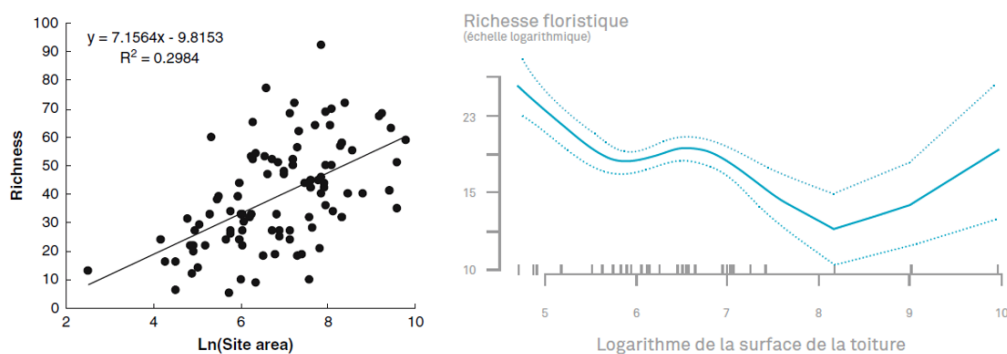


FIGURE 11 – Relation entre (à gauche) la richesse des sites et la surface d'après Muratet et al. (2007) et (à droite) relation entre richesse floristique et surface des toitures végétalisées d'après l'étude Grooves.

La taille des toitures végétalisées peut varier de quelques mètres carrés à plusieurs hectares pour les jardins sur dalles (Mayrand & Clergeau, 2018). D'après l'étude Grooves, contrairement aux parcs urbains au sol, il y aurait une relation négative entre la taille des toitures végétalisées et leur richesse floristique (figure 11, droite). D'autres études scientifiques n'identifient pas de relation importante entre la biodiversité des toitures végétalisées et leur surface (Gabrych et al., 2016; Madre et al., 2014). A contrario, Madre et al. (2013) constatent une relation significative entre la surface des toitures végétalisées avec la richesse des hyménoptères et avec l'abondance des hyménoptères et des hémiptères. Kyrö et al. (2018) ont également trouvé que la surface des toitures est un paramètre significatif, avec un effet positif ou négatif pour expliquer l'abondance de certaines espèces de coléoptères sur 17 toitures végétalisées en Suisse. Alors que la surface est un facteur important en ville pour les espaces verts

au sol (Beninde et al., 2015), pour les toitures végétalisées son effet dépend, selon les études, du contexte et des groupes taxonomiques.

### **Effet de la composition floristique**

La composition floristique des toitures est essentielle. Elle permet par exemple d'expliquer l'abondance d'espèces telles que les coléoptères (Kyrö et al., 2018). Par ailleurs, l'absence d'espèces herbacées et de poacées aurait un effet négatif sur l'abondance des coléoptères (Kyrö et al., 2018), probablement en raison de la baisse de complexité structurelle de la végétation. La couverture végétale utilisée comme un proxy de la complexité structurelle aurait un effet positif sur la richesse et l'abondance en arthropode (Salman & Blaustein, 2018). D'autres études soulignent un effet positif de la diversité floristique sur la diversité des pollinisateurs et un effet négatif sur l'abondance des interactions par rapport à des situations de monoculture (Dusza et al. 2020). Ces résultats invitent les concepteurs des toitures végétalisées à produire des palettes végétales diversifiées afin de fournir des habitats et des ressources diversifiées. En augmentant la richesse, on note également un allongement de la période de floraison, ce qui peut être bénéfique à de nombreuses espèces (Nagase et al., 2017). Tonietto et al. (2011) constatent que les communautés végétales locales de la toiture sont très importantes pour la communauté d'abeilles. De plus, certaines études mettent en lumière que la proportion de pollen de sédum est plus grande sur les abeilles exotiques que sur les abeilles natives suggérant la nécessité d'installer des espèces de plantes natives pour apporter des ressources aux pollinisateurs natifs (MacIvor et al., 2015). Actuellement, les espèces de sédums et donc les toitures extensives sont particulièrement utilisées. D'après Enzi et al. (2017), ce type de toitures représentent respectivement 95 % et 85 % en Suisse et en Allemagne des mètres carrés de toitures végétalisées construits tous les ans. Salman et Blaustein (2018) incitent à travers leurs études à y semer des plantes annuelles pour favoriser la richesse en arthropodes. Outre l'effet sur l'accueil de la biodiversité qui semble évident, la diversité de la composition floristique améliore leur multifonctionnalité, c'est-à-dire leur capacité à rendre de nombreux services écosystémiques (Lundholm et al., 2010; Lundholm, 2015).

Au-delà de la composition floristique, les interactions qui vont se produire sur la toiture entre les espèces sont multiples. Vasl et al. (2017) ont observé un effet de compétition entre des plantes annuelles et des sédums. Les sédums réduisent la biomasse et la densité des plantes annuelles. Par ailleurs, la présence des plantes annuelles réduit la couverture des sédums et leur production de fleurs. D'autres études ont mis en évidence un effet de facilitation qui a permis à des espèces de s'implanter malgré des conditions environnementales non optimales (Cook-Patton & Bauerle, 2012). L'étude des interactions entre les espèces paraît être une voie intéressante pour améliorer notre compréhension de la biodiversité en toiture. En effet celle-ci a été étudiée pour des toitures extensives, mais aucune étude à notre connaissance ne s'est penchée sur les interactions des toiture semi-intensives avec d'autres espèces exotiques et résistantes que les sédums.

### **Effet de l'âge de la toiture végétalisée**

D'après de nombreuses études, ce paramètre a un effet négatif sur le nombre d'espèces et sur la diversité (Dunnett et al., 2008; Rowe et al., 2012), sur l'abondance des coléoptères (Kyrö et al., 2018), sur la diversité fonctionnelle des plantes (Heim & Lundholm, 2022), et sur la proportion d'espèces compétitrices (Ksiazek-Mikenas & Köhler, 2018). Cette dernière étude montre que l'âge aurait un effet positif sur la proportion d'espèces tolérantes au stress et sur la proportion d'espèces rudérales. Il est aujourd'hui essentiel de développer des toitures dont la capacité d'accueil de la biodiversité perdure dans le temps.

Outre l'intérêt de produire et d'aménager des espaces en faveur de la biodiversité, il est nécessaire en ville de réussir à connecter les espaces entre eux afin que des individus puissent aller de patches en patches.

### **0.3.2 Améliorer la connectivité entre les espaces favorables**

La ville est un lieu particulièrement fragmenté ce qui influence négativement la biodiversité par la réduction des habitats favorables, mais aussi par l'isolement. La fragmentation et la taille des habitats augmentent la probabilité d'extinction (Williams et al., 2005). Il a été montré que la fragmentation en ville avait un effet négatif sur la richesse et la diversité fonctionnelle des plantes en fleurs (Theodorou et al., 2020). Pour que la biodiversité se maintienne il est nécessaire que les populations qui la composent puissent se déplacer (Tucker et al., 2018). En effet, les mouvements sont essentiels pour la survie des individus, la structure et la dynamique des populations, des communautés et des écosystèmes ainsi que pour les dynamiques évolutives. Il existe trois types de mouvements : la migration, la recherche de nourriture et la dispersion (*migration, foraging and dispersal*) (Jeltsch et al., 2013; Nathan et al., 2008). Dans un environnement fragmenté, il est essentiel que les organismes de différentes espèces puissent se déplacer d'habitats en habitats cela dépend de différents paramètres : la distance entre les habitats, la nature du chemin ainsi que la capacité des organismes. Ces différents paramètres définissent la connectivité d'un paysage, qui peut être résumée comme le degré auquel le paysage facilite ou rend difficile les mouvements de patches en patches (Taylor et al., 1993). Afin d'analyser les effets de la fragmentation sur la connectivité, les chercheurs se sont intéressés aux dynamiques non plus seulement de l'écosystème, mais aussi du paysage. Celui-ci est défini comme un niveau d'organisation supérieur à l'écosystème. Le paysage est alors décrit principalement par son hétérogénéité. On peut y distinguer :

- Des taches d'habitats;
- Des corridors;
- La matrice urbaine, c'est-à-dire, les éléments qui ne sont pas des espaces favorables à la biodiversité.

L'écologie du paysage s'est adossée à la théorie des métapopulations, développée par Levins (1969). Celle-ci décrit des populations vivantes d'une même espèce, séparées spatialement, mais liées par des échanges de gènes, équilibrées par des événements stochastiques de mortalité (des extinctions locales) et de naissances (établissement de nouvelles populations) (Hanski, 1998). Le modèle de métapopulation fait l'hypothèse qu'un petit réseau de patches est nécessairement plus menacé d'extinction qu'un grand réseau d'habitats bien connectés. La stabilité de la population dépend de plusieurs éléments tels que la densité locale en individus, la taille de l'habitat, sa qualité et sa connectivité. Plus l'habitat est grand moins le risque d'extinction est grand puisqu'il est positivement lié à la taille de la population. L'étude de la connectivité des paysages a connu ces dernières années une vive attention tant de la part des scientifiques que de la part de la sphère politique.

La connectivité peut s'appréhender de différentes manières : structurelle, fonctionnelle potentielle ou fonctionnelle réelle (Calabrese & Fagan, 2004). La connectivité structurelle est comprise comme la distance entre les différentes taches d'habitats. La connectivité fonctionnelle se fonde sur des paramètres comportementaux des espèces (distance de dispersion, capacité de déplacement en fonction de la matrice) à partir de connaissances scientifiques (connectivité fonctionnelle potentielle) ou à partir de données réelles de déplacement (connectivité fonctionnelle réelle) (LaPoint et al., 2015). D'après la méta-analyse effectuée par Beninde et al. (2015), les corridors ont un effet positif très fort sur la richesse malgré un échantillon très faible par rapport à la connectivité qui elle n'a pas d'effet significatif sur la richesse (figure 12). Kang et al. (2015) ont des résultats assez similaires : d'après eux, la taille des habitats explique davantage la diversité des oiseaux des forêts urbaines d'une ville de Corée du Sud que la connectivité.

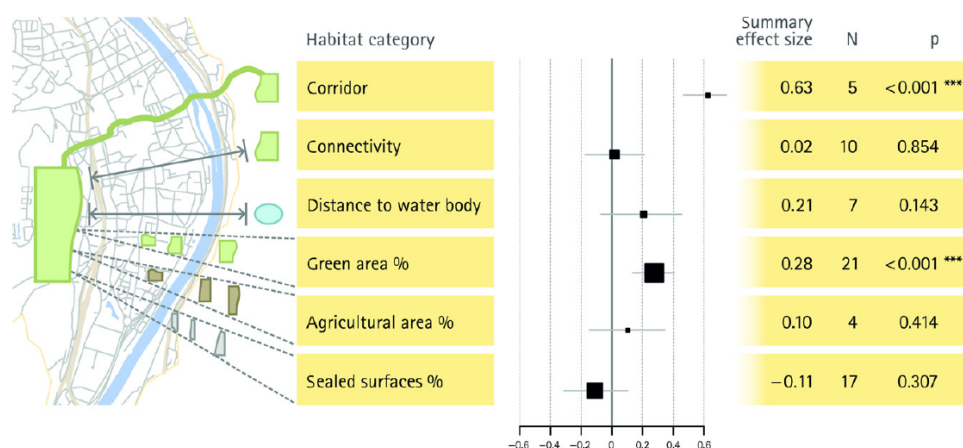


FIGURE 12 – Effets des variables du paysage sur la richesse en espèces en ville, d'après (Beninde et al., 2015).

Selon Shanahan et al. (2011), la taille des taches d'habitats et la connectivité sont à prendre en compte pour expliquer la richesse en espèces d'oiseaux. La différence peut résider dans la manière dont on appréhende la connectivité. En effet, dans l'étude de Beninde et al. (2015), la connectivité étudiée est structurelle alors que dans l'étude de Shanahan et al. (2011) la connectivité étudiée est fonctionnelle.

D'un point de vue politique, la notion de connectivité a été particulièrement mobilisée ces dernières années à travers les concepts de trame verte, bleue, noire. La trame verte et bleue est décrite comme une démarche encadrée par le code de l'environnement et issue du Grenelle de l'environnement. Selon la DRIEE Ile-de-France, elle correspond « à un réseau écologique formé d'espaces naturels terrestres et aquatiques en relation les uns avec les autres nommés " continuité écologique " ». Pour rendre opérationnel cette démarche, la loi Grenelle I (2009-967) du 3 août 2009 de programmation relative à mise en œuvre du Grenelle de l'environnement instaure le schéma régional de cohérence écologique (SRCE). Le SRCE a pour objectif d'identifier les composantes de la trame verte et bleue, d'identifier les enjeux de préservation, les priorités dans un plan d'action et enfin il doit proposer des outils pour les mener à bien. Son rôle a été renforcé par la loi NOTRe (2015-991) du 7 août 2015 portant sur la nouvelle organisation territoriale de la République en imposant aux PLU (plans locaux d'urbanisme) d'être compatibles avec ce schéma. À l'échelle de Paris, la démarche de trame verte et bleue est intégrée dans l'élaboration de plans biodiversité. En 2011, le premier plan de la capitale est présenté. Il s'intègre dans le SRCE de la région et vise à l'identification des trames à l'échelle communale. Par ailleurs, il fixe des objectifs quant à l'intégration de la végétalisation sur les bâtiments qui permettra le renforcement du « maillage vert ». Ainsi en 2011, la mairie de Paris vise pour 2020 la végétalisation de 7 hectares de nouvelles toitures végétalisées. Avec leur développement, les toitures végétalisées ont rapidement été perçues comme des infrastructures vertes permettant de renforcer les réseaux écologiques compte tenu de la pression foncière sur les espaces au sol. Le travail réalisé par Ksiazek-Milenas et al. (2019) a permis de montrer qu'il peut y avoir des échanges de gènes entre toitures végétalisées, mais il existe encore très peu d'informations sur ce sujet dans la littérature scientifique (Lepczyk et al., 2017; Mayrand & Clergeau, 2018; Williams et al., 2014). Quelques études se sont intéressées à l'influence des paramètres de paysage et à des paramètres du bâtiment tels que sa hauteur pour expliquer la capacité d'accueil de la biodiversité. Il nous semble important de détailler les principaux résultats de celles-ci.

### **0.3.2.1 Effet des paramètres du bâtiment : forme et hauteur**

#### **Effet de la hauteur**

À première vue, la hauteur des toitures végétalisées pourrait être un facteur extrêmement limitant pour accueillir certaines espèces. Étonnamment, Gabrych et al. (2016) identifient un effet positif et significatif de la hauteur des toitures végétalisées

sur la présence de 9 espèces végétales. Cependant, dans cette étude, aucune toiture végétalisée ne dépasse 11 mètres de hauteur. D’après Kyrö et al. (2018) la hauteur n’est pas un paramètre très explicatif pour la richesse en coléoptères. Selon eux, la hauteur maximale de leur échantillon de toitures végétalisées (18 mètres), ne semble pas être un facteur limitant pour les espèces. Schindler et al. (2011) ne trouvent pas non plus de relation significative entre la richesse en arthropodes et la hauteur des toitures, cependant cette étude s’appuie sur un échantillon de 6 toitures avec des caractéristiques très hétérogènes.

A contrario, d’autres études soulignent l’importance de la hauteur de la toiture végétalisée sur la capacité d’accueil de la biodiversité. Madre et al. (2013) qui s’appuient sur l’inventaire de 115 toitures végétalisées, constatent une influence négative de la hauteur sur la richesse et l’abondance de communautés peu mobiles telles que les araignées. Dans d’autres études et sur d’autres groupes taxonomiques, la hauteur des toitures végétalisées a tendance à influencer négativement la biodiversité (figure 13) : des chauves-souris (Pearce et Walters 2012), des abeilles sauvages (MacIvor 2016), des oiseaux et des papillons (Wang et al., 2017).

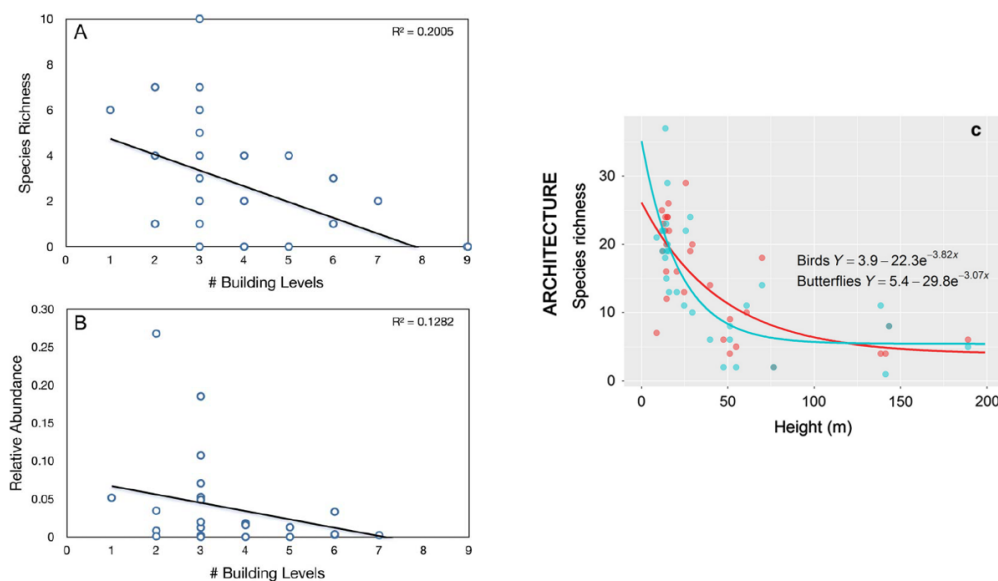


FIGURE 13 – Relation entre nombre d’étages et richesse (A) et abondance relative (B) d’abeilles sauvages, d’après MacIvor (2016) et entre richesse d’oiseaux et de papillons (C), d’après Wang et al. (2017).

Plus récemment, d’autres études ont mis en évidence une relation négative entre la hauteur des toitures végétalisées et l’abondance et la richesse des coléoptères (Mills & Rott, 2020) et des mouches (Dromgold et al., 2020). L’étude Grooves (2019) a également montré un impact négatif de la hauteur sur la richesse en abeilles solitaires et en syrphes. En revanche, la hauteur n’a pas d’effet significatif sur les abeilles domestiques

(*Apis mellifera*), sur les bourdons, les coléoptères et les lépidoptères.

### **Effet de la forme urbaine**

De nombreuses études se sont penchées sur la réponse de la biodiversité à différentes formes urbaines (Sushinsky et al., 2013; Varet et al., 2014) : forme compacte, dense, étalée, pavillonnaire, de centre-ville. Cependant comme le suggère Morgane Flégeau (2020), le vocabulaire pour désigner ces formes varie beaucoup ce qui complique les comparaisons. De plus, la plupart des articles traite de la forme urbaine par la proportion de bâti et de non-bâti ce qui est simpliste. Enfin, très peu d'articles considèrent, dans leurs études, l'effet de la configuration des bâtiments c'est-à-dire l'effet de l'organisation et de l'agencement des éléments bâtis par rapport aux habitats sur la connectivité.

#### **0.3.2.2 Effet de la composition du paysage urbain**

La composition du paysage autour des toitures végétalisées a un impact important sur les communautés qu'elles accueillent. Les articles sont difficilement comparables car ils se fondent sur des taxons très variés et utilisent des méthodes et seuils différents pour caractériser le paysage. Pearce et Walters (2012) identifient un effet positif de la présence d'habitat favorable sur les communautés de chauves-souris. MacIvor (2016) et Tonietto et al. (2011) montrent un effet positif de l'augmentation de la proportion d'espace vert sur l'abondance et la richesse en abeilles et en guêpes. Aloisio et al. (2020) détectent un effet positif de l'augmentation de la proportion d'espace vert dans un rayon de 100 et 200 mètres sur la richesse en espèces de plante sur des toitures végétalisées non entretenues. A contrario, Madre et al. (2013) ne trouvent pas d'effet du paysage dans un rayon de 2 km autour. Les résultats sont similaires pour Schindler et al. (2011) qui ne constatent pas d'effet de la distance du plus proche patch de végétation sur les arthropodes. Kyrö et al. (2018) remarquent que les variables de composition paysagère structurent la communauté des toitures végétalisées (avec une approche NMDS : *non-metric multidimensional scaling*), mais que ces mêmes variables n'expliquent pas l'abondance avec une approche de modélisation espèce par espèce. Dans une étude portant sur 40 toitures végétalisées et sur 40 espaces verts au sol, Braaker et al. (2014) montrent que peu de variables de composition du mode d'occupation du sol autour des toitures végétalisées structurent les communautés. Selon leurs résultats, les communautés mobiles sont très influencées par la connectivité du paysage (appréhendée de manière structurelle) alors que les communautés peu mobiles sont influencées par les variables locales. L'étude de Vergnes et al. (2017) ne porte pas sur les toitures végétalisées, cependant elle croise la variable hauteur et la composition du paysage pour expliquer l'abondance de plancton aérien sur des bâtiments. D'après cette étude, la hauteur a un effet négatif sur la présence de graines et d'araignées avec une composition du paysage faible en espaces verts, et un effet positif de la hauteur avec une composition paysagère riche en espaces verts.

Enfin, malgré un intérêt assez marqué pour l'étude des toitures végétalisées et de la biodiversité qu'elles accueillent, l'effet croisé de la hauteur, de la composition du paysage et de la forme urbaine est encore trop peu étudié pour comprendre la contribution de ces infrastructures vertes aux réseaux écologiques urbains (Joshi & Teller, 2021). Pourtant ce sont des arguments qui sont déployés par les entreprises privées, les communes, les aménageurs, etc. Compte tenu du rôle de ces acteurs dans la conception et de gestion des infrastructures vertes en ville, il est nécessaire de les impliquer et de les sensibiliser pour améliorer leurs pratiques (Ahern et al., 2014; Hostetler et al., 2011).

### **0.3.3 Impliquer les acteurs pour initier les changements transformateurs : de l'importance de la conception et de la gestion**

#### **0.3.3.1 L'intégration de la biodiversité dans la gestion urbaine**

Réaliser des espaces favorables à la biodiversité est un atout, faire en sorte qu'il y ait des échanges de gènes entre populations en est un autre, mais il ne faut pas oublier que ces espaces interagissent avec des humains, des entreprises, des collectivités. Certaines pratiques limitent l'effet négatif de ces interactions (Gaston et al., 2005; Politi Bertoni et al., 2012; Threlfall et al., 2016). Par exemple, une gestion favorisant les espèces natives augmente la richesse en oiseaux insectivores et en chauves-souris (Threlfall et al., 2016). Par ailleurs, en analysant les petits parcs urbains, Schwartz et al. (2013) ont constaté que les pratiques de gestion locales étaient déterminantes pour expliquer leur diversité (exemple : effet négatif de l'utilisation de pesticides sur la richesse en oiseaux). L'exemple des pesticides est intéressant puisqu'il montre à quel point la réglementation peut modifier un comportement de gestion. Dans sa thèse Hortense Serret (2014) cite une étude de NatureParif (devenue aujourd'hui l'Agence Régionale de la Biodiversité Ile-de-France (ARB)) pointant du doigt que seulement 9,5% des communes franciliennes, soit 122, n'utilisent plus de pesticides dans la gestion des espaces verts, de la voirie, des terrains de sports et des cimetières. Depuis, la loi dite Labbé (2014-110) du 6 février 2014 visant à mieux encadrer l'utilisation des produits phytosanitaires sur le territoire national, a changé les pratiques. Cette loi a ensuite été modifiée par la loi (2015-992) du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte et par la loi dite Pothier (2017-348) du 20 mars 2017, relative à la lutte contre l'accaparement des terres agricoles et au développement de biocontrôles. Ainsi, en 2019, environ 460 communes franciliennes déclarent ne plus utiliser de pesticides pour la gestion des espaces extérieurs, soit 67%<sup>8</sup>.

Outre la réglementation, l'amélioration des connaissances et les expériences de nature pourraient permettre de modifier les comportements en faveur de la biodiversité

---

8. <https://www.arb-idf.fr/article/objectif-zero-pesticide-en-ile-de-france-les-communes-franciliennes-prennent-de-lavance/>, consulté le 08/03/2022.

(Shwartz et al., 2012). À partir de données d'un programme de sciences participatives, Deguines et al. (2020) ont montré que plus la durée de participation au programme est longue, plus les participants modifient leurs comportements pour favoriser les papillons en diminuant l'utilisation de pesticides et en augmentant les ressources florales. Intégrer une gestion plus écologique en faveur de la biodiversité n'est pas suffisant, comme nous l'avons déjà expliqué, la biodiversité nécessite de l'espace, et compte tenu de la forte artificialisation des milieux urbains, l'intégration de la biodiversité doit être pensée au sein des projets d'aménagements. Il paraît donc essentiel que les acteurs en charge de leur conception soient impliqués.

### **0.3.3.2 L'intégration de la biodiversité dans la conception urbaine**

D'après Fuller et Gaston (2009), la proportion d'espaces verts dans les villes d'Europe est liée à leur taille et à leur densité. Ainsi, les villes les plus denses sont celles qui disposent le moins d'espaces verts. Or à l'heure actuelle, densifier les villes apparaît être une injonction pour les rendre plus soutenables, ce qui exerce une pression sur les espaces verts (Haaland & van den Bosch, 2015). Pourtant, les villes mesurent également leur soutenabilité et la qualité de vie qu'elles apportent par les infrastructures vertes qu'elles proposent ce qui peut sembler contradictoire (Badiu et al., 2016). Ainsi, les grandes villes européennes se fixent des objectifs sur la construction et l'aménagements de nouveaux espaces verts. C'est dans ce cadre que le plan biodiversité de la mairie de Paris débute par un objectif clair : « *accroître considérablement la végétalisation de la superficie non bâtie de Paris* » (Plan biodiversité de Paris).

Pour remplir ces objectifs d'intégration de la biodiversité dans la conception urbaine, les collectivités et les pouvoirs publics peuvent initier des changements de pratiques de conception en modifiant leur demande ou bien la réglementation qu'elle soit nationale ou communale (par les plans locaux d'urbanisme). L'intégration de biodiversité va avoir lieu lors des projets urbains à l'échelle de projets d'aménagements ou de projets immobiliers. Les projets urbains sont des instruments pour transformer et organiser les fonctionnalités, le fonctionnement et les usages de l'espace (Arab, 2018) qui dépassent l'échelle du bâtiment (Citron, 2016). Ils se caractérisent par leur diversité et leur singularité. Ils peuvent intervenir sur des secteurs très diversifiés à la fois sur l'éducation, les transports, le logement, la culture et à des échelles spatiales très différentes. De plus, ils regroupent de nombreux acteurs : des aménageurs, des promoteurs, des élus, des usagers, des bureaux d'études, des communes, des entreprises, des experts, etc. Les projets urbains étaient historiquement contrôlés par les services de l'État et par des aménageurs publics. À l'heure actuelle, ces grands projets ont beaucoup évolué puisqu'ils ont vu l'arrivée d'acteurs privés dont l'origine réside dans la loi (2005-809) relative aux concessions d'aménagements du 20 juillet 2005. Les promoteurs immobiliers, initialement cantonnés à l'échelle du bâtiment, se sont positionnés sur le marché de l'aménagement et ont donc accédé au statut d'opérateurs urbains (Citron, 2017). L'évolution du promoteur à l'opérateur urbain

est alors avant tout un changement d'échelles d'intervention. L'intégration de la biodiversité a aujourd'hui été très peu étudiée chez ces acteurs qui ont récemment pris une place très importante dans la production de la ville, c'est-à-dire les processus de transformation des paysages et des usages de la ville. Même si peu de travaux ont tenté de comprendre comment la biodiversité s'est traduite chez ces acteurs et comment leurs pratiques ont évolué, il existe tout de même quelques thèses sur ces acteurs dont celles d'Aurélien Taburet (2012), de Paul Citron (2016) et de Lorainne Peynichou (2018). Seul le travail d'Aurélien Taburet relie l'intégration des problématiques environnementales avec les pratiques professionnelles des promoteurs immobiliers et note que la biodiversité n'y est pas intégrée. Même dans les aménagements ayant pour objectif d'intégrer d'avantage la nature tels que les écoquartiers, Henry (2012) a montré que la biodiversité était finalement peu prise en compte en raison d'un manque de connaissances et d'un manque d'outils. En considérant l'élargissement des compétences des promoteurs immobiliers à celles d'opérateurs urbains et donc d'un changement d'échelle de leurs actions vers l'espace public (Citron, 2016, 2017; Peynichou, 2018), on peut faire l'hypothèse d'une intégration ou bien d'une mobilisation plus forte de la composante biodiversité.

Se questionner sur comment les promoteurs immobiliers voient l'intégration de la biodiversité, c'est également chercher à mieux comprendre les relations entre biodiversité et entreprises : sa compréhension, son utilisation et sa perception dans les entreprises.

### **0.3.3.3 Entreprises et biodiversité**

Plusieurs études ont été réalisées sur la relation entre biodiversité et entreprises, les thèses de Laura Thuillier (2020) et Chloé Thierry (2022) ont analysé comment le foncier des entreprises pouvait participer à la conservation de la biodiversité, et les travaux de Serret (2014) et de Snep et al. (2009) ont porté sur la contribution des espaces verts d'entreprises. D'autres travaux cherchent plutôt à comprendre le niveau de dépendance d'entreprises vis-à-vis de la biodiversité, c'est-à-dire, le risque financier ou bien la probabilité de survie de leurs activités en l'absence d'actions. Les contrats mis en place entre des entreprises exploitant des aquifères et des agriculteurs pour limiter l'utilisation de pesticides afin de préserver le service de filtration et d'améliorer la qualité de l'eau sont des bons exemples d'actions. Par ailleurs, de nombreuses raisons peuvent pousser une entreprise à intégrer la biodiversité dans son fonctionnement, c'est-à-dire dans sa stratégie et dans ses actions :

- L'entreprise subit des pressions de la part de certaines parties prenantes : institutionnelles par les réglementations, associations, sociétales, clients, fournisseurs, actionnaires et également des pressions internes de la part des employés,
- La biodiversité apporte à l'entreprise un avantage compétitif par une bonne image qui réduit le niveau de pressions des parties prenantes, permet une anticipation des réglementations par rapport aux concurrents, permet d'innover

(Porter & Linde, 1995), une maîtrise des coûts, de l'attractivité pour les nouveaux arrivants sur le marché de l'emploi. L'organisation réalise un gain direct par l'intégration, c'est-à-dire la prise en compte de la biodiversité dans son fonctionnement.

En raison de ces multiples pressions, certaines entreprises intègrent la biodiversité en respectant la réglementation en place, fondent des partenariats avec des organismes ou des associations reconnues tels que la LPO, financent des programmes de recherches, modifient leurs activités en suivant des plans biodiversité, se structurent ensemble pour créer des organisations qui les aident dans leur futures stratégies biodiversité (EPE, Orée, Act4nature, ...). Le monde scientifique débat et critique l'intérêt de nouer des partenariats avec des entreprises en pointant du doigt le risque de perte d'indépendance des organismes de recherches et le gain de légitimité apportés par ces partenariats aux entreprises (Adams, 2017; MacDonald, 2010). En tant qu'entreprises privées, les promoteurs immobiliers sont particulièrement exposés aux pressions que nous avons évoquées dans la mesure où elles participent à la perte de biodiversité générale en artificialisant des terres, et en surexploitant certaines ressources nécessaires pour la construction de leurs projets urbains. Cependant, ces entreprises sont également des producteurs d'espaces, elles développent des lieux et ont donc l'opportunité d'intégrer et de concevoir des espaces favorables à la biodiversité.

## **0.4 Objectifs de la thèse : trois axes de recherches fondés sur une approche opérationnelle**

La thèse a pour objectif de comprendre comment il serait possible d'améliorer la prise en compte de la biodiversité dans les projets d'aménagements urbains. C'est une thèse d'écologie urbaine qui se propose d'étudier à la fois l'écologie en ville, l'écologie de la ville, mais aussi l'écologie pour la ville puisque c'est un travail de recherche-action opérationnelle. Les objectifs sont d'améliorer les connaissances pour modifier les pratiques existantes.

Trois axes décrits précédemment ont guidé notre réflexion :

- Développer des lieux favorables à la biodiversité,
- Améliorer les connexions écologiques ,
- Impliquer les acteurs privés.

**Dans une première partie**, nous chercherons à améliorer la biodiversité des toitures végétalisées. Les concepteurs de ces espaces sont des acteurs économiques, plus souvent paysagistes que spécialistes de l'écologie urbaine et exposés à la demande de leurs clients. C'est pourquoi la plupart des toitures végétalisées sont des toitures dites « sédum », c'est-à-dire des toitures végétalisées avec peu d'épaisseur de substrat et recouvertes d'espèces horticoles exotiques bien adaptées aux conditions particulières

des toits, qui garantissent une floraison abondante et un coût d'installation et de gestion modéré. De nombreuses recherches se concentrent sur les toitures extensives et sur les sédums. Partant du constat de l'utilisation massive de ces espèces, des recherches ont été menées sur leur potentiel facilitateur pour des espèces natives. À notre connaissance, aucune recherche n'a été effectuée sur les effets d'interactions qui pourraient se produire entre des communautés horticoles et des communautés sauvages dans un contexte de toiture végétalisée semi-intensive (c'est-à-dire avec une épaisseur de substrat intermédiaire, à savoir entre 10 et 30 cm). Il nous paraît intéressant d'étudier les interactions potentielles qui peuvent se produire en mélangeant des communautés de plantes sauvages et horticoles. Pourraient-elles créer un effet de facilitation ou de compétition envers certaines espèces selon leur préférence? Affecteraient-elles les interactions avec les pollinisateurs? Au sein de ces néo-écosystèmes que représentent les toitures végétalisées, les interactions entre les espèces pourraient être un levier pour améliorer le maintien de la biodiversité, permettant également de répondre aux différentes demandes : avoir une toiture végétalisée « verte » dès la finalisation du projet et intégrer des espèces sauvages pour l'accueil de la biodiversité. Pour répondre à ces différentes questions, nous avons mis en place des prototypes de végétation sur des toitures sous la forme de bacs. Dans chacun d'eux, une micro-communauté est implantée : soit une communauté exclusivement horticole (des plants en godets achetés auprès d'un horticulteur), soit une communauté exclusivement sauvage sous la forme d'un semis de graines d'espèces locales, soit une communauté mixte regroupant les deux types d'espèces précédemment citées. L'expérience a été construite en 2019 et répliquée sur trois sites. Un suivi de la croissance de la végétation, de la couverture végétale, du nombre d'individus par espèce ainsi que des interactions avec les pollinisateurs a été réalisé pendant les printemps-été 2020 et 2021. Cette expérience a donné lieu à la rédaction d'une publication en phase de correction avant soumission et sera présentée dans **le premier chapitre**. Le suivi se poursuivra après la fin de ma thèse afin d'étudier la dynamique temporelle des néo-écosystèmes.

**La seconde partie** nécessite un changement d'échelle spatiale puisqu'on s'interrogera sur la contribution des toitures végétalisées aux réseaux écologiques à l'échelle d'une grande ville telle que Paris et sa proche banlieue. Nous avons pu voir en introduction qu'aucune étude n'a cherché à modéliser cette contribution. De plus, les communes et les entreprises installent de plus en plus de toitures végétalisées en mettant en avant leur contribution aux réseaux écologiques. Il nous paraît donc essentiel d'évaluer cette contribution complexe, dans la mesure où les différentes études que nous avons détaillées en introduction montrent que l'accueil de la biodiversité dépend de nombreux paramètres : de la toiture (sa forme, sa surface, sa hauteur, etc.), mais aussi de son contexte environnemental et urbain. Pour réaliser cette modélisation, nous nous sommes appuyés sur la méthode des graphes paysagers et donc sur une vision azimutale du paysage. Nous avons développé une méthode pour cartographier les toitures végétalisées automatiquement qui a fait l'objet d'une publication scientifique dans le *Journal of applied remote sensing*. Cette méthode sera présentée **dans le**

**chapitre 2.** Les résultats de la modélisation seront présentés sous la forme d'un article soumis à *Urban Forestry and Urban Greening* **dans le chapitre 3.**

Alors que les deux premières parties visent à améliorer les connaissances sur la capacité d'accueil de biodiversité des toitures végétalisées, **la troisième partie** opère à nouveau un changement d'échelle et d'objet dans la mesure où notre objectif est de comprendre comment ces savoirs sont assimilés, compris, perçus chez les promoteurs immobiliers, acteurs majeurs des projets urbains. Pourquoi intègrent-ils ce nouveau paramètre dans leurs projets? (**chapitre 4**) Est-ce pour répondre à la demande de nature des citoyens ou est-ce face à la demande de plus en plus forte de prise en compte des problématiques environnementales? Il nous paraît donc essentiel de comprendre la façon dont ils interagissent avec ces savoirs, les utilisent et les légitiment. Nous interrogerons ensuite l'articulation entre la volonté d'intégration de la biodiversité et la nécessité de répondre aux injonctions de la ville durable (**chapitre 5**). Cette dernière partie dépasse les deux premières problématiques, dans la mesure où notre objectif est de reposer notre question de recherche à l'échelle d'un acteur afin de comprendre les freins et les leviers pour mieux intégrer la biodiversité en ville. Pour répondre à ces différentes questions, nous avons eu une approche compréhensive et inductive du métier de promoteur immobilier en réalisant d'une part de l'observation participante chez Aire nouvelle et d'autre part des questionnaires auprès des plus grandes entreprises de promotion immobilière nationales et des entretiens semi-directifs avec une vingtaine de professionnels du secteur. Cette enquête a donné lieu à une publication dans *Métropolitiques* et sera présenté dans le **chapitre 4** de cette thèse. **Le chapitre 5**, s'intéressa à la façon dont la biodiversité est intégrée à l'entreprise, le rôle de la RSE et l'articulation entre biodiversité et les autres thématiques du développement durable. Ensuite, dans **le chapitre 6**, nous tenterons de comprendre comment les promoteurs conçoivent la biodiversité à l'échelle des projets? Quels outils utilisent-ils? Comment ils légitiment leurs actions? **Enfin dans le chapitre 7**, nous étudierons le décalage entre les intentions des projets et les réalisations.

**Concevoir des toitures végétalisées  
favorables à la biodiversité, intérêts et  
perspectives des néo-écosystèmes**



FIGURE 14 – Installation de l'expérience sur les différents sites.

## Introduction

Les toitures végétalisées sont très communes dans les projets d'aménagements urbains. Elles sont positivement perçues par les professionnels de ce secteur, car elles permettent d'améliorer la qualité esthétique des bâtiments et elles offrent de nombreux avantages (allongement de la durée de vie de la toiture, amélioration de l'isolation thermique et phonique, régulation des eaux de pluie, etc.). Par ailleurs, elles fournissent des habitats pour de nombreuses espèces animales et végétales qui y trouvent des ressources et/ou des habitats pour accomplir leur cycle de vie. Cependant, la plupart des toitures végétalisées sont conçues avec une couche très mince de substrat et recouvertes d'espèces du genre sédums et/ou d'autres espèces horticoles (Enzi et al., 2017). Or, de nombreuses recherches ont montré que pour favoriser la capacité d'accueil des toitures végétalisées, il est nécessaire d'augmenter l'épaisseur du substrat et d'y implanter des espèces natives et diversifiées (Madre et al., 2014). Ainsi, de plus en plus de projets prennent en compte cette exigence d'épaisseur. Les concepteurs y intègrent souvent des mélanges d'espèces ornementales exotiques et des plantes locales adaptées aux conditions trouvées sur les toitures, pour des raisons esthétiques et économiques. En outre, les espèces sont le plus souvent implantées sur les toitures sous la forme de plants matures pour livrer un projet visuellement vert, végétalisé et fleuri. Ces communautés végétales mixtes (spontanées/ornementales) que l'on trouve également en ville dans les espaces verts, au pied des arbres d'alignement sont le reflet de la biodiversité urbaine : un mélange d'espèces locales spontanées et d'espèces ornementales cultivées qui forment ce que l'on peut appeler « néo-écosystème » (novel ecosystem) (Hobbs et al., 2006; Kowarik, 2011). Les espèces ornementales qui composent ces néo-écosystèmes sont le fruit de sélections, d'hybridations et de mutations contrôlées par les horticulteurs. Ces procédés pourraient altérer leurs propriétés biologiques naturelles comme par exemple leur attractivité pour les pollinisateurs (Staab et al., 2020). Peu d'études ont cherché à comprendre les effets d'interactions entre les plantes sauvages et les plantes ornementales pour appréhender le fonctionnement des néo-écosystèmes.

### Encadré 1 : Plantes horticoles, ornementales, hybrides et variétés

Les plantes horticoles sont des plantes cultivées et produites par des horticulteurs. On peut distinguer au sein de l'horticulture : la production de plantes pour l'alimentation (par exemple : pomologie qui concerne les fruits, et l'oléiculture qui traite de la culture des plantes non ligneuses pour l'alimentation) et la production de plantes en fonction de critères esthétiques, c'est-à-dire les plantes ornementales qu'on appelle la floriculture ou l'horticulture de paysage.

Pour les taxons considérés, on peut parler de variétés, cultivars ou hybrides bien que ces termes ne recouvrent pas la même définition. Les variétés permettent de différencier les plantes d'une même espèce tandis que les cultivars sont

obtenus à la suite d'une hybridation, d'une sélection ou d'une mutation pour améliorer leur intérêt pour les sociétés humaines et pour faciliter leur production (Sponsler et al., 2020). Quant aux hybrides, ils correspondent à des croisements entre plantes d'une même espèce ou d'un même genre. Ils peuvent être naturels ou artificiels (Mayrand, 2020).

Dans cette thèse, nous traiterons des espèces ornementales en général sans entrer dans le détail de leur statut taxonomique et du mode de production qui les a créées.

Nous proposons ici, à travers une expérience sur des toitures de tester et de suivre des communautés uniquement ornementales, sauvages et mixtes, des communautés uniquement sauvages et des communautés mixtes, les interactions qui s'y produisent et leurs attractivité pour les pollinisateurs afin de mieux comprendre ces systèmes. Voici nos questions de recherches :

- Quel est l'effet de la présence d'espèces ornementales sur la croissance et la floraison d'un semis d'espèces sauvages?
- Quel est l'effet des espèces ornementales sur la communauté de pollinisateurs attirée?

L'enjeu d'une telle recherche est de comprendre dans quelle mesure une modification des pratiques actuelles de conception des palettes végétales de toitures végétalisées pourrait intégrer davantage la biodiversité en conciliant les intérêts écologiques, les contraintes économiques et esthétiques imposées aux professionnels.

## Méthodologie

### Design expérimental

#### Développement des trois communautés : choix des espèces ornementales et sauvages

Nous avons mis en place une expérience dans des bacs carrés en bois de 120 cm de côté et de 20 cm de profondeur. Trois communautés ont été testées : une communauté ornementale, une communauté sauvage et une communauté mixte. La communauté ornementale est un mélange de trois espèces ornementales. Pour chacune des 3 espèces, nous avons planté dans les bacs 3 individus matures obtenus auprès d'un horticulteur. Les trois espèces que nous avons sélectionnées sont : *l'Arabis caucasica* « *Alba* » Willd. ex Schltld., *l'Armeria maritima* « *Alba* » (Mill.) Willd., et le *Dianthus plumarius* « *Haytor Rock* » L. et elles sont largement utilisées. Ces trois espèces ont été sélectionnées, car elles sont adaptées aux conditions des toitures végétalisées. En effet, un guide de la mairie de Paris (2012) recommande l'utilisation de *l'Arabis caucasica* et de *l'Armeria maritima*. Par ailleurs, le genre *Dianthus* est fréquemment présent sur les

TABLEAU 1 – Détail des caractéristiques des espèces ornementales fournies par le producteur

Nom espèce	Type	Taille	Environnement	Remarque du producteur
<i>Arabis caucasica</i> 'Alba'	Coussin fleuri	10 à 20 cm	Rocailles, murets	Mellifère
<i>Dianthus plumarius</i> 'Haytor rock'	Buissonnant	25 à 30 cm	Massifs, bordures, rocailles	Floraison abondante
<i>Armeria maritima</i> 'Alba'	Rampant	10 à 20 cm	Couvre-sols, rocailles, bordures	-

toitures végétalisées. Toutes ces espèces sont exotiques à la région parisienne (Jauzein & Nawrot, 2013). De plus, elles appartiennent à des familles de plantes différentes, ont des périodes de floraisons et des formes de croissance différentes (tableau 1). Les individus ornementaux ont été commandés en mai 2019. Ils sont arrivés en fleurs dans des godets carrés de 8cm, puis stockés et repotés en attendant leur installation sur les toitures. Ils ont été disposés dans les bacs afin que deux individus d'une même espèce ne soient pas voisins directs dans les bacs (figure 15).

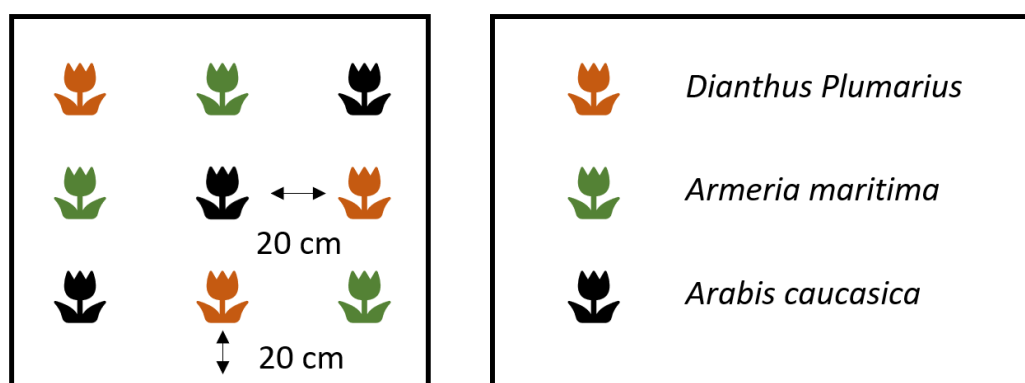


FIGURE 15 – Disposition des plantes ornementales dans les bacs ornementaux.

La deuxième communauté que nous avons testée est une communauté de plantes sauvages sous la forme de graine. Le mélange de graines est composé de 23 espèces : *Briza media*, *Papaver argemone*<sup>9</sup>, *Anthyllis vulneraria*, *Campanula rotundifolia*, *Clinopodium vulgare*, *Dianthus carthusianorum*, *Dianthus deltoïdes*<sup>10</sup>, *Galium verum*, *Leucanthemum vulgare*, *Nigella arvensis*, *Origanum vulgare*, *Potentilla erecta*, *Primula veris*, *Prunella vulgaris*, *Salvia pratensis*, *Sanguisorba minor*, *Scabiosa columbaria*, *Silene nutans*, *Silene vulgaris*, *Stachys officinalis*, *Thymus pulegioides*, *Dianthus armeria*,

9. *Papaver argemone* : officiellement affichée absente du mélange par le producteur a été ajoutée par nos soins car sa forte présence dans les bacs ayant reçu le semis, nous fait supposer que son omission correspond à une erreur.

10. Idem pour *Dianthus deltoïdes*.

*Misopates orontium*. Ce mélange est spécialement vendu pour les toitures végétalisées par Ecosem<sup>11</sup> (qui dispose de la marque « végétal local »), les espèces sont donc à priori adaptées aux conditions de sécheresse. Ce producteur recommande une densité de semis de 2,5 grammes par mètres carrés. Toutes les espèces qui le composent sont bien natives de la région parisienne (vérifié dans Jauzein & Nawrot, 2013).

Enfin la dernière communauté que nous avons testée est le mélange des deux premiers traitements. C'est-à-dire, la plantation des 9 individus ornementaux et le semis du mélange des 23 espèces sauvages. Chacun des trois types de bacs est répliqué 5 fois, soit un total de 15 bacs pour chaque site. Dans le fond des bacs, nous avons installé environ 5 cm de billes d'argile (substrat de drainage) et ensuite environ 12 centimètres de substrat de croissance spécialement conçue pour toiture végétalisée<sup>12</sup>, c'est-à-dire un substrat léger composé principalement de pouzzolane (une roche volcanique basaltique).

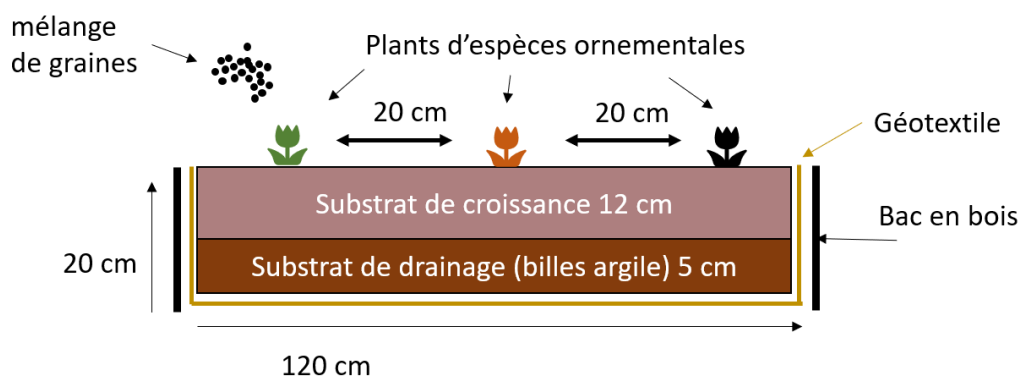


FIGURE 16 – Coupe transversale d'un bac mixte (c'est-à-dire composé d'individus ornementaux matures et du mélange de graines sauvages).

### Schéma d'organisation des bacs et sites d'implantation

Pour chaque site, les bacs sont organisés en trois rangées de 5 bacs et disposés afin que deux bacs similaires ne puissent pas être voisins. Les bacs sont espacés d'1 mètre.

L'objectif initial était de réaliser ce protocole sur 3 sites en toiture. Face aux difficultés pour trouver des toitures capables d'accueillir notre dispositif, nous avons finalement sélectionné deux toitures et un site au sol :

11. <https://www.ecosem.be/fr/activities.php>, consulté le 14/02/2022.

12. Composition du substrat de croissance : Pouzzolane 3/6mm 19%; 7/15mm 48% et éléments nutritifs (compost 11%; tourbe blonde 10%; écorce de pin compostée 12%.



FIGURE 17 – Schéma d'organisation des bacs.

- MNHN : toiture du bâtiment de géologie située au 43 rue Buffon 75005 (48.841218 N, 2.359242 E). Le bâtiment dispose de trois étages et la toiture est environ à 15 mètres de hauteur. Cette toiture est localisée dans le 5ème arrondissement de Paris (hypercentre), d'après Corine Land Cover<sup>13</sup> (CLC, 2018) : 55% de l'occupation du sol dans un rayon de 500 mètres est composé de tissu urbain dense et 25% par des espaces verts correspondant au jardin des plantes. La plantation et le semis ont eu lieu le 14 septembre 2019;
- IVRY : le site d'Ivry est une ancienne usine des eaux localisée au 33 avenue Jean-Jaurès à Ivry-Sur-Seine (48.809692 N, 2.404106 E). Le bâtiment compte deux étages et la toiture est environ à 7 mètres de hauteur. Le site est particulièrement entouré de zones industrielles et commerciales (86%) et il est à proximité de la Seine (12%) (CLC, 2018). Il est important de noter que cette toiture fait l'objet d'autres expérimentations et que les anciennes installations sont peu à peu colonisées par une flore des friches abandonnées (*Buddleja davidii*, *Ailanthus altissima*, etc.). La plantation et le semis ont eu lieu le 24 septembre 2019;
- CHEVRELOUP : ce site est un arboretum géré par le MNHN près de Versailles (48.835370 N, 2.100181 E), ouvert au public une partie de l'année. Notre expérimentation a été placée au niveau des serres de production horticole pour les jardins du Muséum, un espace fermé au public. Le paysage de Chèvreloup est principalement composé d'espaces verts artificialisés (53%), de zones industrielles et commerciales (36%) et de forêts (10%) (CLC, 2018). La plantation et le semis ont eu lieu le 3 octobre 2019. Sur le site de Chèvreloup, les bacs ont été disposés sur une grande bâche noire et ont été alignés afin de minimiser l'ombre générée par la serre d'un côté et celle d'une allée de pêchers de l'autre côté.

13. <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/corine-land-cover-0>, consulté le 01/10/2021.

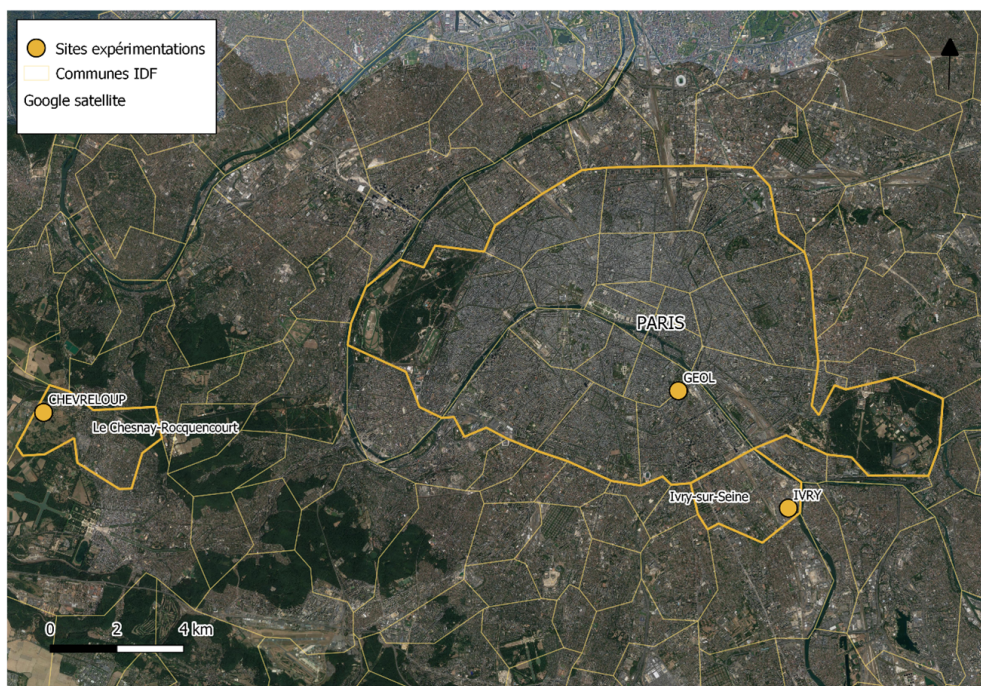


FIGURE 18 – Localisation des sites expérimentaux.

### Gestion post-construction

Un système d'irrigation automatique de goutte-à-goutte a été mis en place. Dans chaque bac, un tuyau est relié à un goutteur. Ce dispositif relié à un minuteur permet d'acheminer 2 litres d'eau par heure à chaque bac répartis en leur sein par un réseau secondaire de serpentins (figure 19). Il a été actif au début de l'expérience jusqu'à la fin du mois d'octobre 2019 pour permettre aux graines de germer et aux individus horticoles de supporter la transplantation. Ensuite, l'irrigation a été fonctionnelle entre les mois d'avril et de septembre 2020 et 2021 environ 6 minutes par jour (2 arrosages de 3 minutes) puis 10 minutes (2 fois 5 minutes) par jour lors des mois les plus chauds : juin, juillet, août. Aucun arrachage des plantes arrivées spontanément n'a été effectué. Enfin, contrairement au début, après 1 mois d'expérience, les individus ornementaux morts n'ont plus été remplacés, considérant que ces événements n'étaient plus liés à la transplantation.



FIGURE 19 – Sites expérimentaux. À gauche de haut en bas le site du MNHN et IVRY et à droite le site de CHEVRELOUP.

## Protocole de suivi

### Mesure de couverture végétale, d'abondance et de croissance des plantes

Nous avons réalisé trois campagnes de mesures : décembre 2019, de mai à août 2020, et de mai à août 2021. En décembre 2019, nous avons effectué des photographies de chacun des bacs pour déterminer la surface de la couverture végétale, nous avons mesuré la hauteur maximale (hauteur de tige) atteinte par les individus ornementaux, et enfin nous avons évalué la germination du semis en comptant les pousses apparentes. En 2020 et 2021, le même protocole de mesure a été suivi lors de deux sessions : en juin et en août. Nous avons enregistré la hauteur maximale atteinte par chaque espèce, l'abondance de chaque espèce. Nous avons également pris des photographies 1 fois par mois entre les mois d'avril et d'août afin de suivre l'évolution du taux de couverture végétale. Les photographies sont standardisées et prises de haut. Elles sont analysées par l'application Canopeo qui détermine automatiquement le taux de couverture (Patrignani et al., 2015).

### Enregistrement des interactions entre les fleurs et les pollinisateurs diurnes

Enfin, en 2020 et 2021, entre les mois de mai et d'août (entre le pic de floraison de l'espèce la plus précoce et l'espèce la plus tardive), nous avons enregistré les visites des insectes pollinisateurs sur les fleurs contenues dans nos bacs. Les mesures sont réalisées deux fois par mois les jours de beau temps entre 10h et 16h. Sur une période de 5 minutes, toutes les visites entre les insectes et les fleurs sont enregistrées. On



FIGURE 20 – Exemple d’un bac sauvage sur le site d’IVRY le 30 avril 2020.

répertorie le type d’insectes et l’espèce avec laquelle il interagit. Ces périodes d’observations sont appelées des rounds. 3 rounds de 5 minutes d’observations sont effectués par bac par session d’observation. En 2020 nous avons réalisé 6 sessions d’observation par bac et 5 en 2021. Une interaction est enregistrée lorsqu’un insecte atterrit sur une fleur et essaye de rentrer en contact avec le pollen et/ou le nectar (Geslin et al., 2013). Lorsque les interactions sont enregistrées, les insectes sont catégorisés en huit groupes : les abeilles sauvages ou solitaires, les abeilles domestiques (*Apis mellifera*), les bourdons (genre *Bombus*), les syrphes (famille des syrphidés), les lépidoptères, les coléoptères, les autres diptères et les guêpes. Avant ces sessions d’observation, les fleurs ou les inflorescences ouvertes sont comptées et répertoriées selon l’espèce (on compte par exemple les fleurs pour *Silène vulgaris* ou *Misopates orontium* mais les inflorescences pour *Prunella vulgaris* ou pour les astéracées).

Compte tenu des différences entre les sites du MNHN, d’IVRY et de CHEVRELOUP, ce dernier réalisé au sol a été exclu des analyses. Les méthodes d’analyses ainsi que les résultats obtenus sont détaillés sous la forme d’un article en préparation.

# **1 Comment aider les aménageurs à favoriser une biodiversité fonctionnelle sur les toitures ?**

## **1.1 Article**

Tanguy LOUIS-LUCAS, Flavie MAYRAND, Juliette ASPAR, Philippe CLERGEAU & Nathalie MACHON

*En préparation pour soumission à une revue d'écologie*

# 1 Heterogeneous ornamental-wildlife plantings on semi-extensive roofs : success and 2 interest for novels ecosystems research

3  
4 Authors : Tanguy Louis-Lucas<sup>1</sup>, Flavie Mayrand<sup>1,2</sup>, Juliette Aspar<sup>3</sup>, Philippe Clergeau<sup>1</sup> &  
5 Nathalie Machon<sup>1</sup>

6 1: Centre d'Ecologie et des sciences de la conservation (CESCO), Muséum national d'Histoire  
7 naturelle, Centre National de la Recherche Scientifique, Sorbonne Université, CP 135, 57 rue  
8 Cuvier 75005 Paris, France.

9 2: Topager, 13 Rue Georges Auric, 75019 Paris.

10 3: Equans Aire Nouvelle, 1 Pl. Samuel de Champlain, 92400 Courbevoie.

11

## 12 Abstract

13 Green roofs are a solution that is becoming widespread in cities. However, currently, the  
14 majority of green roofs are extensive, i.e. with a shallow substrate thickness of about 5-10  
15 cm and covered with *Sedum* species, a genus of species that are found in many  
16 Mediterranean regions, very resistant to drought. According to current research, the  
17 thickness of the substrate and the local vegetation are very important to promote  
18 biodiversity. As conditions are harsh on a roof, many studies have tested only whether  
19 sedums could have a facilitating effect on some local species. We decided to test the effect  
20 of commonly used ornamental plants on a wild seed mixture in a semi-extensive framework.  
21 We set up a mesocosm experiment on two roofs near Paris France. We tested three  
22 vegetation communities, an ornamental community, a wild seedling, and the mixing of both  
23 treatments. We planted those communities in 2019 and we measured the coverage, the  
24 number of species, the number of individuals per species, the number of flowers and we  
25 recorded the pollinator visitation in summer 2020 and 2021. We found that mixed  
26 communities provide the highest level of plant cover and the highest level of Shannon  
27 diversity index. We also found that the wild community differs depending on the presence  
28 or absence of ornamental plants. Some species are inhibited by ornamental species and  
29 others benefit from them, altering the flowering of the species and thus the reception of  
30 pollinators. The living heterogeneity of the habitat developed in the mixed modules can be  
31 an interesting solution to allow the establishment and development of certain native species  
32 on green roofs. Through this study, we show the importance of diversified local species for  
33 biodiversity.

## 34 Introduction

35 Urbanization is considered to be a major threat to biodiversity. For example, it tends to  
36 decrease species richness for most of taxonomic groups because of habitat fragmentation  
37 and loss connectivity (Dupras et al., 2016; McKinney, 2008). Improving urban biodiversity  
38 means in particular increasing the surfaces of green spaces (Beninde et al., 2015). Due to  
39 land pressure in large cities, there are very few opportunities to create new green spaces  
40 within the urban matrix. Therefore walls and roofs could be seen as available spaces to form  
41 new habitats to host biodiversity. A green roof is a roof covered with substrate and  
42 vegetation (Blank et al., 2017). Because of their novelty and their human-induced existence,  
43 green roofs can be called "novel ecosystems" (Hobbs et al., 2006; Kowarik, 2011) which are  
44 characterized by original species pools due to human introduction of biotic elements, and  
45 an ability to induce particular functioning. Vegetation found on green roofs includes the part  
46 of local pool of wild plant species adapted to rooftop conditions, but also additional species

47 in the form of ornamental (i.e., horticultural) cultivated species, transplanted on these  
48 structures by the companies in charge of the buildings. The cohabitation of both kinds of  
49 species: wild, spontaneous and cultivated, local/or exotic, certainly leads to more or less  
50 intense interactions between them and gives the ecosystem particular properties.

51

52 Thanks to several studies, green roofs are known to provide many ecosystem services to  
53 city dwellers (Francis & Jensen, 2017; Tratalos et al., 2007). They participate in better  
54 rainwater management by increasing roofs' retention capacity, enhancing buildings'  
55 thermal insulation, and contributing to reducing urban heat islands by evapo-transpiring  
56 (Jim, 2012a, 2012b; Liang & Huang, 2011; Morau et al., 2014). They can improve buildings'  
57 aesthetics and participate to well-being of the inhabitant (Lundholm & Williams, 2015).  
58 Furthermore, they offer urban species resources and habitats (Dusza et al., 2020; Madre et  
59 al., 2013, 2014; Wooster et al., 2022). Substrate type and thickness, and vegetation are the  
60 main parameters influencing their biodiversity hosting capacity (Dunnett et al., 2008; Dusza  
61 et al., 2017, 2020; Gabrych et al., 2016; Kyrö et al., 2018; Salman & Blaustein, 2018). The  
62 benefits induced by green roofs constitute a strong motivation for developing their  
63 implementation in every cities (Louis-Lucas, 2021 ; Zhang & He, 2021).

64

65 As the green roof conditions are particularly harsh, biotic interactions among plants could  
66 facilitate the installation, survival and development of poorly adapted species by well  
67 adapted ones (Cook-Patton and Bauerle, 2012). A parallel can be drawn between green  
68 roofs conditions and arid ecosystems where nurses facilitation effects are more studied as  
69 Danet et al. (2017). On green roofs Butler and Orians (2009, 2011) showed that sedum  
70 species can facilitate growth and survival of other species, when water is limiting but  
71 compete them under more favorable conditions. In the same way, Aguiar et al. (2019),  
72 highlighted the effectiveness of shade in decreasing the soil temperature and thus  
73 increasing growth of many species on green roofs. But contrarily Vals et al. (2017) observed  
74 a strong competition between plant species, compromising their survival.

75

76 Cities are hosting a more or less important diversity of pollinator communities, including  
77 solitary and eusocial bees (Hall et al., 2017), often more generalist than rural ones (Deguines  
78 et al. (2016)). Nevertheless, little is known about the factors that enable pollinator  
79 communities to live and maintain in urban environment.

80

81 To test the interest of mixing ornamental cultivated species with wild native ones to create  
82 functional plant communities on green roofs, we implemented an experiment to evaluate if  
83 mixed plant communities better develop and interact with other taxonomic groups than  
84 only wild ones. We assumed that ornamental plants could act as nurse for some wild species  
85 and allow a better attraction of pollinators by supplementing resources of natives plants  
86 (Lowenstein et al., 2019; Salisbury et al., 2015; Staab et al., 2020).

87

88 For that purpose, we built wooden modules, located them on two roof tops, and planted  
89 them with ornamental plants and/or sown them with wild species seeds and compared  
90 their development and attractivity for insects.

91

92 Our questions were the following:

93

94 - Does the presence of ornamental plant species have an effect (1) on the growth and  
95 blooming of wild species and (2) on the composition of insect communities that  
96 visits wild species?  
97

98 The aim was to better advise building constructors on the plant communities they should  
99 install on their buildings to improve urban biodiversity preservation while trying to  
100 maintain the current aesthetic standards.  
101

## 102 **Method**

### 103 1 - Experimental design

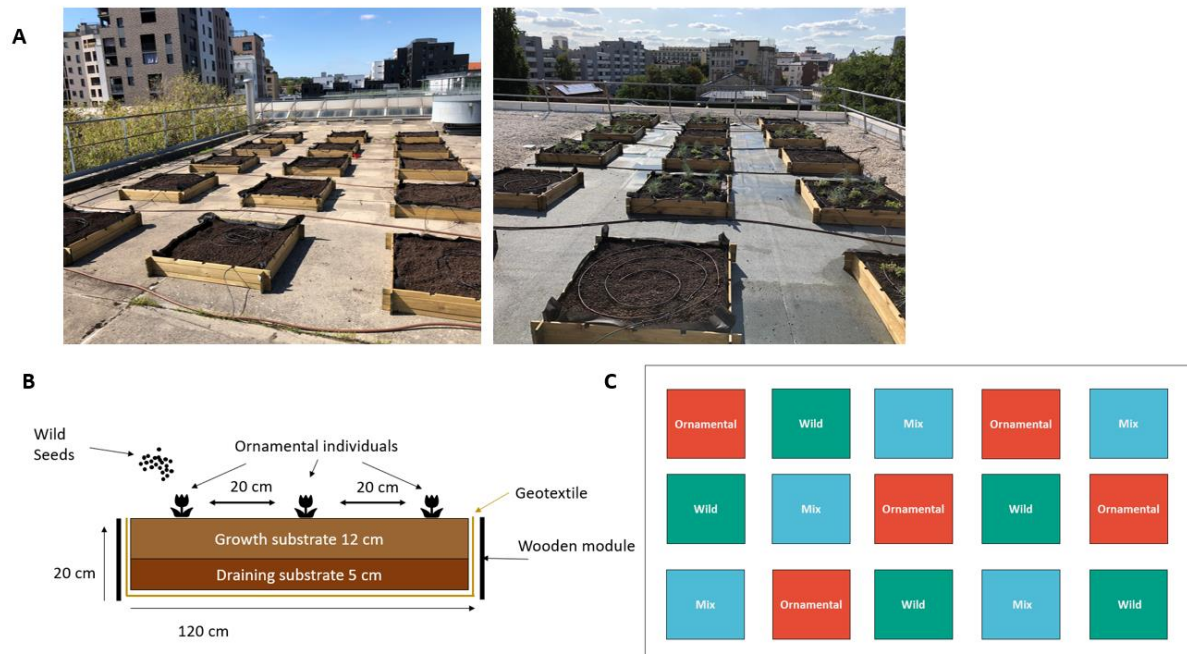
104 We set up a mesocosm experiment on two roofs located at 4.7km from each other in the  
105 Paris area (figure 1):

106 - "Museum": the roof of a building of the National Museum of Natural History, in Paris,  
107 France (48.841218 N, 2.359242 E) 15 meters high, surrounded by urbanized areas  
108 (55%) and by vegetated areas (25%), in a radius of 500 m around, according to  
109 Corine Land Cover 2018.

110 - "Ivry": the roof of a Water factory, in the city of Ivry-Sur-Seine, France (48.809692  
111 N, 2.404106 E) 7 meters high, surrounded by industrial areas (86% ) and by a river  
112 (12%).  
113

114 In August 2019, we placed on both roofs the same design: 15 squared wooden modules (120  
115 cm x 120 cm x 20 cm), in 5 rows of 3 modules, at 1 meter from each others'. They contained  
116 about 17 centimeters of substrate: 5 expended clay pebbles centimeters and 12 growth  
117 substrate centimeters. The growth substrate was composed of: pozzolana 3/6mm 19%,  
118 7/15mm 48%, nutritive elements (compost, white peat, composted pine bark), a special  
119 green roofing substrate sold by a professional.  
120

121 We tested three different plant communities: (1) only ornamental plants, (2) only wild  
122 seeds and (3) a mix of them. In ornamental modules, we planted 9 individuals. 3 individuals  
123 of each of the following species: *Armeria maritima 'alba'*, *Arabis caucasica 'alba'* and  
124 *Dianthus plumarius 'haytor rock'*. They were chosen because they are not native of Paris'  
125 region and they are often used for roof plantations by building constructors (Technical  
126 notebook of the Paris city 2012). In the wild modules, we sown 4 grams per module of a  
127 mixture of 23 species (*Briza media* L., *Papaver argemone* L., *Anthyllis vulneraria* L.,  
128 *Campanula rotundifolia* L., *Clinopodium vulgare* L., *Dianthus carthusianorum* L., *Dianthus*  
129 *deltoides* L., *Galium verum* L., *Leucanthemum vulgare* L., *Nigella arvensis* L., *Origanum vulgare*  
130 L., *Potentilla erecta* (L.) Raeusch., *Primula veris* L., *Prunella vulgaris* L., *Salvia pratensis* L.,  
131 *Sanguisorba minor* L., *Scabiosa columbaria* L., *Silene nutans* L., *Silene vulgaris* (Moench)  
132 Garcke, *Stachys officinalis* L., *Thymus pulegioides* L., *Dianthus armeria* L., *Misopates orontium*  
133 (L.) Raf.) sold especially for roof greening. All these species are specially adapted to roof  
134 conditions and are classified as native of Paris Ile-de-France territory (Jauzein and Nawrot,  
135 2013). In the mixed modules, we sowed the same mixture of wild species and also planted  
136 9 ornamental individuals. Modules were irrigated by a drip system during the first month  
137 of experimentation and the driest months between May and September 2020 and 2021, 10  
138 minutes per day with a water delivery of 2 liters per module per hour. During the  
139 experiment, we let the spontaneous species settle the modules.



140  
141  
142  
143  
144  
145

**Figure 1:** Experimental design. **A:** Ivry (June 2019, before planting and sowing) and Museum (September 2019, after planting and sowing) from left to right. **B:** Diagram of a mix module. **C:** Module organization

## 146 2 – Data collection

147 Each year in 2020 and 2021, we collected the abundance of all species, including the  
148 spontaneous ones, in each module once in June and once in August during summer. In  
149 addition, we took a picture of each module once a month between April and August in 2020  
150 and in 2021 to measure the vegetation coverage rate using Canopeo App (Patrignani &  
151 Ochsner, 2015). The pictures were standardized and taken horizontally at one-meter height  
152 above the modules. In 2020 and 2021, between May and August (the period between the  
153 peak of flowering of the earliest and the latest species), we recorded visits of insects in the  
154 flowers twice a month on sunny days between 10 am and 4 pm with the protocol of Dusza  
155 et al. (2020). The observation sessions lasted 3 rounds of 5 minutes and were randomized  
156 to avoid temporal bias. A visit was recorded when an insect landed on a flower and inserted  
157 its mouthparts in the corolla. Insects were categorized into eight groups: wild bees, honey  
158 bees (*Apis mellifera*), Bumblebees, Hoverflies, Lepidoptera, Beetles, other Diptera and  
159 Vespidae. At the same time, the number of open flowers or open inflorescences of all the  
160 species were counted in each module.

## 161 162 3 – Statistical analyses

### 163 3.1 – Characterization of the plant diversity and vegetation cover

164 First, we calculated the Shannon index (Shannon, 1948) to characterize the diversity of the  
165 plant communities and we measured the vegetation cover in each module.

166

167 3.2 – Assess the performance of the wild mix plants in wild module versus in mixed  
168 module

169 To analyze the effect of ornamental plants on the development of the wild seedlings, i.e. to  
170 compare the wild species performance (abundance and number of flowers) in “wild”  
171 modules versus in “mix” modules, we used generalized linear mixed models with the  
172 GlmmTMB function (Brooks et al., 2017) of GlmmTMB package in R (4.0.2). We tested the  
173 effect of:

- 174 - The ornamental plants’ presence/absence (0: absence, 1: presence), as a random  
175 variable
- 176 - The species, as a random variable
- 177 - The year (2020 and 2021) as a fixed effect
- 178 - The Ellenberg indicator values of each species for temperature, light, edaphic  
179 moisture, atmospheric moisture, in interaction with the ornamental plants’  
180 presence (0: absence, 1: presence), as fixed effects.

181

182 After the development of this model, we ran an automatic selection with the R package  
183 MuMIn, using the Dredge function to select the best model (Barton, 2020). To compare the  
184 effect of ornamental plants on the wild species performance at wild species scale, ANOVAs  
185 and Tukey tests were performed on each wild species.

186

187 3.3 – Effect of Horticultural presence on pollination interactions

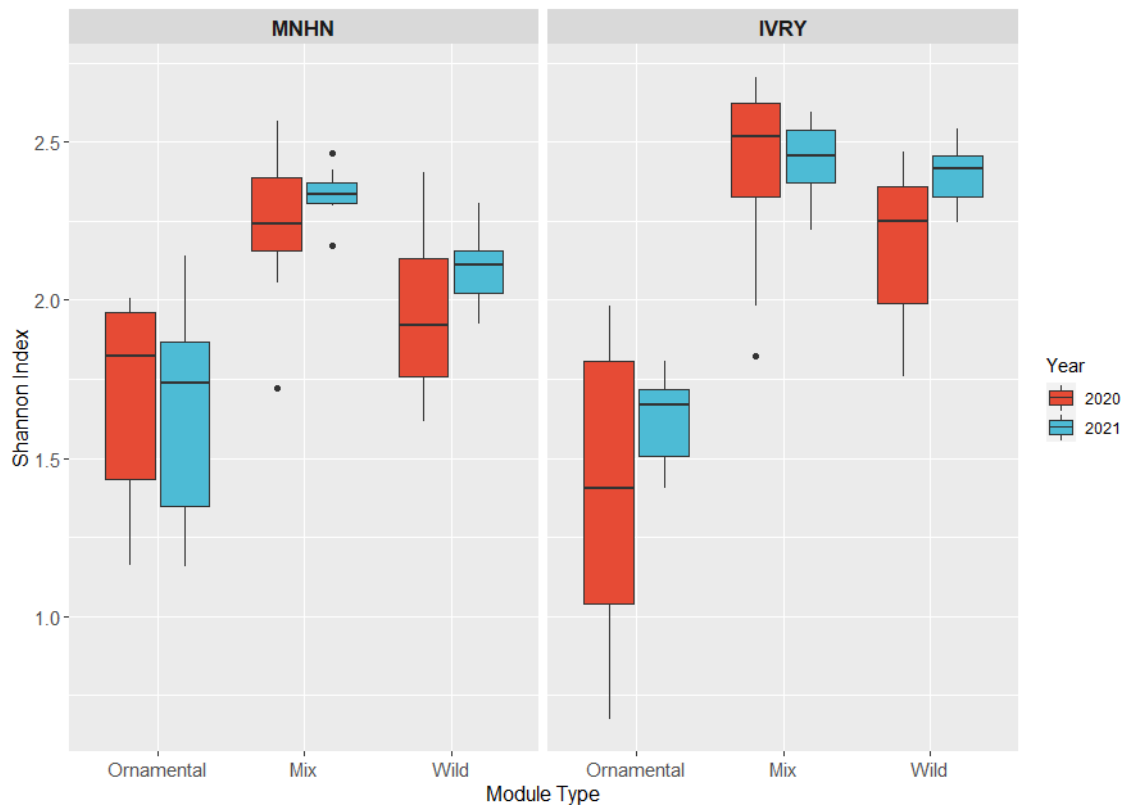
188 To analyze the effect of the presence of ornamental plants on the attraction of insects and  
189 to understand pollination interactions difference between our three types of community,  
190 we used generalized linear mixed models with the GlmmTMB package. We constructed one  
191 model to explain the number of visits, one model to explain the diversity of insects and one  
192 model for each of the most represented pollinator groups (honeybees, wild bees,  
193 bumblebees, hoverflies). For all these models, the explanatory variable was the type of  
194 module (pure ornamental, pure wild species, and mixed communities). Others variables  
195 were positioned with random effect : Id of module, localization (Ivry or Museum) and date.

196

## 197 **Results**

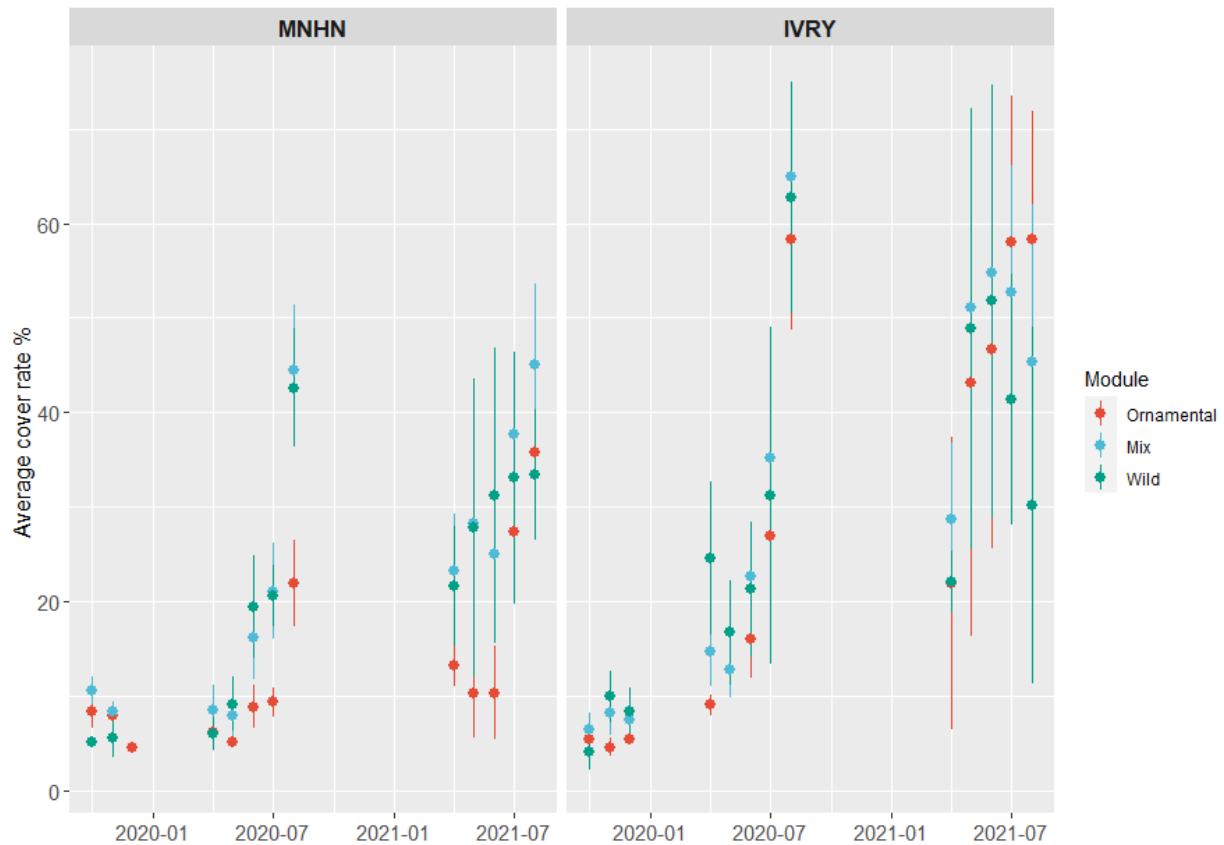
198 1 – Diversity and cover

199 In 2020 and 2021 the lowest median values of plant diversity and cover were obtained in  
200 ornamental modules with a decreasing trend at the Museum site and an increasing trend at  
201 Ivry (Figure 2). The highest values were obtained in the mix modules in both sites.  
202 According to an ANOVA (appendix 1), the « Module » category variable was significantly  
203 correlated with Shannon index values. In addition, the values of the Shannon index  
204 increased over time.



205  
 206 **Figure 2:** Shannon index boxplot by the module type, the site and the year.  
 207

208 During the two-year experiment, the coverage rate generally increased for all types of  
 209 modules (figure 3): evolving from 6 % on Museum and Ivry roofs to 27 % to Museum and  
 210 43.6 % to Ivry. At the end of the 2020 summer, the wild and the mix modules had the highest  
 211 coverage rate. In September 2021, after two years of growth, the mix modules reached the  
 212 highest mean cover rate at the Museum site and the ornamental one at Ivry. The results of  
 213 the ANOVA on the coverage data (appendix 2), showed that "Type of module", "Site" and  
 214 "Year" were significant. The linear model showed that the mix modules were those  
 215 associated with the highest levels of coverage. The differences observed between sites  
 216 seemed to be explained by colonization of new spontaneous species (appendix 5). In fact,  
 217 spontaneous richness is higher in ornamental modules than in mixed and wild ones.  
 218 Furthermore, their abundance (all spontaneous species combined) is greater in ornamental  
 219 modules than in wild ones. We did not find a significantly difference between mixed and  
 220 wild modules (appendix 6 and 7).



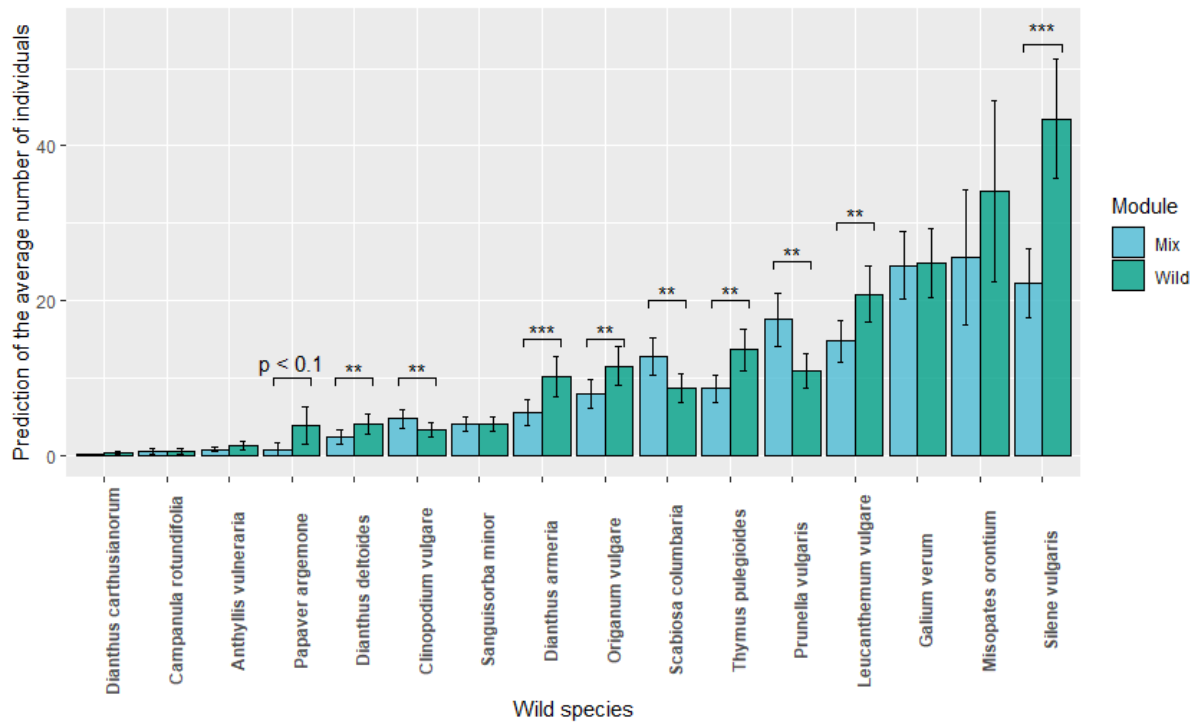
221  
 222 **Figure 3:** Evolution of the average plant coverage rate according to the module type  
 223 (ornamental, mix, wild) and the study site at different dates between 2019 and 2021

224  
 225 2 – performance of the wild mix plants in wild module versus in mixed planter

226 For ornamental species, 100% of the individuals of *Dianthus plumarius*, 88% of the *Armeria*  
 227 *maritima*, and 58% of the *Arabis caucasica* survived over the years of observation. Some of  
 228 the wild species never germinated, neither in mixed modules, nor in the wild ones :  
 229 *Potentilla erecta*, *Primula veris*, *Silene nutans*, *Stachys officinalis*. Furthermore, some wild  
 230 species disappeared between 2020 and 2021 like *Papaver argemone* and *Misopates*  
 231 *orontium*.

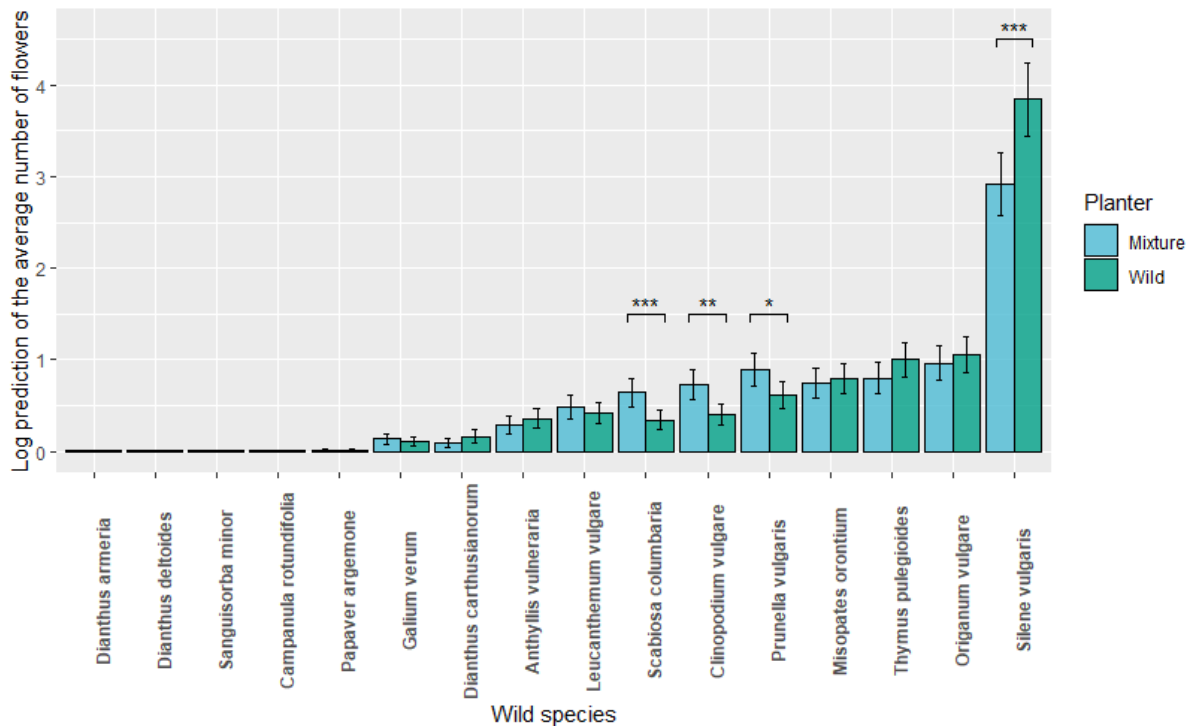
232  
 233 We found less individuals in mixed modules than in wild ones for: *Silene vulgaris*, *Origanum*  
 234 *vulgare*, *Dianthus deltoïdes*, *Dianthus armeria*, *Thymus pulegioides* and *Leucanthemum*  
 235 *vulgare* (figure 4). Contrarily, more individuals germinated in the mix modules than in the  
 236 wild ones for: *Prunella vulgaris*, *Scabiosa columbaria* and *Clinopodium vulgare*. Finally, other  
 237 species were equally present in the two types of modules: *Misopates orontium*, *Papaver*  
 238 *argemone*, *Galium verum* and *Sanguisorba minor*.

239  
 240 The fixed effects that were retained in this model were the year and the light preference in  
 241 interaction with the presence of ornamental plants. The year had a positive fixed effect, in  
 242 2021 there were significantly more individuals than in 2020 (estimate: 0.38, p-value: <  
 243 0.0001). Moreover, in mixed modules, the increasing preference for light had a negative  
 244 effect on the number of wild individuals (estimate: -0.05, p-value: 0.016).



245  
 246 **Figure 4:** Average abundance predicted per planter. Stars correspond to the p-value level  
 247 calculated by ANOVA on each seedling species. P-value  $\leq 0.001$ : \*\*\*; p-value  $\leq 0.01$ : \*\* ; p-  
 248 value  $\leq 0.05$ : \*

249  
 250 We found a significant difference between module types in flowering performance on three  
 251 wild species: *Scabiosa columbaria*, *Clinopodium vulgare*, *Prunella vulgaris* displayed more  
 252 flowers in the mixed modules than in the wild ones. Conversely, we counted significantly  
 253 fewer flowers for *Silene vulgaris* (figure 5). For the other species, there were no significant  
 254 differences. According to the model we developed, only the year effect (fixed) explain the  
 255 number of flowers : the year variable. There were significantly more flowers in 2021 than  
 256 in 2020 (estimate: 0.7947, p-value: 0). No Ellenberg parameters were selected by the  
 257 selection of model.



258

259 **Figure 5:** Log average number of flowers per module. Stars correspond to the p-value level  
 260 calculated by ANOVA on each seedling species. P-value  $\leq 0.001$ : \*\*\*; p-value  $\leq 0.01$ : \*\* ; p-  
 261 value  $\leq 0.05$ : \*

262

263 Our hypothesis that light and temperature preferences could explain the differences in  
 264 performance is not verified over all the species because the two species that have very  
 265 significant differences (*Scabiosa columbaria* and *Silene vulgaris*) in their number of  
 266 individuals and flowers particularly appreciate light (Ellenberg light preference = 8)

267

268 3 – Effect of ornamental presence on insect visits

269 3.1 – Interaction data summary

270 18784 interactions were recorded on our sites between 2020 and 2021. 2617 in 2020 and  
 271 16167 in 2021. In 2020 in almost one-third of the rounds, no interactions were observed,  
 272 evolving to less than 20 % in 2021. The most common pollinators were bumblebees,  
 273 representing about 33 % of the interactions, honeybees (*Apis mellifera*) 32 % and wild bees  
 274 27 %. Much less represented were the hoverflies (6.3 %) and the other morphogroups  
 275 (about 2.5 %). The other category gathers the other Diptera (about 1.5 %), the Coleoptera  
 276 (about 0.8 %), the wasp family and the Lepidoptera.

277

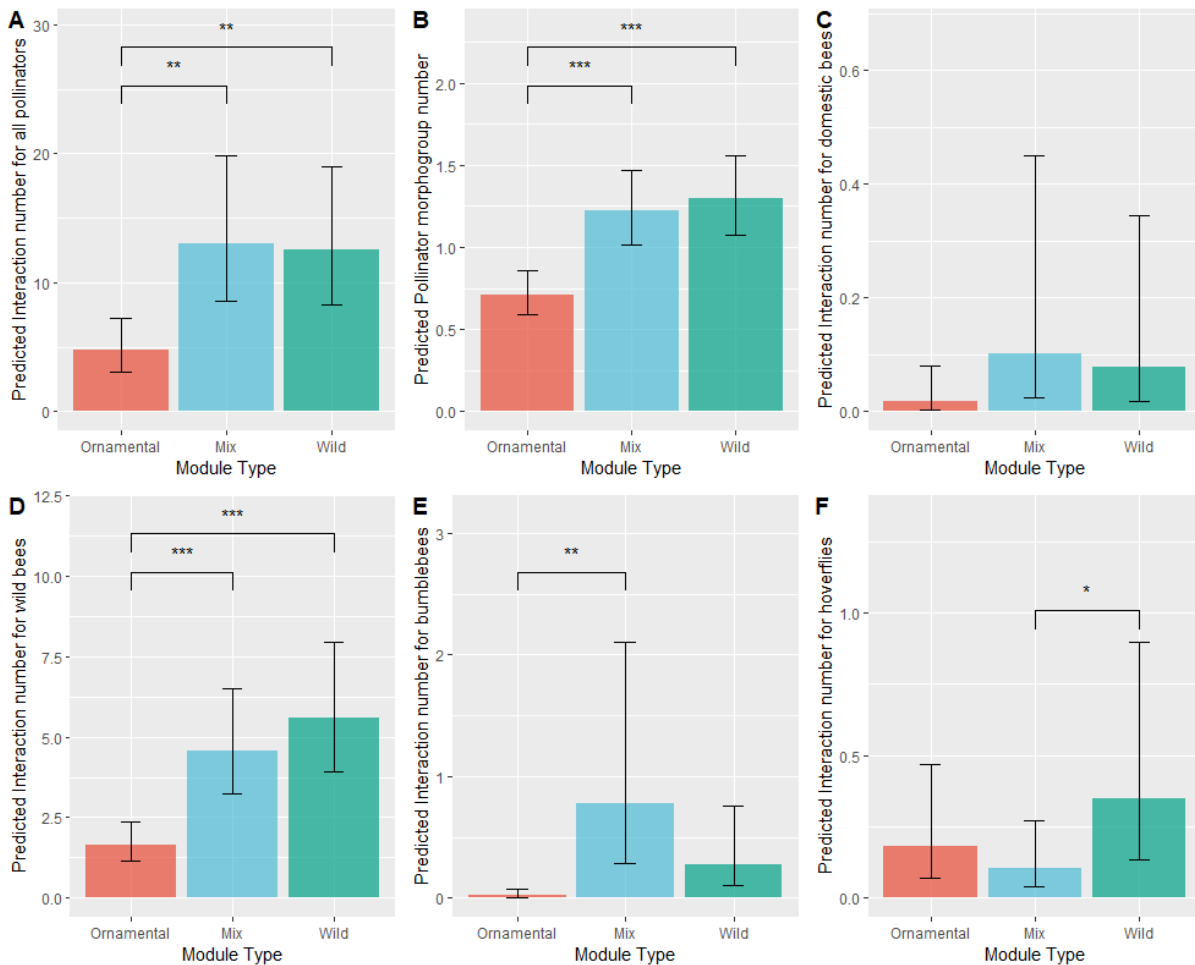
278 3.2 – Flower data summary

279 In the same way, as for the number of interactions, we found an increase in the number of  
 280 flowers between 2020 and 2021 for all species in all types of modules and in both sites. 15  
 281 species out of the 58 bloomings that were inventoried host 97% of the interactions. These  
 282 15 species were composed of wild, spontaneous and ornamental species. 5 families  
 283 accounted for over 95% of interactions: Asteraceae, Lamiaceae, Fabaceae, Caprifoliaceae,  
 284 Caryophyllaceae.

285

286 3.3 – Models results

287 Our results showed that flowers in wild and mixed modules hosted significantly more  
 288 visitors than ornamental ones and more diverse pollinator morphogroups (figure 6, A and  
 289 B). No significant difference was found between wild and mixed modules. By examining  
 290 each morphogroup of pollinators, we noticed no significant difference between the three  
 291 modules concerning honey bees (figure 6, C). Mixed and wild modules had significantly  
 292 more wild bees than ornamental ones (figure 6, D). Concerning bumblebees, we detected a  
 293 significant difference only between the mixed and ornamental modules (figure 6, E). Finally,  
 294 the wild modules seemed to attract more hoverflies than the mixed ones (figure 6, F).  
 295



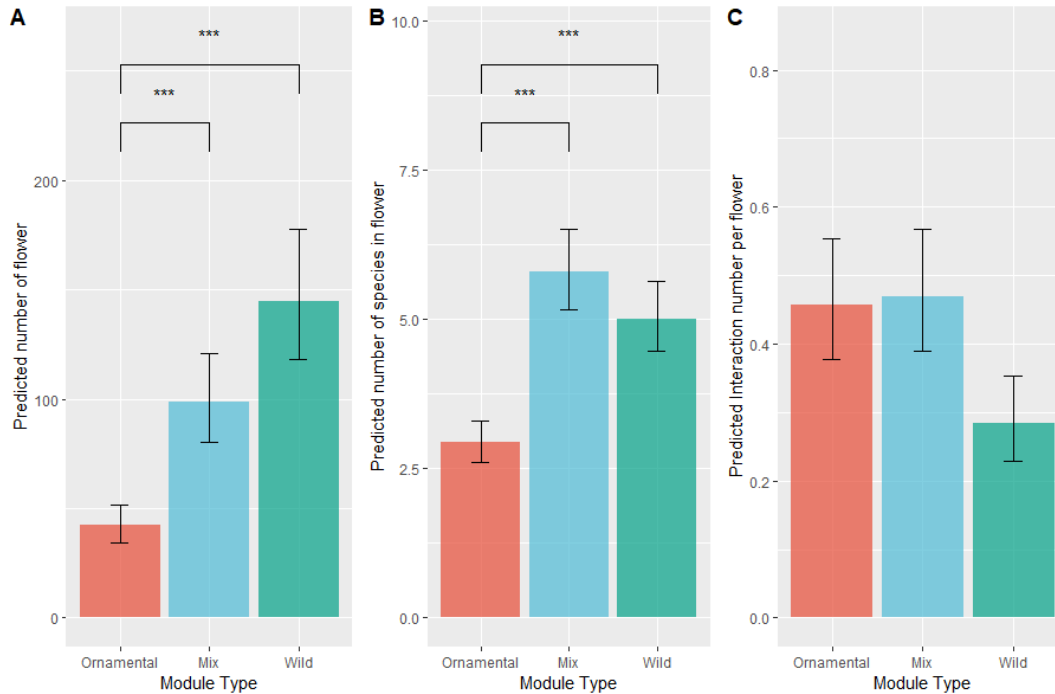
296 **Figure 6:** Prediction on the number of total visits according to the module type (A), the  
 297 number of different morphogroup hosted (B), honey bees (C), wild bees (D), bumblebees  
 298 (E) and the number of hoverflies visits (F).  
 299

300  
 301 Finally, among all the species, only *Silene vulgaris* and *Scabiosa columbaria* had different  
 302 number of visits among types of modules. *S. vulgaris* received more visits in wild modules  
 303 and *S. columbaria* in the mixed ones. These results were consistent with those we obtained  
 304 on the abundance and flowers.

305  
 306 According to our models, the wild and mixed modules produced significantly more flowers  
 307 than the ornamental ones (Figure 7, A). There were also significantly more flowering  
 308 species in these modules than in the ornamental ones (Figure 7, B). Despite the contribution

309 of ornamental species, the difference in the number of flowering species in the mixed and  
 310 wild modules was not significant. Finally, we found that even if the differences were not  
 311 significant, the ornamental and mixed modules had an equivalent level of interactions per  
 312 flower, higher than wild ones (figure 7, C).

313



314

315 **Figure 7:** Prediction according to the module type of the number of flowers (A), the number  
 316 of species in flower (B), and the number of interactions per flower (C)

317

### 318 Discussion

319 The aim of our experiment was to assess if mixed plant communities would better develop  
 320 and interact with other taxonomic groups than only wild ones. The observations reported  
 321 here corresponded the two first years of the experiment. We are therefore reporting an  
 322 early transitional state in the community assemblages. It will be necessary to continue the  
 323 survey to see how interspecific interactions will led to more stable ecological balances (if  
 324 they exist!) (Thuring & Dunnett, 2019).

325

326 Our results showed that mixed modules seem to promote a higher cover than ornamental  
 327 or wild modules. Differences between sites were probably due to the green roof of Ivry  
 328 which hosts other experiments at 50 meters from ours, and is thus more likely to be  
 329 colonized by spontaneous species. Among our modules the most spontaneous species are :  
 330 *Buddleja davidii*, *Epilobium sp.*, *Senecio inaequidens*, *Erigeron sp. (canadensis and*  
 331 *sumatrensis)*, *Geranium purpureum*, *Medicago lupulina*, *Vicia hirsuta* and some poaceous  
 332 species (appendix 5).

333

334 As Dusza et al. (2020), we observed many insects such as bumblebees, wild bees and  
 335 honeybees. Lepidoptera seems were scarce probably because of urbanization which selects  
 336 more generalist pollinators (Deguines et al., 2016; Desaezgher et al., 2018).

337

338 1 – Performance of the wild seedling in wild module versus in mixed planter

339 We assumed that the presence of ornamental plants could modify the germination and  
340 growth for the sown or spontaneous wild species, and generate either competition or  
341 facilitation, according to their ecological preferences. Our results show indeed that they  
342 seemed to induce competition for resources in increasing plant density and for light, in  
343 shading seedlings and thus disadvantage heliophilic species. Conversely, they may have  
344 favored species growing in shady and wet soils, like it is observed by sedum species on many  
345 rooftops (Aguiar et al., 2019; Butler & Orians, 2011).

346

347 It seems that both phenomena occurred in our modules. Indeed, we found that the presence  
348 of ornamental individuals modified the wild communities. Species abundances and number  
349 of flowers were different for some species (figure 7). The use of Ellenberg parameters in our  
350 analyses, such as light sensitivity, explained sometimes the observed differences of  
351 abundance among module types. For example, the heliophilic *Papaver argemone* or *Silene*  
352 *vulgaris* (Ellenberg light preference = 8) were less abundant in mixed modules, whereas  
353 *Prunella vulgaris* and *Clinopodium vulgare*, sciaphilic species (Ellenberg light preference =  
354 5) were less present in wild ones (figure 7). Nevertheless, the link to sensitivity to light is  
355 probably not the only factor that is involved since *Scabiosa columbaria* had better  
356 performance in mixed modules while this species is heliophilic (Ellenberg light preference  
357 = 8). Because we used only three ornamental species, we are not able to determine which  
358 traits impacted the composition of the wild community. The shape of the plants is an option  
359 because they were large and high, from the start of the experiment. The experiment should  
360 be repeated with other ornamental species and/or with adult wild species to compare the  
361 results.

362

363 2 – Effect of horticultural presence on pollination and floral resources

364 As reported in other studies we found a diversity of insects in our roofs (Dusza et al., 2020;  
365 MacIvor et al., 2015; Passaseo et al., 2021). Like in we thought that ornamental plants could  
366 modify the extent and the composition of the group of insects that visited the modules  
367 probably because of their altered attractiveness due to their artificial evolutionary history  
368 (Garbuzov et al., 2017, Sponsler et al., 2020) and because of their negative impact on the  
369 number wild flower units we observed in the mixed modules.

370

371 Moreover, we did not find significant differences between ornamental, mixed and wild  
372 modules for the number of insect visits and insect visits per flower. Yet, plant communities,  
373 number of flowers and attraction for insects were different among species. We can suppose  
374 that changes of species abundances and variation of attractiveness compensated each other  
375 among modules types. For example, in ornamental modules, the lower numbers of flowers  
376 were probably counterbalanced by the presence of spontaneous species, such as *Trifolium*  
377 *repens*, *Trifolium pratense* and *Senecio inaequidens*, which are very attractive to pollinators.  
378 The shape of the ornamental and wild flowers (bilateral or radial symmetry) were probably  
379 important factors to explain the differential attraction of insects in the modules (Desaegher  
380 et al., 2018).

381

382 3 – Conclusion: output for managers

383 We selected our ornamental species among those usually used in rooftops of our region. We  
384 showed that mixing them in mixture with wild species helps to benefit from their aesthetic

385 qualities and to produce functional communities that attract potential pollinators,  
 386 especially wild bees and bumblebees which represent a pool of insects extremely useful for  
 387 pollination services in urban landscapes (Lowenstein et al., 2015), and thus preservation of  
 388 urban biodiversity. As Aloisio et al. (2019), we observe that colonization is affected by the  
 389 species composition. Indeed we found that the abundance and the richness of spontaneous  
 390 species seemed to be limited by wild seedling mostly in wild modules. Thus, wild species  
 391 could limit the colonization of invasive species as *Senecio Inaequiedens* and *Buddleja davidii*  
 392 (observed in Ivry site). Nevertheless, spontaneous species (categorized as invasive or not)  
 393 have the interest to provide resources for pollinators (Drossart et al., 2017) (appendix 4).

394  
 395 Thus, we showed the importance of integrating wild species on green roofs to improve local  
 396 biodiversity but also to implement more functional green networks, particularly in dense  
 397 urban areas, where appropriate vegetablizations offer better habitats for urban animals and  
 398 plants and provide better ecosystem services to city dwellers.

#### 400 Acknowledgement

401 We would like to thank Equans Aire Nouvelle for funding this research and Topager for  
 402 hosting our experiment on the Ivry roof. We also would like to thank the people who helped  
 403 us with the installation of the experiment: Basile Baradat, Jules Faroux, Léo Leroux, Eric  
 404 Lesaux and Victoire Mandaroux. As well as all the people who participated in the filed  
 405 surveys: Margaux Dole, Arthur Fauvieu, Margot Foureau, Marie Lamour, Eric Motard,  
 406 Grégoire Ramé and Joaquim Sampere.

407

#### 408 Appendices

##### 409 Appendix 1: Summary of Anova for Shannon index data

410

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
TYPE	2	12.538	6.269	86.326	<2e-16 ***
SITE	1	0.196	0.196	2.705	0.1028
ANNEE	1	0.373	0.373	5.143	0.0252 *
Residuals	115	8.351	8.351		

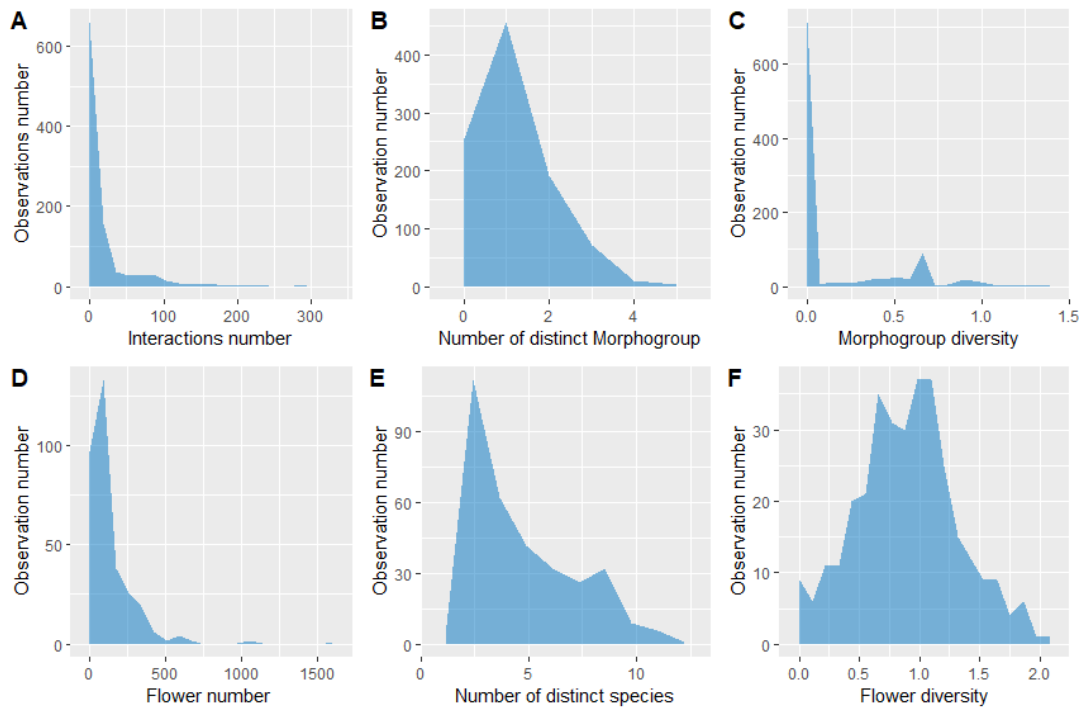
411

##### 412 Appendix 2: Summary of Anova for cover rate data

413

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
TYPE	2	7193	3596	13.77	1.45e-06 ***
SITE	2	35859	17929	68.65	<2e-16 ***
ANNEE	1	80621	80621	308.70	<2e-16 ***
Residuals	563	147033	261		

414



415  
416  
417  
418  
419  
420  
421

**Appendix 3:** General structure of pollinator and flower observation data. Diversity is here apprehended through the Shannon index.

**Appendix 4:** The 15 flowering species with the most interactions

Species	Type	Flower Symmetry	Flower nb	Interaction nb	Cumulated %
<i>Scabiosa columbaria</i>	Wild	Radial	585	3746	20
<i>Thymus pulegioides</i>	Wild	Bilateral	3717	2858	35.3
<i>Origanum vulgare</i>	Wild	Bilateral	1433	2335	47.8
<i>Trifolium repens</i>	Spontaneous	Bilateral	1301	1796	57.4
<i>Medicago lupulina</i>	Spontaneous	Bilateral	10651	1652	66.2
<i>Trifolium pratense</i>	Spontaneous	Bilateral	303	1301	73.2
<i>Silene vulgaris</i>	Wild	Bilateral	13479	1256	79.9
<i>Senecio inaequidens</i>	Spontaneous	Radial	1132	878	84.6
<i>Prunella vulgaris</i>	Wild	Bilateral	822	641	88
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Wild	Radial	735	546	90.9
<i>Melilotus albus</i>	Spontaneous	Bilateral	498	382	92.9

<i>Clinopodium vulgare</i>	Wild	Bilateral	366	282	94.4
<i>Dianthus plumarius</i>	Ornamenta l	Bilateral	2227	280	95.9
<i>Armeria maritima</i>	Ornamenta l	Radial	697	177	96.8
<i>Misopates orontium</i>	Wild	Bilateral	950	169	97.7
<b>Total</b>			38896	18299	

422

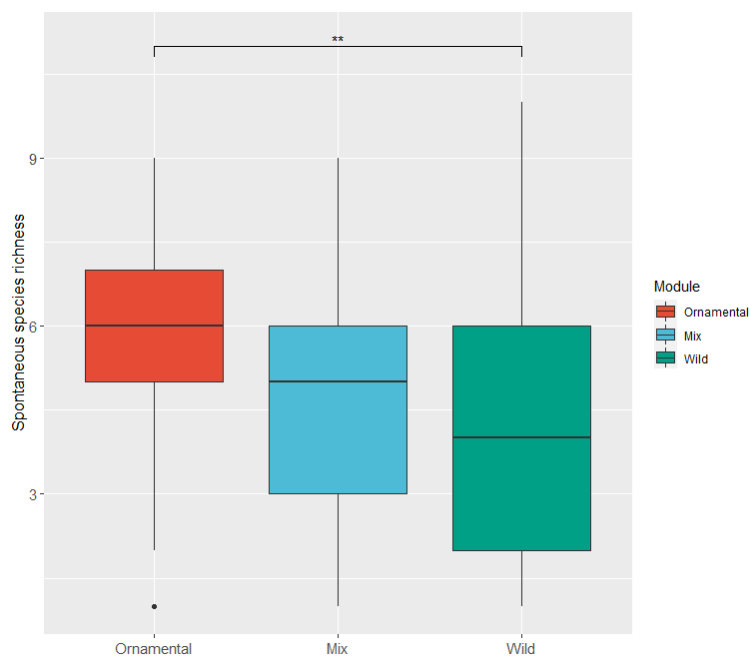
423 **Appendix 5:** The 10 most abundant spontaneous species and the proportion of modules  
424 they occupy

425

<i>Species</i>	<b>Total abundance</b>	<b>IVRY modules occupancy</b>	<b>MNHN modules occupancy</b>
<i>Buddleja davidii</i>	<b>843</b>	0.73	0
<i>Epilobium sp.</i>	288	0.43	<b>0.33</b>
<i>Senecio inaequidens</i>	225	<b>0.93</b>	0
<i>Vulpia sp.</i>	179	0.45	0.15
<i>Erigeron sp.</i>	119	0.45	0.15
<i>Poa annua</i>	101	0.18	0.21
<i>Anisanta sterilis</i>	95	0.11	0.31
<i>Geranium purpureum</i>	93	0.08	0.31
<i>Medicago lupulina</i>	59	0.5	0.26
<i>Vicia hirsuta</i>	34	0.06	0.15

426

427

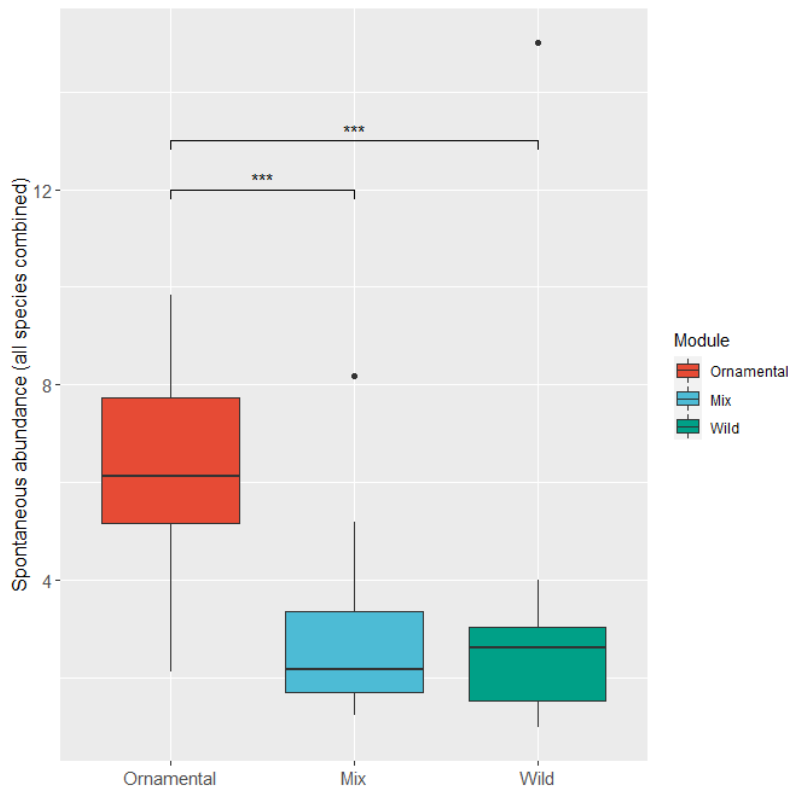


428

429 **Appendix 6:** Spontaneous richness according to the module type. Stars represent significance  
430 levels from Tukey's post hoc tests

431

432



433  
434

435 **Appendix 7:** Spontaneous abundance (all species combined) according to the module type.  
436 Stars represent significance levels from Tukey's post hoc tests

437  
438 **References**

439 Aguiar, A. C., Robinson, S. A., & French, K. (2019). Friends with benefits : The effects of  
440 vegetative shading on plant survival in a green roof environment. *PLOS ONE*, *14*(11),  
441 e0225078. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225078>

442 Aloisio, J. M., Palmer, M. I., Tuininga, A. R., & Lewis, J. D. (2019). Plant Colonization of Green  
443 Roofs Is Affected by Composition of Established Native Plant Communities. *Frontiers in*  
444 *Ecology and Evolution*, *6*, 238. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00238>

445 Beninde, J., Veith, M., & Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space : A meta-  
446 analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, *18*(6),  
447 581-592. <https://doi.org/10.1111/ele.12427>

448 Blank, L., Vasl, A., Schindler, B. Y., Kadas, G. J., & Blaustein, L. (2017). Horizontal and vertical  
449 island biogeography of arthropods on green roofs : A review. *Urban Ecosystems*, *20*(4),  
450 911-917. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0639-9>

451 Brooks, M., E., Kristensen, K., Benthem, K., J. van, Magnusson, A., Berg, C., W., Nielsen, A.,  
452 Skaug, H., J., Mächler, M., & Bolker, B., M. (2017). GlimmTMB Balances Speed and Flexibility  
453 Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, *9*(2),  
454 378. <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066>

455 Butler, C., & Orians, C. M. (2009). Session 3.3 : Natives vs. Non-Natives, The Debate on the  
456 Merits of Each Continues. *Conference Proceedings*, *14*.

457 Butler, C., & Orians, C. M. (2011). Sedum cools soil and can improve neighboring plant  
458 performance during water deficit on a green roof. *Ecological Engineering*, 37(11),  
459 1796-1803. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.025>

460 Cook-Patton, S. C., & Bauerle, T. L. (2012). Potential benefits of plant diversity on vegetated  
461 roofs: A literature review. *Journal of Environmental Management*, 106, 85-92.  
462 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.003>

463 Danet, A., Kéfi, S., Meneses, R. I., & Anthelme, F. (2017). Nurse species and indirect  
464 facilitation through grazing drive plant community functional traits in tropical alpine  
465 peatlands. *Ecology and Evolution*, 7(24), 11265-11276. <https://doi.org/10.1002/ece3.3537>

466 Deguines, N., Julliard, R., Flores, M., & Fontaine, C. (2016). Functional homogenization of  
467 flower visitor communities with urbanization. *Ecology and Evolution*, 6(7), 1967-1976.  
468 <https://doi.org/10.1002/ece3.2009>

469 Desaegher, J., Nadot, S., Fontaine, C., & Colas, B. (2018). Floral morphology as the main driver  
470 of flower-feeding insect occurrences in the Paris region. *Urban Ecosystems*, 21(4), 585-598.  
471 <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0759-5>

472 Dunnett, N., Nagase, A., & Hallam, A. (2008). The dynamics of planted and colonising species  
473 on a green roof over six growing seasons 2001–2006 : Influence of substrate depth. *Urban*  
474 *Ecosystems*, 11(4), 373-384. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0042-7>

475 Dupras, J., Marull, J., Parcerisas, L., Coll, F., Gonzalez, A., Girard, M., & Tello, E. (2016). The  
476 impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region.  
477 *Environmental Science & Policy*, 58, 61-73. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.01.005>

478 Dusza, Y., Barot, S., Kraepiel, Y., Lata, J.-C., Abbadie, L., & Raynaud, X. (2017).  
479 Multifunctionality is affected by interactions between green roof plant species, substrate  
480 depth, and substrate type. *Ecology and Evolution*, 7(7), 2357-2369.  
481 <https://doi.org/10.1002/ece3.2691>

482 Dusza, Y., Kraepiel, Y., Abbadie, L., Barot, S., Carmignac, D., Dajoz, I., Gendreau, E., Lata, J.-C.,  
483 Meriguet, J., Motard, E., & Raynaud, X. (2020). Plant-pollinator interactions on green roofs  
484 are mediated by substrate characteristics and plant community composition. *Acta*  
485 *Oecologica*, 105, 103559. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103559>

486 Francis, L. F. M., & Jensen, M. B. (2017). Benefits of green roofs : A systematic review of the  
487 evidence for three ecosystem services. *Urban Forestry & Urban Greening*, 28, 167-176.  
488 <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.015>

489 Gabrych, M., Kotze, D. J., & Lehvavirta, S. (2016). Substrate depth and roof age strongly affect  
490 plant abundances on sedum-moss and meadow green roofs in Helsinki, Finland. *Ecological*  
491 *Engineering*, 86, 95-104. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.10.022>

492 Garbuzov, M., Alton, K., & Ratnieks, F. L. W. (2017). Most ornamental plants on sale in garden  
493 centres are unattractive to flower-visiting insects. *PeerJ*, 5, e3066.  
494 <https://doi.org/10.7717/peerj.3066>

495 Hall, D. M., Camilo, G. R., Tonietto, R. K., Ollerton, J., Ahrné, K., Arduser, M., Ascher, J. S.,  
496 Baldock, K. C. R., Fowler, R., Frankie, G., Goulson, D., Gunnarsson, B., Hanley, M. E., Jackson, J.  
497 I., Langellotto, G., Lowenstein, D., Minor, E. S., Philpott, S. M., Potts, S. G., ... Threlfall, C. G.  
498 (2017). The city as a refuge for insect pollinators : Insect Pollinators. *Conservation Biology*,  
499 31(1), 24-29. <https://doi.org/10.1111/cobi.12840>

500 Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., Epstein, P. R.,  
501 Ewel, J. J., Klink, C. A., Lugo, A. E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D. M., Sanderson, E. W.,  
502 Valladares, F., Vilà, M., Zamora, R., & Zobel, M. (2006). Novel ecosystems : Theoretical and  
503 management aspects of the new ecological world order: Novel ecosystems. *Global Ecology*  
504 *and Biogeography*, 15(1), 1-7. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x>

505 Jauzein, P., & Nawrot, O. (2013). *Flore d'Île-de-France : Clés de détermination, taxonomie,*  
506 *statuts.* Editions Quae.

507 Jim, C. Y. (2012a). *Sustainable urban greening strategies for compact cities in developing and*  
508 *developed economies | SpringerLink.* 16, 741-761. [https://doi.org/10.1007/s11252-012-](https://doi.org/10.1007/s11252-012-0268-x)  
509 [0268-x](https://doi.org/10.1007/s11252-012-0268-x)

510 Jim, C. Y. (2012b). Effect of vegetation biomass structure on thermal performance of tropical  
511 green roof. *Landscape and Ecological Engineering*, 8(2), 173-187.  
512 <https://doi.org/10.1007/s11355-011-0161-4>

513 Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental*  
514 *Pollution*, 159(8-9), 1974-1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>

515 Kyrö, K., Brenneisen, S., Kotze, D. J., Szallies, A., Gerner, M., & Lehvävirta, S. (2018). Local  
516 habitat characteristics have a stronger effect than the surrounding urban landscape on  
517 beetle communities on green roofs. *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, 122-130.  
518 <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.11.009>

519 Lepczyk, C. A., Aronson, M. F. J., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., & MacIvor, J. S.  
520 (2017). Biodiversity in the City : Fundamental Questions for Understanding the Ecology of  
521 Urban Green Spaces for Biodiversity Conservation. *BioScience*, 67(9), 799-807.  
522 <https://doi.org/10.1093/biosci/bix079>

523 Liang, H.-H., & Huang, K.-T. (2011). *Study on rooftop outdoor thermal environment and slab*  
524 *insulation performance of grass planted roof.* <https://doi.org/10.5897/IJPS10.664>

525 Louis-Lucas, T. (2021). Que recouvre l'intérêt des promoteurs pour la biodiversité ?  
526 Métropolitiques. [https://metropolitiques.eu/Que-recouvre-l-interet-des-promoteurs-](https://metropolitiques.eu/Que-recouvre-l-interet-des-promoteurs-pour-la-biodiversite.html)  
527 [pour-la-biodiversite.html](https://metropolitiques.eu/Que-recouvre-l-interet-des-promoteurs-pour-la-biodiversite.html)

528 Lowenstein, D. M., Matteson, K. C., & Minor, E. S. (2015). Diversity of wild bees supports  
529 pollination services in an urbanized landscape. *Oecologia*, 179(3), 811-821.  
530 <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3389-0>

531 Lowenstein, D. M., Matteson, K. C., & Minor, E. S. (2019). Evaluating the dependence of urban  
532 pollinators on ornamental, non-native, and 'weedy' floral resources. *Urban Ecosystems*,  
533 22(2), 293-302. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0817-z>

534 Lundholm, J. T., & Williams, N. S. G. (2015). Effects of Vegetation on Green Roof Ecosystem  
535 Services. In R. K. Sutton (Éd.), *Green Roof Ecosystems* (Vol. 223, p. 211-232). Springer  
536 International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7_9)

537 MacIvor, J. S., Ruttan, A., & Salehi, B. (2015). Exotics on exotics : Pollen analysis of urban bees  
538 visiting Sedum on a green roof. *Urban Ecosystems*, 18(2), 419-430.  
539 <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0408-6>

540 Madre, F., Vergnes, A., Machon, N., & Clergeau, P. (2013). A comparison of 3 types of green  
541 roof as habitats for arthropods. *Ecological Engineering*, 57, 109-117.  
542 <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.029>

543 Madre, F., Vergnes, A., Machon, N., & Clergeau, P. (2014). Green roofs as habitats for wild  
544 plant species in urban landscapes : First insights from a large-scale sampling. *Landscape and*  
545 *Urban Planning*, 122, 100-107. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.012>

546 Mayrand, F., & Clergeau, P. (2018). Green Roofs and Green Walls for Biodiversity  
547 Conservation : A Contribution to Urban Connectivity? *Sustainability*, 10(4), 985.  
548 <https://doi.org/10.3390/su10040985>

549 McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness : A review of plants and  
550 animals. *Urban Ecosystems*, 11(2), 161-176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>

551 Morau, D., Tiana, R. H., Fanomezana, R. T., & Ludovic, A. A. (2014). Thermal Behavior of  
552 Green Roof in Reunion Island : Contribution Towards a Net Zero Building. *Energy Procedia*,  
553 57, Dominique MORAU. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.10.055>

554 Passaseo, A., Rochefort, S., Pétremand, G., & Castella, E. (2021). Pollinators on Green Roofs :  
555 Diversity and Trait Analysis of Wild Bees (Hymenoptera : Anthophila) and Hoverflies  
556 (Diptera : Syrphidae) in an Urban Area (Geneva, Switzerland). *Cities and the Environment*,  
557 14, 22. <https://doi.org/10.15365/cate.2021.140201>

558 Patrignani, A., & Ochsner, T. E. (2015). Canopeo : A Powerful New Tool for Measuring  
559 Fractional Green Canopy Cover. *Agronomy Journal*, 107(6), 2312-2320.  
560 <https://doi.org/10.2134/agronj15.0150>

561 Salisbury, A., Armitage, J., Bostock, H., Perry, J., Tatchell, M., & Thompson, K. (2015).  
562 EDITOR'S CHOICE : Enhancing gardens as habitats for flower-visiting aerial insects  
563 (pollinators): should we plant native or exotic species? *Journal of Applied Ecology*, 52(5),  
564 1156-1164. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12499>

565 Salman, I., & Blaustein, L. (2018). Vegetation Cover Drives Arthropod Communities in  
566 Mediterranean/Subtropical Green Roof Habitats. *Sustainability*, 10(11), 4209.  
567 <https://doi.org/10.3390/su10114209>

568 Schindler, B. Y., Griffith, A. B., & Jones, K. N. (2011). Factors Influencing Arthropod Diversity  
569 on Green Roofs. *Cities and the Environment*, 4(1), 1-22.  
570 <https://doi.org/10.15365/cate.4152011>

571 Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell system technical*  
572 *journal*, 27(3), 379-423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>

573 Sponsler, D. B., Grozinger, C. M., Richardson, R. T., Nurse, A., Brough, D., Patch, H. M., & Stoner,  
574 K. A. (2020). A screening-level assessment of the pollinator-attractiveness of ornamental  
575 nursery stock using a honey bee foraging assay. *Scientific Reports*, 10(1), 831.  
576 <https://doi.org/10.1038/s41598-020-57858-2>

577 Staab, M., Pereira-Peixoto, M. H., & Klein, A.-M. (2020). Exotic garden plants partly substitute  
578 for native plants as resources for pollinators when native plants become seasonally scarce.  
579 *Oecologia*, 194(3), 465-480. <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04785-8>

580 Thuring, C. E., & Dunnett, N. P. (2019). Persistence, loss and gain : Characterising mature  
581 green roof vegetation by functional composition. *Landscape and Urban Planning*, 185,  
582 228-236. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.10.026>

583 Tratalos, J., Fuller, R. A., Warren, P. H., Davies, R. G., & Gaston, K. J. (2007). Urban form,  
584 biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 83(4),  
585 308-317. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.05.003>

586 Vasl, A., Shalom, H., Kadas, G. J., & Blaustein, L. (2017). Sedum—Annual plant interactions  
587 on green roofs : Facilitation, competition and exclusion. *Ecological Engineering*, 108,  
588 318-329. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.034>

589 Walker, E. A., & Lundholm, J. T. (2018). Designed habitat heterogeneity on green roofs  
590 increases seedling survival but not plant species diversity. *Journal of Applied Ecology*, 55(2),  
591 694-704. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12970>

592 Williams, N. S. G., Lundholm, J., & MacIvor, J. S. (2014). FORUM : Do green roofs help urban  
593 biodiversity conservation? *Journal of Applied Ecology*, 51(6), 1643-1649.  
594 <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12333>

595 Wooster, E. I. F., Fleck, R., Torpy, F., Ramp, D., & Irga, P. J. (2022). Urban green roofs promote  
596 metropolitan biodiversity : A comparative case study. *Building and Environment*, 207,  
597 108458. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108458>

598 Zhang, G., & He, B.-J. (2021). Towards green roof implementation : Drivers, motivations,  
599 barriers and recommendations. *Urban Forestry & Urban Greening*, 58, 126992.  
600 <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.126992>

## 1.2 Discussion

### 1.2.1 Principaux résultats

La présence d'espèces ornementales a un effet majeur sur les espèces sauvages. Ces espèces semblent modifier les conditions et influencent positivement certaines espèces et négativement d'autres, tant sur l'abondance que sur le nombre de fleurs. Dans le cadre de notre étude, nous avons cherché à analyser si ces effets étaient liés aux préférences écologiques des espèces sauvages (paramètres d'Ellenberg). D'après nos modèles, lorsqu'il y a des espèces ornementales dans les bacs, l'abondance des espèces sauvages ayant la préférence la plus élevée pour la lumière est plus faible qu'en absence d'ornementales (bacs sauvages). Les autres paramètres d'Ellenberg que nous avons testés tels que la température, l'humidité atmosphérique ainsi que l'humidité édaphique n'apparaissent pas significatives pour expliquer l'abondance d'individus et l'abondance florale. Pourtant, les deux espèces sur lesquelles nous notons les différences les plus significatives sont *Silene vulgaris* et *Scabiosa columbaria* : deux espèces avec le même niveau de préférence pour la lumière. Les préférences écologiques des espèces sauvages ne sont donc pas les seuls paramètres qui déterminent les interactions que nous avons observées. Il est possible que *Scabiosa columbaria* ait profité de la lumière abondante générée par la plus faible abondance de *Silene vulgaris* dans les bacs mixtes. En outre, notre protocole expérimental permet de mesurer uniquement les interactions nettes à l'échelle de la communauté, c'est-à-dire la soustraction des interactions positives et négatives, ce qui est souvent une difficulté majeure de l'étude des interactions (Danet, 2017). Nous supposons que d'autres paramètres influencent notre système, tels que des paramètres du sol et les potentiels de mycorhization. Concernant les interactions avec les pollinisateurs, nos résultats montrent que les toitures végétalisées fournissent des ressources à cette faune (Dusza et al., 2020 ; Passaseo et al., 2021 ; Tonietto et al., 2011). Néanmoins, nos résultats montrent que la végétation sélectionnée a un effet fort sur la quantité de ressource florale et sur la quantité et la diversité de pollinisateurs accueillis. La présence d'espèces sauvages diversifiées est primordiale pour les pollinisateurs. Malgré une colonisation d'espèces spontanées et de la présence d'espèces ornementales dans les bacs ornementaux, les bacs sauvages et mixtes disposent d'un plus grand nombre de fleurs, d'un plus grand nombre d'espèces en fleur et enfin, de plus de visites de la part des pollinisateurs. Il apparaît donc essentiel d'intégrer une flore locale pour favoriser la biodiversité. Malgré une plus faible attractivité que les fleurs sauvages, les plantes ornementales semblent fournir des ressources aux pollinisateurs. De nombreuses recherches sont encore à mener pour évaluer leur attractivité sur les pollinisateurs et les facteurs qui l'expliquent (Garbuzov et al., 2017 ; Sponsler et al., 2020).

## 1.2.2 Limites et perspectives

En raison des restrictions sanitaires au printemps 2020 et 2021 et du nombre élevé de jours de pluie en 2021, aucune session d'observation des pollinisateurs n'a été réalisée au début du mois de mai 2020 et 2021. Ainsi, aucune interaction n'a été enregistrée chez certaines espèces très abondantes dont la floraison est précoce telles que *Papaver argemone* ou l'ornementale *Arabis caucasica* (plante mellifère d'après le producteur) sur lesquelles nous avons remarqué des fruits et des graines. Il aurait été également intéressant de reproduire cette expérience avec des individus matures d'autres espèces ornementales pour comparer les résultats (1) et avec des espèces sauvages matures (2) pour identifier si nos résultats proviennent du caractère horticole des plantes ou bien de leur forme. De plus, nous aurions pu construire cette expérience sur davantage de sites en toitures et sur des sites au sol dans des contextes similaires pour identifier l'effet toiture. Nous aurions également pu étudier l'effet d'implantation de plantes ornementales avec des fleurs doubles <sup>1</sup> sur les interactions avec les pollinisateurs. En outre, il est évident que davantage de données sont nécessaires sur le long terme pour comprendre le fonctionnement des néo-écosystèmes. Certaines recherches montrent que les écosystèmes de toitures ont tendance à évoluer dans le temps avec une décroissance de la richesse au fil du temps (Dunnnett et al., 2008). On peut émettre l'hypothèse que les bacs auront tendance à s'homogénéiser sur le long terme pour plusieurs raisons. Dans la mesure où les espèces ornementales ne se multiplient pas, celles-ci auront une probabilité plus élevée de disparaître petit à petit des bacs. Ainsi, les espèces sauvages et spontanées coloniseront l'ensemble des bacs. Les espèces sauvages du semis arriveront-elles à se maintenir? Y aura-t-il des différences notables entre les bacs?

Les toitures végétalisées sont décrites comme des exemples parfaits de néo-écosystèmes (Holt, 2016). Nous avons cherché à étudier leur fonctionnement à travers le mélange d'espèces ornementales matures avec un mélange de graines d'espèces sauvages locales. Notre expérience ouvre de nombreuses perspectives et pistes de recherches sur les néo-écosystèmes urbains. Premièrement, nous avons remarqué que planter des individus matures à côté de graines pouvait améliorer l'implantation de certaines espèces du semis. De plus, introduire cette mixité permet aux professionnels d'augmenter le niveau de couverture végétale sur les projets et de répondre aux attentes des parties prenantes du projet. L'introduction d'espèces ornementales permet de tester une transition de communautés ornementales vers des espèces sauvages et spontanées. Enfin, la mixité introduite permet de tester sur des toitures végétalisées le concept de néo-écosystème en milieu urbain et de mieux comprendre leur fonctionnement. Pour développer des toitures végétalisées associant des critères de biodiversité et d'esthétique, de nombreuses recherches sont encore à mener sur le degré d'attractivité des plantes ornementales, car très peu sont réellement attractives malgré des labels (Garbuzov et al., 2017), en raison de

---

1. Les plantes à fleurs doubles sont des plantes ayant été sélectionnées pour favoriser des paramètres esthétiques de la fleur : le nombre de pétales.

l'altération de leur histoire évolutive (Sponsler et al., 2020). Pourtant, les clients des pépiniéristes sont de plus en plus sensibilisés au déclin des pollinisateurs, et une majorité souhaiterait acheter des plantes attractives pour les pollinisateurs (Wignall et al., 2019). Il est donc essentiel de fournir des informations scientifiques pour orienter au mieux la création des palettes végétales sur les projets d'aménagements urbains.

Le concept de néo-écosystème tend à être de plus en plus utilisé dans les environnements urbains (Teixeira et al., 2021). Des recherches montrent leur importance pour la conservation de la biodiversité en ville (Planchuelo et al., 2019). Nous avons mobilisé ce concept dans une perspective sociétale et opérationnelle, c'est-à-dire pour intégrer les problématiques de conception, les préférences des concepteurs et des usagers, mais aussi les problématiques de conservation de la biodiversité ce qui est peu réalisé d'après Heger et al. (2019). En suivant notre expérience à long terme, celle-ci pourrait fournir des informations cruciales sur le fonctionnement et la dynamique des néo-écosystèmes. Nous pourrions adapter l'approche par le *Biotic Novelty Index* (BNI) qui se fonde sur l'analyse de l'évolution de la diversité fonctionnelle à travers l'arrivée de nouvelles espèces dans un système (Schittko et al., 2020). Le suivi de la diversité fonctionnelle est un paramètre essentiel dans la conception des toitures végétalisées d'après Van Mechelen et al. (2015). Le choix des espèces est primordial pour garantir la qualité écologique des toitures végétalisées (Mayrand, 2020). Il est nécessaire de privilégier une palette végétale d'espèces natives sauvages avec une diversité importante, des espèces adaptées aux conditions des toitures. Mais il ne faut pas oublier que ces espaces sont artificiels et sont ainsi décrits comme des écosystèmes conçus (*designed ecosystems*) (Heger et al., 2019; Van Mechelen et al., 2015). Ils sont alors intégrés dans les projets d'aménagements urbains par des entreprises qui souhaitent répondre à une demande. Incorporer dans notre analyse les problématiques des entreprises permet d'améliorer la probabilité de mise en œuvre des recommandations. Mayrand (2020) soulève également que la structuration de filières de production de semences locales telle que la marque « Végétal local » est un facteur important d'écologisation des palettes végétales. En effet, les entreprises se tournent probablement vers les grands distributeurs de plantes ornementales pour des raisons d'économie d'échelle, de capacité de production et donc de praticité.

# **Toitures végétalisées et réseaux écologiques**



FIGURE 1.1 – Des insectes pollinisateurs interagissent avec des fleurs arrivées spontanément (*Melilotus albus* à gauche et *Trifolium pratense* à droite) sur les toitures d’Ivry et du bâtiment de géologie du MNHN.

*“Because knowledge is always incomplete, and all data needed to build a model are never available, all models require assumptions to “fill in the blanks”. Therefore, most models are used to explore the consequences of our assumptions and hypotheses rather than to represent system structure and dynamics definitively” (Turner & Gardner, 2001).*

## Introduction

Très peu de connaissances sont établies sur le rôle des toitures végétalisées dans les réseaux écologiques urbains (Mayrand & Clergeau, 2018, figure 1.2).

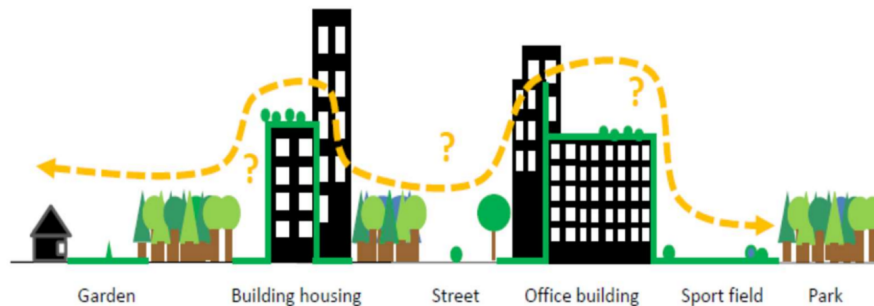


FIGURE 1.2 – Principe théorique de la contribution des toitures végétalisées, d'après Mayrand et Clergeau (2018).

Malgré ces lacunes, cet argument est souvent utilisé dans le cadre des concours et des projets urbains. Les toitures végétalisées lorsqu'elles sont conçues de manière favorable pour la biodiversité, c'est-à-dire avec un substrat épais et une palette végétale adaptée et diversifiée, participeraient aux trames vertes urbaines et joueraient un rôle de corridor écologique entre d'autres types d'espaces verts. Dans une étude de l'Atelier Parisien d'Urbanisme (APUR) (2013), ayant pour objectif d'évaluer le potentiel de végétalisation des toitures à Paris, les toitures végétalisées de faible hauteur (inférieure à trois étages) sont présentées comme intégrées à la trame verte urbaine (figure 1.3).

Les paramètres internes (épaisseur du substrat, palette végétale, etc.) à la toiture végétalisée occupent une place prépondérante dans sa capacité à accueillir la biodiversité, mais d'autres paramètres tels que la hauteur, la composition du paysage environnant, la forme urbaine (la configuration et la disposition des bâtiments) dans laquelle s'intègre la toiture végétalisée sont aussi essentiels. L'objectif de cette seconde partie est d'évaluer la contribution des toitures végétalisées aux réseaux écologiques. Très peu de recherches ont tenté de répondre à cette question à une échelle régionale et avec approche modélisatrice. La grande majorité des travaux que nous avons recensés tentent d'expliquer l'abondance ou la richesse de certains taxons par la hauteur des toitures végétalisées ou par la composition du paysage. Outre la quantification de cette contribution, on s'intéressera ici au type de contribution qu'elles ont par rapport aux espaces verts urbains au sol et à l'effet de leur hauteur.

Nos questions de recherches sont alors les suivantes :

- Est-ce que les toitures végétalisées contribuent aux réseaux écologiques?
- Comment y contribuent-elles?
- Est-ce que leur niveau de contribution est supérieur aux espaces verts au sol?

## — Quelle est l'influence de la hauteur des toitures végétalisées ?

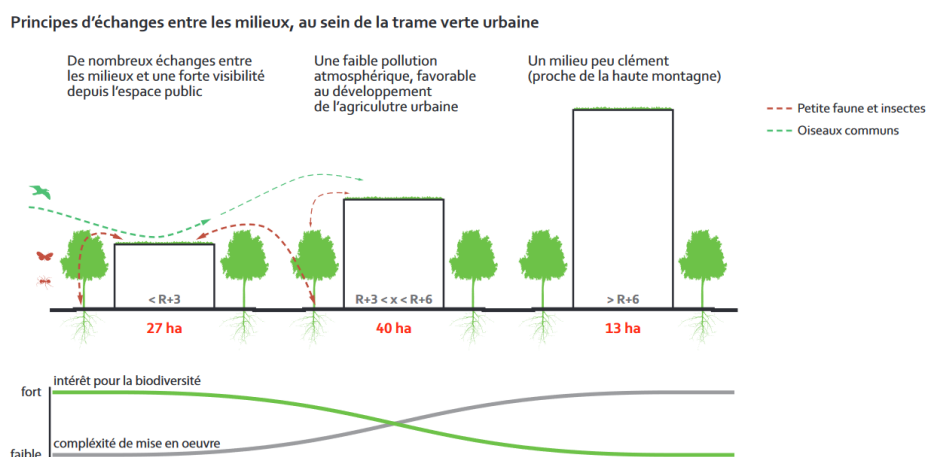


FIGURE 1.3 – Principe théorique de la contribution des toitures végétalisées en fonction de leur hauteur, d'après APUR (2012).

## Méthodologie

### La théorie des graphes paysagers

Différentes méthodes et outils existent pour modéliser et évaluer la connectivité et les réseaux écologiques. D'après Calabrese et Fagan (2004), on peut évaluer la connectivité structurelle, la connectivité fonctionnelle potentielle ou la connectivité fonctionnelle réelle. L'analyse de la connectivité structurelle d'un réseau se fonde sur la distance entre les zones d'habitats (appelés « taches »). C'est la méthode qui nécessite le moins de connaissances puisque seules des informations sur le mode d'occupation du sol sont suffisantes. La connectivité peut alors être appréhendée en croisant la taille des taches et la distance moyenne avec les taches voisines ou celle au plus proche voisin. La connectivité fonctionnelle potentielle ajoute à ces informations des connaissances sur les déplacements des espèces étudiées. Enfin, l'étude de la connectivité fonctionnelle réelle se fonde sur des données réelles de déplacement d'individus, des données de dispersions très précises acquises grâce à des traqueurs GPS positionnés sur des individus, des techniques de capture marquage recapture (CMR) ou bien des données génétiques. L'approche par la connectivité fonctionnelle potentielle est un bon compromis (Calabrese & Fagan, 2004). Elle a l'avantage d'être plus réaliste que la connectivité structurelle et de ne pas nécessiter autant de données que la connectivité fonctionnelle réelle. Nous avons donc décidé d'utiliser cette méthode en nous basant sur la théorie des graphes paysagers.

Historiquement, la théorie des graphes est une discipline des mathématiques qui étudie les graphes, c'est-à-dire des modèles abstraits de réseaux. La théorie des

graphes paysagers est un concept d'écologie du paysage qui a été posé par Urban et Keitt (2001). Les habitats y sont représentés sous la forme de nœuds connectés par des liens qui représentent les flux. Chaque nœud est associé à une valeur de qualité qui représente sa capacité populationnelle souvent exprimée par sa taille. La distance entre les taches peut être appréhendée par la distance euclidienne ou bien peut s'appuyer sur l'hétérogénéité de la matrice paysagère par l'approche des chemins de moindres coûts. C'est cette dernière approche que nous avons utilisée. Elle consiste à affecter une valeur de coût c'est-à-dire une valeur de résistance à chaque type d'occupation du sol (figure 1.4). Cette valeur traduit la facilité avec laquelle l'espèce étudiée traverse ce milieu ou le risque de mortalité qui lui est associé (Adriaensen et al., 2003). L'approche par les chemins de moindre coût est une approche par chemin unique, car un seul chemin est défini entre chaque tache. Celle-ci est critiquée, car elle suppose que les espèces connaissent les chemins optimaux. D'autres approches multi-chemins existent telles que la théorie des circuits (McRae et al., 2008).

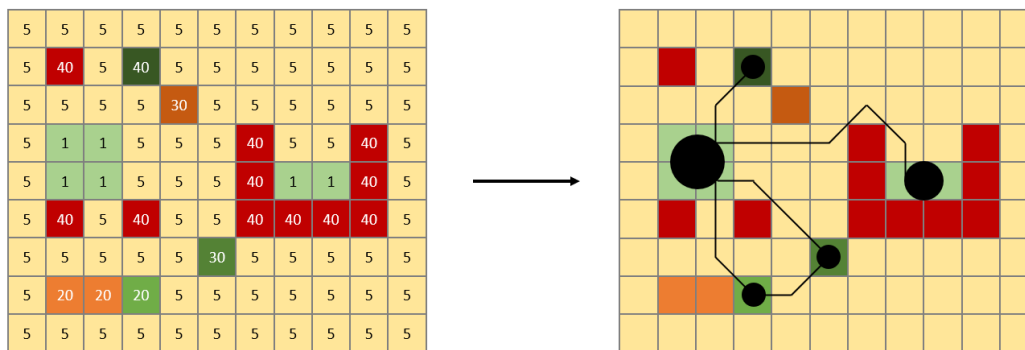


FIGURE 1.4 – Illustration de la matrice de rugosité et des chemins de moindres coûts (tous les chemins de moindres coûts ne sont pas représentés sur la figure).

Plusieurs étapes indispensables sont à réaliser avant la modélisation des réseaux écologiques et la construction du graphe paysager :

- Cartographie du paysage,
- Choix des espèces et des distances de dispersion,
- Définition des nœuds et liens du graphe.

### La cartographie des toitures végétalisées : une première étape indispensable

Sur la zone de Paris et de sa proche banlieue, une grande quantité de données géographiques existent grâce au travail conjoint de la Mairie de Paris, de l'APUR et de l'Institut Paris Région (anciennement appelé IAU : Institut d'Aménagement et d'Urbanisme). Cependant, peu d'études se sont intéressées à la localisation des toitures végétalisées lorsque nous avons débuté notre travail (Wu & Biljecki, 2021). En

2012, l'APUR a réalisé un inventaire manuel des toitures végétalisées. Cependant, la cartographie qui en résulte n'est pas en accès libre. Par ailleurs, dans la mesure où de nombreuses toitures végétalisées ont été construites depuis 2012, le travail de l'APUR nous a semblé trop ancien pour notre étude. Nous avons donc développé une méthode pour identifier les toitures végétalisées. Notre méthode s'appuie sur des techniques de télédétection, des images aériennes infrarouges colorisées haute résolution (image IRC de l'IGN) et des couches SIG disponibles sur le site de l'APUR : la localisation et la forme des bâtiments (appelée emprise du bâti). Cette méthode est détaillée dans le chapitre 2 sous la forme d'un article scientifique publié dans le *Journal of Applied Remote Sensing*.

À partir de la localisation des toitures végétalisées, nous avons construit une cartographie de l'occupation du sol intégrant plusieurs informations à partir des données SIG de l'APUR :

- Les habitats : les toitures végétalisées et les espaces végétalisés au sol<sup>2</sup>,
- Les bâtiments<sup>3</sup>,
- Les cours d'eau et les plans d'eau<sup>4</sup>,
- La matrice urbaine : rues, routes, ponts.

Cette cartographie a été conçue avec le logiciel ArcMap 10.8 et rastérisée à une résolution de 5 mètres (la rastérisation est un processus qui consiste à convertir des données vectorielles en une image matricielle composée de pixels). Nous pensons que cette résolution est un bon compromis entre l'augmentation du temps de calcul généré par l'augmentation du nombre de pixels et la précision générale de notre étude.

## Choix des espèces et des distances de dispersion

À partir de cette cartographie, nous avons modélisé les réseaux écologiques de trois espèces fictives ayant des distances de dispersion différentes : des espèces peu mobiles, des espèces moyennement mobiles et des espèces très mobiles. De la même manière que Serret et al. (2014), nous avons retenu trois distances de dispersion : 200 mètres, 500 mètres et 1000 mètres. Comme le souligne Thierry (2022), ces différentes distances de dispersion représentent un gradient de probabilité de dispersion, les grandes distances représentent des épisodes de dispersion plus rares que les petites distances.

---

2. <https://opendata.apur.org/datasets/hauteur-vegetation-2015/>.

3. <https://opendata.apur.org/datasets/emprise-batie-paris/>.

4. <https://opendata.apur.org/datasets/plan-eau/>.

## Définition des nœuds, des liens et de la résistance de chaque type d'occupation du sol

Les nœuds correspondent aux taches d'habitat, c'est-à-dire, dans notre étude aux espaces végétalisés au sol et aux toitures végétalisées. Un nœud est l'agrégat de l'ensemble des pixels d'habitats voisins. Les nœuds sont associés à un indicateur de potentiel démographique, sa « capacité » qui correspond à sa superficie dans notre étude. Les liens correspondent quant à eux, aux connexions fonctionnelles entre les taches d'habitats. Si tous les nœuds sont connectés, le graphe est connexe, il y a qu'une seule composante. Si tous les nœuds ne sont pas connectés, le graphe est composé de sous graphes appelés des composantes (figure 1.5). Les liens ou chemins de dispersion sont calculés selon la méthode des moindres coûts. L'une des difficultés de notre travail a consisté à intégrer la hauteur des bâtiments comme une difficulté de franchissement. Nous avons attribué à chaque type d'occupation du sol une rugosité. La rugosité a été définie de manière croissante en fonction de la hauteur selon deux niveaux de gradation. Dans le premier, on fait l'hypothèse que le franchissement d'un mètre horizontal est équivalent à un mètre vertical alors que dans le second, la distance verticale est beaucoup plus dure à parcourir.

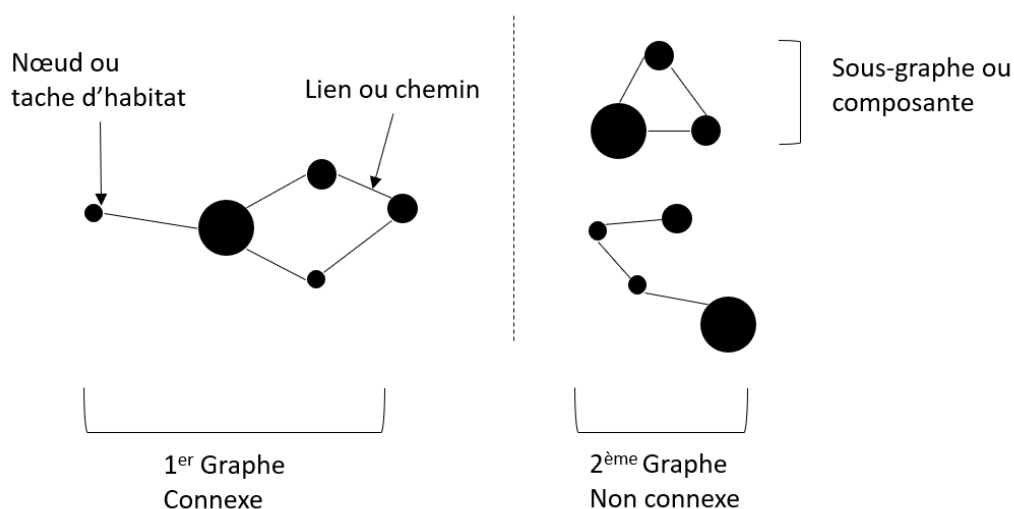


FIGURE 1.5 – Illustrations des notions de graphes, nœuds, liens et composantes.

## Sélection des métriques de connectivité

Une fois que le graphe paysager est construit, des métriques de connectivité peuvent être calculées à l'échelle du graphe, des composantes, des nœuds et des liens. De nombreux indices existent pour chacune des échelles de travail. Nous ne détaillerons pas ici l'ensemble des indices. À l'échelle globale du graphe nous avons utilisé la probabilité

de connectivité (PC) qui représente la probabilité que deux individus tirés au hasard dans la zone d'étude parviennent à entrer en contact. À l'échelle locale des nœuds, nous avons utilisé les indices de flux d'interaction (F) et de centralité intermédiaire souvent noté BC (*Betweenness centrality*). L'indice de centralité intermédiaire permet de déterminer les nœuds ayant une position stratégique dans le graphe, en identifiant ceux par lesquels passent de nombreux chemins de moindres coûts. Il est calculé en faisant la somme des plus courts chemins passant par la tâche  $i$ , chaque chemin étant pondéré par le produit des capacités des tâches reliées et de leur probabilité d'interactions. L'indice de Flux est un indicateur de la dispersion potentielle depuis une tâche et vers une tâche d'habitat. Pour un nœud  $i$ , cet indice correspond à la somme des capacités des nœuds différents de  $i$  pondérée en fonction de leur distance minimale à la tâche focale à travers le graphe (figure 1.6). Dans ces deux indices, un paramètre  $\beta$  permet de les pondérer par la capacité des tâches. Nous avons fixé  $\beta$  à 0.

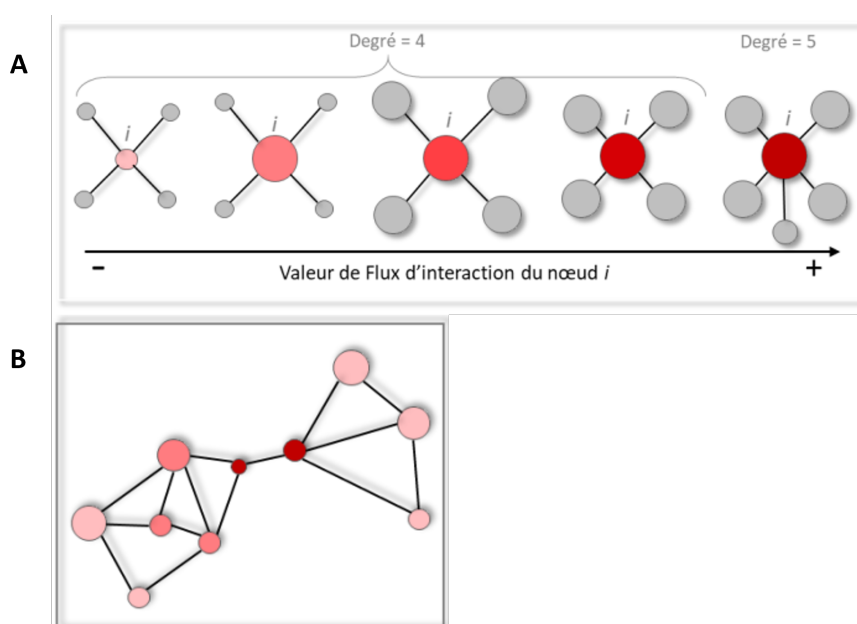


FIGURE 1.6 – Principe de l'indice de flux d'interaction (A) et de centralité intermédiaire (B) (d'après Clauzel, 2021).

Pour réaliser notre modélisation dont la méthode est résumée ci-dessous (figure 1.7) nous nous sommes appuyés sur Graphab : un programme développé par le laboratoire Thema de l'université de Bourgogne Franche-Comté (Foltête et al., 2021). La méthode et nos résultats sont synthétisés sous la forme d'un article soumis à *Urban Forestry and Urban Greening*.

Pour répondre à nos questions de recherche soulevées par le paysage urbain (1), nous avons opté pour la théorie des graphes et Graphab. C'est pourquoi nous avons construit une cartographie de l'occupation du sol en intégrant les toitures végétali-

sées (2), nous avons défini des espèces (3), leur dispersion (4), ce qui nous a permis d'élaborer une matrice de rugosité (5) et de réaliser des graphes paysagers (6). Enfin, à partir de ces graphes nous avons calculé des métriques de connectivité (7).

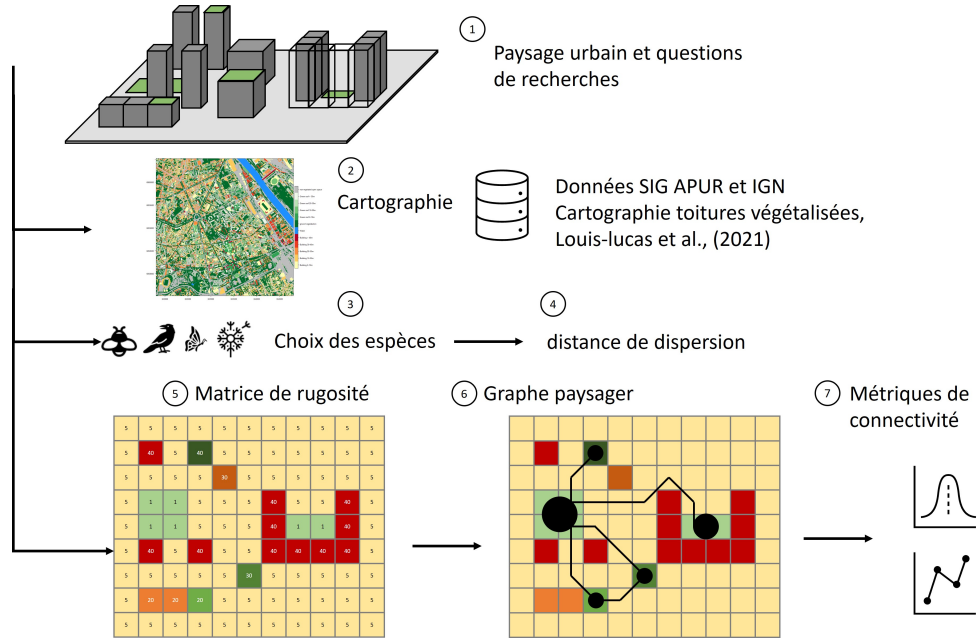


FIGURE 1.7 – Méthode générale schématisée.

## **2 Mais où sont les toitures végétalisées ?**

### **2.1 Article**

Tanguy LOUIS-LUCAS, Flavie MAYRAND, Philippe CLERGEAU & Nathalie MACHON  
*Publié dans le Journal of Applied Remote Sensing le 21 décembre 2020*



## Remote sensing for assessing vegetated roofs with a new replicable method in Paris, France

Tanguy Louis-Lucas, Flavie Mayrand, Philippe Clergeau, Nathalie Machon

### ► To cite this version:

Tanguy Louis-Lucas, Flavie Mayrand, Philippe Clergeau, Nathalie Machon. Remote sensing for assessing vegetated roofs with a new replicable method in Paris, France. Journal of applied remote sensing, Bellingham, WA : SPIE, 2021, 15 (01), 10.1117/1.JRS.15.014501 . hal-03263442

**HAL Id: hal-03263442**

**<https://hal.sorbonne-universite.fr/hal-03263442>**

Submitted on 17 Jun 2021

**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.

# Remote sensing for assessing vegetated roofs with a new replicable method in Paris, France

Tanguy Louis-Lucas<sup>✉</sup>,\* Flavie Mayrand, Philippe Clergeau,  
and Nathalie Machon<sup>✉</sup>

Sorbonne Université, Centre d'Écologie et des Sciences de la Conservation  
(CESCO UMR7204), MNHN, CNRS, Paris, France

**Abstract.** Vegetated roofs provide many ecosystem services and support urban biodiversity. While it would be interesting to study the contribution of vegetated roofs to ecological corridors, vegetated roofs are listed in no French databases. Because of their intrinsic nature as roofs, their small number, their small size, and the type of vegetation planted on them, vegetated roofs seem to be very difficult to identify. We propose a method to automatically identify vegetated roofs. Using infrared aerial photographs and building shape data, we were able to build a model detecting vegetated roofs using remote sensing and supervised classification techniques. The major difficulty lies in distinguishing between real vegetated roofs and roofs partially covered by tree foliage growing on the ground. In this operation, our classification model obtains an error rate of ~18%. We improve the knowledge of vegetation detection in cities. Moreover, it opens interesting perspectives on the analysis of ecological networks in cities as a function of building height. In addition, it could be an interesting tool for municipalities to monitor urban vegetation development and to prioritize vegetated roofs planning. © 2021 Society of Photo-Optical Instrumentation Engineers (SPIE) [DOI: [10.1117/1.JRS.15.014501](https://doi.org/10.1117/1.JRS.15.014501)]

**Keywords:** green roofs; urban vegetation classification; GIS; normalized difference vegetation index.

Paper 200667 received Sep. 10, 2020; accepted for publication Dec. 21, 2020; published online Jan. 11, 2021.

## 1 Introduction

Vegetated roofs are known to provide many ecosystem services in cities.<sup>1-3</sup> Indeed, they permit better rainwater retention, decrease heat islands, enhance thermal insulation,<sup>4-6</sup> can improve buildings aesthetics, offer support for biodiversity,<sup>3,7</sup> sometimes enable food production,<sup>8</sup> and offer psychological benefits.<sup>9</sup> Moreover, in an urban densification context, vegetated roofs are opportunities to set up green urban spaces.<sup>10</sup> These are the reasons why more and more buildings are equipped with such roofs. In 2014, in Paris, for example, the city council decided to create 20 ha of vegetation on roofs and walls.<sup>11</sup> As of 2016, in France, greening or installing solar panels of roofs became a legal requirement for new commercial surfaces of over 1000 m<sup>2</sup>.<sup>12</sup> To study the ecological role and ecosystem services of roof greening on a large scale, it would be essential to list the number of large-scale vegetated roofs, the area covered, and their localizations. However, in France, these data are not gathered in an accessible geodatabase. Moreover, the scientific literature does not mention a method to easily identify vegetated roofs. The reason for this lack of method is that, to this day, automatic detection of vegetated roofs has been a difficult task. In 2011, Massy et al.<sup>13</sup> published a semiautomated method for identifying the vegetated roofs in Geneva, Switzerland. This method identified 1747 vegetated roofs, of which only 365 are actually vegetated.

The automated identification of vegetation on roofs in urban environments is difficult because (1) vegetated roofs are very sparse among other diverse types of objects and (2) the very high variability of heights generates errors related to shadows and distortion of aerial photos (photo angle).<sup>14</sup>

\*Address all correspondence to Tanguy Louis-Lucas, [Tanguy.louis-lucas1@mnhn.fr](mailto:Tanguy.louis-lucas1@mnhn.fr)

Therefore, automated identification of vegetation needs very precise geographic data. According to Yan et al., most of the studies on the classification of roofs or vegetation in urban context use LiDAR (Light Detection And Ranging) data,<sup>15</sup> for example, to estimate the potential for roof greening.<sup>16-18</sup> The LiDAR can also be used for mapping, for instance to distinguish vegetated areas.<sup>19</sup> It is sometimes mixed with aerial images, as do Bandyopadhyay et al.,<sup>20</sup> to distinguish trees from buildings.<sup>21</sup> According to the literature, LiDAR has a better accuracy to differentiate buildings, roofs, and vegetation. Yet, considering LiDAR data price and availability, they can only be used for one-off projects. For example, LiDAR does not cover the city of Paris for free. In cities, aerial photographs should be the base data to easily map vegetated roofs.

The aim of this paper is to present a reproducible method we developed for automatic identification of vegetated roofs, i.e., roofs totally or partially covered with a layer of planted vegetation on a substrate. The uniqueness of the method is based on wisely using basic methods to highlight an object that is hardly detectable, as are vegetated roofs when resorting to the customary use of common tools. It is based on aerial imagery data and buildings polygons. First, we will describe how the method operates, second, how we validated it, and finally, how we applied it to the city of Paris, France, and its inner suburbs.

## 2 Description of the Method Development

### 2.1 Reference Site Used for Developing the Method

The area is located in the Parisian region. The site we have selected to develop our method is a 25-km<sup>2</sup> image located in the west of Paris. The image (red square on Fig. 1) straddles several districts of Paris: the 7th, 8th, 15th, and 16th. According to the APUR (Parisian urbanism workshop) data set,<sup>22</sup> it includes about 25,000 plots of buildings. This reference site was randomly chosen among the squares, which overlap central and periphery zones of the city. We hypothesized that given its situation and size, it contained all types of roofs that can be found in Paris.

This is how our method works: (1) first, the vegetation is identified using indicators. (2) We isolate the roofs covered by vegetation from those potentially vegetated ones. (3) We build a classifier to determine whether these roofs are really vegetated (Fig. 2).

### 2.2 Raw Data

To implement our method, we needed to intersect two generic data. First, accurate and recent infrared aerial photographs to identify vegetation plots location and geometry and second maps

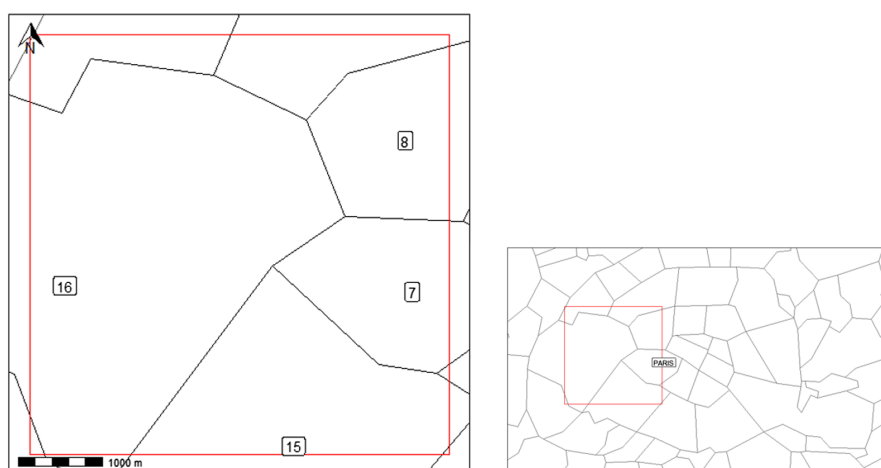


Fig. 1 Site used for developing the method.

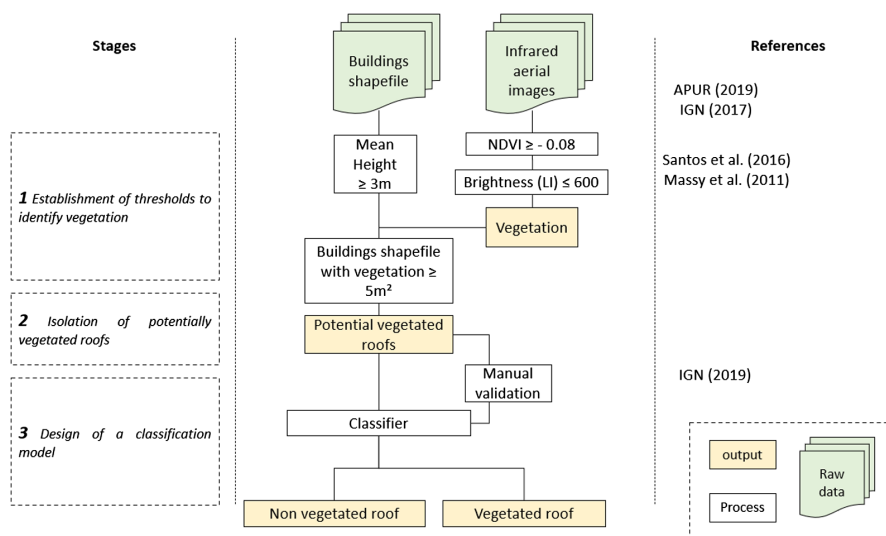


Fig. 2 The functioning of our method; stages and references used.

to identify the buildings' precise locations and geometry. The method is based on two main datasets:

- (1) BD ORTHO IRC, infrared aerial images produced by the IGN (French National Geographic Institute) in 2017, which has three bands: infrared, red, and green and a 50-cm resolution. Among the 13 images available in 2017 for Paris and its suburbs, we used one image of Paris covering 25 km<sup>2</sup>. This image was chosen because it contains a wide variety of roofs. This image included about 25,000 building shapes.
- (2) The building shapefile produced by the APUR,<sup>22</sup> which represents the building ground footprint and is based on the cadastral topographic backgrounds. In addition to the buildings' geometry, it contains an average, median, minimum, and maximum height for each building polygon. The shapes are available for free download on the APUR website.

All data processing was performed with Qgis 3.4 and on R core team 3.6.1.<sup>23</sup>

## 2.3 Modeling

### 2.3.1 Identification of potential vegetation on roofs

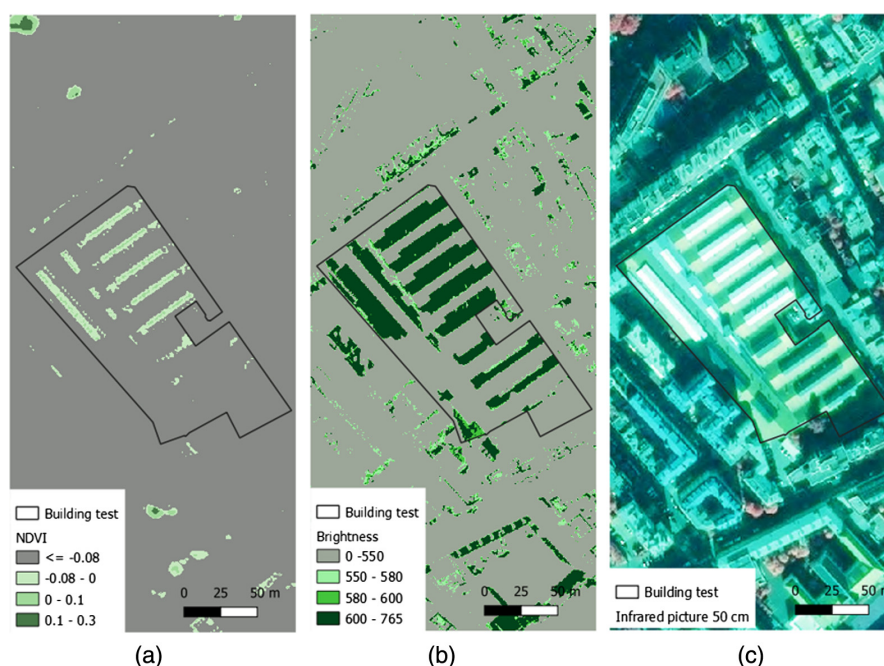
**Identifying vegetation plots.** We calculated the normalized difference vegetation index<sup>24</sup> (NDVI) by assigning a value ranging from  $-1$  to  $1$  to each pixel from the French National Institute of Geographic and Forest Information (IGN) infrared image as follows:

$$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R},$$

where NIR is the reflectance in the near-infrared and  $R$  is reflectance in the visible red.

The NDVI is based on the differential between the infrared radiation of vegetation leaf cells and the absorption of chlorophyll pigments in the red channel.<sup>25</sup> This index is proportional to the plant biomass,<sup>26</sup> and therefore, permits differentiation between tree foliage and herbaceous vegetation.<sup>24,26</sup>

**Exclusion of too pale roofs.** Some studies estimate the threshold for vegetation NDVI to be 0.2 and values between 0 and 0.2 are described as bare soil.<sup>27,28</sup> However, vegetated roofs often have short, sparse, and low biomass vegetation, often consisting of stonecrops, with



**Fig. 3** Example of a nonvegetated building meeting the NDVI criteria ( $\geq -0.08$ ). (a) Aerial infrared image, (b) NDVI mapping, and (c) brightness mapping.

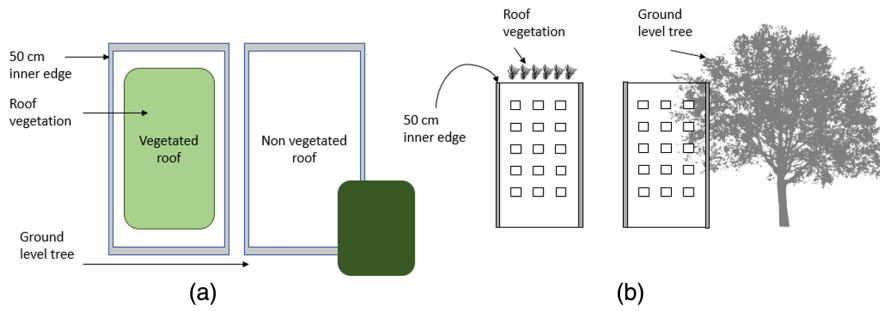
an NDVI potentially under 0.2. Thus, following the Massy et al.<sup>13</sup> and Santos et al.<sup>17</sup> approaches, we decided to make a threshold detection of vegetation as NDVI just below 0 (i.e.,  $\text{NDVI} \geq -0.08$ ) to limit the number of false negatives. To assess the sensitivity of our analysis, we also tested two other thresholds:  $\text{NDVI} \geq -0.1$  and  $\geq -0.05$ .

**Exclusion of too bright roofs.** The issue is that some urban objects (e.g., Fig. 3) may also have an NDVI level  $\geq -0.08$ , even though they are not vegetated. A visual check of these cases revealed they displayed metal or partially glazed roofs characterized by very high reflectance. In order not to select these types of roofs, we also calculated for each of them a luminosity index (LI) corresponding to the addition of the three spectral bands from 0 to 765. We have retained an LI threshold at 600 and tested two others threshold:  $\text{LI} \leq 650$  and  $\text{LI} \leq 550$ .

**Intersection of bases.** The set of pixels (2) meeting  $\text{NDVI} \geq -0.08$  and  $\text{LI} \leq 600$  were isolated and vectorized in the form of a Shapefile layer. We also applied the process with two other thresholds, i.e., (1) for pixels meeting  $\text{NDVI} \geq -0.1$  and  $\text{LI} \leq 650$ ; and (3) for pixels meeting  $\text{NDVI} \geq -0.05$  and  $\text{LI} \leq 555$ . Using Qgis 3.4, the area (in  $\text{m}^2$ ) of vegetation intersecting each building was assigned to the building polygon as a variable (Area\_vege). We decided that  $5 \text{ m}^2$  was the minimum size and  $3 \text{ m}^2$  the minimum height for polygons to be considered as vegetated roofs.

**Exclusion of roofs partially covered with tree foliage.** Some of the roofs are, at least partly, covered with foliage of trees growing at ground level. To discard them, we assumed two hypotheses (Fig. 4): (1) vegetated roofs do not have vegetation around their edges but have a wide area of vegetation over the surface, (2) the foliage of trees has a higher NDVI than other types of roof vegetation. Thus, the 50-cm inner edge of a real vegetated roof must have a max NDVI lower than the part covered by tree foliage.

Thus, we cropped the NDVI maximum value within each roof to a 50-cm internal band. We tested different border sizes (10, 25, 50, and 75 cm) and selected the one enabling us to get the least possible false negatives or false positives. Indeed, to assess our method, we chose a 25-cm<sup>2</sup>



**Fig. 4** Hypothesis to distinguish between real vegetated roofs and roofs partially covered with tree foliage. (a) View from above of vegetated and nonvegetated roofs (the darker the green, the higher the NDVI); and (b) front view.

area on which we compared potential vegetated roofs (detected by the method presented above) with the same roofs using the Geoportal.<sup>29</sup> This operation allowed us to assign a binary variable called  $Vrv$  (vegetated roof validation): 0 if the roof is not vegetated and 1 if the roof is really vegetated. From these different data, we constructed a generalized linear model logistic regression on the software R<sup>23</sup> version 3.6.1.

### 2.3.2 Designing a classification model

We defined our logistic regression as did Hosmer et al.<sup>30</sup>

$$P(Vrv_i = 1) = \log \left[ \frac{P(Vrv_i)}{1 - P(Vrv_i)} \right] = a + \beta_1 NDVImax_i + \beta_2 Area\_vege_i + \beta_3 NDVImax_i : area\_vege_i,$$

where  $P(Vrv_i = 1)$  is the probability of an “ $i$ ” roof being vegetated, “ $Vrv$ ” is the binary variable 0/1 that visually truly identifies the roof as vegetated or not, obtained through the French Geoportal,  $a$  is the intercept of the slope (i.e., the constant term of the slope function), “ $NDVImax$ ” is the maximum NDVI value of the 50-cm inner edge of each roof, and “ $Area\_vege$ ” represents the area in  $m^2$  of vegetation previously identified from NDVI and brightness.

In this model, variables “ $NDVImax$ ” and “ $Area\_vege$ ” are considered to interact. The model was built with 90% of roofs ( $n = 375$ , learning data). The remaining 10% ( $n = 42$ ) were used for model validation.

According to our model summary (see Appendix Table 1), we model the relationships between  $NDVImax$ ,  $Area\_vege$ , and our probability to detect vegetative roofs with the following equation:

$$P(Vrv_i = 1) = \frac{\exp(-1.02644 - 16.83121 (NDVImax_i) + 0.06277(Area\_vege_i) - 0.15456(NDVImax_i \times Area\_vege_i))}{1 + \exp(-1.02644 - 16.83121 (NDVImax_i) + 0.06277(Area\_vege_i) - 0.15456(NDVImax_i \times Area\_vege_i))}.$$

This equation is the result of the model obtaining the best accuracy and the best completeness at different thresholds (see Table 2).

Deployment rules are defined classically as<sup>31</sup>

$$Vrv_i = 1 \quad \text{if } P(Vrv_i = 1) > 0.5 \quad \text{and} \quad Vrv_i = 0 \quad \text{if } P(Vrv_i = 1) < 0.5.$$

In the rest of this article, we will expose the results derived from the model with the threshold level (2) (i.e.  $NDVI \geq -0.08$  and  $LI \leq 600$ , See Appendix Table 2).

## 2.4 Validating the Classification Model with the 10% Remaining Roofs

In order to validate our model, we used confusion matrices. Confusion matrices are often used in supervised learning to measure the quality of a classifier. These matrices compare actual values to predicted ones. In this way, each predicted value is classified as: true positive (TP), false positive (FP), false negative (FN), true negative (TN). These confusion matrices were used to calculate the error rate, which is the sum of false positives and false negatives relative to the total  $n$  of potentially vegetated roofs. The cross-validation (k-fold = 5000) gives the average accuracy of our model. Several indicators were calculated from these confusion matrices (see Appendix Table 3).

The results obtained for the three sets of threshold are given in Appendix Table 2. For threshold (2), according to the cross-validation results, the mean error rate was 18 % and the median was 16.7% (Fig. 5). Our model achieves a 71 % completeness (Completeness is understood here as true positive divided by true positive plus false negative) and an 86 % correctness (Correctness is understood here as true positive divided by true positive plus false positive) ( $n = 417$ ). When we lowered the NVDI and brightness thresholds (threshold (1)), we identified more vegetated roofs (197 vegetated roofs for threshold 1, see Appendix Table 2), but the model accuracy and completeness were weaker. When we increased its threshold (3), we identified much fewer vegetated roofs. The best compromise was obtained for threshold (2). In the continuation of the article, we, therefore, used threshold (2).

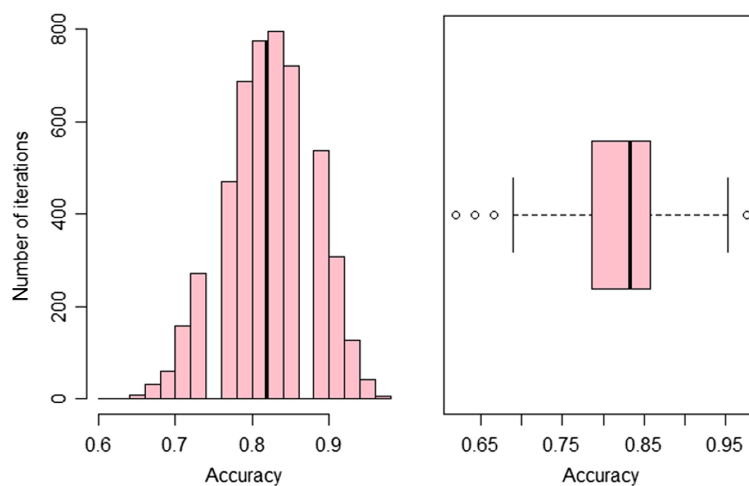
The model had a better accuracy for more than 1000-m<sup>2</sup> roofs. Indeed, good rankings were obtained in 90% of cases with the learning data and 88 % with validation data. On the contrary, regarding roofs between 200 and 500 m<sup>2</sup>, the model obtained the lowest accuracy (Fig. 6): 0.84% and 71% respectively.

In the following part, we will apply our model to Paris and its inner suburbs in order to map vegetated roofs there.

## 3 Results

### 3.1 Application to Paris and Its Suburbs

The area covers approximately 325 km<sup>2</sup> and includes about 75 municipalities, including Paris entirely. The area extends from Cachan (48° 47' 31" N, 2° 19' 55" E) in the south to Gennevilliers (48° 56' 00" N, 2° 18' 00" E) in the north; and from Rueil-Malmaison (48° 52' 40" N, 2° 10' 53" E) in the west to Neuilly-sur-Marne (48° 51' 00" N, 2° 32' 00" E) in the east (Fig. 7). It includes



**Fig. 5** Model accuracy using 5000 iterations cross validation. Accuracy is understood here as the sum of the right rankings on the population ( $n = 417$ ) of potentially vegetated roofs.

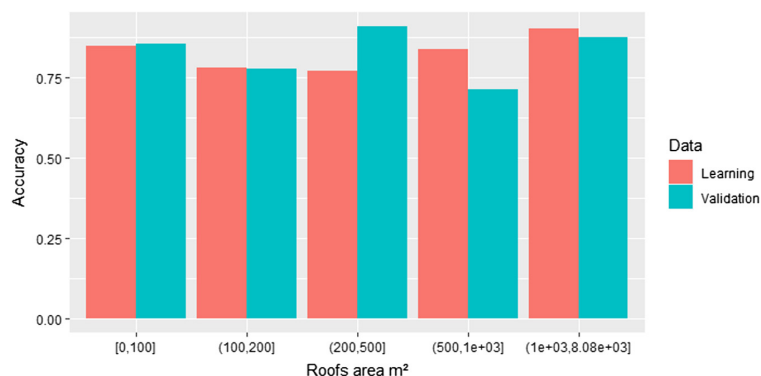


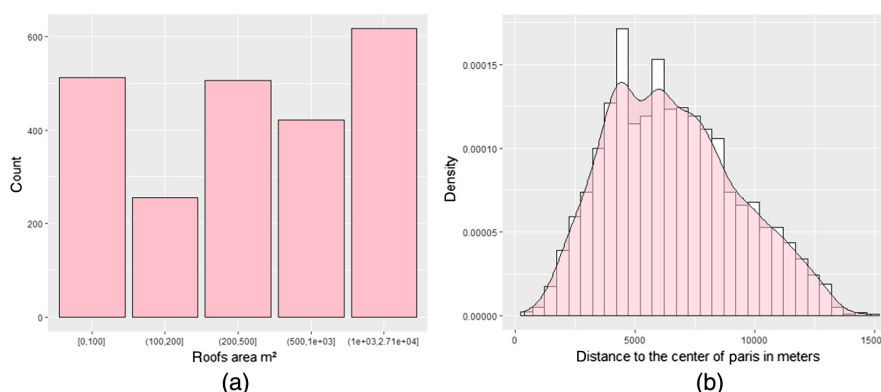
Fig. 6 Model accuracy according to roof area.



Fig. 7 Vegetated roofs resulting from our modeling, depending on building shape area, centered on Paris.

520,330 buildings or parts of buildings according to the APUR data set. For the year 2017, 13 aerial photographs of the IGN were available.

In the city of Paris, our modeling identified 815 vegetated roofs. In inner suburban cities, 1497 vegetated roofs were recognized. We obtained a cartography of 2312 vegetated roofs in this area (Fig. 7). The number of vegetated roofs represented about 0.5% of roofs in the study area. The largest vegetated roofs were located on the peripheral Paris *arrondissements* (districts) or in the inner suburbs. Indeed, Montreuil is the city with the second highest number of green roofs, after Paris (123, Fig. 7). The average vegetated roof surface area is 1069 m<sup>2</sup> and the median 421 m<sup>2</sup>. 27% of green roofs have a more than 1,000 m<sup>2</sup> surface area [Fig. 8(a)]. The distribution of vegetated roofs is very uneven. Central districts (1, 2, 3, 4) have very few vegetated roofs (between 0 and 4, Fig. 7). The vegetated roofs are concentrated on the edge of Paris and in the cities of the inner suburbs [Fig. 8(b)]. Indeed, one can observe an increase in vegetated roofs' density with distance to the center of Paris (up to 5 km); then it decreases until it reaches 0 at around 15 km from the center of Paris [Fig. 8(b)].



**Fig. 8** Distribution of (a) vegetated roofs sizes and (b) densities in relation to distance from the center of Paris.

## 4 Discussion

The study objective was to provide an easily reproducible automated method for identifying vegetated roofs in cities. These data are essential for the scientific study of urban ecological networks and also for planners trying to improve urban development management.

### 4.1 Threshold Setting

The model we have developed performed well, and therefore, allows automatic identification of vegetated roofs according to several criteria: NDVI, luminosity, and buildings' average height. This model requires only infrared aerial images and a buildings geometry file. The method is probably easily reproducible in other cities in France and abroad. Despite its positive results, our modeling is based on thresholds such as NDVI level and brightness. These choices were based on the technical gray literature,<sup>13</sup> scientific literature,<sup>17,27</sup> and the empirical experience of our data. We selected a slightly negative NDVI threshold so as not to overlook very scattered vegetated roofs. To eliminate some errors, the NDVI has been coupled with a brightness index.

We tested different thresholds and selected the one that allowed us to maximize accuracy and completeness (See Table 2). Better data accuracy as well as photographs taken at different dates can account for our improved results.

### 4.2 Classification Model Performance

The construction of a classifier enabled us to relate the greening of a roof to the data obtained by remote sensing. Our model showed a significant relationship between the vegetation level at the edge of the roof and the fact that it is really vegetated. Furthermore, the more pixels we found responding favorably to our filter, the higher the probability that the roof was truly vegetated. Moreover, the relationship between our two explanatory variables allowed us to avoid eliminating roofs both vegetated and covered by trees. In fact, the wider a roof vegetation area, the higher the level of NDVI at the edge accepted by the model.

Contrary to what Yan et al.<sup>15</sup> mentioned, it is possible with two-dimensional (2D) data to distinguish ground features from elevated features. Indeed, after isolating the potentially vegetated roofs due to our thresholds, our classification model allowed us, with an overall accuracy of about 82%, to differentiate roofs covered by ground level vegetation from vegetated roofs.

Our model tended to show better accuracy on large, over 1000-m<sup>2</sup> roofs (88% to 90%). It reached an 86% correctness rate, a better score than Zarea and Mohammadzadeh's,<sup>21</sup> who obtained a 63% correctness for tree detection with LiDAR and aerial images. The shortcoming of our model is its completeness score (71%). Indeed, ~29% of vegetated roofs were not identified by the classification model, and forgotten vegetated roofs should also be added. More accurate data could improve the completeness score.

The accuracy level we reached with our method is lower overall than with LiDAR. In fact, Bandyopadhyay et al.<sup>20</sup> obtained an about 92% accuracy in urban vegetation and buildings detection rates. However, the data used for our modeling are much more available than the LiDAR data.

## 5 Conclusion

The method we developed here is fully automated and provides good results. Further research would be useful to develop new vegetation indicators in urban contexts.

The setting up of a database of vegetated roofs opens interesting perspectives in the study of the ecological relationships among vegetated roofs. For example, it allows an in-depth analysis of the movement of species from roofs according to the roof characteristics (see roof height). It could fill a knowledge gap as regards the metapopulation dynamics of plant species among roofs.<sup>32</sup> Tools such as the Graphab software,<sup>33</sup> originally designed for analyzing ecological networks in rural areas, now induces us to analyze the potential ecological relationships that exist among vegetated roofs. APUR has carried out work to identify roofs with a high potential for vegetalization in Paris; other studies did the same, such as Santos et al.,<sup>17</sup> in Lisbon, and Wong and Lau<sup>18</sup> in Hong-Kong. Given these different studies, it would be particularly important to analyze which roofs to prioritize when vegetating to strengthen and improve the Paris urban ecological networks.

## 6 Appendix

The following appendices details the results of the model we used (Table 1), the performance of the model at different thresholds (Table 2), and the detailed performance after selecting a threshold level (Table 3).

**Table 1** Model summary table based on threshold 2.

	Estimate	Std. error	Z value	Pr(>  z )	
(Intercept)	-1.02644	0.22481	-4.566	4.97e-06	***
NDVI <sub>max</sub>	-16.83121	2.68288	-6.274	3.53e-10	***
Area_vege	0.06277	0.01262	4.973	6.58e-07	***
NDVI <sub>max</sub> : AREA_VEGE	-0.15456	0.07896	-1.958	0.0503	.

. =  $p$ -value  $\leq 0.1$   
 \* =  $p$ -value  $\leq 0.05$   
 \*\* =  $p$ -value  $\leq 0.001$   
 \*\*\* =  $p$ -value  $\leq 0.0001$

**Table 2** Model performance according to different thresholds.

	Threshold 1	Threshold 2	Threshold 3
NDVI $\geq$	-0.1	-0.08	-0.05
Brightness $\leq$	650	600	550
Potentially vegetated roofs	536	417	276
Vegetated roofs using manual validation	197	182	121
Prediction accuracy	0.81	0.82	0.82
True positive	113	129	84
True negative	321	215	143

**Table 3** Summary table of metrics from confusion matrices based on threshold 2.

Parameters	Learning	Validation
Accuracy	0.824	0.83
95% confidence intervals	(0.78, 0.86)	(0.68, 0.93)
Kappa	0.63	0.64
Sensitivity	0.91	0.96
Specificity	0.71	0.66
Pos Pred value	0.80	0.79
Neg Pred value	0.86	0.92
Prevalence	0.56	0.57
Detection rate	0.51	0.55

### Acknowledgments

We would like to thank Engie Aire Nouvelle for funding this work. We would like to thank for the discussions and proofreading: Elvia Marcellan, Morgane Kerdoncuff, Charles Findling, and Alain Danet. Our warmest thanks to Dominique Macabies (dominique@macabies.fr), our linguistic proofreader, for his work: both very fast and excellent quality. This work was funded by Engie Aire Nouvelle in a partnership with MNHN. The authors declare no conflict of interest. Supplementary material: The following are available online at: <https://doi.org/10.24433/CO.2397967.v1>

### References

1. L. F. M. Francis and M. B. Jensen, "Benefits of green roofs: a systematic review of the evidence for three ecosystem services," *Urban For. Urban Green* **28**, 167–176 (2017).
2. E. Oberndorfer et al., "Green roofs as urban ecosystems: ecological structures, functions, and services," *BioScience* **57**(10), 823–833 (2007).
3. N. S. G. Williams, J. Lundholm, and J. S. MacIvor, "FORUM: do green roofs help urban biodiversity conservation?" *J. Appl. Ecol.* **51**(6), 1643–1649 (2014).
4. C. Y. Jim, "Green roof evolution through exemplars: germinal prototypes to modern variants," *Sustain. Cities Soc.* **35**, 69–82 (2017).
5. H.-H. Liang and K.-T. Huang, "Study on rooftop outdoor thermal environment and slab insulation performance of grass planted roof," *Int. J. Phys. Sci.* **6**, 65–73 (2011).
6. D. Morau et al., "Thermal behavior of green roof in reunion island: contribution towards a net zero building," *Energy Procedia* **57**, 1908–1921 (2014).
7. F. Madre et al., "Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: first insights from a large-scale sampling," *Landsc. Urban Plan.* **122**, 100107 (2014).
8. L. J. Whittinghill, D. B. Rowe, and B. M. Cregg, "Evaluation of vegetable production on extensive green roofs," *Agroecol. Sustain. Food Syst.* **37**(4), 465484 (2013).
9. K. J. H. Williams et al., "Appraising the psychological benefits of green roofs for city residents and workers," *Urban For. Urban Green.* **44**, 126399 (2019).
10. C. Haaland and C. K. van den Bosch, "Challenges and strategies for urban green-space planning in cities undergoing densification: a review," *Urban For. Urban Green.* **15**(4), 760 (2015).
11. Mairie de Paris, "Végétalisons la ville," 2019, <https://www.paris.fr/pages/vegetalisons-la-ville-2459> (accessed 10 March 2020).
12. JORF, "LOI n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages," <https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000033016237/> (2016).

13. J. Massy, P. Martin, and N. Wyler, "Cartographie semi-automatisée des toitures végétalisées de la Ville de Genève," *Géomat. Expert* **81**, 2631 (2011).
14. P. M. Dare, "Shadow analysis in high-resolution satellite imagery of urban areas," *Photogramm. Eng. Remote Sens.* **71**(2), 169–177 (2005).
15. W. Y. Yan, A. Shaker, and N. El-Ashmawy, "Urban land cover classification using airborne LiDAR data: a review," *Remote Sens. Environ.* **158**, 295–310 (2015).
16. G. Mallinis et al., "Development of a nationwide approach for large scale estimation of green roof retrofitting areas and roof-top solar energy potential using VHR natural colour orthoimagery and DSM data over Thessaloniki, Greece," *Remote Sens. Lett.* **5**(6), 548–557 (2014).
17. T. Santos, J. Tenedório, and J. Gonçalves, "Quantifying the city's green area potential gain using remote sensing data," *Sustainability* **8**(12), 1247 (2016).
18. J. K. W. Wong and L. S.-K. Lau, "From the 'urban heat island' to the 'green island'? A preliminary investigation into the potential of retrofitting green roofs in Mongkok district of Hong Kong," *Habitat Int.* **39**, 25–35 (2013).
19. M. Rutzinger et al., "Object-based point cloud analysis of full-waveform airborne laser scanning data for urban vegetation classification," *Sensors* **8**(8), 4505–4528 (2008).
20. M. Bandyopadhyay et al., "On the fusion of lidar and aerial color imagery to detect urban vegetation and buildings," *Photogramm. Eng. Remote Sens.* **83**(2), 123–136 (2017).
21. A. Zarea and A. Mohammadzadeh, "A novel building and tree detection method from LiDAR data and aerial images," *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.* **9**(5), 1864–1875 (2016).
22. APUR, "Atelier Parisien d'Urbanisme," <https://opendata.apur.org/> (accessed 10 June 2020).
23. R Core Team, *R: A Language and Environment for Statistical Computing*.
24. C. J. Tucker, "Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation," *Remote Sens. Environ.* **8**(2), 127–150 (1979).
25. A. K. Bhandari, A. Kumar, and G. K. Singh, "Feature extraction using normalized difference vegetation index (NDVI): a case study of Jabalpur City," *Procedia Technol.* **6**, 612–621 (2012).
26. E. Garbolino, "Les plantes indicatrices du climat en France et leur télédétection," thesis, Nice (2001).
27. J. A. Sobrino, J. C. Jiménez-Muñoz, and L. Paolini, "Land surface temperature retrieval from LANDSAT TM 5," *Remote Sens. Environ.* **90**(4), 434–440 (2004).
28. M. M. F. Wong, J. C. H. Fung, and P. P. S. Yeung, "High-resolution calculation of the urban vegetation fraction in the Pearl River Delta from the Sentinel-2 NDVI for urban climate model parameterization," *Geosci. Lett.* **6**(1), 2 (2019).
29. "Géoportail," <https://www.geoportail.gouv.fr/> (accessed 18 March 2020).
30. D. W. Hosmer, Jr., S. Lemeshow, and R. X. Sturdivant, *Applied Logistic Regression*, John Wiley & Sons (2013).
31. R. Rakotomalala, "Pratique de la Régression Logistique," *Régression logistique binaire et polytomique*, Université Lumière Lyon, 258 (2015).
32. F. Mayrand and P. Clergeau, "Green roofs and green walls for biodiversity conservation: a contribution to urban connectivity?" *Sustainability* **10**(4), 985 (2018).
33. J.-C. Foltête, C. Clauzel, and G. Vuidel, "A software tool dedicated to the modelling of landscape networks," *Environ. Model. Software* **38**, 316–327 (2012).

**Tanguy Louis-Lucas** is PhD student in urban ecology at the National Museum of Natural History in Paris in France. He works on the role of greenroofs in urban green networks. He is supervised by Nathalie Machon and Philippe Clergeau, professors, specialists in urban ecology. They already published many papers on biodiversity in cities.

**Flavie Mayrand** is a postdoctoral researcher. Her research aims to improve biodiversity of green roofs.

Biographies of the other authors are not available.

# **3 Les toitures végétalisées contribuent-elles aux réseaux écologiques ?**

## **3.1 Article**

Tanguy LOUIS-LUCAS, Céline CLAUZEL, Flavie MAYRAND, Philippe CLERGEAU & Nathalie MACHON

*Soumis à Urban Forestry and Urban Greening le 13 mars 2022*

1 **Role of green roofs in urban connectivity, an exploratory approach using graph theory in**  
2 **the city of Paris, France.**

3 **Authors:** \*Tanguy LOUIS-LUCAS<sup>1</sup> (tanguy.louis-lucas1@mnhn.fr), Céline CLAUZEL<sup>2</sup>  
4 (celine.clauzel@u-paris.fr), Flavie MAYRAND<sup>1</sup> (flavie.mayrand@mnhn.fr), Philippe CLERGEAU<sup>1</sup>  
5 (philippe.clergeau@mnhn.fr) & Nathalie MACHON<sup>1</sup> (nathalie.machon@mnhn.fr)

6 1: Centre d'Ecologie et des sciences de la conservation (CESCO), Muséum national d'Histoire  
7 naturelle, Centre National de la Recherche Scientifique, Sorbonne Université, CP 135, 57 rue  
8 Cuvier 75005 Paris, France.

9 2: LADYSS UMR 7533 CNRS, Université de Paris, 75013 Paris, France

10 \*Corresponding author: [tanguy.louis-lucas1@mnhn.fr](mailto:tanguy.louis-lucas1@mnhn.fr)

11 Working address : 43 rue Buffon 75005 Paris, France

12 Phone Number : +33648465517

13

14 **Abstract**

15 Green roofs provide many ecosystem services, but little is known about the way they contribute  
16 to urban functional connectivity. This paper has several objectives: understand (1) the role of  
17 green roofs in relation to other urban green spaces, (2) green roofs contribution type, (3) the  
18 influence of building height and finally (4) the impact on connectivity of greening new roofs. Using  
19 a landscape graph theory approach, we modelled the impact of green roofs to urban connectivity  
20 thanks to the least-cost path method in the Paris region (France). Different dispersal capacities  
21 and various resistance gradations of buildings' crossings were tested. At a large scale (metropole  
22 scale), our results show that green roofs improve the probability of connectivity by 2 % to 4 %.  
23 More than a stepping stone function, green roofs would have a dispersal flux function in the  
24 ecological network. Furthermore, when the difficulty of crossing is exponential to the height of  
25 the buildings, green roofs over 20 meters high are totally disconnected from the ecological  
26 network. In addition to the green roof's height, our analysis highlights the very strong role played  
27 by buildings' configuration. Finally, our model have shown that greening new roofs could improve  
28 the overall connectivity probability, but the potential gain is particularly related to the roof area.  
29 This study raises promising directions for the integration of building height into the analysis of  
30 the city's connectivity. Detailed research and long-term biological data from green roofs and green  
31 spaces are needed to confirm our results.

32

### 33 **Introduction**

34 Urbanization is a major threat to biodiversity. It tends to decrease species richness  
35 (depending on taxonomic groups) because of habitat fragmentation and loss of connectivity  
36 (McKinney, 2008; Dupras et al., 2016). Thus, urban biodiversity is shaped, among other  
37 things, by the structure and permeability of the matrix (Schleicher et al., 2011; Muratet et  
38 al., 2013; Kalusova et al., 2017) in filtering the regional pool's species according to their  
39 dispersal capacities and their mobility abilities to cross it (Aronson et al., 2016). Thus, green  
40 corridors such as transport edges or vegetated pathways can provide functional  
41 connectivity (Penone et al., 2012; Vergnes et al., 2012) contrary to artificialized surfaces and  
42 buildings (Peralta et al., 2011). Improving urban biodiversity richness means in particular  
43 improving urban connectivity by creating linear or stepping stone green spaces (Beninde et  
44 al., 2015). Since cities are very dense, there are very few opportunities to build new green  
45 spaces, therefore walls and roofs could be seen as available spaces to form such stepping  
46 stone green corridors (Jim, 2012a; Chen et al., 2020).

47 A green roof is a roof covered with substrate and vegetation (Blank et al., 2017). Green roofs  
48 have different design characteristics and management strategies that influence the kind of  
49 vegetation growing above (area, age, height, substrate type and thickness, vegetation  
50 cover...). Thanks to numerous studies, it is now well-known that green roofs provide many  
51 ecosystem services to city dwellers (Tratalos et al., 2007; Francis and Jensen, 2017). They  
52 participate in better rainwater management by increasing roofs' retention capacity,  
53 enhance buildings' thermal insulation, and contribute to reducing urban heat island by  
54 evapo-transpiring (Liang and Huang, 2011; Jim, 2012b; Morau et al., 2014). They can  
55 improve buildings' aesthetics and participate to its inhabitants' the well-being (Lundholm  
56 and Williams, 2015).

57 Concerning services to biodiversity, they offer urban species resources and habitats (Madre  
58 et al., 2013; Madre et al., 2014; Dusza, 2020) and are thus critical for biodiversity  
59 conservation (Williams et al., 2014; Lepczyk et al., 2017; Mayrand and Clergeau, 2018)  
60 Nevertheless, their contribution to the city's ecological networks remains unclear. Their  
61 role depends probably on their number, size, height and structure. However, how do these  
62 roof characteristics make them functional in the urban network? This question is still open  
63 and the answer is crucial for urban managers to better plan their implementation.

64 Actually, patches of habitat are considered functional to ecological networks, when they  
65 host rich communities of plants and animals and are close enough to other habitat patches  
66 to exchange individuals or propagules with each other's. Our question is therefore to  
67 examine whether green roofs can play a similar role in urban ecological networks as do  
68 ground green spaces.

69 Comparing green roofs and ground green spaces found that the roof's height generally  
70 affected their hosting capacity negatively, resulting in fewer bees and reduced roofs  
71 richness (Braaker et al. (2014) or Tonietto et al. (2011)). A negative influence of green roofs'  
72 height was also established as to richness, abundance and composition on a variety of other  
73 taxa (Pearce and Walters, 2012; Madre et al., 2013; MacIvor, 2016; Dromgold et al., 2020;  
74 Mills and Rott, 2020). Furthermore, Braaker et al. (2017) showed that structural  
75 connectivity could shaped green roofs' biodiversity. Despite a large body of research on

76 green roofs, no articles examined their effect on connectivity at city and at neighborhood  
77 scales.

78 In this context, this paper intends to assess green roofs' potential role in cities' green  
79 networks. Our approach was to test the following hypotheses: (1) green roofs improve  
80 functional connectivity at city scale, (2) they contribute less to connectivity than do ground  
81 green spaces (ground level) and (3) in a different manner, (4) their contribution is driven  
82 by green roof height. Finally (5), at local scale, greening new roofs can improve functional  
83 connectivity at local scale.

84 To test these hypotheses, we compared 3D ecological networks in Paris (France), according  
85 to different way of modeling green roofs. We used the Graphab Software (Foltête et al.,  
86 2021) based on graph theory. which is now widely used to analyze landscape connectivity  
87 (Foltête et al., 2014), such as the contribution of business green spaces in urban contexts  
88 (Serret et al, 2014), the effect of land-use changes (Sahraoui et al., 2017) and of urban  
89 dynamics (Tarabon et al., 2020). Moreover, as suggested by Calabrese and Fagan (2004),  
90 this method is a good trade-off between the representation of reality and the complexity of  
91 the data needed.

92

## 93 **Method**

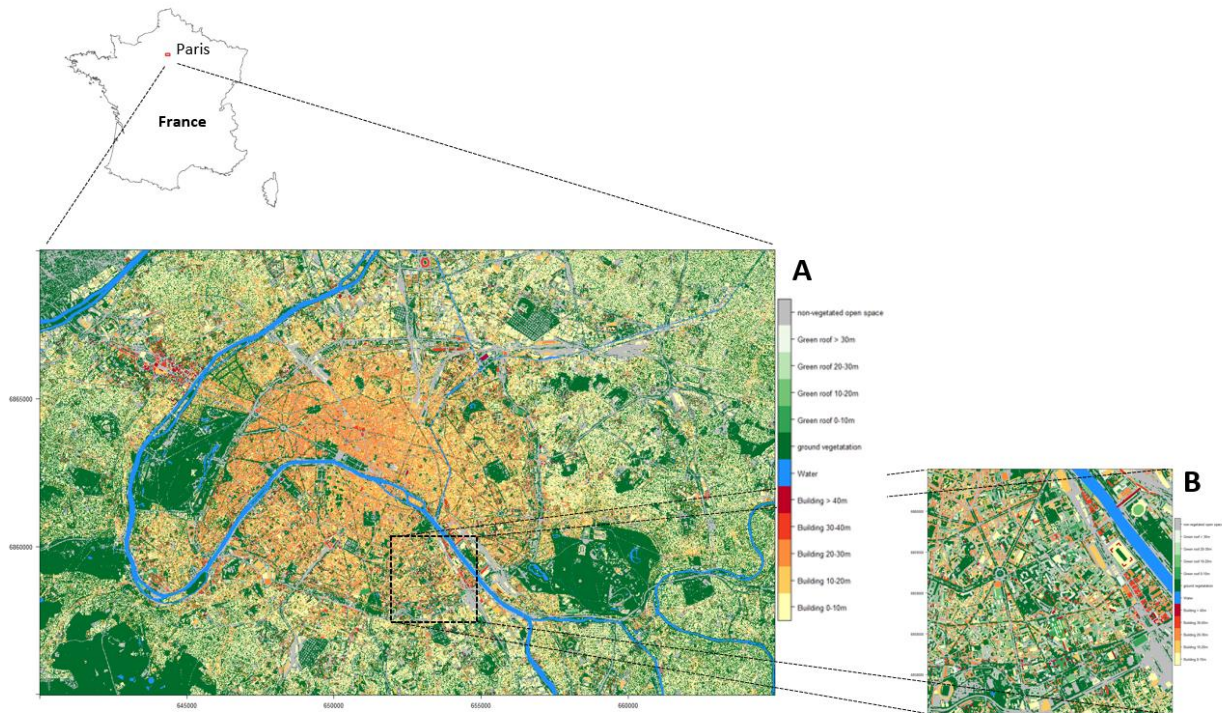
94 To assess the potential role of green roofs in the Paris green network, we modeled it with  
95 Graphab 2.6 (Foltête et al., 2021) by characterizing the various costs to different species to  
96 reach the green roofs and we analyzed results. The connectivity metrics were calculated for  
97 different type of species with various dispersal capacities as done in Serret and al., (2014).  
98 We focused on the urban potential functional connectivity, i.e. the predicted connectivity  
99 based upon species' movement abilities according to LaPoint et al., (2015) in the Paris'  
100 region (France).

101 To perform our models, we calculated the least-cost paths between habitats patches  
102 (namely, Paris green roofs and ground green spaces) from a land use map (figure 1), where  
103 a cost (a resistance value) was assigned to each type of land use (table 1). Then, connectivity  
104 metrics were calculated at different scales. Global metrics described the entire graph,  
105 including or excluding green roofs, to determine their contribution at metropolis scale.  
106 Local metrics described the connectivity of each patch to compare green roofs with green  
107 spaces and to compare green roofs among them, according to their height. Finally, over a  
108 small area (figure 1B), we fictively greened other roofs to analyze their retrofitting effect on  
109 connectivity.

## 110 *Study area*

111 The tests of hypothesis 1 to 4 were carried out in the Paris region in France (Figure 1A). The  
112 study area covers 375 km<sup>2</sup>, from the cities of Saint-Denis in the north (48° 92' 77" N, 2° 35'  
113 70" E), Cachan in the south (48° 79' 33" N, 2° 32' 08" E) and Rueil-Malmaison in the west  
114 (48° 86' 24" N, 2° 18' 21" E), Neuilly-sur-Marne in the east (48° 85' 24" N, 2° 52' 29" E). To  
115 address hypothesis n°5, the method was applied on a 3km square sample (figure 1B), for  
116 reasons of calculation time.

117 **Figure 1:** Study area and land use map of the Paris region, France. *A* is used to test hypotheses  
118 n°1 to n°4 and *B* for hypothesis n°5.



119

120 *Graph theory*

121 Graph theory is used to measure connectivity and to relate population processes to spatial  
 122 patterns (Urban and Keitt, 2001). The landscape graph is made up of habitat patches that  
 123 are represented by points (nodes) connected or not by links indicating a functional  
 124 connection, a flow between two patches (Urban et al., 2009).

125 Our modelling relied on two main data: the landscape map, i.e. the location and shape of  
 126 vegetated or non-vegetated roofs, ground green spaces, buildings, non-vegetated open  
 127 spaces, water surfaces and secondly these elements' height.

128 *Integrating height for a three-dimensional approach*

129 Given our research question and the data available, we sorted all the building roofs into  
 130 height classes. 5 classes were created for non-vegetated buildings (> 0m to 10m; > 10m to  
 131 20m; > 20m to 30m; > 40m to 50m; > 50m) and 4 for vegetated roofs (> 0m to 10m; > 10m  
 132 to 20m; > 20m to 30m; > 40m). All over 40-meter high green roofs were gathered into one  
 133 group because there is only one green roof that exceeds a 50-meter height.

134 *Data used*

135 The shape of the buildings, hydrography and vegetation are taken from the data published  
 136 by APUR (*Atelier Parisien d'URbanisme*, Parisian urban planning workshop) in free access  
 137 (URL = <https://opendata.apur.org/search?collection=Dataset>). Green roofs are obtained by  
 138 an automatic classification method based on infrared aerial images and building shapefile  
 139 (Louis-Lucas et al, 2021). Finally, the non-vegetated open spaces are obtained by exclusion.  
 140 Therefore, they correspond to unbuilt areas, non-vegetated spaces and uncovered water  
 141 surfaces. The raster file developed from these data was exported at a 5 meter-resolution,  
 142 comprising approximately 15 million pixels (Figure 1A). This resolution is a good trade-off  
 143 between accuracy and calculation speed. To recreate fractures between green roofs and

144 ground vegetation and to consider them as distinct patches, all vegetation pixels touching  
 145 green roofs pixels (within a neighborhood of 8 pixels) were transformed into non-vegetated  
 146 open space.

147 The landscape map (figure 1A) contains 40.4 % of buildings; 35.1 % of vegetation pixels  
 148 corresponding to 34.2 % of ground vegetation and 0.9 % of vegetated roofs; 22.1 % of non-  
 149 vegetated open spaces pixels and about 2.4 % of water surface pixels. To increase  
 150 calculations speed, the number of habitat patches was reduced by excluding all patches  
 151 smaller than 100 m<sup>2</sup>.

### 152 *Ecological network modeling*

153 From this landscape map, three type of species with different dispersal capacities were  
 154 modelled as in Serret et al. (2014): 200 meters for low-mobility species such as barochorous  
 155 plant or some solitary bees like *Chelostoma florissomme* or *Osmia bicornis* (Hofmann et al.,  
 156 2020), 500 meters for medium-mobility species such as entomogamous plants or in a  
 157 number of butterfly species like *Polyommatus icarus* and finally 1000 meters for highly  
 158 mobile species such as anemogamous species or some wild bees like *Chelostoma rapunculi*  
 159 (Zurbuchen et al., 2010). Habitat patches in landscape graphs were defined as adjacent  
 160 vegetation pixels. Links between habitat patches were calculated using least-cost paths.

161 Each type of land use (Figure 1) had a cost or resistance that referred to its permeability for  
 162 species movement. The resistance to cross a building depended on many parameters such  
 163 as the urban configuration (i.e., organization of buildings), the microclimate and species  
 164 dispersion capacities. Thus, following (Pearce and Walters, 2012; Madre et al., 2013;  
 165 MacIvor, 2016; Dromgold et al., 2020; Mills and Rott, 2020), we built two resistance  
 166 gradations. In the first one, the resistance increased linearly with the building's height  
 167 (Table 1), from a cost of 10 for the lowest to 50 for the highest buildings. The second  
 168 gradation assumed that the cost increased exponentially with the building's height, from 10  
 169 to 100000 for the highest buildings. The land use costs were identical for all types of species.

170 **Table 1:** Resistance values for each land use type according to resistance gradations. *In*  
 171 *resistance gradation 1 and 2, the resistance increased respectively linearly and exponentially with building's height.*  
 172 *Thus, there were no difference between the two gradations for ground level structures i.e., water streams, green*  
 173 *spaces and the non-vegetated open spaces.*

174

Code	Land use	gradation 1	gradation 2
1	Buildings (> 0-10m)	10	10
2	Buildings (> 10-20m)	20	100
3	Buildings (> 20-30m)	30	1000
4	Buildings (> 30-40m)	40	10000
5	Buildings (> 40m)	50	100000
10	Water stream	1	1
20	Green space	1	1
30	Green roofs (> 0-10m)	10	10
31	Green roofs (> 10-20m)	20	100
32	Green roofs (> 20-30m)	30	1000
33	Green roofs (> 30m)	40	10000

175 **Table 2:** Statistical description of green roof patches and ground green space patches at  
 176 metropole scale (figure 1A). *By excluding all patches smaller than 100 m<sup>2</sup>, the proportion of green space*  
 177 *decreases from 34.2 % to 33.63 %.*

178

Code	Land use	Mean Area (m <sup>2</sup> )	Sd Area (m <sup>2</sup> )	N patches	Area prop (%)
30	Green roofs (> 0-10m height)	1289	2886	1436	0.5
31	Green roofs (> 10-20m)	2420	3835	436	0.28
32	Green roofs (> 20-30m)	3220	3923	116	0.1
33	Green roofs (> 30m)	3851	5729	20	0.02
20	Green spaces	2259	66045	55828	33.63

179

180 *Connectivity metrics and data analysis*

- 181 • Contribution of green roofs to overall connectivity (metropole scale)

182

183 To identify the overall contribution of green roofs to connectivity, two land use maps were  
 184 produced: the first one, considered all the green roofs as non-vegetated buildings; the  
 185 second one included the green roofs (figure 1A). The probability of connectivity (PC) was  
 186 calculated on these maps to carry out a comparative analysis with linear and exponential  
 187 resistance gradations for each type of species. Saura and Rubio (2010) define PC index as  
 188 *“the probability that two randomly placed points in the study area are located in*  
 189 *interconnected habitats”.*

190

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \times a_j \times p_{ij}^*}{A^2}$$

191 Where n is the total number of patches, a<sub>i</sub> and a<sub>j</sub> the area of patches i and j and A the total  
 192 area of the study area. P<sub>ij</sub> represents the probability that i and j are connected by a link. P<sub>ij</sub>  
 193 can be calculated as follows:

194

$$p_{ij} = e^{-\alpha d_{ij}}$$

195 Where d<sub>ij</sub> is the least-cost path between patches i and j and α (0 < α < 1) expresses the  
 196 decrease in dispersal probabilities resulting from this exponential function (Saura &  
 197 Pascual-Hortal, 2007).

198

- 199 • Contribution of green roofs to local connectivity (patch scale) and effect of buildings'  
 200 height

201

202 To understand the type of contribution of green roofs to local connectivity and to compare  
 203 it with green spaces, we calculated two other connectivity metrics. Firstly, the betweenness  
 204 centrality (BC) index (Freeman, 1977) is the sum of the shortest paths weighted by their  
 205 interaction probability. This index helped highlight the patches with a strategic position in  
 206 the network.

$$207 \quad BC_i = \sum_j \sum_k a_j^\beta \times a_k^\beta \times e^{-\alpha d_{jk}}$$

208

209 Secondly, the flux (F) index. It represents the sum of the capacities of the patches. This  
 210 highlights the well-connected patches, since the more connected i is to many other patches,  
 211 the higher the value of F.

$$212 \quad F_i = \sum_{j=1}^n a_j^\beta \times e^{-\alpha d_{jk}}$$

213

214 In both indices,  $a_j$  (the area of patch  $j$ ) is weighted by the parameter  $\beta$ . As the green roofs'  
 215 surface area is much smaller than green spaces' area (table 1) parameter  $\beta$  is set to 0 to  
 216 ensure that the metrics are not weighted by the habitat's area. BC (betweenness centrality)  
 217 and F (flux) indices were calculated at patch level, one value is obtained per patch per index.

218 *Prospective analysis: effect of greening new roofs on connectivity*

219

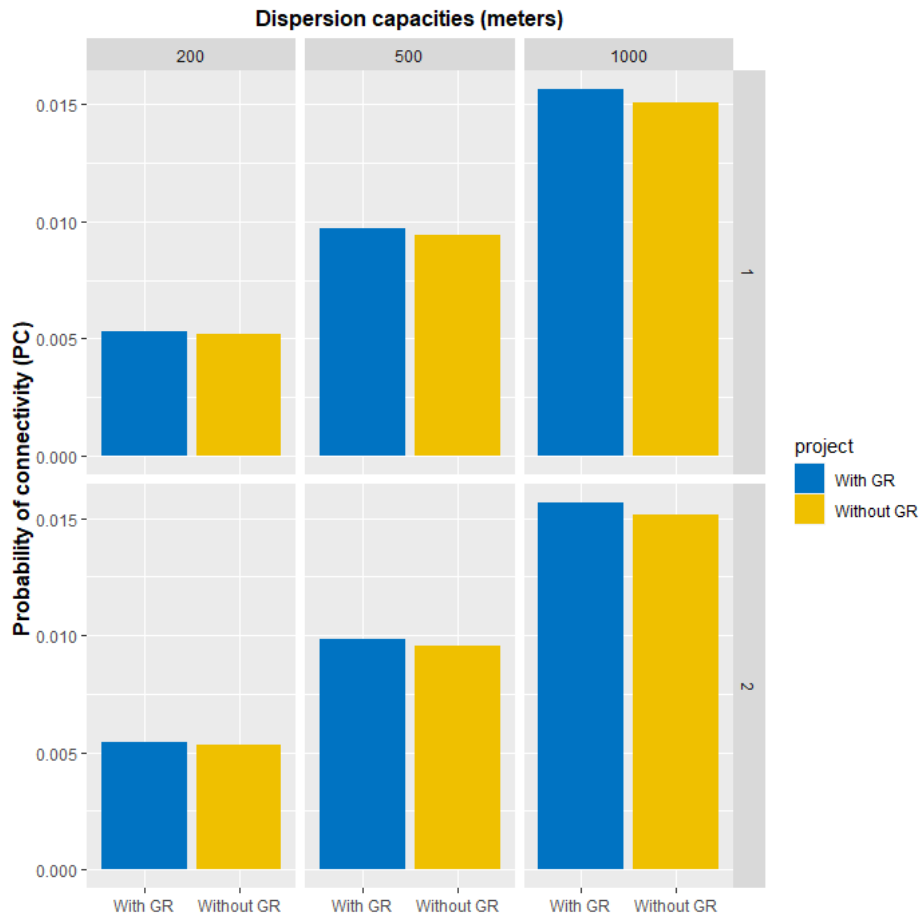
220 The prospective analysis was conducted to a smaller scale for calculation time reasons  
 221 (figure 1B) and consisted of prioritizing potential roofs to be vegetated according to their  
 222 potential contribution to functional connectivity. The database of roofs to be greened  
 223 (unobstructed roof and slope below 2%) was formerly constructed by APUR (2013)  
 224 throughout the city of Paris.

225 Our method consisted in (1) calculating the global metric PC (probability of connectivity)  
 226 quantifying the initial connectivity of figure 1B network, (2) simulating the greening of one  
 227 new roof and recalculating the PC index (3) repeating this operation for each of the roofs  
 228 contained in the APUR's database and then (4) incrementing the PC index each time.

## 229 **Result**

230 *Contribution of green roofs to overall connectivity*

231 When we compared the Paris green network by excluding and including green roofs, we  
 232 found that green roofs improved the probability of connectivity by 2 to 4%, depending on  
 233 the resistance gradation for species to cross the building places and the type of species  
 234 concerning their dispersion capacity. With linear resistance gradation to building height,  
 235 the difference increased from 2 % for species with a dispersion capacity of 200 m to 3.9 %  
 236 for species able to disperse at 1000 m. In the case of exponential resistance gradation, the  
 237 difference also increased from 2.2% for low dispersion species to 3.4% for high ones.



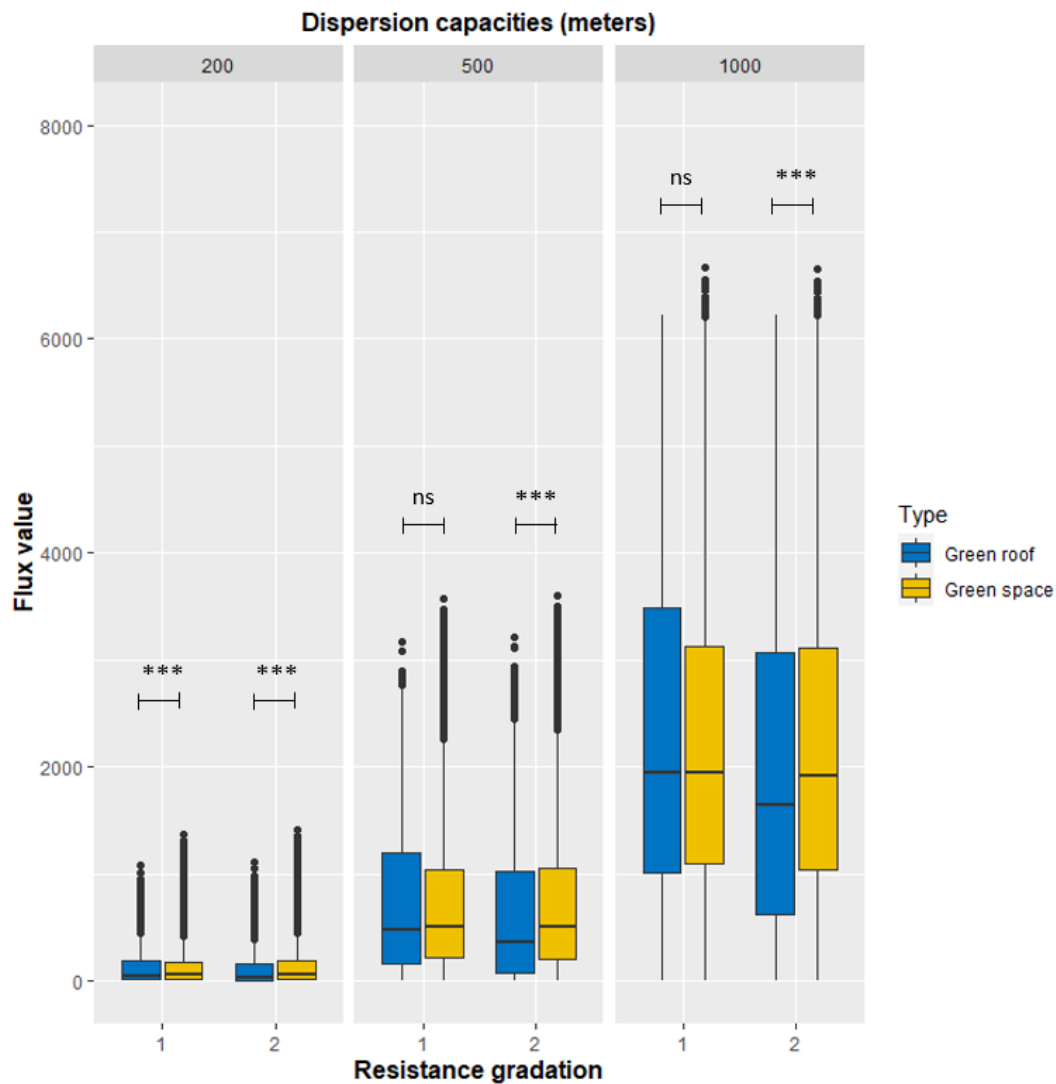
238

239 **Figure 2:** Overall connectivity measured by the probability of connectivity (PC) including  
 240 or excluding green roofs for the two resistance gradations and the three type of species  
 241 according to their dispersion capacity.

242 *Type of contribution to green roof connectivity and intensity in relation to ground green spaces*

243 With the linear resistance gradation, the average flux index was higher for green roofs for  
 244 all types of species, regardless of their dispersion capacities, while with the exponential  
 245 resistance ones, the average flux index was always higher for ground green spaces. The  
 246 differences between green roofs and ground green spaces were relatively small compared  
 247 to the differences observed for the BC index, especially with linear resistance gradation  
 248 (figure 3).

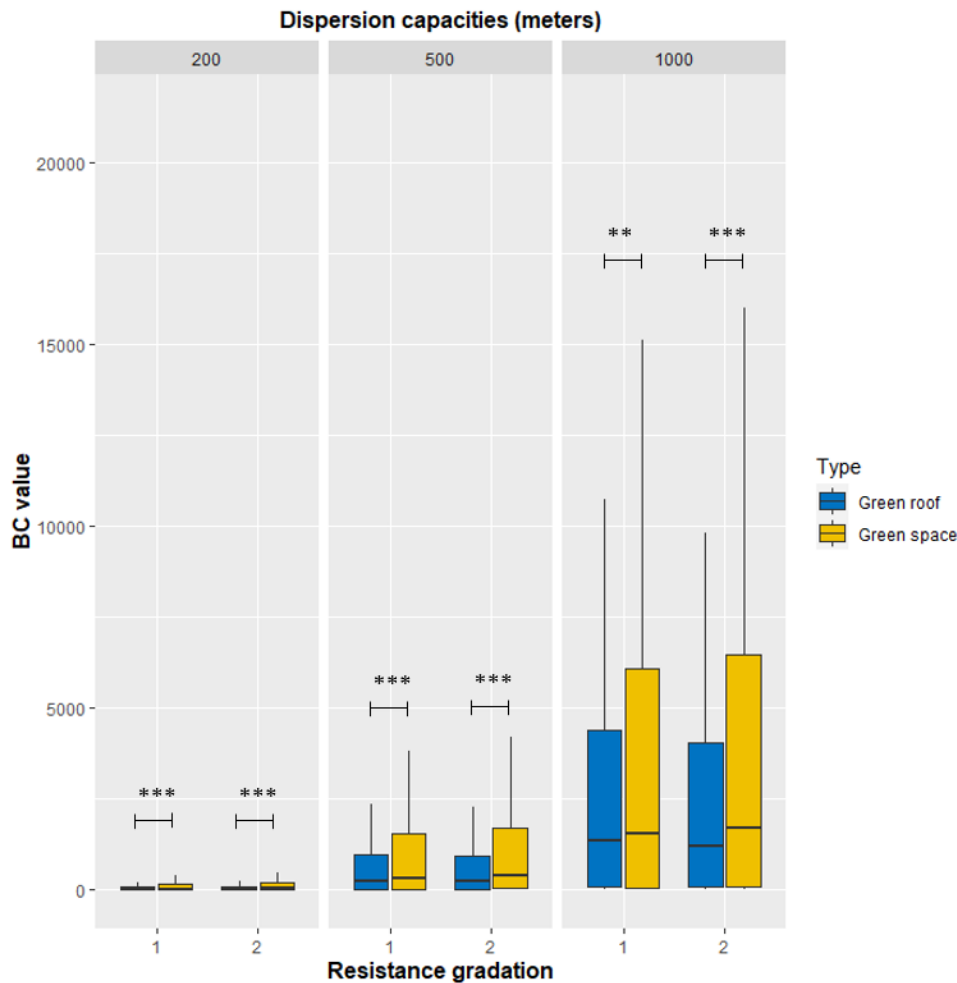
249



250

251 **Figure 3:** Comparison of the F (flux) index between green roofs and ground green spaces  
 252 for the two resistance gradations and the three types of dispersion capacity. Stars  
 253 represents significance levels from Wilcoxon's test.

254 There is a strong difference between the BC values averages for green roofs and ground  
 255 green space areas regardless of the dispersion capacity of the species and the gradation for  
 256 the cost to cross the building places. The difference decreased with the increase in species'  
 257 mobility, but remained significant. With the linear resistance gradation, and for low-  
 258 mobility species (200m) the average BC index for ground green spaces is 6.68 times higher  
 259 than for green roofs, whereas high-mobility species (1000 m) this difference was 4.78 times  
 260 higher. With exponential resistance gradation, the average BC value (dispersion 200 m)  
 261 for ground green spaces was 10.28 times higher than for green roofs. For high-mobility species,  
 262 this coefficient was 7.35. With both scenarios, the gap between green roofs and ground  
 263 green spaces shrank with increased dispersion capacities (figure 4).



264

265 **Figure 4:** Comparison the BC (Betweenness centrality) index between green roofs and  
 266 ground green spaces. Only 90% of the positive values are represented (quantile from 5 to  
 267 95). Stars represent significance levels from Wilcoxon's test.

268 Many green roofs had a zero BC value, meaning they were not central in the network  
 269 (appendix B). The proportion of zero (43% in resistance gradation 1, 58% in resistance  
 270 gradation 2) was greater than for green spaces (30% in linear resistance gradation, 33% in  
 271 exponential resistance gradation). Concerning the flux index, none of the green roofs had an  
 272 F value of 0 in linear resistance gradation, while 7% of the green roofs were completely  
 273 isolated from the network ( $F = 0$ ) in exponential resistance gradation. As a comparison, only  
 274 one ground green space (i.e. the Stade de France) was disconnected from the network with  
 275 linear resistance gradation (whatever the dispersion capacities) and 1.6% in exponential  
 276 resistance gradation. This suggested that green roofs contributed more to connectivity in  
 277 terms of dispersal flows through connections with other roofs and green spaces than in  
 278 terms of centrality.

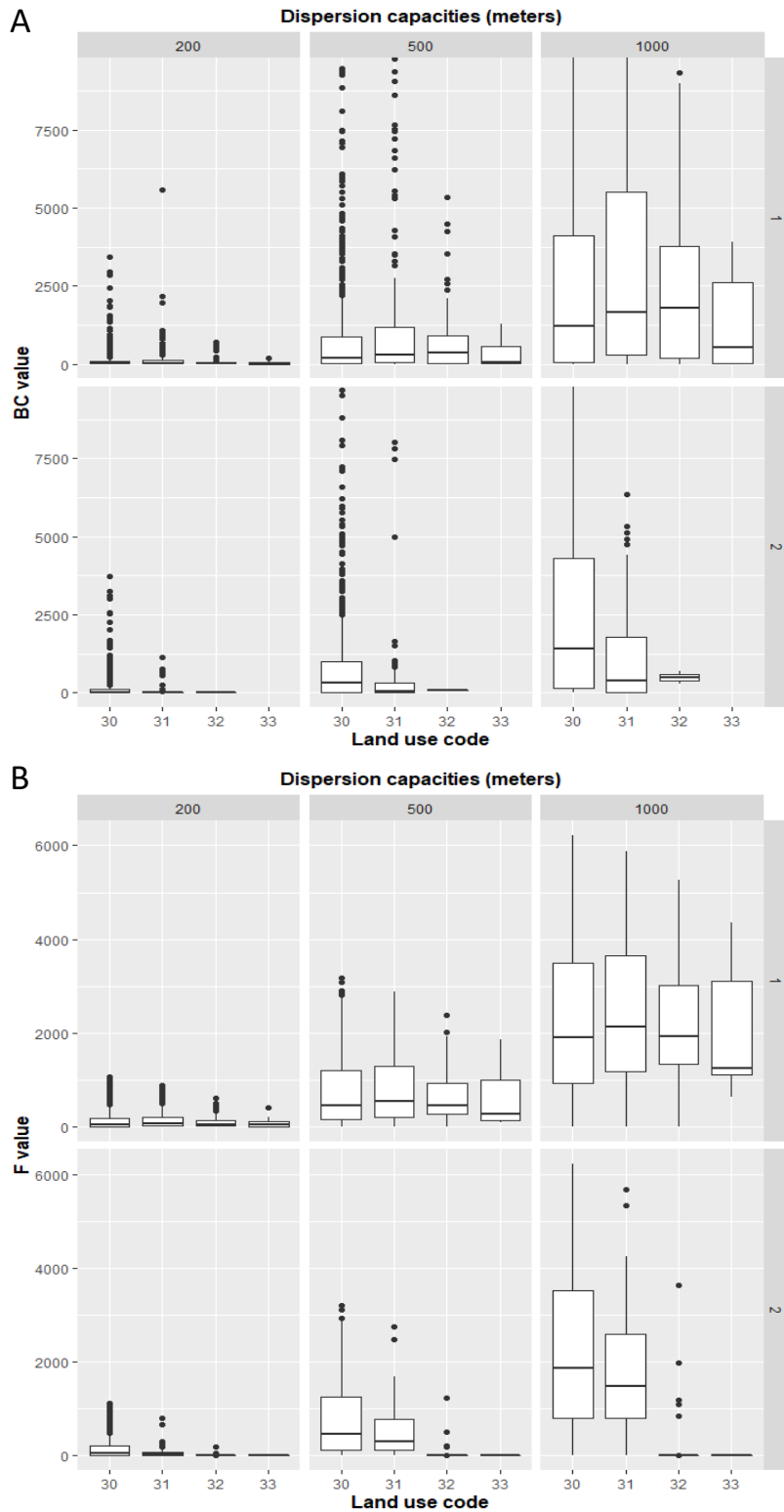
#### 279 *Influence of green roof height on connectivity*

280 In linear resistance gradation, the BC values increase with species' dispersion capacities and  
 281 were quite close between land use codes 30,31,32 (green roofs > 0-10m; > 10-20m; > 20-  
 282 30m) (figure 5A). Green roofs with a median height between 10 and 20 meters (code 31)  
 283 had, for all types of species, the highest BC's mean value. BC value collapsed for green roofs  
 284 with median height greater than thirty meters. In exponential resistance gradation, the

285 roofs above 20 m in height (codes 32 and 33) were almost all unreachable (about 99 % zero  
286 values, appendix C). Only one of the 136 green roofs with a median height greater than 20  
287 meters had a positive BC value in exponential resistance gradation.

288 In linear resistance gradation, the flux values increased with species' dispersion capacities  
289 (figure 5B). The values seemed relatively close between the different roof heights with a  
290 general tendency to decrease with increasing height. In exponential resistance gradation,  
291 roofs above 20m in height (MOS 32 and 33) were almost all unreachable (about 95 % zero  
292 values, figure 7). Moreover, there was a very marked decrease between roofs with heights  
293 of 0 to 10 meters and 10 to 20 meters.

294 Contrary to our assumption, there were more null values for low height green roofs for the  
295 BC index in linear resistance gradation (appendix C). For low-mobility species and in linear  
296 resistance gradation, 50% of the green roofs with a median height of less than 10 meters  
297 had a zero value BC index. This proportion decreased to less than 25% for roofs with a  
298 median height of more than 40 meters for high mobility species. In exponential resistance  
299 gradation, the results were completely different: the proportion of zero values increased  
300 with green roofs' median height. From a more than 20-meter median height, more than 95%  
301 of green roofs had a zero F and BC indices for all types of species.



302

303

304 *30: green roofs > 0-10m; 31: green roofs > 10-20m; 32: green roofs > 20-30m; 33: green roofs > 30m*

305 **Figure 5:** (A) Comparison of green roofs' BC (betweenness centrality) as a function of their height,

306 only 90% of the positive values are represented (quantile from 5 to 95). (B) Comparison of the F

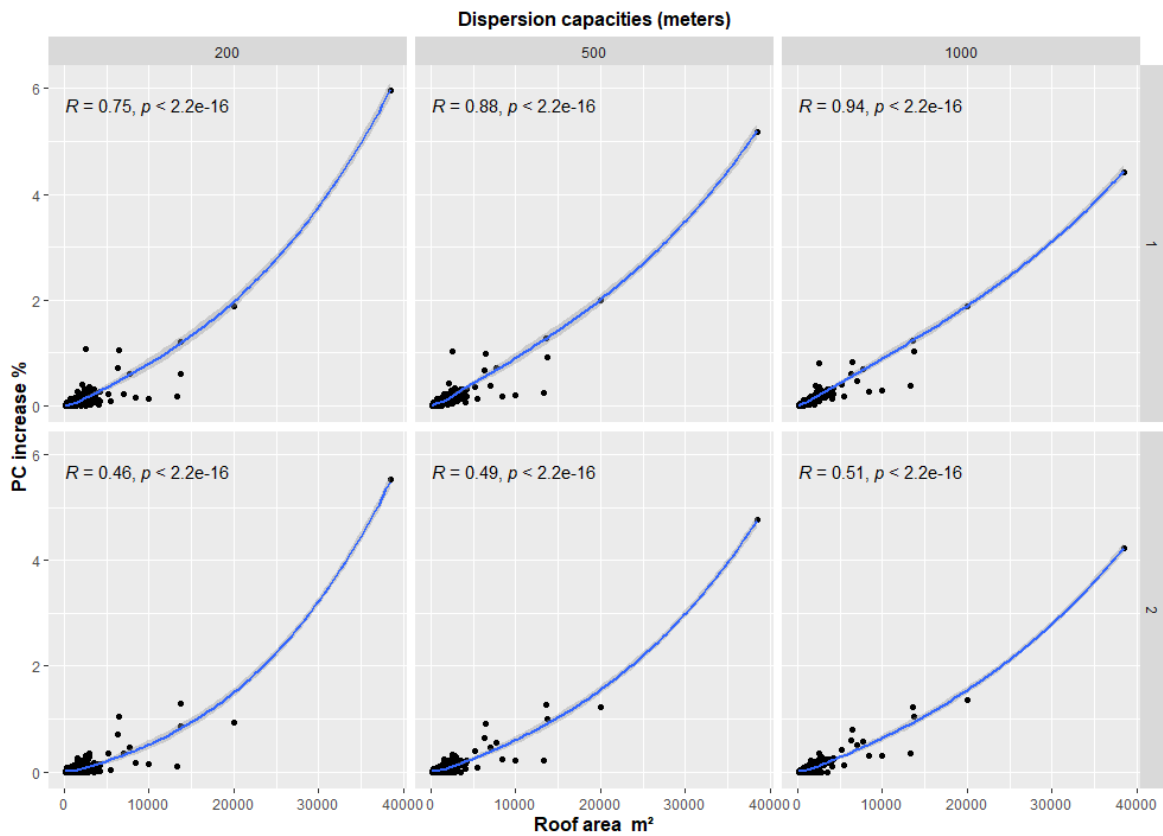
307 (flux) value according to the height of green roofs

308 *Prospective analysis of the effect of high potential green roofs*

309 90% of the roofs we tested brought a gain of less than 0.1% in linear resistance gradation  
310 and for low-mobility species (figure 6). This percentage tended to decrease with increasing  
311 capacity, reaching 80.8% for high mobility ones. In the same way, in exponential resistance  
312 gradation, this value decreased from 93.6 % to 89.6 %, depending on the type of species.

313 Among all the 722 roofs of the study territory, one particular roof maximized the probability  
314 of connectivity (PC) for both resistance gradations and the three types of species (see  
315 appendix D). This roof had a low height, less than 10 meters (land use code = 30) and  
316 corresponded to the largest one (about 38400 m<sup>2</sup>), i.e., an esplanade situated a few meters  
317 above the ground. Greening this roof would increase the PC from 4.2% (exponential  
318 resistance gradation, dispersion capacity of 1000 meters) to about 6% (linear resistance  
319 gradation, low dispersion capacity) (see appendix D).

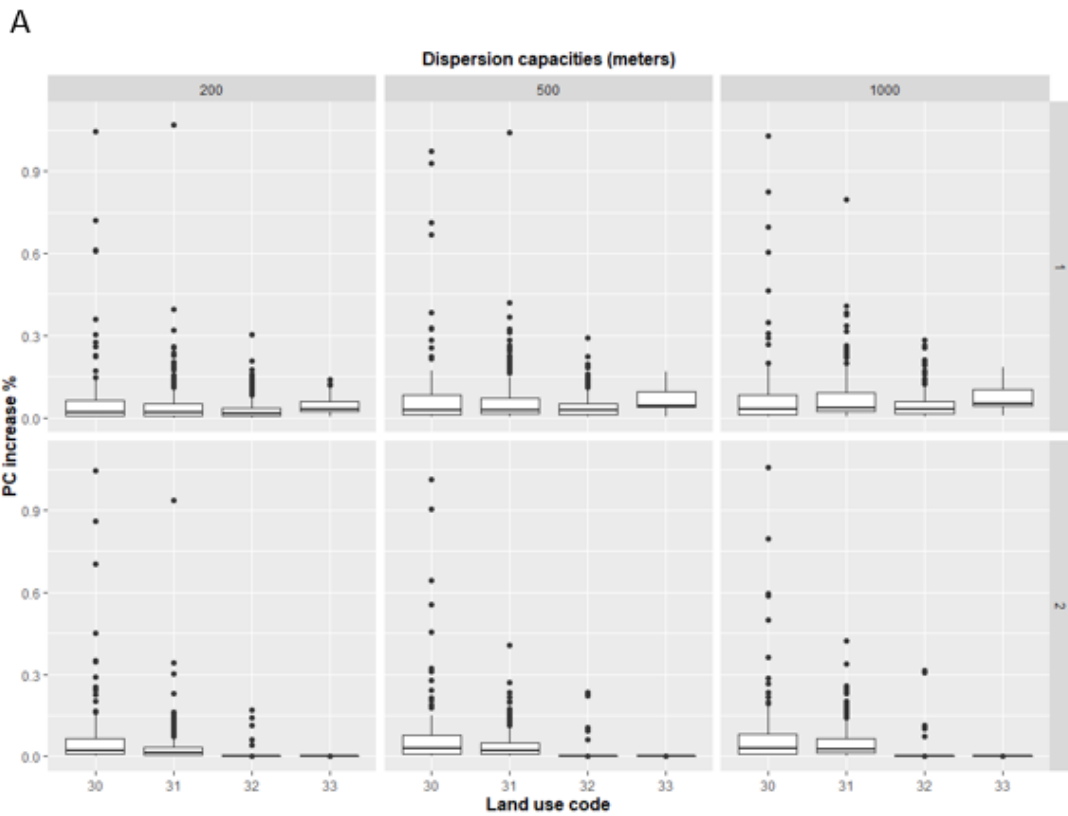
320 The contribution of green roofs to the probability of connectivity tended to decrease with  
321 increasing mobilities.



322  
323 **Figure 6:** Potential gain in probability of connectivity (PC) from greening new roofs  
324 according to their area (m<sup>2</sup>), the dispersion capacities of the species, the resistance  
325 gradation. R and P-value corresponding to the Spearman correlation test.

326 The gain in probability of connectivity (PC) from new green roofs was partly explained by  
327 the area of the newly greened roofs. The two parameters are very strongly correlated. As  
328 species' dispersion capacities increased, the linear correlation coefficient between these  
329 two variables increased also: from 0.75 to 0.94 for linear resistance gradation and from 0.45  
330 to 0.51 for exponential resistance gradation.

331 The height of the buildings tested is also a driver for PC increase according to resistance  
 332 gradation (figure 7). In linear resistance gradation there is no significant correlation  
 333 between buildings' heights and PC increase. Whereas, in exponential resistance gradation  
 334 we had a significant negative correlation for all the types of species.



B

Gradation	Dispersion capacities	P-value	Rho
1	200	0.6	0.019
1	500	0.37	0.03
1	1000	0.26	0.04
2	200	2.2e-16	-0.76
2	500	2.2e-16	-0.75
2	1000	2.2e-16	-0.74

335

336 **Figure 7:** potential gain in probability of connectivity (PC) from greening new roofs  
 337 according to their median heights, the species' dispersion capacities and the resistance  
 338 gradations (A) and Spearman's correlation, and *p*-value (B). *The graph is here centered on PC*  
 339 *values between 0 and 1 to make the graph more readable. 5 values exceed 1%, depending on distances,*  
 340 *always in the case of roofs between 0 and 20 meters high, i.e. MOS 30 and 31).*

341 *30: green roofs > 0-10m; 31: green roofs > 10-20m; 32: green roofs > 20-30m; 33: green roofs > 30m*

342 **Discussion**

343 This paper intended to understand green roofs' effective and potential roles in the Paris  
344 green network, in complementarity with the ground green spaces by using an original  
345 approach based on the landscape graph theory (Mayrand & Clergeau, 2018).

346 *Green roofs contribute to connectivity but differently from ground green spaces*

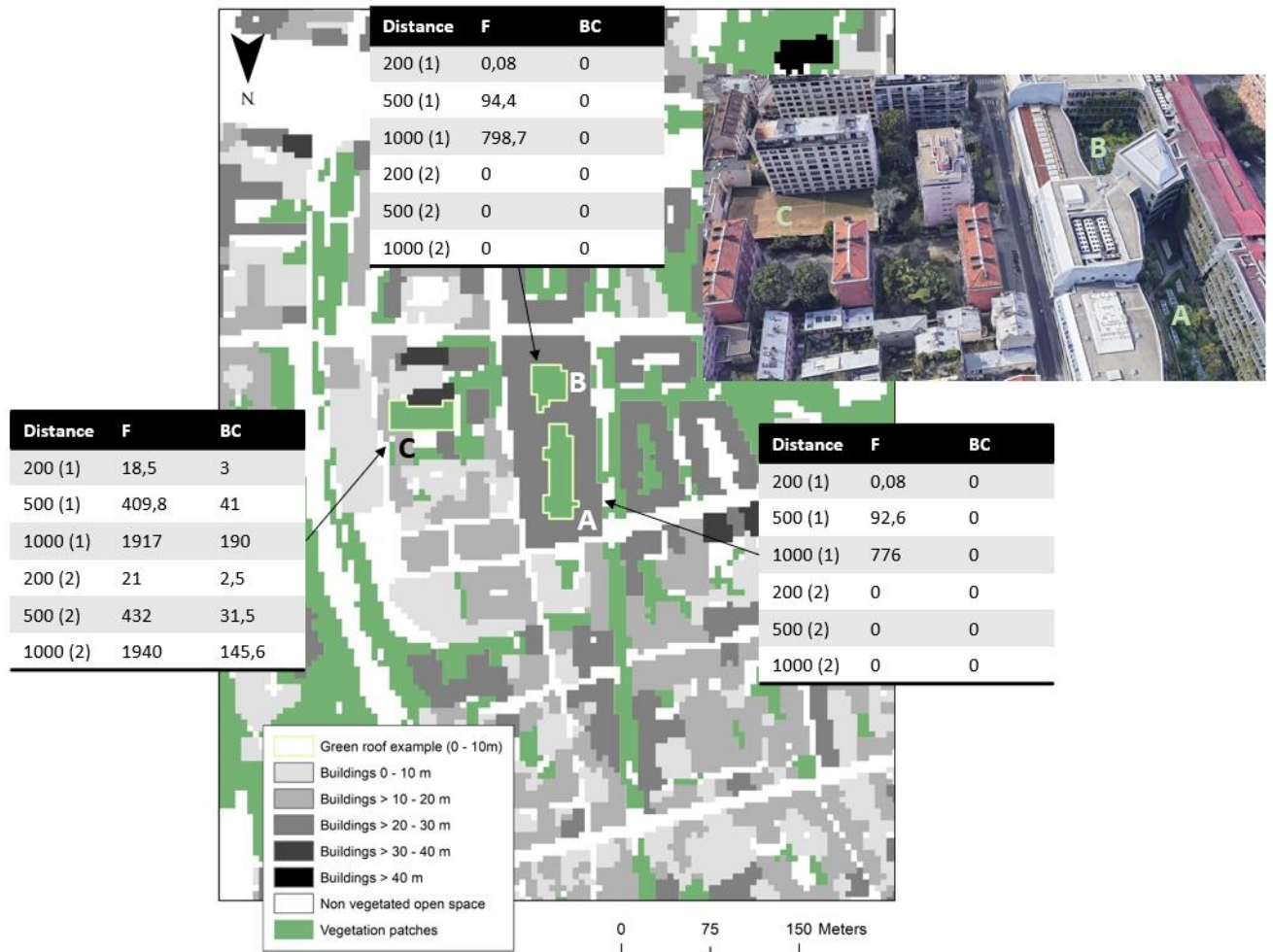
347 At an overall scale, our results suggest that green roofs contributed significantly to  
348 landscape connectivity. Actually, the difference was relatively light between including and  
349 excluding green roofs in indices calculations. However, considering green roofs' cumulative  
350 area in contrast to ground green spaces (2.6 % of the total vegetated area) the gain brought  
351 by green roofs should not be minimized. At patch scale, our results showed that green roofs  
352 had a less strategic role than ground green spaces as connectors. Yet, they were more useful  
353 for dispersal flows than in centrality, especially for relatively mobile and highly mobile  
354 species.

355 *Height and building configuration strongly affect connectivity*

356 Our modeling results showed that the highest green roofs had the lowest median  
357 connectivity values, whatever the resistance gradations, the type of species or the index  
358 used for calculation. They appeared close to those of MacIvor's (2016) or Pearce and  
359 Walters (2012) obtained on bee nesting and bat activity. They suggest that green roof height  
360 may influence the quality of urban connectivity but these results depend also largely on the  
361 manner we modeled the resistance encountered by species to cross the building places.

362 Contrary to our hypotheses, a large portion of low green roofs did not have a strategic  
363 position in the network (high proportion of null values for the BC index) that can be  
364 explained by urban configuration. Among others, some ground green spaces and low green  
365 roofs (patches A and B on Figure 8) were surrounded with high buildings, limiting  
366 connections with neighboring green spaces. By contrast, open green roof (patch C on Figure  
367 8) seems to be more connected. We therefore hypothesized that urban configuration plays  
368 a strong role on connectivity. It could explain why some studies (Blank et al., 2017; Kyrö et  
369 al., 2018) could not find height as a significant parameter to explain community composition  
370 on green roof.

371 It can be assumed that low roofs at city scale are often surrounded with high buildings (in a  
372 situation comparable to patches A and B in figure 8). We can extrapolate this assumption  
373 for urban green spaces, which could explain why more than 30% of green spaces do not  
374 have a strategic position in the network.



375

376

377 **Figure 8:** Impact of buildings shapes on the contribution of green roofs to connectivity.  
 378 *Aerial image from google maps, 2021. A, B, C are three green roofs in eastern Paris. F (flux) and BC*  
 379 *(betweenness centrality) are connectivity index explained in the method section.*

380 Nevertheless, our results should be taken with caution, as zero flux values do not necessarily  
 381 mean that these low roofs have no role in the ecological network. As can be seen in figure 8,  
 382 there are vegetated balconies we did not consider in our modelling. Actually, integrating  
 383 green walls was too challenging for this first trial of 3D models of the urban matrix, but we  
 384 cannot exclude that such green infrastructures could contribute to urban connectivity  
 385 (Mayrand & Clergeau, 2018). Nevertheless, our results enabled us to better understand the  
 386 key role of urban configuration on connectivity, which is currently under-researched  
 387 (Flégeau, 2020).

### 388 *Limits and opportunities for future research works*

389 Since our approach is exploratory, we made some simplifying choices. First, we considered  
 390 all vegetated areas as homogeneous, which is far from the reality. We could have  
 391 distinguished ground and roof vegetations by their height and structure, or weighted  
 392 habitats' quality by their age, composition, or thickness of the substrate (for roofs), which  
 393 can change plant communities' properties (Dunnett et al., 2008; Dusza et al., 2017; Kyrö et  
 394 al., 2018). We think it will constitute the next step of the work.

395 Second, we considered the increasing crossing difficulty as a function of height. It is  
396 probably true but the shape of the function is unknown and driven in a complex way by  
397 multiple factors. For example, Vergnes et al. (2017) showed that roof height could have a  
398 positive effect on seed, spider and insect abundances when the Landscape Greening Index  
399 is high. They hypothesized that low buildings density at height level benefited to aerial  
400 plankton dispersion.

401 Third, one of the challenges of this analysis was to propose a new framework for analyzing  
402 in “three dimensions” ecological networks in cities. Thus, we decided to group all buildings  
403 and vegetated roofs into only height classes. However, other methods could have been  
404 considered. The first was to use a DSM (Digital Surface Model) representing buildings’  
405 heights (where ground level is considered at zero value) to calculate the Euclidean distance  
406 as the crow flies between habitat patches. But it had the disadvantage of not considering the  
407 resistance of the landscape matrix. The second option was to use the least-cost path method  
408 weighted by building heights DSM. This solution was quickly abandoned because of the  
409 computational power required for our scale of work. It would be particularly interesting to  
410 develop and test this last method on a very fine scale. To integrate the height of buildings  
411 and the vertical structure of the vegetation as do Casalegno et al., (2017), further  
412 developments based on least-cost paths weighted by a DSM are necessary (Foltête et al.,  
413 2021).

414 Finally, it would be essential to compare our findings with results obtained from real  
415 biological data. As has already been explained, the approach we developed is exploratory  
416 and theoretical. We should now try to rely potential connectivity to biological response with  
417 field data. Coupling biological data with spatial graph is very useful according to Clauzel and  
418 Godet (2020) to target best potential habitats to optimize connectivity. This would require  
419 long-term monitoring of green spaces and roofs at various heights to follow the abundance  
420 and richness of plant and animal species. In addition, this experimental setup could test the  
421 effect of building shapes. A first approach by metanalysis of the literature should be  
422 undertaken.

423 Even if further studies would be necessary to confirm our findings, these preliminary results  
424 already provide interesting keys for decision-makers in the implementation of new green  
425 roofs or to reconnect some green spaces to the ecological networks. Despite a positive effect  
426 of green roof on urban connectivity at an overall scale, an analysis at neighborhood scale  
427 helps optimize those benefits by considering buildings’ organizations.

428 According to our results, with the parameters we chose to use, we advise decision-makers  
429 to implement green roofs with a height of less than 20 meters (approximately 6-level  
430 buildings) with an open building organization towards other green spaces. We are aware  
431 that this threshold height is completely derived from the choice of parameters we have  
432 made for our modeling. Nevertheless, our work shows that, below a specific height, roofs  
433 should be dedicated to biodiversity and ecological networks. Above this threshold, other  
434 types of cover should be implemented such as solar panels. In any case, in any urban project,  
435 integrating ground green spaces is always a priority because they are essential for urban  
436 connectivity. Low green roofs are their complements for better ecological networks.

437 Finally, in a prospective approach, we were able to show that the greening of new roofs  
438 previously identified (APUR, 2013) for their feasibility could increase connectivity, even if  
439 most of them offered a low connectivity gain (PC).

440

#### 441 **Conclusion**

442 Even if their role is weaker than ground green spaces, green roofs' contribution to  
443 connectivity should not be minimized because we demonstrated that they are significant at  
444 different scales. Through our analysis, we established that they have more of a dispersal  
445 than central role in the urban ecological network, but they can have an importance,  
446 particularly in city centers where green spaces density is often low.

447 The approach we developed should be continued and new methods to integrate building  
448 height should be tested. Integrating other variables would be also necessary to increase our  
449 models' accuracy. The design of methods for analyzing connectivity in 3D is a major  
450 challenge, as highlighted by Foltête et al, (2021). Moreover, as our approach is exploratory  
451 and theoretical, real data should be collected to allow better model calibration.

#### 452 **Acknowledgements**

453 Firstly, we would like to thank all the Graphab team of the Thema laboratory who followed  
454 this work for more than a year and in particular Gilles Vuidel who helped us on the height's  
455 integration issue in Graphab. Furthermore, we would like to thank Engie Aire Nouvelle for  
456 funding this work in a partnership with MNHN. The authors declare no conflict of interest.

#### 457 **Authors contribution**

458 Conceptualization: Tanguy Louis-Lucas, Céline Clauzel, Flavie Mayrand, Philippe Clergeau,  
459 Nathalie Machon. Data curation: Tanguy Louis-Lucas. Software: Tanguy Louis-Lucas.  
460 Formal analysis: Tanguy Louis-Lucas, Céline Clauzel. Original draft: Tanguy Louis-Lucas,  
461 Céline Clauzel, Flavie Mayrand, Philippe Clergeau, Nathalie Machon.

#### 462 **References**

463

464 APUR, Atelier Parisien d'Urbanisme. (2013). *Étude sur le potentiel de végétalisation des*  
465 *toitures terrasses à Paris* (p. 44). <https://www.apur.org/fr/nos-travaux/etude-potentiel-vegetalisation-toitures-terrasses-paris>

467 Aronson, M. F. J., Nilon, C. H., Lepczyk, C. A., Parker, T. S., Warren, P. S., Cilliers, S. S., Goddard,  
468 M. A., Hahs, A. K., Herzog, C., Katti, M., La Sorte, F. A., Williams, N. S. G., & Zipperer, W. (2016).  
469 Hierarchical filters determine community assembly of urban species pools. *Ecology*, 97(11),  
470 2952-2963. <https://doi.org/10.1002/ecy.1535>

471 Beninde, J., Veith, M., & Hochkirch, A. (2015). Biodiversity in cities needs space : A meta-  
472 analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, 18(6),  
473 581-592. <https://doi.org/10.1111/ele.12427>

474 Blank, L., Vasl, A., Schindler, B. Y., Kadas, G. J., & Blaustein, L. (2017). Horizontal and vertical  
475 island biogeography of arthropods on green roofs : A review. *Urban Ecosystems*, 20(4),  
476 911-917. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0639-9>

477 Braaker, S., Ghazoul, J., Obrist, M. K., & Moretti, M. (2014). Habitat connectivity shapes urban  
478 arthropod communities: The key role of green roofs. *Ecology*, 95(4), 1010-1021.  
479 <https://doi.org/10.1890/13-0705.1>

480 Braaker, S., Obrist, M. K., Ghazoul, J., & Moretti, M. (2017). Habitat connectivity and local conditions  
481 shape taxonomic and functional diversity of arthropods on green roofs. *Journal of Animal Ecology*,  
482 86(3), 521-531. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12648>

483 Calabrese, J. M., & Fagan, W. F. (2004). A comparison-shopper's guide to connectivity  
484 metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(10), 529-536.  
485 [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0529:ACGTCM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0529:ACGTCM]2.0.CO;2)

486 Casalegno, S., Anderson, K., Cox, D. T. C., Hancock, S., & Gaston, K. J. (2017). Ecological  
487 connectivity in the three-dimensional urban green volume using waveform airborne lidar.  
488 *Scientific Reports*, 7(1), 45571. <https://doi.org/10.1038/srep45571>

489 Chen, C., Mao, L., Qiu, Y., Cui, J., & Wang, Y. (2020). Walls offer potential to improve urban  
490 biodiversity. *Scientific Reports*, 10(1), 9905. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-66527-3>

491 Clauzel, C., & Godet, C. (2020). Combining spatial modeling tools and biological data for  
492 improved multispecies assessment in restoration areas. *Biological Conservation*, 250,  
493 108713. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108713>

494 Dromgold, J. R., Threlfall, C. G., Norton, B. A., & Williams, N. S. G. (2020). Green roof and  
495 ground-level invertebrate communities are similar and are driven by building height and  
496 landscape context. *Journal of Urban Ecology*, 6(1), juz024.  
497 <https://doi.org/10.1093/jue/juz024>

498 Dunnett, N., Nagase, A., & Hallam, A. (2008). The dynamics of planted and colonising species  
499 on a green roof over six growing seasons 2001–2006: Influence of substrate depth. *Urban*  
500 *Ecosystems*, 11(4), 373-384. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0042-7>

501 Dupras, J., Marull, J., Parcerisas, L., Coll, F., Gonzalez, A., Girard, M., & Tello, E. (2016). The  
502 impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region.  
503 *Environmental Science & Policy*, 58, 61-73. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.01.005>

504 Dusza, Y., Barot, S., Kraepiel, Y., Lata, J.-C., Abbadie, L., & Raynaud, X. (2017).  
505 Multifunctionality is affected by interactions between green roof plant species, substrate  
506 depth, and substrate type. *Ecology and Evolution*, 7(7), 2357-2369.  
507 <https://doi.org/10.1002/ece3.2691>

508 Dusza, Y., Kraepiel, Y., Abbadie, L., Barot, S., Carmignac, D., Dajoz, I., Gendreau, E., Lata, J.-C.,  
509 Meriguet, J., Motard, E., & Raynaud, X. (2020). Plant-pollinator interactions on green roofs  
510 are mediated by substrate characteristics and plant community composition. *Acta*  
511 *Oecologica*, 105, 103559. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103559>

512 Flégeau, M. (2020). *Formes urbaines et biodiversité—Un état des connaissances*.  
513 [http://www.urbanisme-puca.gouv.fr/formes-urbaines-et-biodiversite-un-etat-des-](http://www.urbanisme-puca.gouv.fr/formes-urbaines-et-biodiversite-un-etat-des-a2156.html)  
514 [a2156.html](http://www.urbanisme-puca.gouv.fr/formes-urbaines-et-biodiversite-un-etat-des-a2156.html)

515 Foltête, J.-C., Girardet, X., & Clauzel, C. (2014). A methodological framework for the use of  
516 landscape graphs in land-use planning. *Landscape and Urban Planning*, 124, 140-150.  
517 <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.12.012>

518 Foltête, J.-C., Vuidel, G., Savary, P., Clauzel, C., Sahraoui, Y., Girardet, X., & Bourgeois, M.  
519 (2021). Graphab : An application for modeling and managing ecological habitat networks.  
520 *Software Impacts*, 8, 100065. <https://doi.org/10.1016/j.simpa.2021.100065>

521 Francis, L. F. M., & Jensen, M. B. (2017). Benefits of green roofs : A systematic review of the  
522 evidence for three ecosystem services. *Urban Forestry & Urban Greening*, 28, 167-176.  
523 <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.015>

524 Freeman, L. C. (1977). A Set of Measures of Centrality Based on Betweenness. *Sociometry*,  
525 40(1), 35. <https://doi.org/10.2307/3033543>

526 Hofmann, M. M., Fleischmann, A., & Renner, S. S. (2020). Foraging distances in six species of  
527 solitary bees with body lengths of 6 to 15 mm, inferred from individual tagging, suggest 150  
528 m-rule-of-thumb for flower strip distances. *Journal of Hymenoptera Research*, 77, 105-117.  
529 <https://doi.org/10.3897/jhr.77.51182>

530 Jim, C. Y. (2012a). *Sustainable urban greening strategies for compact cities in developing and*  
531 *developed economies* | SpringerLink. 16, 741-761. [https://doi.org/10.1007/s11252-012-](https://doi.org/10.1007/s11252-012-0268-x)  
532 [0268-x](https://doi.org/10.1007/s11252-012-0268-x)

533 Jim, C. Y. (2012b). Effect of vegetation biomass structure on thermal performance of tropical  
534 green roof. *Landscape and Ecological Engineering*, 8(2), 173-187.  
535 <https://doi.org/10.1007/s11355-011-0161-4>

536 Kalusová, V., Čeplová, N., & Lososová, Z. (2017). Which traits influence the frequency of plant  
537 species occurrence in urban habitat types? *Urban Ecosystems*, 20(1), 65-75.  
538 <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0588-3>

539 Kyrö, K., Brenneisen, S., Kotze, D. J., Szallies, A., Gerner, M., & Lehvävirta, S. (2018). Local  
540 habitat characteristics have a stronger effect than the surrounding urban landscape on  
541 beetle communities on green roofs. *Urban Forestry & Urban Greening*, 29, 122-130.  
542 <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.11.009>

543 LaPoint, S., Balkenhol, N., Hale, J., Sadler, J., & Ree, R. (2015). Ecological connectivity research  
544 in urban areas. *Functional Ecology*, 29(7), 868-878. [https://doi.org/10.1111/1365-](https://doi.org/10.1111/1365-2435.12489)  
545 [2435.12489](https://doi.org/10.1111/1365-2435.12489)

546 Lepczyk, C. A., Aronson, M. F. J., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., & MacIvor, J. S.  
547 (2017). Biodiversity in the City : Fundamental Questions for Understanding the Ecology of  
548 Urban Green Spaces for Biodiversity Conservation. *BioScience*, 67(9), 799-807.  
549 <https://doi.org/10.1093/biosci/bix079>

550 Liang, H.-H., & Huang, K.-T. (2011). Study on rooftop outdoor thermal environment and slab  
551 insulation performance of grass planted roof. *International Journal of Physical Sciences*, 6(1),  
552 65-73. <https://doi.org/10.5897/IJPS10.664>

553 Louis-Lucas, T., Mayrand, F., Clergeau, P., & Machon, N. (2021). Remote sensing for assessing  
554 vegetated roofs with a new replicable method in Paris, France. *Journal of Applied Remote*  
555 *Sensing*, 15(1), 014501. <https://doi.org/10.1117/1.JRS.15.014501>

556 Lundholm, J. T., & Williams, N. S. G. (2015). Effects of Vegetation on Green Roof Ecosystem  
557 Services. In R. K. Sutton (Éd.), *Green Roof Ecosystems* (Vol. 223, p. 211-232). Springer  
558 International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7_9)

559 MacIvor, J. S. (2016). Building height matters : Nesting activity of bees and wasps on  
560 vegetated roofs. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 62(1-2), 88-96.  
561 <https://doi.org/10.1080/15659801.2015.1052635>

562 Madre, F., Vergnes, A., Machon, N., & Clergeau, P. (2013). A comparison of 3 types of green  
563 roof as habitats for arthropods. *Ecological Engineering*, 57, 109-117.  
564 <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.029>

565 Madre, F., Vergnes, A., Machon, N., & Clergeau, P. (2014). Green roofs as habitats for wild  
566 plant species in urban landscapes : First insights from a large-scale sampling. *Landscape and*  
567 *Urban Planning*, 122, 100-107. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.012>

568 Mayrand, F., & Clergeau, P. (2018). Green Roofs and Green Walls for Biodiversity  
569 Conservation : A Contribution to Urban Connectivity? *Sustainability*, 10(4), 985.  
570 <https://doi.org/10.3390/su10040985>

571 McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness : A review of plants and  
572 animals. *Urban Ecosystems*, 11(2), 161-176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>

573 Mills, W. P., & Rott, A. (2020). Vertical life : Impact of roof height on beetle diversity and  
574 abundance on wildflower green roofs. *Journal of Urban Ecology*, 6(1), juaa017.  
575 <https://doi.org/10.1093/jue/juaa017>

576 Morau, D., Tiana, R. H., Fanomezana, R. T., & Ludovic, A. A. (2014). Thermal Behavior of  
577 Green Roof in Reunion Island : Contribution Towards a Net Zero Building. *Energy Procedia*,  
578 57, Dominique MORAU. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.10.055>

579 Muratet, A., Lorrillière, R., Clergeau, P., & Fontaine, C. (2013). Evaluation of landscape  
580 connectivity at community level using satellite-derived NDVI. *Landscape Ecology*, 28(1),  
581 95-105. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9817-1>

582 Pearce, H., & Walters, C. L. (2012). Do Green Roofs Provide Habitat for Bats in Urban Areas?  
583 *Acta Chiropterologica*, 14(2), 469-478. <https://doi.org/10.3161/150811012X661774>

584 Penone, C., Machon, N., Julliard, R., & Le Viol, I. (2012). Do railway edges provide functional  
585 connectivity for plant communities in an urban context? *Biological Conservation*, 148(1),  
586 126-133. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.041>

587 Peralta, G., Fenoglio, M. S., & Salvo, A. (2011). Physical barriers and corridors in urban  
588 habitats affect colonisation and parasitism rates of a specialist leaf miner. *Ecological*  
589 *Entomology*, 36(6), 673-679. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2011.01316.x>

590 Sahraoui, Y., Foltête, J.-C., & Clauzel, C. (2017). A multi-species approach for assessing the  
591 impact of land-cover changes on landscape connectivity. *Landscape Ecology*, 32(9),  
592 1819-1835. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0551-6>

593 Saura, S., & Pascual-Hortal, L. (2007). A new habitat availability index to integrate  
594 connectivity in landscape conservation planning : Comparison with existing indices and  
595 application to a case study. *Landscape and Urban Planning*, 83(2-3), 91-103.  
596 <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>

597 Saura, S., & Rubio, L. (2010). A common currency for the different ways in which patches  
598 and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. *Ecography*,  
599 33, 19. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x>

600 Schleicher, A., Biedermann, R., & Kleyer, M. (2011). Dispersal traits determine plant  
601 response to habitat connectivity in an urban landscape. *Landscape Ecology*, 26(4), 529-540.  
602 <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9579-1>

603 Serret, H., Raymond, R., Foltête, J.-C., Clergeau, P., Simon, L., & Machon, N. (2014). Potential  
604 contributions of green spaces at business sites to the ecological network in an urban  
605 agglomeration : The case of the Ile-de-France region, France. *Landscape and Urban Planning*,  
606 131, 27-35. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.07.003>

607 Tarabon, S., Calvet, C., Delbar, V., Dutoit, T., & Isselin-Nondedeu, F. (2020). Integrating a  
608 landscape connectivity approach into mitigation hierarchy planning by anticipating urban  
609 dynamics. *Landscape and Urban Planning*, 202, 103871.  
610 <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103871>

611 Tonietto, R., Fant, J., Ascher, J., Ellis, K., & Larkin, D. (2011). A comparison of bee communities  
612 of Chicago green roofs, parks and prairies. *Landscape and Urban Planning*, 103(1), 102-108.  
613 <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.07.004>

614 Tratalos, J., Fuller, R. A., Warren, P. H., Davies, R. G., & Gaston, K. J. (2007). Urban form,  
615 biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 83(4),  
616 308-317. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.05.003>

617 Urban, D., & Keitt, T. (2001). Landscape Connectivity : A Graph-Theoretic Perspective.  
618 *Ecology*, 82(5), 1205-1218. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[1205:LCAGTP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[1205:LCAGTP]2.0.CO;2)

620 Urban, D. L., Minor, E. S., Treml, E. A., & Schick, R. S. (2009). Graph models of habitat mosaics.  
621 *Ecology Letters*, 12(3), 260-273. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01271.x>

622 Vergnes, A., Saux, E. L., & Clergeau, P. (2017). Preliminary data on low aerial plankton in a  
623 large city center, Paris. *Urban Forestry & Urban Greening*, 22, 36-40.  
624 <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.012>

625 Vergnes, A., Viol, I. L., & Clergeau, P. (2012). Green corridors in urban landscapes affect the  
626 arthropod communities of domestic gardens. *Biological Conservation*, 145(1), 171-178.  
627 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.002>

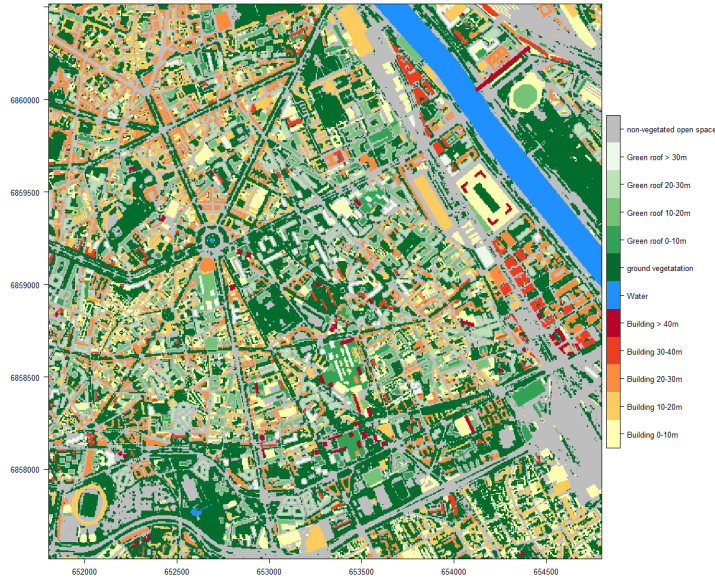
628 Williams, N. S. G., Lundholm, J., & MacIvor, J. S. (2014). FORUM : Do green roofs help urban  
629 biodiversity conservation? *Journal of Applied Ecology*, 51(6), 1643-1649.  
630 <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12333>

631 Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., & Dorn, S. (2010). Maximum  
632 foraging ranges in solitary bees : Only few individuals have the capability to cover long

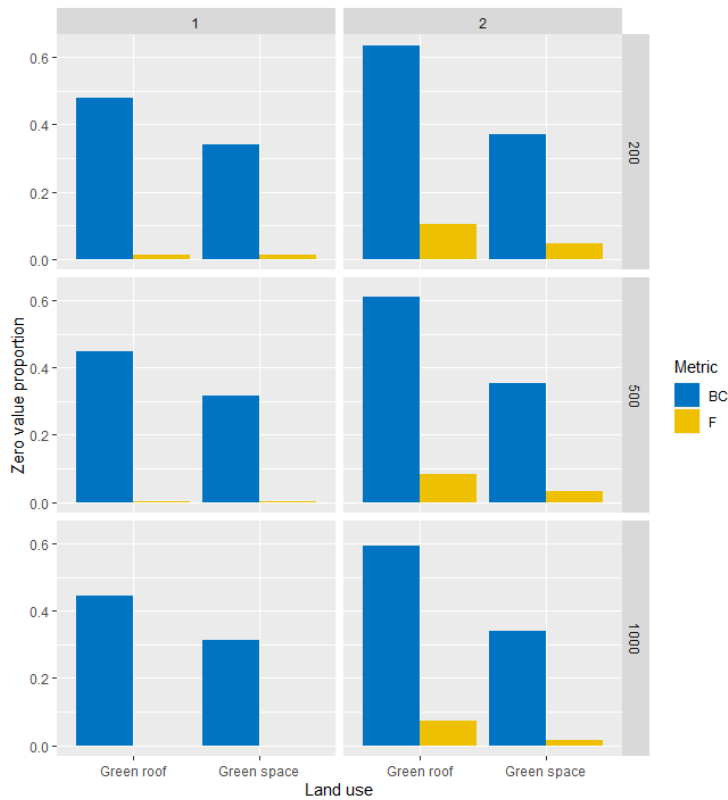
633 foraging distances. *Biological Conservation*, 143(3), 669-676.  
 634 <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.003>

635  
 636 **Appendices:**

637 **Appendix A:** Land use map modified after adding new green roofs identified by APUR  
 638 (2012)

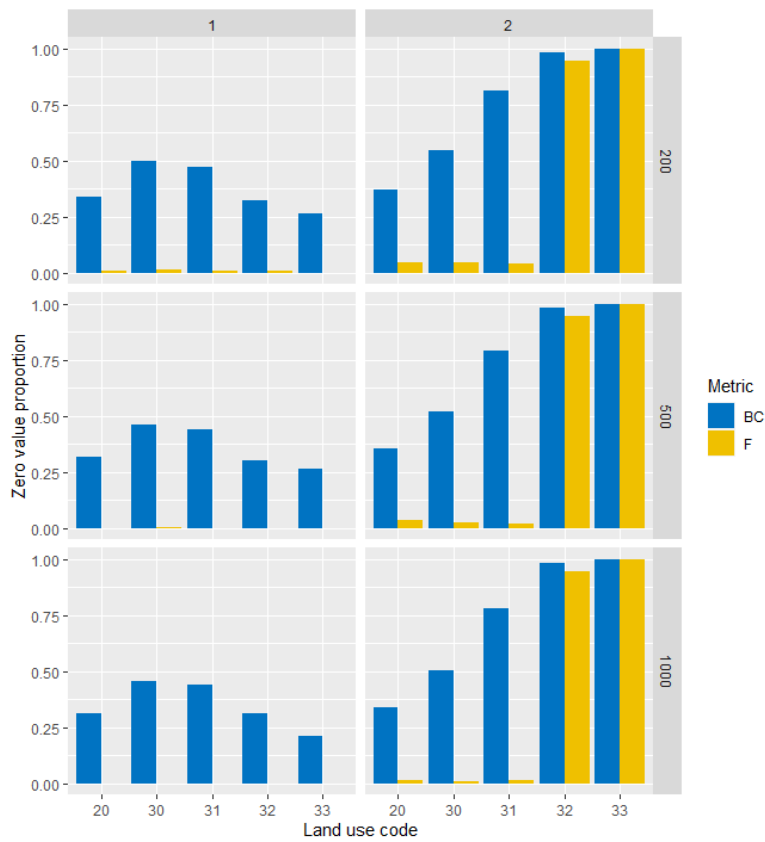


639  
 640 **Appendix B:** Zero values proportion according to surface type, connectivity index,  
 641 gradations and dispersal capacities



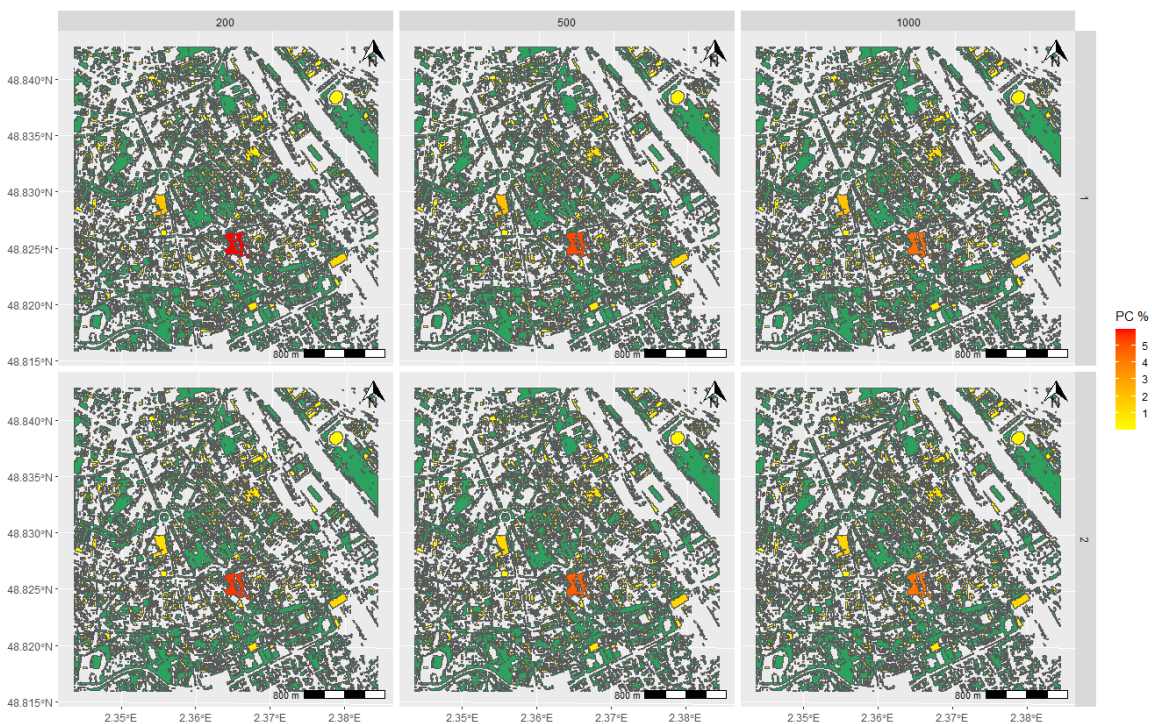
642  
 138

643 **Appendix C:** Zero value proportion for the BC and F index, as a function of green roof height  
 644 according to surface type, connectivity index, gradations and dispersal capacities



645

646 **Appendix D:** Potential gain in probability of connectivity (PC) from greening new roofs



647

## Discussion

### Résultats majeurs et limites de notre approche

La méthode que nous avons développée permet d'obtenir automatiquement les toitures végétalisées grâce à des données accessibles. Elle est reproductible à plusieurs grandes villes à travers le monde et montre de bons résultats. Cependant, nous sommes conscients qu'elle a des limites dans la mesure où elle se fonde sur des seuils. Bien que nous ayons testé différents niveaux de seuils pour nous assurer de leur pertinence, ils ont engendré des erreurs. Nous pensons que notre algorithme a commis des erreurs notamment sur les toitures faiblement recouvertes de végétation, certaines toitures végétalisées extensives avec une végétation très éparse et brune et sur les toitures végétalisées recouvertes par l'ombre d'un autre bâtiment. Les résultats sont très dépendants de la qualité des photographies aériennes utilisées dans nos modèles. Néanmoins, notre outil a permis d'identifier un grand nombre de toitures végétalisées. Cet outil pourrait être utile à des acteurs pour suivre l'évolution de la végétalisation des villes sur le long terme. En France des campagnes de photographies aériennes infrarouges sont réalisées régulièrement. Les utiliser pourrait nous permettre de mettre à jour régulièrement nos résultats.

Par ailleurs, il serait très intéressant de comparer nos résultats avec ceux de Wu et de Biljecki (2021) dont l'étude est parue récemment. Ces deux chercheurs de l'université de Singapour ont créé Roofpedia (figure 3.1), un outil de classification des toitures à partir d'imagerie aérienne. Cet outil permet de connaître la taille, le nombre et la localisation des toitures végétalisées et des toitures photovoltaïques dans certaines des plus grandes villes du monde. En regardant rapidement leurs résultats sur Paris, nous avons constaté que leur outil commettait le même type d'erreurs que le nôtre. Certains bâtiments sont considérés comme végétalisés alors qu'ils ne le sont pas, la végétation provient de leur cour. Cet article souligne le besoin en données ouvertes et précises sur la végétation en ville et sur l'emprise du bâti, car elles sont très utiles pour nos études ou pour la planification urbaine. En effet, les données dont disposent les collectivités se limitent généralement à la localisation des arbres d'alignement (APUR, 2021).

Grâce à la cartographie des toitures végétalisées, nous avons modélisé la contribution des toitures végétalisées aux réseaux écologiques dans la région parisienne à l'aide de l'outil Graphab. À l'échelle globale nous avons identifié que les toitures végétalisées contribuent à la connectivité fonctionnelle, c'est-à-dire, la probabilité que deux individus se rencontrent en améliorant la probabilité de connectivité d'environ 2 à 4 %. À une échelle plus locale, nos résultats montrent que les toitures végétalisées ont des valeurs de flux en moyenne plus élevées que les espaces verts au sol lorsque la difficulté de franchissement des bâtiments est linéaire. Ces résultats s'inversent lorsque le niveau de difficulté est exponentiel. De plus, nos résultats montrent que les toitures végétalisées sont moins souvent sur des chemins de moindres coûts que les espaces verts au sol, ce qui semble logique. Elles sont donc plus importantes pour les flux et

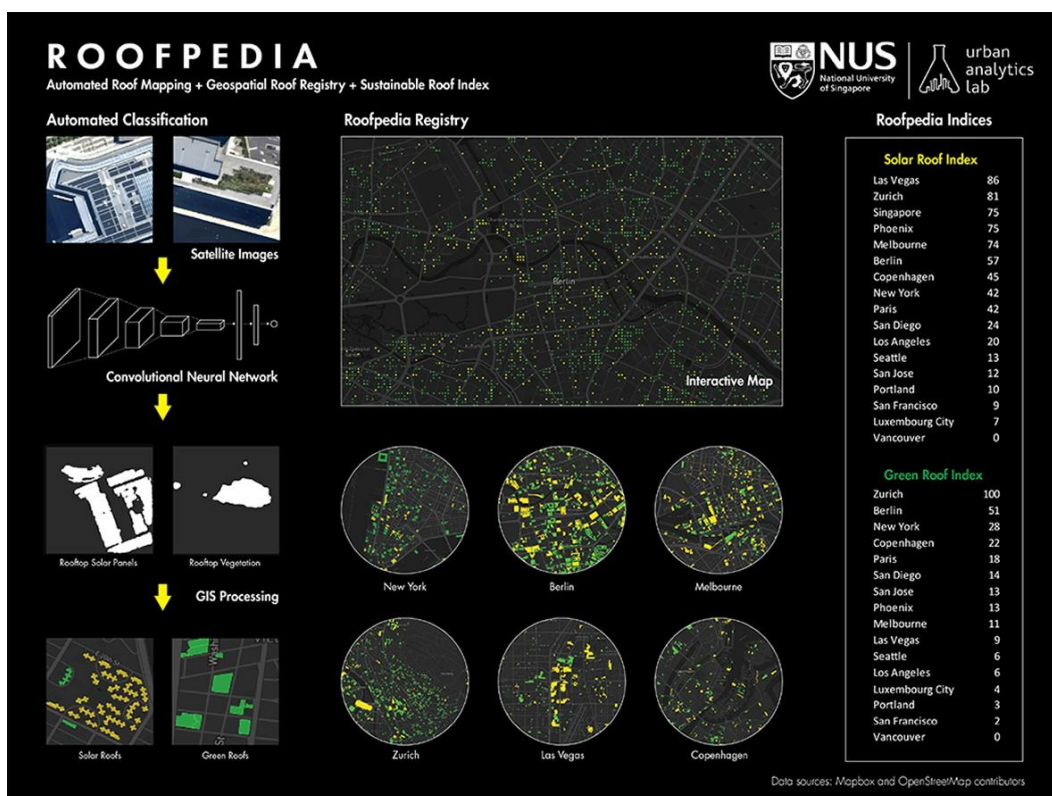


FIGURE 3.1 – Roofpedia, un outil de classification des toitures des plus grandes villes du monde.

pour les espèces les plus mobiles que pour la centralité du réseau. Par ailleurs, nous avons constaté que les valeurs d'indices de centralité ne suivaient pas linéairement la hauteur des bâtiments. En effet, contrairement à notre hypothèse, certaines toitures végétalisées très proches du sol ont des valeurs de centralité très faibles, car elles sont entourées de bâtiments hauts générant un effet barrière (figure 3.2). L'approche prospective que nous avons développée grâce à la base de données de l'APUR sur le potentiel de végétalisation nous a permis d'intégrer la connectivité aux réflexions portées par Santos et al. (2016) et par Xu et al. (2021) sur les variables à sélectionner pour prioriser l'implantation de nouvelles toitures végétalisées.

## Perspectives pour les projets d'aménagements urbains

Dans les projets urbains, les concepteurs quand ils conçoivent des stratégies sur les éléments biotiques, se concentrent particulièrement sur l'augmentation de la surface d'espaces végétalisés (Blanco et al., 2022). Nos résultats mettent en exergues l'importance de prendre en compte la configuration des éléments abiotiques, c'est-à-dire les bâtiments. En effet, notre étude montre qu'une toiture végétalisée ou un espace végétalisé de cœur d'îlot contribue davantage à la connectivité fonctionnelle s'il dis-

pose d'une forme ouverte vers les autres espaces végétalisés. Nos résultats invitent les concepteurs des projets d'aménagements à rendre les espaces verts qu'ils conçoivent (en toiture ou au sol) les plus perméables possibles et donc de réfléchir à leurs implantations dans le contexte urbain.

Nos résultats pourraient également encourager à modifier la conception des bâtiments et à promouvoir des toitures végétalisées en escalier ou à de faibles hauteurs. Cependant, malgré une conception en marche d'escalier de leur site d'étude, Mills et Rott (2020) identifient un effet négatif de la hauteur des toitures végétalisées sur l'abondance et la richesse de coléoptères. Deuxièmement, dans la mesure où généralement les toitures végétalisées accueillent une richesse spécifique plus faible qu'au sol (Braaker et al., 2017), il est nécessaire de promouvoir des espaces au sol plutôt que des toitures végétalisées de faibles hauteurs. Il est donc parfois nécessaire de remettre en cause l'implantation des toitures végétalisées.

Nos résultats sont à utiliser avec précaution par les concepteurs de projets, car ils sont le fruit d'une approche par modélisation et donc le reflet de nos hypothèses, comme le souligne Turner et Gardner (2001).

## **Perspectives scientifiques**

Dans un premier temps, il serait intéressant de reproduire notre analyse sur Paris et sur d'autres villes avec Roofpedia car cela permettrait de comparer l'effet de différents types d'urbanisation sur la connectivité fonctionnelle des espaces verts et des toitures végétalisées à travers le monde. Cela nécessiterait de rassembler de nombreuses données sur les espaces végétalisés des villes. Deuxièmement, la configuration urbaine est trop peu étudiée (Flégeau, 2020). Les bâtiments, leur forme et leur hauteur façonnent le paysage urbain. C'est dans ce paysage que les espèces se déplacent à la recherche de ressources ou se dispersent. Il paraît évident que le paysage urbain structure profondément la biodiversité. C'est pourquoi une étude approfondie de cet effet pourrait être intéressante en appliquant une approche de modélisation complétée par des données de terrains déjà acquises (via des programmes de sciences participatives tels que Spipoll ou sauvage de ma rue) ou par la mise en place d'un protocole spécifique.

Troisièmement, très peu d'études sur les toitures végétalisées utilisent des données génétiques. Nous encourageons à ce qu'il y ait plus de travaux comme ceux de Ksiazek-Mikenas et al. (2019) qui ont mis en évidence des flux de gènes chez le plantain *Penstemon hirsutus* sur différentes toitures végétalisées. Nous pensons que cette approche pourrait être davantage utilisée en complément d'une approche d'écologie du paysage et pourrait confirmer ou infirmer nos hypothèses sur l'effet barrière des bâtiments. Enfin, nous pensons qu'il est important de poursuivre des analyses sur l'effet de la hauteur sur certains taxons. Cela pourrait permettre d'affiner nos connaissances sur la difficulté de franchissement et sur la mobilité des espèces dans



FIGURE 3.2 – Exemple d’une toiture végétalisée dans Paris de faible hauteur (inférieure à 10 mètres) potentiellement isolée et entourée de bâtiments supérieurs à 20 mètres.

un milieu très fragmenté. Un dispositif simple pourrait être d’analyser la fructification d’espèces entomogames disposées dans des jardinières à des hauteurs différentes et dans des configurations urbaines différentes. Ce dispositif permettrait d’acquérir de nombreuses données rapidement avec de faibles coûts.

Le travail que nous avons mené ici était exploratoire et théorique. Nous avons montré que l’analyse de la contribution des toitures végétalisées aux réseaux écologiques est un champ d’étude complexe. Nous avons ouvert une multitude de perspectives scientifiques sur la modélisation de la connectivité verticale, sur l’effet de la configuration urbaine et sur l’effet « barrière » que génère un bâtiment. Les professionnels de l’aménagement souhaiteraient savoir à partir de quelle hauteur il n’est plus utile de créer une toiture végétalisée pour la biodiversité. Il nous est impossible de donner aujourd’hui des valeurs seuils. Ces valeurs n’existent peut-être pas tant elles dépendent de nombreux paramètres. À titre d’exemple, au Canada à Toronto, MacIvor (2016) montre qu’au-dessus de 5 niveaux, l’activité des abeilles est très faible. Alors qu’à Singapour, Wang et al. (2017) montrent que malgré un effet très négatif de la hauteur on peut trouver des espèces de papillons et d’oiseaux sur des toitures à plus de 100 mètres de hauteur. Il est donc essentiel d’être prudent sur ces questions et de prendre en compte les enjeux d’aménagements et d’immobiliers qui les recouvrent.

## **Les promoteurs immobiliers et la biodiversité**



FIGURE 3.3 – *Apis mellifera* sur une marguerite (*Leucanthemum vulgare*).

*“Thus, our hope is that cities also concentrate the industry and creativity that have resided in urban centers throughout much of human history, making them hot spots for solutions as well as problems” (Grimm et al., 2008)*

## Introduction

À l'heure actuelle, les collectivités sont de plus en plus soucieuses de préserver la biodiversité en ville, comme le souligne notamment leurs communications et la mise en place de plan de gestion dans les grandes métropoles françaises (Dejean et al., 2019). C'est pourquoi de nombreuses villes tentent d'intégrer de plus en plus de nature en ville en multipliant les infrastructures vertes (*Green infrastructure* dans la littérature internationale). Ces infrastructures vertes sont définies par Parker et al. (2019) comme des réseaux d'espaces verts, des arbres, les zones humides (naturelles et artificielles), les systèmes de biofiltration, les murs végétalisés et les toitures végétalisées. La principale raison de cet engouement de la part des collectivités est que ces infrastructures vertes améliorent l'image de la collectivité en répondant à l'injonction du modèle de ville durable (Bourdeau-lepage, 2019) et qu'elles sont acceptées et désirées par les habitants des villes (Bourdeau-Lepage, 2013). Par ailleurs, ces infrastructures rendent de nombreux services écosystémiques. En effet, les habitants des villes peuvent tirer de nombreux bénéfices des infrastructures vertes et de la biodiversité qui les composent : amélioration de la santé mentale, de la santé physique, réduction du stress (Tzoulas et al., 2007), séquestration de carbone, amélioration de la qualité de l'air, alimentation, modération des événements climatiques extrêmes (Lovell & Taylor, 2013). L'expression de service écosystémique apparaît dans les années 70 pour désigner les bénéfices que les sociétés humaines tirent de la nature. Cette expression est devenue un véritable concept scientifique à la fin des années 1990 et au début des années 2000 (MEA, 2005). D'après Maris et al., (2016) cette notion a eu un fort succès et elle est aujourd'hui très mobilisée dans les sphères scientifiques, politiques, et auprès de certains acteurs économiques puisqu'elle permet de valoriser économiquement les bénéfices que les sociétés tirent de la nature (Costanza et al., 1997).

Afin de préserver la biodiversité en ville, il est nécessaire d'intégrer l'ensemble des acteurs des projets urbains (Ahern et al., 2014). Nous nous intéresserons dans cette partie, à l'un d'eux : les promoteurs immobiliers. Ces derniers ont pris une place prépondérante ces dernières années dans la mesure où ils intègrent de plus en plus les métiers de l'aménagement à partir de 2005<sup>1</sup> (Llorente et al., 2020; Maurice, 2017), ceux des services urbains (Peynichou, 2018), la production de logements sociaux (Gimat & Pollard, 2016), ainsi que l'intégration du développement durable dans leurs pratiques (Taburet, 2012). Les promoteurs immobiliers coordonnent de nombreux acteurs pour concevoir, réaliser et livrer des programmes immobiliers et en assument les risques financiers, administratifs et commerciaux. Les promoteurs immobiliers s'apparentent à des chefs d'orchestre (Fédération des promoteurs immobiliers<sup>2</sup>). Outre les thématiques abordées de plus en plus variées, ces acteurs interviennent également davantage à l'échelle du projet d'aménagement et se positionnent égale-

---

1. Loi (2005-809) relative aux concessions d'aménagement du 20 juillet 2005 qui oblige leur mise en concurrence.

2. <https://fpifrance.fr/articles/cest-quoi-la-promotion-immobiliere>, consulté le 25/01/2022.

ment en aval en proposant des services de gestion pour assurer une qualité urbaine (Peynichou, 2018; Arab, 2007) et sont ainsi devenus des opérateurs urbains. Selon Llorente et al. (2020), concurrencer les aménageurs publics permet à ces entreprises privées d'alimenter leurs filiales de promotions. Cependant, Llorente et al. (2020) soulignent que très peu d'entreprises sont capables de concurrencer les aménageurs publics car l'aménagement est une activité bien plus exposée au risque financier que celle de promoteur. Ainsi, celles qui le peuvent, sont souvent adossées à de grands groupes industriels ou financiers capables d'assumer ces investissements très élevés (figure 3.4). Le marché de la promotion est alors très concentré dans un nombre restreint de groupes (Pollard, 2007). Ces derniers se sont souvent construits en rachetant des structures de promotions locales ou régionales (Citron, 2016).

### Niveau d'intégration des opérateurs

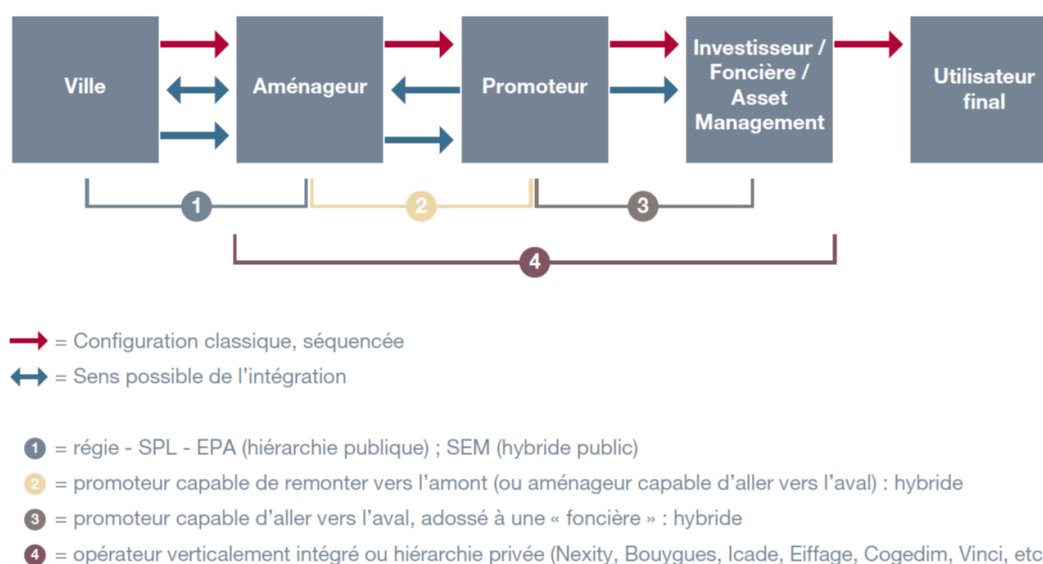


FIGURE 3.4 – La chaîne de l'aménagement et ses recompositions (Llorente & Vilmin, 2011).

Ces acteurs ont fait récemment l'objet de plusieurs travaux de recherche. Celui de P. Citron (2016) s'attache à décrire la profession de promoteur immobilier, les relations entretenues avec les autres parties prenantes du projet urbain et analyse la production de l'espace public par des groupes privés. L. Peynichou (2018) s'intéresse à l'évolution des échelles d'intervention du promoteur immobilier (du promoteur à l'opérateur urbain) et examine la mobilisation des principes d'innovation et d'expérimentation en comparant plusieurs projets en France et au Mexique. Enfin, A. Taburet (2012) cherche à comprendre comment les promoteurs immobiliers intègrent les problématiques de développement durable et répondent à une injonction à la durabilité en s'appuyant notamment sur leurs discours. Dans le cadre de ce travail, il constate que la biodiversité est très peu intégrée. En quelques années à peine, le constat de Taburet, semble

avoir bien évolué. Le 29 juillet 2016, Le Moniteur publie un article intitulé : « *La loi biodiversité inquiète promoteurs et aménageurs* »<sup>3</sup>, puis, le 10 octobre 2017 paraît dans La Tribune (une autre revue spécialisée de l'immobilier) « *la biodiversité est devenue un facteur d'attractivité* »<sup>4</sup>. La biodiversité serait alors passée en moins de 10 ans d'un point aveugle des projets d'aménagements à une contrainte réglementaire pour finalement devenir une opportunité pour les promoteurs immobiliers. Cette supposée évolution de la place de la biodiversité chez les promoteurs immobiliers interroge sur la façon dont ces acteurs l'intègrent dans leurs pratiques professionnelles.

**Dans un quatrième chapitre** on analysera les raisons de l'intégration de la biodiversité dans les projets urbains. À quelle demande répond l'intégration de biodiversité dans ces projets? **Dans un cinquième chapitre**, on tentera de comprendre comment est intégrée la biodiversité dans les entreprises de promotions immobilières. Quels services en a la charge et quels en sont les effets? **Dans un sixième chapitre**, on s'intéressera à la manière dont les promoteurs immobiliers intègrent la biodiversité dans leurs projets. **Enfin, dans un dernier chapitre (7<sup>ème</sup>)**, on essaiera de comprendre comment évoluent les intentions des promoteurs immobiliers au cours des projets, et s'il existe des freins à leur concrétisation.

## Méthodologie

Les travaux de recherche récents sur les promoteurs immobiliers sont portés par des géographes et urbanistes car leurs réalisations sont des objets de recherches notoires de ces champs disciplinaires. Bien que cette thèse soit pleinement intégrée en écologie urbaine, il apparaît essentiel de traiter la question de la relation entre promoteurs immobiliers et biodiversité compte tenu de l'objectif général de la thèse. Nous nous sommes donc appuyés sur des travaux de géographie et d'urbanisme, mais aussi des recherches menées en science de gestion ou en sociologie car elles sont très utiles pour comprendre les organisations et les pratiques professionnelles (Arab, 2007). Ainsi, nous avons mobilisé la théorie néo-institutionnelle qui permet de comprendre l'action des organisations, leurs ressemblances, leurs réponses aux pressions institutionnelles (Chiapello et al., 2013). Selon cette théorie, les organisations ont tendance à converger vers des pratiques similaires par isomorphisme institutionnel (DiMaggio & Powell, 1983). Il existe trois types d'isomorphismes institutionnels : coercitif, normatif et mimétique. L'isomorphisme coercitif correspond aux pressions formelles et informelles exercées par des parties prenantes dont l'organisation dépend. L'isomorphisme normatif se rapporte à la diffusion de normes résultant de la professionnalisation. Enfin, l'isomorphisme mimétique se réfère à un mimétisme des organisations entre-elles

---

3. <https://www.lemoniteur.fr/article/la-loi-biodiversite-inquiete-promoteurs-et-amenageurs.1279084>, consulté le 09/10/2021.

4. <https://www.latribune.fr/entreprises-finance/industrie/biens-d-equipement-btp-immobilier/batiment-la-biodiversite-est-devenue-un-facteur-d-attractivite-755212.html>, consulté 21/10/2021.

pour limiter l'incertitude.

Notre analyse se fonde sur une approche quantitative et qualitative des récits des promoteurs, c'est-à-dire sur leur vision et leur perception du système dont ils font partie. Dans un premier temps, nous avons mis en place un questionnaire en ligne<sup>5</sup> entre juin et août 2020 qui a permis de mieux comprendre la perception qu'ont les promoteurs de la biodiversité dans les projets urbains. Ce questionnaire a été adressé principalement<sup>6</sup> à des promoteurs et diffusé grâce au réseau du laboratoire et de l'entreprise qui m'a accueilli et grâce à des réseaux sociaux professionnels tels que LinkedIn. Nous avons recueilli 176 réponses. Dans un second temps, 17 entretiens semi-directifs ont été réalisés auprès de certains répondants sélectionnés sur la base de leur volonté de poursuivre une discussion sur les thématiques abordées dans le questionnaire. L'ensemble des entretiens a été effectué entre le 19 octobre 2020 et le 27 novembre 2020 en visioconférence en raison des conditions sanitaires. La durée moyenne des entretiens a été d'une heure (variant de 30 minutes pour le plus court à environ 1h20 pour le plus long). Les professionnels rencontrés ont des profils différents, des métiers différents (tableau 3.1) et font partie d'entreprises variées (12 entreprises distinctes) mais relativement semblables (puisque 10 sur 12 sont présentes dans le classement 2020 des 20 premières entreprises de promotion immobilière du journal Le Moniteur<sup>7</sup> (classement réalisé à partir du chiffre d'affaires).

Les entretiens (grille d'entretien en annexe) ont été retranscrits intégralement et analysés à l'aide d'un logiciel d'analyse de données qualitative. La retranscription intégrale a permis de s'approprier le contenu et de garantir la conservation des données brutes. L'approche du codage a été multithématique (Ayache & Dumez, 2011), en définissant des codes de manière dynamique, en relation avec nos questions de recherche (tableau 3.2). En pratique il s'agit de quadriller les entretiens, de les lire et de les relire, de coder des extraits comme appartenant à certaines thématiques et d'analyser les ressemblances et les dissemblances. Au fur et à mesure des lectures et de notre recherche, de nouveaux thèmes de codage ont été intégrés.

L'objectif de cette méthode a été d'analyser le discours des promoteurs sur leurs pratiques, sur leur entreprise, sur leurs façons de travailler et sur les relations qu'ils entretiennent avec l'ensemble des parties prenantes des projets urbains dans une démarche compréhensive inductive et abductive, c'est-à-dire par des allers-retours entre les faits issus de l'observation, les hypothèses et les théories.

---

5. [https://forms.office.com/Pages/DesignPage.aspx?auth\\_pvr=OrgId&auth\\_upn=SZ5846%40engie.com&lang=fr-FR&origin=OfficeDotCom&route=Start%23FormId=FJ0TJCzGR0yL3c5x6h1Qzz7N1A0AolJPp5Qr-7HM1FtUN0ZSTlo2SDhRNzVHVDdBOTQzUzhZVFNRWC4u](https://forms.office.com/Pages/DesignPage.aspx?auth_pvr=OrgId&auth_upn=SZ5846%40engie.com&lang=fr-FR&origin=OfficeDotCom&route=Start%23FormId=FJ0TJCzGR0yL3c5x6h1Qzz7N1A0AolJPp5Qr-7HM1FtUN0ZSTlo2SDhRNzVHVDdBOTQzUzhZVFNRWC4u)

6. Le questionnaire a également été adressé à quelques entreprises d'investissements immobiliers et des aménageurs publics. Ces entreprises représentent moins de 5 % des réponses.

7. <https://www.lemoniteur.fr/article/derriere-nexity-un-top-20-chamboule.2103134>, consulté le 10/10/2020.

TABLEAU 3.1 – Liste des entretiens semi-directifs réalisés.

Entretien	Profession	Date
1	Responsable de développement	19/10/2020
2	Chef.fe de projet	21/10/2020
3	Responsable RSE / développement durable	23/10/2020
4	Directeur.trice des innovations et de la ville	26/10/2020
5	Directeur.trice du développement	27/10/2020
6	Directeur.trice développement Grands projets IDF	30/10/2020
7	Développeur.euse immobilier	02/11/2020
8	Directeur.trice du développement	02/11/2020
9	Directeur.trice du développement	03/11/2020
10	Responsable de développement	04/11/2020
11	Directeur.trice de programme	06/11/2020
12	Responsable de développement	09/11/2020
13	Direction générale	10/11/2020
14	Direction générale	18/11/2020
15	Directeur.trice de développement des projets d'aménagements	20/11/2020
16	Directeur.trice de programme	27/11/2020
17	Directeur.trice RSE / développement durable	27/11/2020

TABLEAU 3.2 – Thématiques et sous thématiques de codage.

Thématique	Description de la thématique et sous thématiques
Profil, métier de promoteur et secteur.	Description du métier de promoteur, du poste actuel de l'enquêté et du secteur économique, économie de projet.
Les phases du projet et des exemples.	Histoire de la mise en place des projets, comment se passe la phase conception, réalisation, chantier.
Les parties prenantes des projets et leur demande.	Les rôles et les actions des différentes parties prenantes sur un projet. Etat, autres promoteurs (copromoteur), aménageurs, élus, collectivités, bureaux d'études techniques, écologues, paysagistes, architectes, constructeurs, associations, experts, investisseurs. Règlementation à l'échelle nationale et locale et formulation de la commande par les parties prenantes.
Actions relatives à la biodiversité dans les projets.	Eléments et actions mis en place dans les projets. Perception de la biodiversité (définition, utilité, nuisances, usages, esthétique, acceptation, rejet, etc.).
Biodiversité et autres enjeux environnementaux.	Carbone, énergie, densification urbaine, modèle de ville durable, performance environnementale. Synergies et opposition entre thématiques. Mobilisation des services écosystémiques.
Intégration de la biodiversité dans les entreprises de promotions immobilières.	Description des stratégies environnementales des promoteurs, du rôle de la RSE et du développement durable, des référents biodiversité.
Outils mobilisés pour l'intégration de la biodiversité.	Partenariats, labels, indicateurs de performance, « bonnes pratiques », expertises internes ou externes.
Intégration de la biodiversité : freins et opportunités.	Définition de la biodiversité et attentes esthétiques (visibilité des actions), cohabitation humains et non humains, échelles spatiales et temporelles de l'action du promoteur par rapport à celle de la biodiversité, économie de projet, manque de connaissance.
Solutions pour dépasser ces freins d'intégrations.	Qu'est ce qui initierait des changements de pratiques chez les promoteurs? De quel parties prenantes cela peut-il provenir?
Covid, effet confinement.	Les changements de pratiques et de perception qui pourraient être incitées par les confinements.

Cette méthode comporte trois biais principaux. Premièrement, nous tentons d'analyser le système d'intégration de la biodiversité chez les promoteurs dans les projets urbains à partir des dires et comportements de ces mêmes acteurs. Avec plus de temps, il aurait été évidemment intéressant d'analyser et de confronter cette vision avec le point de vue et le discours d'autres acteurs tels que celui des collectivités, des architectes, des investisseurs, des écologues, des paysagistes. Il nous semble toutefois intéressant d'analyser le point de vue de cet acteur qui semble prendre de plus en plus de place dans ces projets urbains. Enfin, ayant été intégré en partie dans une filiale de promotion et d'aménagement d'un grand groupe industriel, il nous a semblé intéressant de saisir cette opportunité pour étudier ce milieu que certains chercheurs considèrent difficile d'accès (Pollard, 2009).

Deuxièmement, tous les professionnels que nous avons rencontrés à l'exception d'un, travaillent dans de très grandes entreprises verticalement intégrées (figure 3.4) (Llorente & Vilmin, 2011), c'est-à-dire des opérateurs urbains<sup>8</sup>. Ces professionnels travaillent sur de grandes opérations mixtes. Nous supposons donc que notre panel n'est pas totalement représentatif des pratiques des promoteurs immobiliers en France.

Troisièmement, on suppose que les acteurs que nous avons rencontrés sont sincères alors que d'après Citron (2016) les promoteurs sont des acteurs très à l'aise en communication et sont habitués à contrôler leurs narrations :

*« Leur profession leur confère d'autre part un riche savoir-faire quant au contrôle de la parole et de la narration de leurs actions. M. Pinçon et M. Pinçon-Charlot soulignent les difficultés de l'étude d'un acteur dont la maîtrise de soi est une des qualités intrinsèques, laissant peu de place à une spontanéité considérée comme un marqueur plus fidèle de la réalité des comportements (Pinçon et Pinçon-Charlot 1997). »<sup>9</sup>.*

Enfin, on peut s'interroger sur la représentativité de l'échantillon des participants aux questionnaires et aux interviews. En effet, nous avons sélectionné les participants aux entretiens sur la base d'une volonté. On suppose donc que les enquêtés ont un intérêt personnel ou professionnel à participer à cet entretien. Ils et elles pourraient avoir un niveau de connaissance ou un niveau de sensibilisation plus élevé du fait de leur intérêt pour la thématique biodiversité. A contrario, ils pourraient participer aux entretiens dans l'objectif de gagner des compétences sur le sujet.

C'est en connaissance de ces potentiels biais que nous avons utilisé le matériau des questionnaires et des entretiens. En outre, l'utilisation de différentes méthodologies et de différentes approches (qualitative et quantitative) ainsi que des données ethnographiques acquises lors de réunions et d'ateliers et des données diffusées par les entreprises permettent de limiter ces biais en croisant les informations.

---

8. Dans la suite du document on utilisera alors indifféremment les termes de promoteurs immobiliers et d'opérateurs urbains privés pour faire référence aux enquêtés.

9. *Les promoteurs immobiliers dans les projets urbains*. Paul Citron (2016), page 48.

## **4 Que recouvre l'intérêt des promoteurs pour la biodiversité?**

### **4.1 Article**

Tanguy LOUIS-LUCAS  
*Publié dans Métropolitiques le 20 septembre 2021*

## Que recouvre l'intérêt des promoteurs pour la biodiversité ?

Tanguy Louis-Lucas

### Dossier : « L'urbanisme écologique : un nouvel impératif ? »

*Les références à la « biodiversité » dans les projets urbains comportent de nombreuses ambiguïtés. Tanguy Louis-Lucas s'est intéressé au rôle joué par les promoteurs dans la montée en puissance de cette thématique.*

Les promoteurs immobiliers occupent une place prépondérante dans les projets urbains. Responsables de projets à l'échelle du bâtiment, leur métier a progressivement évolué vers l'aménagement urbain, intégrant donc la conception d'espaces extérieurs, en raison notamment de la baisse de capacité d'investissement du secteur public. Les plus grandes entreprises de ce secteur sont ainsi devenues de véritables opérateurs urbains (Citron 2016).

Malgré l'intégration de différentes dimensions du développement durable dans leurs pratiques professionnelles depuis plus d'une dizaine d'années sous l'impulsion de réglementations, telles que la loi Grenelle sur l'environnement (2010)<sup>1</sup>, la biodiversité (c'est-à-dire l'intégration d'espèces animales et végétales diversifiées et la prise en compte de leurs interactions réciproques avec leur milieu) reste souvent un point aveugle des projets (Taburet 2012 ; Clergeau 2020). Pourtant, ce domaine d'action suscite un intérêt croissant de ces opérateurs avec la reconnaissance d'une demande de « nature » par les citoyens et leurs représentants élus (Bourdeau-Lepage 2013) et la création de certifications, telles que le label Biodiversity, témoignant de la montée en puissance de la prise en compte de la biodiversité dans les projets (Lemonnier 2021).

Que révèle cette montée en puissance de la biodiversité chez les opérateurs urbains ? Répond-elle à des exigences de la commande publique ? Répond-elle à une demande distincte d'une demande de verdissement, ou sa présence s'apparente-t-elle à une offre de solutions proposées par les opérateurs pour limiter les caractéristiques négatives de la ville (par exemple : îlots de chaleurs, manque d'espaces verts...) ?

Les réponses à ces questions, présentées dans cet article<sup>2</sup>, sont issues de l'analyse des réponses à un questionnaire adressé aux principaux promoteurs immobiliers français, c'est-à-dire certaines des plus grandes entreprises de ce secteur opérant à l'échelle nationale (176 réponses), et de dix-sept entretiens semi-directifs réalisés auprès de cadres et représentants de ces entreprises.

### Réglementation et concurrence : le moteur des projets urbains

Les opérateurs urbains privés font face à une montée des exigences publiques dans les projets pour prendre en compte la biodiversité. Les répondants soulignent ainsi l'évolution de la réglementation nationale : loi Grenelle sur l'environnement (2010), loi biodiversité (2016)<sup>3</sup>, discussion autour du principe de zéro artificialisation nette inclus dans le projet de loi portant sur la

<sup>1</sup> Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement.

<sup>2</sup> Cet article s'inscrit dans le cadre d'une thèse de doctorat. Je souhaiterais remercier Engie Solutions Aire Nouvelle, filiale de promotion et d'aménagement du groupe Engie, qui finance cette thèse. Je souhaiterais également remercier Nathalie Machon, Philippe Clergeau, Sabine Bognon et Flavie Mayrand qui encadrent ce doctorat.

<sup>3</sup> Loi n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages.

lutte contre le dérèglement climatique et le renforcement de la résilience face à ses effets. Les changements dans la réglementation sont donc le premier vecteur de prise en compte de la biodiversité selon l'ensemble des répondants à notre enquête.

Les promoteurs, bailleurs, investisseurs ou constructeurs, sans l'incitation administrative et réglementaire, ils n'auraient pas pris le chemin tout seuls, [...] la loi et la réglementation ont poussé tout le monde à se poser ces questions<sup>4</sup>.

Outre la réglementation à l'échelle nationale, l'évolution de la commande publique à l'échelle des collectivités a joué un rôle majeur. Dans le contexte actuel de coproduction urbaine publique et privée, la volonté d'intégrer la biodiversité semble surtout provenir des collectivités. À propos de la biodiversité, on serait ainsi passé de « la commande à l'exigence<sup>5</sup> » pour les opérateurs, soulignant ainsi le renforcement des revendications des collectivités sur ce sujet.

Aujourd'hui, il y a une vraie prise de conscience, nos projets sont rechallengeés (*sic*) après les municipales [2020] pour une meilleure prise en compte de ces aspects<sup>6</sup>.

D'après les promoteurs interviewés, l'intégration de biodiversité dans les projets serait accélérée par une sensibilisation accrue des collectivités. Les commanditaires publics réclameraient de plus en plus cette intégration en contraignant les opérateurs privés. Cependant, ces exigences semblent principalement orientées vers une biodiversité avant toute chose visuelle.

### La biodiversité comme « vitrine verte »

Les promoteurs se disent en effet avant tout jugés et sélectionnés par les collectivités et les élus en fonction des rendus graphiques des projets. Ces éléments visuels (figures 1 et 2) permettent aux commanditaires de distinguer ces projets, qui alimentent la compétition entre des territoires reconnus pour leur « valorisation » de la biodiversité, dans l'intention d'attirer de nouveaux investisseurs et habitants (Arnould *et al.* 2011 ; Bourdeau-Lepage 2019).

Quand vous êtes sur un concours et que vous remettez des perspectives du projet [pièces graphiques d'un dossier], [...] les élus se tourneront souvent vers l'image la plus flatteuse<sup>7</sup>.

**Figure 1. Perspective graphique du projet de cluster des médias dans le cadre des Jeux olympiques de 2024, remporté par le groupement mené par Sogeprom**



Source : <https://projets.ouvrages-olympiques.fr/cluster-des-medias>.

<sup>4</sup> Extrait d'un entretien réalisé auprès d'un membre de la direction générale.

<sup>5</sup> *Ibid.*

<sup>6</sup> Extrait d'un entretien réalisé auprès d'un responsable RSE en charge de la biodiversité.

<sup>7</sup> Extrait d'un entretien réalisé auprès d'un directeur du développement, en charge des grands projets Ile-de-France.

**Figure 2. Perspective graphique du projet « Révélation Lumière » à Noisy-le-Grand, dans le cadre du concours Inventons la Métropole du Grand Paris 2, remporté par BNP Paribas Real Estate**



Source: <https://presse.realestate.bnpparibas.fr/metropole-grand-paris>.

La capacité des commanditaires à juger de la qualité écologique des projets conçus par les opérateurs semble discutable. Selon les promoteurs rencontrés<sup>8</sup>, la biodiversité serait même instrumentalisée par les élus, à des fins de popularité ou électoralistes. « Vitrine politique », « exemplarité et communication », « être réélu », « satisfaire les attentes des électeurs » sont les expressions utilisées lorsqu'on interroge les opérateurs privés sur les motivations des commanditaires. Ainsi, « il faut que ce soit visible et [...] vert, il faut que ça exprime un message<sup>9</sup> ».

Cet impact visuel serait également très important pour les citoyens, selon les promoteurs. Des recherches récentes corroborent notre enquête : la population préférerait des surfaces végétalisées<sup>10</sup> à des surfaces minérales<sup>11</sup> sur les trottoirs (Bonthoux *et al.* 2019).

Cette demande de « verdure » semble faire écho aux aménités que la biodiversité apporterait. Mobilisée par les promoteurs pour répondre aux demandes qui leur sont faites, celle-ci renverrait alors à une vision utilitariste anthropocentrique de la nature. Dans cette optique, les espaces naturels devraient avoir un usage pour avoir de la valeur (Maris *et al.*, 2016), comme le souligne l'extrait ci-dessous :

L'aspect biodiversité va être : est-ce que les organismes arrivent à survivre avec ces bâtiments, [...] mais ça les habitants ne vont pas le voir [...], ils s'en fichent, par contre là où ça va avoir un impact c'est les choses qui se voient, qui vont avoir un usage et un impact direct<sup>12</sup>.

En effet, selon les promoteurs, la plupart des citoyens, qu'ils soient usagers des projets qu'ils conçoivent ou élus des territoires qui les portent, partagent une attente forte pour des services de régulation et les aménités (figure 3). Cette appréciation de la demande, bien que similaire à certaines recherches récentes (Lapointe *et al.* 2019), semble réductrice et ne tient pas compte des valeurs relationnelles associées à la nature (Chan *et al.* 2016). La biodiversité s'apparente donc selon les promoteurs à une solution contre les « caractéristiques environnementales urbaines

<sup>8</sup> 90 % des répondants du questionnaire ayant utilisé spontanément les zones d'expression ouverte utilisent ces termes. De plus, la quasi-totalité des interviewés adoptent cette posture.

<sup>9</sup> Extrait d'un entretien réalisé auprès d'un directeur du développement d'opérations d'aménagements.

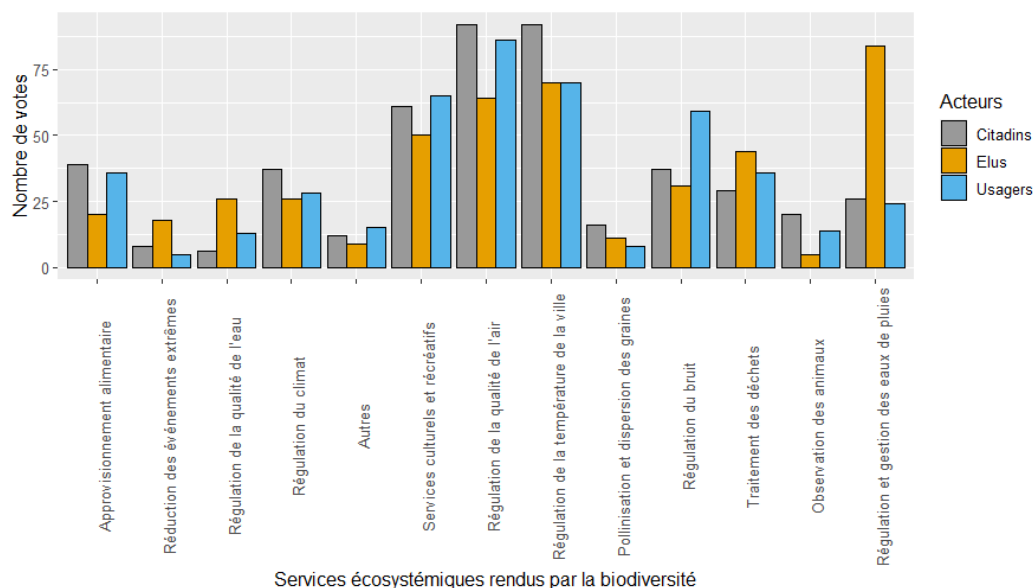
<sup>10</sup> « ils veulent du vert » : extrait d'un entretien réalisé auprès d'un directeur du développement.

<sup>11</sup> « les gens n'aiment pas trop la terre à nu » : extrait d'un entretien réalisé auprès d'un directeur du développement.

<sup>12</sup> Extrait d'un entretien réalisé auprès d'un responsable développement en charge des grands projets.

« négatives » : îlot de chaleur, ruissellement, manque d'espaces verts. L'utilisation du terme renvoie à une nature et à des espaces verts qualitatifs (voir aussi Clergeau *et al.* 2021), c'est-à-dire des lieux qui auraient fait l'objet d'un travail approfondi par les opérateurs. Ce travail aurait pour objectif d'« optimiser » l'environnement préexistant pour qu'il rende plus de « services », comme le stipule l'un des critères du label Biodiversity (voir plaquette du label<sup>13</sup>). La biodiversité est donc assimilée aux termes d'une nature accordée à des exigences relevant de la production économique et du marché, sans la fonctionnalité et la diversité définies par les écologues.

**Figure 3. Services apportés par la biodiversité les plus attendus par les citoyens, les élus et les usagers selon les promoteurs immobiliers**



Classification selon Gomez-Baggethun et Barton 2013.

Les promoteurs perçoivent davantage une demande de « service lié à la nature » qu'une demande intrinsèque de biodiversité de la part des citoyens. Pour eux, la biodiversité se réduit à une nature esthétique verdoyante fournissant des bénéfices, gage de « qualité » dans un projet urbain selon les critères du marché immobilier. *A contrario*, les collectivités et l'État semblent être le moteur de l'action à travers la réglementation et la commande publique, pour répondre aux attentes de leur électorat et garantir un haut niveau d'attractivité des territoires.

### Une demande floue qui interroge

La qualité des « services rendus » par la biodiversité conçue et imaginée par les promoteurs demeure incertaine, tant elle dépend de nombreuses variables peu ou pas maîtrisées par ces opérateurs urbains. Cette situation interroge la légitimité de ces acteurs à concevoir ces espaces et à mobiliser les « services écosystémiques » comme des arguments de vente.

Outre la légitimité des promoteurs, nos résultats mettent en question celle des collectivités et des élus à juger le critère de biodiversité des propositions des opérateurs. Une meilleure formation des opérateurs et des collectivités pourrait améliorer significativement la prise en compte de la biodiversité dans les projets.

En faisant porter cette compétence aux promoteurs immobiliers, les collectivités donnent à la biodiversité le statut d'un service : celle-ci devient une offre d'un catalogue qu'on insère (ou non) à la demande du client. Ce constat invite à remettre en question l'élargissement de l'offre des

<sup>13</sup> <http://cibi-biodiversity.com/wp-content/uploads/2015/06/CIBI-PLAQUETTE.pdf>.

opérateurs privés vers la production de contenus et la gestion d'espace (par exemple : le rôle de gestionnaire et d'accompagnement pédagogique pour les citoyens) (Peynichou 2018) compte tenu de leur légitimité sur le sujet de la biodiversité.

Enfin, ces résultats invitent à repenser la demande de biodiversité par rapport à la demande d'espace vert dans les projets urbains, et à questionner le rôle du promoteur immobilier vis-à-vis de ce sujet qui prend de plus en plus d'ampleur dans les opérations urbaines. Il serait particulièrement utile d'interroger la légitimité de cet acteur, les échelles temporelles et spatiales de son action, mais aussi son rôle dans l'orientation des politiques et la concrétisation des intentions qu'ils formulent.

## Bibliographie

- Arnould, P., Le Lay, Y.-F., Dodane, C. et Méliani, I. 2011. « La nature en ville : l'improbable biodiversité », *Géographie, économie, société*, vol. 13, n° 1, p. 45-68. Disponible en ligne à l'URL suivant : <https://www.cairn.info/revue-geographie-economie-societe-2011-1-page-45.htm>.
- Bonthoux, S., Chollet, S., Balat, I., Legay, N. et Voisin, L. 2019. « Improving nature experience in cities: What are people's preferences for vegetated streets? », *Journal of Environmental Management*, vol. 230, p. 335-344.
- Bourdeau-Lepage, L. 2019. « Végétaliser les villes : une question ancienne ? », *Métropolitiques* [en ligne]. URL : [https://metropolitiques.eu/Vegetaliser-les-villes-une-question-ancienne.html?var\\_mode=calcul](https://metropolitiques.eu/Vegetaliser-les-villes-une-question-ancienne.html?var_mode=calcul).
- Bourdeau-Lepage, L. 2013. Dossier « Nature(s) en ville », *Métropolitiques* [en ligne]. URL : [https://metropolitiques.eu/Nature-s-en-ville.html?var\\_mode=calcul](https://metropolitiques.eu/Nature-s-en-ville.html?var_mode=calcul).
- Chan, K., Balvanera, P., Benessaiah, K., Chapman, M., Díaz, S., Gómez-Baggethun, E., Gould, R., Hannahs, N., Jax, K., Klain, S., Luck, G., Martín-López, B., Muraca, B., Norton, B., Ott, K., Pascual, U., Satterfield, T., Tadaki, M., Taggart, J. et Turner, N. 2016. « Opinion: Why protect nature? Rethinking values and the environment », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, n° 6, p. 1462-1465.
- Citron, P. 2016. *Les Promoteurs immobiliers dans les projets urbains. Enjeux, mécanismes et conséquences d'une production urbaine intégrée en zone dense*, thèse de géographie, Université Paris-1 Panthéon-Sorbonne.
- Clergeau, P. (dir.). (2020). *Urbanisme et biodiversité, vers un paysage vivant structurant le projet urbain*, Rennes, Éditions Apogée.
- Clergeau, P., Jarjat, P., Raymond, R. et Ware, S. 2021. « La place du vivant non humain en ville de plus en plus plébiscitée par les citoyens », *Revue internationale d'urbanisme*, n° 9. Disponible en ligne à l'URL suivant : <http://www.riurba.review/Revue/la-place-du-vivant-non-humain-94/>.
- Gómez-Baggethun, E. et Barton, D N. 2013. « Classifying and valuing ecosystem services for urban planning », *Ecological Economics*, vol. 86, p. 235-245.
- Lapointe, M., Cumming, G. S. et Gurney, G. G. 2019. « Comparing ecosystem service preferences between urban and rural dwellers », *BioScience*, vol. 69, n° 2, p. 108-116.
- Lemonnier 2021. « Certification environnementale : toujours plus de bâtiments certifiés en Europe », *Batiweb* [en ligne], URL : <https://www.batiweb.com/actualites/developpement-durable/certification-environnementale-toujours-plus-de-batiments-certifies-en-europe-37151>.
- Maris, V., Devictor, V., Doussan, I. et Béchet, A. 2016. « Les valeurs en question », in *Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques*, Paris, Éditions Quæ, p. 21-38.
- Peynichou, L. 2018. *Quand les promoteurs immobiliers produisent la ville de demain : étude de deux projets urbains de standing en France et au Mexique*, thèse d'aménagement du territoire et d'urbanisme, Université Paris-Est Marne-la-Vallée.

Taburet, A. 2012. *Promoteurs immobiliers privés et problématiques de développement durable urbain*, thèse de doctorat de géographie sociale et régionale, Université du Maine.

**Tanguy Louis-Lucas** est doctorant au Muséum national d'histoire naturelle (MNHN), au sein du CESCO (Centre d'écologie et des sciences de la conservation) et travaille sur les modalités d'intégration de la biodiversité dans les projets d'aménagements urbains.

**Pour citer cet article :**

Tanguy Louis-Lucas, « Que recouvre l'intérêt des promoteurs pour la biodiversité ? », *Métropolitiques*, 20 septembre 2021. URL : <https://metropolitiques.eu/Que-recouvre-l-interet-des-promoteurs-pour-la-biodiversite.html>.

## **5 Comment la notion de biodiversité est intégrée dans une entreprise de promotion immobilière?**

Dans le dernier chapitre nous avons analysé pourquoi les opérateurs urbains intègrent la notion biodiversité dans leurs offres, à quelle demande cela répond. Nous avons pu constater qu'elle répond en premier lieu à une demande qui émane de la réglementation nationale et de la commande publique (collectivités, communes, aménageurs publics, etc. ). Les acteurs de la promotion immobilière ne ressentent pas de demandes intrinsèques de biodiversité de la part des usagers (diversité d'espèces, diversité génétique, de relations entre espèces et entre écosystèmes). Face à cette demande provenant donc principalement des collectivités, les promoteurs se saisissent de ce sujet. Mais comment cet objet complexe est intégré dans ces grandes entreprises? Quel service en a la charge? Qu'est-ce que cela génère sur la façon d'appréhender la biodiversité?

### **5.1 Un sujet saisi par la RSE : responsabilité sociétale des entreprises**

Dans la plupart des organisations dont font partie les enquêtés, un service est en charge de traiter le sujet biodiversité : le service développement durable ou le service RSE (responsabilité sociétale des entreprises). Si les services développement durable sont des émanations assez directes de la diffusion des conclusions du sommet de la terre de 1992, les services RSE ont une histoire qui leur est liée mais plus ancienne. La question de la responsabilité sociétale des entreprises s'est en effet d'abord posée aux États-Unis au début du 20<sup>ème</sup> siècle avec la généralisation du modèle de grande entreprise à actionnariat et de la figure du dirigeant. À partir des années 1960-70, les entreprises sont pointées du doigt et subissent de plus en plus de pressions sur les aspects sociaux et environnementaux (Acquier et Aggeri, 2008). À partir des années 1995, Acquier et Aggeri (2008) notent un rapprochement entre RSE et développement durable. Ainsi, les personnes que nous avons rencontrées dans le cadre de notre travail de terrain n'ont jamais fait la distinction entre service RSE et développement durable,

conformément à une approche francophone de la RSE (El Hila & Amaazoul, 2013). Dans certains cas, des employés ont affirmé que ce service avait changé plusieurs fois de dénomination car « *les entreprises communiquent aussi bien autour de la notion de RSE qu'en déclinant les préceptes du développement durable dans leur stratégie.* »<sup>1</sup> (Mauléon & Silva, 2009). D'après El Hila et Amaazoul (2013), bien que la RSE soit un concept flou, il est fédérateur et s'articule autour du même triple enjeu que le développement durable, réconcilier le profit, le social et la planète.

« *Sur tous les sujets sur lesquels on travaille, elle [la responsable biodiversité du service RSE] est dans la boucle même sur un projet où le capital biodiversité n'est pas évident. On a parfois des sites industriels que nous devons transformer et pourtant on estime que les échanges avec elle sont importants. Elle concentre toutes les informations et fait une veille interne et externe.* »<sup>2</sup>

Ce service a donc pour rôle d'intervenir directement sur les projets et d'identifier des enjeux de biodiversité; de créer des outils et des démarches; d'effectuer une veille sur les informations, outils, acteurs et démarches existantes externe à l'entreprise; et de guider les équipes opérationnelles vers de « bonnes pratiques », c'est-à-dire, des « *technologies et techniques éprouvées, dont on peut transmettre le mode d'emploi et garantir avec une certaine assurance le niveau de performance escompté* » (Arab, 2007, p1).

Le rôle externe de ce service s'apparente à un rôle de communication. Dans certaines entreprises le service RSE est relié ou confondu avec celui de la communication d'après certains enquêtés. Par ailleurs, la RSE définit des engagements en fonction de la stratégie de l'entreprise et les impose aux opérationnels. Dans une des entreprises que nous avons rencontrées, dix engagements en faveur de la nature et de la biodiversité ont été pris par ce service à l'échelle du groupe.

« *Nous respectons les trois strates de la biodiversité et nous favorisons le paillage naturel. 100% des projets doivent respecter ces engagements décidés par le groupe. Ça peut paraître basique, mais sur certains projets c'est une vraie montée en gamme.* »<sup>3</sup>

De plus, certains acteurs font état de « fiches biodiversité » mises en place par le service RSE. Ces fiches imposent aux opérationnels de répondre à certains paramètres et peuvent faire office de cahier des charges. Elles organisent également la remontée de données environnementales sur les projets.

« *Dans les comités internes pour valider les différentes étapes du projet, on a maintenant des fiches RSE où le projet doit répondre à un certain nombre de questions sur la*

---

1. Etats des lieux de la RSE et du développement durable en France. Mauléon & Silva (2009), p23.

2. Extrait de l'entretien 6 réalisé le 30/10/2020.

3. Extrait de l'entretien 2 réalisé le 21/10/2020.

*biodiversité.* »<sup>4</sup>

Ces éléments permettent au service RSE d'initier de « bonnes pratiques » chez les opérationnels. Ces changements de pratiques mobilisent des dispositifs obligatoires décidés par les entreprises qui tendent à modifier les habitudes. Cependant comme le souligne l'extrait ci-dessous, ces fiches servent davantage à créer des actions qu'à être performant sur cette thématique. Cette extrait peut souligner la valeur de caution (l'adoption de l'outil apporte de la légitimité indépendamment de son impact réel) et la valeur d'appropriation (lié aux réappropriations et co-conception avec les utilisateurs) (De Vaujany, 2006) qu'ont les outils développés par la RSE.

*« Au niveau des promoteurs il y a un levier très puissant c'est le comité d'engagement ou le comité d'acquisition. Dans ces comités, on a des documents très cadrés pour que la direction puisse prendre des décisions fiables. On fait la fiche carbone de tous nos projets et maintenant on fait la fiche biodiversité de tous nos projets. Intégrer des indicateurs sur la biodiversité à côté des indicateurs financiers et juridiques c'est la meilleure manière de contraindre les gens. Si le dossier n'est pas complet, on ne peut pas le présenter. Si le responsable du projet doit présenter cette pièce et qu'il ne sait pas comment la remplir, il va poser des questions et aller chercher des informations. Cela va créer des réflexes. Après il y a la question du contenu... »*<sup>5</sup>

## 5.2 La recherche de performance

Le service en charge de la biodiversité intègre les démarches et fiches qu'il développe dans des indicateurs. Un indicateur se définit comme un instrument servant à fournir des indications sur un phénomène, ce ne sont pas des mesures. L'avantage des indicateurs, c'est qu'ils disjoignent le signifiant (la mesure) et le signifié (l'objet à mesurer) et sont donc des fictions utiles (Desrosières, 2008). Ils sont des « résumés, des représentants, des porte-parole de choses muettes, complexes et hors de portée » (Levrel, 2006, p147). Ces indicateurs permettent alors le suivi de la performance en interne, le respect des engagements, la prise de décisions et la communication vers l'extérieur.

*« On développe un indicateur qui se base sur le coefficient de biotope par surface pour analyser de manière très factuelle le site initial, le projet et les leviers pour maximiser l'impact positif du projet. »*<sup>6</sup>

Ces indicateurs, parfois directement conçus en interne, se fondent souvent sur une analyse comparative des surfaces végétalisées avant et après projet. Ils repré-

---

4. Extrait de l'entretien 16 réalisé le 27/11/2020.

5. Extrait de l'entretien 2 réalisé le 21/10/2020.

6. Extrait de l'entretien 3 réalisé le 23/10/2020.

sentent le pourcentage de surface favorable à la biodiversité pondéré par le type de surface (toiture végétalisée, mur végétalisé, etc.). Ces indicateurs sont composites, ils regroupent différentes variables et paramètres ayant un effet sur la biodiversité. Ils ont l'avantage d'être synthétiques mais interrogent sur les pondérations utilisées (Levrel, 2006). Bouygues Immobilier utilise une « calcullette biodiversité<sup>7</sup> » qui suit ce principe. Si le projet final présente au moins 10% de plus de surface favorable que l'existant, il aurait alors un « impact positif » sur la biodiversité. D'autres outils fonctionnant sur une approche similaire ont été développés tels que Biodiv(strict), élaboré par Vinci Construction et par AgroParisTech. Cette approche permet aux promoteurs d'avoir un indicateur quantitatif sur la biodiversité et de communiquer sur l'impact positif de leur projet. Elle semble être particulièrement importante pour ces organisations. Ces indicateurs sont encore très récents dans ces entreprises et très peu parmi d'opérateurs privés les utilisent. En effet, d'après eux, la performance sur la biodiversité est très difficilement mesurable et quantifiable. L'objectif est pour eux de démontrer par un indicateur quantitatif que leurs actions produisent un impact positif sur la biodiversité. C'est pour cette raison que les indicateurs existants utilisent comme variable principale la surface végétalisée, une variable maîtrisée et mesurable. L'objectif d'utiliser des indicateurs quantitatifs est pour les promoteurs une solution pour objectiver et mesurer leur performance en interne et en externe (pour les clients et les partenaires). En interne, il permet d'acquérir des connaissances sur le sujet, puisque comme le souligne Levrel (2006), les indicateurs stabilisent des connaissances dans un environnement incertain.

*« Le carbone c'est facile, c'est beaucoup plus quantifiable, si on met du bois on arrive à chiffrer l'impact positif de ces intégrations. La biodiversité c'est beaucoup plus complexe. »<sup>8</sup>*

Pourtant, il existe de très nombreux indicateurs de biodiversité : La richesse en espèces, l'indice de Shannon, l'indice de Pielou, la liste rouge de l'IUCN, la part d'espèce invasive, la part de la surface artificialisée, etc. Les indicateurs de biodiversité se concentrent sur les pressions, son état ou la réponse (UICN, 2014). Ce n'est pas le manque d'indicateurs qui constitue la difficulté, mais leur méconnaissance ou leur inadaptation aux métiers, au contexte et aux objectifs des opérateurs urbains, comme le souligne l'extrait d'un entretien ci-dessous.

*« Pour le carbone et pour l'énergie, je sais qu'il y a des tableurs et des calcullettes qui permettent de chiffrer. Je ne suis pas sûr que pour la biodiversité et les services écosystémiques on soit en capacité de le faire. »<sup>9</sup>*

---

7. <https://www.businessimmo.com/contents/127333/bouygues-immobilier-se-dote-d-un-outil-evaluant-limpact-dun-projet-immobilier-sur-la-biodiversite>, consulté le 23 novembre 202.

8. Extrait de l'entretien 3 réalisé le 23/10/2020.

9. Extrait de l'entretien 8 réalisé le 02/11/2020.

Chez les promoteurs que nous avons rencontrés, les indicateurs concernant les thématiques de l'énergie et du carbone semblent plus appropriés. Ils leur permettent de définir la qualité d'un projet. Moins le projet émet de GES (gaz à effet de serre) et moins il consomme d'énergie, plus le bâtiment est considéré comme qualitatif. L'émergence et la diffusion rapide d'indicateurs communs tels que le kWh et la tonne équivalent CO<sub>2</sub> ont ancré la problématique d'énergie et de carbone dans une forme de réalité comme le souligne Alain Desroziers (2008). Finalement, l'absence d'indicateurs universels sur la biodiversité rend cet objet moins saisissable, compréhensible ce qui peut générer une hiérarchisation entre les thématiques environnementales dans les projets urbains.

Finalement, en intégrant la biodiversité à des étapes clés au sein de l'organisation, la RSE peut imposer la prise en compte de la biodiversité aux équipes opérationnelles et faire respecter les engagements pris tout en créant une démarche leur permettant de structurer et d'homogénéiser l'action des opérationnels autour de « bonnes pratiques ». Il nous apparaît incontournable d'évoquer la place de la biodiversité par rapport aux thématiques environnementales que gèrent les services RSE ou développement durable.

### **5.3 La biodiversité, une thématique environnementale parmi d'autres ?**

Au sein des entreprises, les sujets environnementaux sont segmentés : plusieurs enquêtes évoquent l'existence de référents pour chaque thématique traitée par l'entreprise.

*« La biodiversité va être traitée comme une thématique de développement durable : la performance énergétique des bâtiments, la pollution des sols, les réseaux de chaleur, la mobilité. La biodiversité va être une verticale. »<sup>10</sup>*

Certaines thématiques semblent plus importantes que d'autres : l'énergie et le carbone, comme le souligne l'extrait ci-dessous. L'efficacité énergétique et un bilan carbone raisonnable sont synonymes de performance environnementale du projet pour la majorité des promoteurs que nous avons rencontrés.

*« Mon focus principal c'est le carbone, mon objectif n° 1 c'est le climat, moins mon projet émet de CO<sub>2</sub>, plus je vais être efficace. Il y a deux critères sur le bilan carbone : le bilan carbone à la conception (comment je fabrique mon immeuble ? Est-ce que j'utilise du bois ? Est-ce que j'utilise du béton bas carbone ? D'où vient le matériel ? Est-ce que c'est bio-sourcé ? Est-ce que c'est du réemploi ?), et ensuite, il y a le bilan carbone d'ex-*

---

10. Extrait de l'entretien 1 réalisé le 19/10/2020.

*plotation, c'est-à-dire l'ajout d'énergie décarbonée sur le projet qui me permet d'avoir des immeubles qui sont plus efficaces et vertueux avec un impact neutre vis-à-vis de l'environnement. Décarboner des actifs me permet d'être dans une logique vertueuse.*  
 »<sup>11</sup>

29% des répondants au questionnaire considèrent le carbone comme la thématique environnementale la plus importante du point de vue de l'ambition environnementale d'un projet urbain. 26% des répondants positionnent l'énergie à la première position. La biodiversité est quant à elle positionnée par 12% des répondants à la première place. Ainsi que le confirme le questionnaire (figure 5.1), le carbone et l'énergie sont perçus comme des piliers de la politique environnementale des promoteurs. La biodiversité semble perçue comme un sujet important, mais pas primordial par rapport à l'énergie et au carbone (figure 5.1).

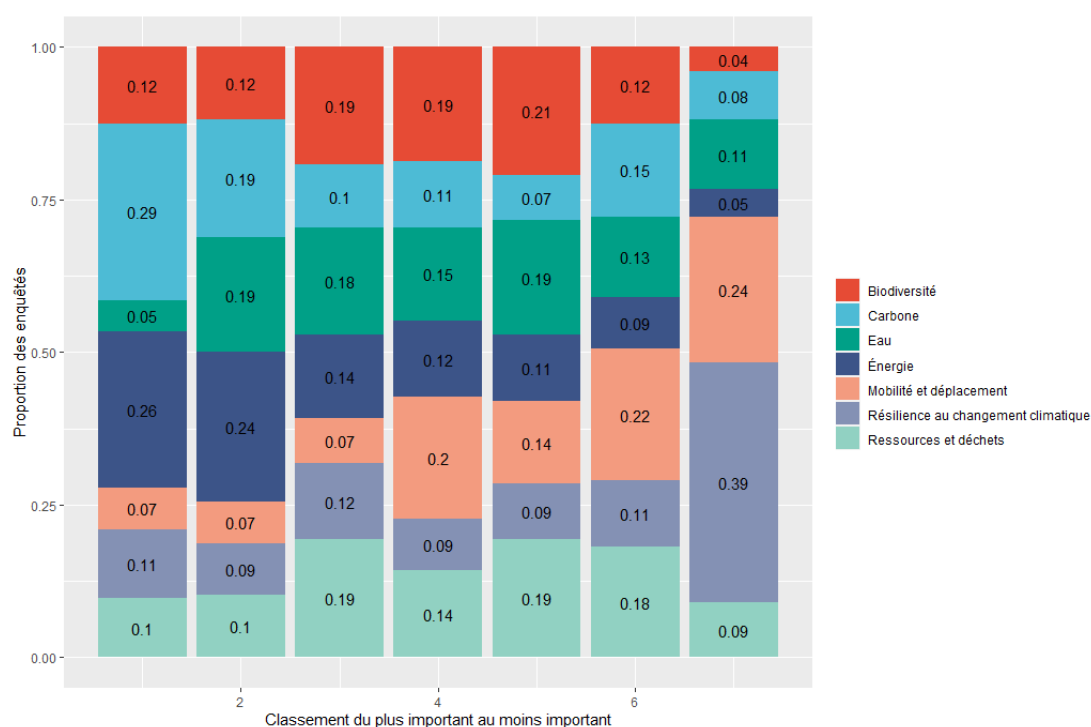


FIGURE 5.1 – Classement des thématiques environnementales à partir du questionnaire selon le gain d'ambition environnementale pour le projet. L'axe des abscisses correspond au classement des sept thématiques (1 correspond à un gain très important alors que 7 très faible).

Les thématiques de l'énergie et du carbone sont fortement liées, elles visent à lutter contre le réchauffement climatique en limitant l'émission de GES. D'un côté, l'énergie : l'objectif est pour le promoteur de faire un bâtiment qui consomme le moins

11. Extrait de l'entretien 7 réalisé le 02/11/2020.

d'énergie possible ce qui génère une économie directe pour les futurs acquéreurs et limite l'empreinte carbone durant son exploitation. De l'autre côté, le bilan carbone de conception : le but est pour le promoteur d'avoir un bâtiment avec une empreinte carbone la plus faible possible. Cet objectif passe par exemple par l'utilisation de matériaux à faible empreinte carbone tels que le bois ou bien des bétons à faible émission. En analysant les solutions mises en place dans des projets d'aménagements certifiés, Blanco et al. (2022) notent également une importance très forte de la thématique énergie.

On peut expliquer l'apparente hiérarchie des sujets environnementaux par l'ancienneté des sujets climatiques et énergétiques par rapport aux enjeux de biodiversité. En effet, ces sujets sont réglementés en France depuis longtemps : RT1974, RT1976, RT1982, RT1982, RT1988, RT2000, RT2005, RT2007, RT2012 et enfin RE2020. De plus, à l'échelle internationale, la convention cadre des Nations Unies sur le changement climatique est signée en 1992 et le protocole de Kyoto entre en vigueur en 2005. A contrario, les enjeux de biodiversité semblent monter en puissance plus récemment à travers la loi Grenelle en 2009 et la loi biodiversité en 2016. Les promoteurs immobiliers sont donc beaucoup plus sensibilisés aux enjeux climatiques du fait d'une réglementation actualisée régulièrement. On peut également tenter d'expliquer cette hiérarchisation par la demande des différents acteurs. À l'instar des promoteurs, toute la chaîne des parties prenantes est sensibilisée aux questions énergétiques et climatiques mais peut-être moins sur la biodiversité.

*« Ce qui est le plus important c'est le carbone et l'énergie à travers la démarche E+C- [désigne le label d'état "énergie positive et réduction carbone" qui vise à accompagner les acteurs vers la réglementation environnementale 2020, dite RE2020.] qui nous est imposée dans la plupart des cahiers des charges [de la maîtrise d'ouvrage]. Ils sont beaucoup plus mis en avant que la biodiversité. »*<sup>12</sup>

Outre la réglementation nationale et la commande publique, la demande des investisseurs est davantage orientée vers les thématiques de carbone et d'énergie. Lors de nos entretiens, nous avons pu rencontrer un responsable d'une entreprise d'investissement immobilier (société foncière) ayant également des activités de promotion qui nous a révélé que les opérateurs urbains privés sont de plus en plus évalués par les investisseurs sur des critères extra-financiers, c'est-à-dire des critères liés à l'éthique et à l'impact environnemental des investissements. Dans ces critères extra-financiers, la biodiversité semble avoir une importance mineure ce qui est un frein très important à son intégration.

*« Nous sommes en permanence évalués par les marchés financiers qui intègrent de plus en plus des critères extra-financiers. La dernière fois on a fait un "reverse roadshow" [consiste pour une entreprise à rencontrer des investisseurs pour comprendre leurs at-*

---

12. Extrait de l'entretien 2 réalisé le 21/10/2020.

tentes.], on est allé voir les investisseurs pour leur demander ce qu'ils souhaitaient sur la partie développement durable. Quasiment personne ne nous a parlé de biodiversité et ça, c'est totalement clé. »<sup>13</sup>

Comme le souligne l'extrait ci-dessus, la biodiversité n'est pas encore intégrée à ces critères extra-financiers. Il n'y a pas ou peu d'attentes en termes de biodiversité chez les investisseurs. D'après Guironnet et Halbert (2018), les promoteurs immobiliers auraient tendance à s'aligner sur les demandes des gestionnaires d'actifs, car ces acteurs sont très attentifs à leurs investissements. C'est « l'investisseur qui fait le marché » d'après eux (Guironnet & Halbert, 2018).

« Ce qui est important dans la finance, c'est d'avoir un produit liquide. La liquidité aujourd'hui, elle est sur le carbone. Toutes les entreprises aujourd'hui sont concentrées là-dessus, parce qu'elles doivent afficher un bilan carbone important et donc je dois leur donner l'outil pour afficher ce bilan carbone. »<sup>14</sup>

Chez certains acteurs, cette focalisation produit une évaluation des solutions de biodiversité en fonction de leur impact carbone. Ainsi, certains promoteurs limitent l'épaisseur du substrat sur une toiture végétalisée pour limiter l'augmentation du bilan carbone générée par l'ajout de béton pour augmenter la portance du toit. De plus, pour certains promoteurs, une toiture végétalisée empêche d'insérer des panneaux photovoltaïques. On constate alors que certaines thématiques rentrent parfois en opposition pour les promoteurs. D'autres acteurs voient des passerelles entre les thématiques. La thématique du carbone permet d'atténuer et de limiter le réchauffement climatique alors que la biodiversité permet de s'y adapter en limitant les îlots de chaleurs.

« L'objectif c'est de réduire de 40% nos dépenses carbone sur l'ensemble des projets que l'on construit. La biodiversité et la végétation dans le cadre de nos projets constituent un axe de ce développement. Quand on parle de végétalisation dans nos produits immobiliers ça a un intérêt prouvé en termes de réduction des îlots de chaleur. »<sup>15</sup>

Malgré une forte hiérarchisation des thématiques environnementales, les opérateurs urbains privés perçoivent la biodiversité comme une thématique très importante, car elle apporte une plus-value différenciante à leurs projets.

« Certes l'énergie était le premier élément par lequel la préoccupation environnementale a commencé dans nos projets. On pense sans arrêt à l'énergie et à notre objectif du zéro carbone, mais la biodiversité est ancrée dans l'approche projet pour la simple et bonne raison que tu peux être très performant en énergie et en carbone, mais au bout du compte en tant que fabricant de la ville il faudra fabriquer des espaces de vie et la

13. Extrait de l'entretien 17 réalisé le 27/11/2020.

14. Extrait de l'entretien 7 réalisé le 02/11/2020.

15. Extrait de l'entretien 9 réalisé 03/11/2020.

*biodiversité : c'est la vie. »*<sup>16</sup>

## **5.4 Conclusion**

Le sujet de la biodiversité est pris en charge par les services développement durable et RSE qui assurent la réponse de l'organisation aux différentes pressions des parties prenantes selon leurs capacités d'influences et hiérarchisent la réponse. Ce fonctionnement produit une segmentation assez forte des sujets environnementaux. Malgré l'appui de la RSE, les promoteurs disposent de savoirs encore assez lacunaires sur le sujet de la biodiversité. Ce manque de connaissances est crucial pour son intégration (ex : manque d'indicateurs appropriés), pour l'élaboration de solutions concrètes et la mise en œuvre de moyens pour légitimer cette intégration à un niveau au moins égal à celui des préoccupations climatiques.

---

16. Extrait de l'entretien 5 réalisé le 27/10/2020.

## **6 Comment les promoteurs immobiliers conçoivent-ils la biodiversité dans leurs projets ?**

La demande de biodiversité et de nature se confond souvent. Ces demandes sont complexes. D'après Cormier et al. (2012), la demande des citoyens s'oriente davantage vers une demande d'espace vert que de biodiversité. Cependant, nous avons pu identifier que les opérateurs urbains perçoivent une demande de biodiversité provenant des collectivités et des acteurs publics, s'exprimant par l'augmentation des exigences dans les cahiers de prescriptions environnementales (CPE). L'objectif de ces collectivités est alors de répondre à l'attente d'espaces verts des citoyens et d'améliorer l'attractivité de leur territoire (classement des villes vertes, Bourdeau-Lepage, 2019). Cette demande de nature protéiforme a néanmoins des invariants, celle-ci doit par exemple rendre de nombreux services : réguler la température, réguler la qualité de l'air, réguler les eaux de pluie et apporter des services récréatifs. La biodiversité est principalement perçue comme une innovation, une solution. Ces solutions sont surtout orientées vers des systèmes de végétalisations permettant de réduire des impacts, faisant écho à une vision mécanistique de la nature (Blanco et al., 2022).

Face à cette demande, le promoteur est un acteur de plus en plus incontournable sur les projets urbains en agissant comme un véritable chef d'orchestre opérant à des échelles de plus en plus larges (Peynichou, 2018). Depuis quelques années, les promoteurs se saisissent donc de cet objet pour répondre à une demande. Poussés à l'innovation en permanence et à l'utilisation de solutions éprouvées (Peynichou, 2018), comment s'en saisissent-ils ? Comment ces acteurs légitiment-ils leurs actions concernant la biodiversité alors que l'écologie scientifique est absente de leur champ d'expertise ?

## 6.1 La biodiversité, un sujet d'expert ?

### 6.1.1 Le niveau de connaissance sur la biodiversité des promoteurs et des autres parties prenantes

Face à une demande qui provient principalement des pouvoirs publics et enjoins par la réglementation, les opérateurs urbains se saisissent de la biodiversité. Selon eux, la biodiversité se résume avant tout à la présence de faune et de flore. Ces acteurs admettent être des « non-sachants » sur la question de la biodiversité.

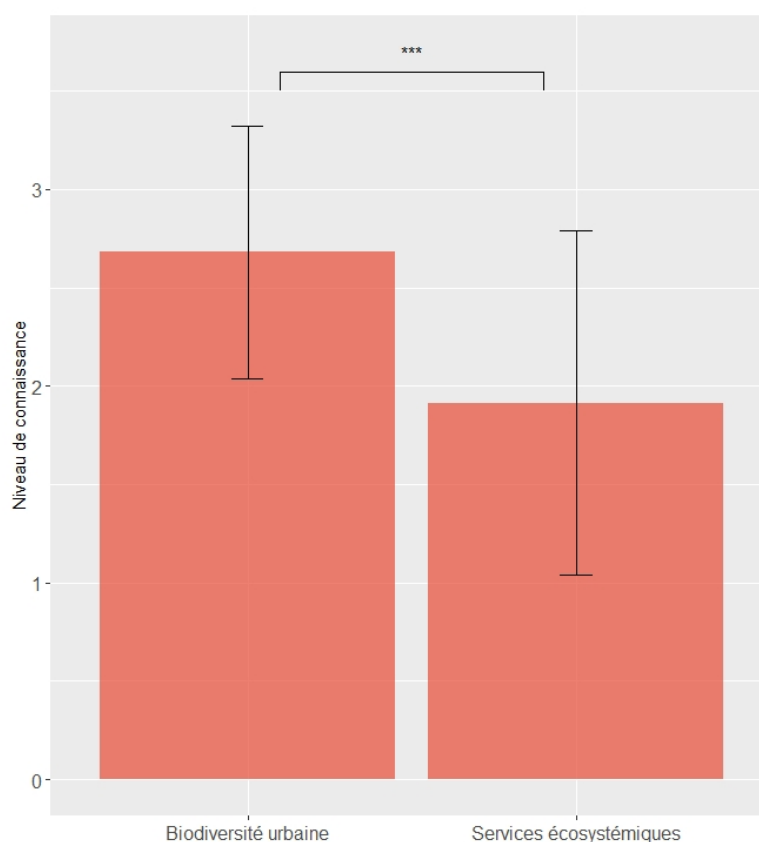


FIGURE 6.1 – Auto évaluation des connaissances sur la biodiversité urbaine et sur les services écosystémiques de 1 à 4. (1 : je ne connais pas ce terme ; 4 : je suis un expert du sujet) Les barres noires verticales représentent l'écart-type. Le niveau de significativité est représenté par des « \* », issu d'un test de student.

Les promoteurs ayant répondu à notre questionnaire se considèrent familier avec la notion de biodiversité urbaine (moyenne = 2.68 et médiane = 3), mais moins coutumier avec la notion de services écosystémiques (moyenne = 1.9 et médiane = 2, près de 40% des participants ont répondu 1 à cette question) (figure 6.1). En fait, la connaissance sur la biodiversité est perçue par les promoteurs comme une expertise.

Le niveau de connaissance est très hétérogène sur le sujet, mais l'ensemble des enquêtés s'accorde à dire qu'ils sont en recherche de « bonnes pratiques » et qu'à force de travailler sur le sujet, des repères et des habitudes sont prises. Comme le souligne Devisme et al. (2007), les « bonnes pratiques » relèvent d'une recherche de référentiels et de connaissances pour générer de l'action.

*« On est “ non-sachants ”, même si à force d'en faire évidemment on a quelques points de repère. »<sup>1</sup>*

L'intégration de la biodiversité dans les projets immobiliers s'apparente souvent à insérer des prestations : un pourcentage de pleine terre sur le projet, des ruches, des hôtels à insectes, des toitures ou murs végétalisés, des haies. La plupart de ces solutions semblent perçues comme du mobilier urbain favorable à la faune et à la flore. Les promoteurs immobiliers que nous avons interrogés pointent le manque de connaissance de l'ensemble des parties prenantes du projet urbain sur les sujets de biodiversité. Finalement, comme les promoteurs, les élus, les collectivités, les habitants de manière générale sont considérés comme « non-sachants » sur ce domaine. Par exemple, les services techniques à qui les promoteurs rétrocèdent la gestion d'espaces verts dans le cadre de certaines opérations d'aménagement n'auraient pas de connaissances sur la gestion écologique de ces espaces comme le souligne l'extrait d'un entretien ci-dessous. Certains comportements de ces services liés aux impératifs de propreté auraient un impact négatif sur la biodiversité.

*« C'est des gens qui ne savent pas trop faire et qui considèrent que la biodiversité c'est mettre une ruche sur un toit, et c'est d'ailleurs ce qu'ils font. »<sup>2</sup> « Ils [les maires] ont des AMO (Assistant maîtrise d'ouvrage) qui rédigent des cahiers des charges, l'élu lui-même n'a pas de velléités propres, sauf certains écologistes. De la même manière, la plupart des citoyens ont une connaissance extrêmement limitée de ce qu'est un végétal et un animal. »<sup>3</sup> « Il y a une culture qui est de faire vite, de tout couper dans les services techniques des collectivités, pas une culture de la biodiversité. »<sup>4</sup>*

Les promoteurs décrivent également un manque de connaissances chez les entreprises de constructions pour lesquelles l'intégration de la biodiversité s'apparenterait à un plan de végétalisation visant d'abord l'esthétique, le confort et le bien-être des usagers.

*« Quand vous demandez à un constructeur et à ses équipes techniques ce qu'on va mettre dans un quartier autour d'un immeuble dans un plan de végétalisation vous allez finir avec des thuyas et des lauriers... très vite ils vont vous dire qu'ils ne peuvent pas mettre d'arbres à fleurs parce que c'est allergène ou qu'il y a les pollens donc on va*

---

1. Extrait de l'entretien 12 réalisé le 09/11/2020.

2. Extrait de l'entretien 7 réalisé le 02/11/2020.

3. Extrait de l'entretien 11 réalisé le 06/11/2020.

4. Extrait de l'entretien 15 réalisé le 20/11/2020.

*très rapidement être dans un raisonnement assez primaire sur ces questions.»*<sup>5</sup>

Les constats des promoteurs font échos au cercle des reproches de Cadman, repris par Taburet (2012) sous la forme de tour de Babel. Ce concept souligne le paradoxe entre la nécessité d'action et l'argumentaire des difficultés, des résistances des parties prenantes. D'après les promoteurs, chez toutes les parties prenantes il y a un manque de connaissances ce qui peut être un frein à la bonne intégration de la biodiversité. Les promoteurs immobiliers semblent se protéger en partageant la responsabilité avec les autres parties prenantes. Cependant, malgré ce manque de connaissances, les promoteurs font face à une demande des acteurs publics d'intégration de la biodiversité dans les projets. C'est pourquoi ils doivent se saisir de ce concept de biodiversité, l'intégrer et démontrer qu'ils sont performants.

### **6.1.2 Le futur des espaces aménagés et la biodiversité : évitements et opportunités**

Généralement, les promoteurs immobiliers ne sont pas gestionnaires des espaces qu'ils conçoivent, ils achètent, orchestrent le chantier, et livrent le projet. Selon eux, cela les empêche en partie d'être performants sur la biodiversité puisqu'ils partagent la responsabilité du devenir de ces espaces avec les gestionnaires ou exploitants. Comme le soulignent certains acteurs interrogés « *la biodiversité ne se décrète pas, mais il faut proposer un cadre, un support sur lequel elle puisse se développer* »<sup>6</sup>. La biodiversité serait donc la responsabilité du gestionnaire ou de l'exploitant, le promoteur se positionnant en retrait car son travail consisterait à développer un cadre propice à celle-ci : des espaces végétalisés. Les promoteurs sont conscients qu'il y a des enjeux forts de gestion concernant la biodiversité. Soit ces gestionnaires manquent eux aussi de compétences sur cet aspect, soit les coûts de gestion sont perçus comme trop importants.

*« Sur certains projets avec de superbes ambitions, au bout de 6 mois tout est mort, car l'exploitant ne veut pas entretenir, c'est trop cher ou il ne sait pas faire »*<sup>7</sup> *« Aujourd'hui le problème c'est qu'on a toute la partie amont et conception très cadrée, mais qu'est-ce qui se passe derrière? Parfois j'ai de grosses angoisses quand je vois des syndicats de copro vous expliquer que dans la cour on va tout passer en bitume et ça sera plus simple. »*<sup>8</sup>

Pour s'assurer du maintien des ambitions initiales, certains promoteurs proposent de plus en plus un accompagnement des différents acteurs en aval du projet. Le promoteur fait alors un pas vers la gestion. Comme le souligne Peynichou (2018), le

---

5. Extrait de l'entretien 14 réalisé le 18/11/2020.

6. Extrait de l'entretien 10 réalisé le 04/11/2020.

7. Extrait de l'entretien 11 réalisé le 06/11/2020.

8. Extrait de l'entretien 4 réalisé le 26/10/2020.

promoteur immobilier passe de producteur de contenant à producteur de contenu.

*« On a un vrai rôle auprès de nos résidents. On peut former les syndicats et le conseil syndical. »<sup>9</sup>*

Alors que les connaissances demeurent lacunaires et qu'ils peinent à identifier des indicateurs pour performer sur la question de la biodiversité, les promoteurs semblent concernés par cette thématique et par la façon dont les usagers ou gestionnaires vont pratiquer les espaces conçus. Ils se positionnent soit en retrait (non responsable) soit en accompagnateur. Clergeau (2019) souligne l'importance de l'après livraison du projet pour maintenir la qualité écologique des espaces conçus et également pour accompagner une évolution inattendue par une gestion adaptative.

## **6.2 L'enjeu de l'accompagnement des équipes de conceptions**

Plusieurs solutions sont mobilisées par les promoteurs pour être performants sur la thématique de la biodiversité, qu'il s'agisse de ressources internes (service RSE ou développement durable) ou de ressources externes (bureau d'étude, écologue, expertise, partenariat, labels et certifications).

### **6.2.1 Accompagnement interne**

Le premier accompagnement pour les équipes opérationnelles se situe en interne. C'est souvent le service RSE ou développement durable qui est en charge d'accompagner les équipes. Au sein de cette équipe on retrouve souvent un référent biodiversité qui assure un rôle de formation et permet aux équipes d'améliorer leurs offres et leur légitimité auprès des clients.

*« Il faut trouver des moyens simples pour sensibiliser nos équipes et trouver des outils pour faire les projets les plus vertueux. »<sup>10</sup> « On les accompagne avec des éléments de discours. On pousse les opérationnels à se poser des questions le plus en amont possible. On développe des outils pour s'approprier le sujet. On ne peut pas intervenir sur chaque projet, on a 300 opérations par ans. Par contre, on peut donner des clés en les accompagnant en leur donnant des outils. L'idée c'est aussi qu'ils deviennent autonomes sur la prise en compte de la biodiversité. »<sup>11</sup>*

---

9. Extrait de l'entretien 2 réalisé le 21/10/2020.

10. Extrait de l'entretien 3 réalisé le 23/10/2020.

11. Idem.

Il s'agit alors d'identifier des indicateurs ou d'en développer afin d'objectiver leur performance. Ces indicateurs prennent souvent en compte des éléments très concrets, contrôlable par les opérateurs urbains : nombre de mètres carrés végétalisés, nombre de mètres carrés labellisés, coefficient de biotope, nombre de mètres carrés de pleine terre. Par exemple, Nexity apprécie la performance de la thématique « nature en ville et biodiversité » par la part d'opérations résidentielles et tertiaires comportant des espaces végétalisés (figure 6.2).

2/Données environnementales et sociétales		Client	2019	2018
<b>a) Performance environnementale des bâtiments et de l'entreprise Nexity</b>			<b>§ 3.3.1</b>	
Nombre de référents Nexity pour la rénovation énergétique	Particulier		10	0
Part des surfaces d'immobilier de bureau en structure bois	Entreprise		19%	23%
Augmentation de la production de logements en bois par rapport à 2015	Particulier		+ 239%	+ 45%
Part d'opérations clés en main utilisateur proposant des garanties de charges	Entreprise		3,4%	3%
Évolution des émissions de GES par logement livré par rapport à 2015	Particulier		- 5,2%	- 7%
Évolution des émissions de GES par m <sup>2</sup> de surface de plancher de bureaux livrées par rapport à 2015	Entreprise		- 5,6%	- 5,5%
Évolution des émissions de GES par collaborateur par rapport à 2014	Interne		- 15%	- 10,3%
Part des logements passés en CA (Comité d'acquisition) intégrant de l'énergie solaire thermique ou des systèmes photovoltaïques	Particulier		13%	15%
Part des logements livrés intégrant de l'énergie solaire thermique ou des systèmes photovoltaïques	Particulier		15%	31%
<b>Consommation énergétique et d'eau :</b>				
• Électricité (kWh)	Interne		10.270.406	10.851.482
• Vapeur (kWh)	Interne		974.444	1.138.300
• Gaz naturel (kWhPCS)	Interne		27.669	348.302
• Eau (m <sup>3</sup> )	Interne		40.633	45.064
<b>Nature en ville et biodiversité</b>			<b>§ 3.3.4.2</b>	
Part d'opérations résidentielles comportant des espaces végétalisés	Particulier		68%	16%
Part d'opérations tertiaires comportant des espaces végétalisés	Entreprise		84%	100%

FIGURE 6.2 – Extrait du document d'enregistrement universel du groupe Nexity, 2019 (document en accès libre).

Enfin, le service RSE ou développement durable est en charge de guider les équipes vers des acteurs qualifiés externes à l'entreprise.

## 6.2.2 Accompagnement externe

### 6.2.2.1 En quête de crédibilité et de légitimité : le recours à des experts privés, à des associations et à des établissements scientifiques

Les promoteurs immobiliers ont pour habitude d'être accompagnés et de former des groupements avec d'autres promoteurs, des architectes, des constructeurs, des bureaux d'études, des experts divers. Les promoteurs s'accompagnent souvent de bureaux d'études techniques (BET), ces derniers conseillent et produisent des études et des expertises sur différents sujets (Citron, 2016). La biodiversité ne fait pas exception en tant que sujet relevant d'une expertise environnementale.

« Pour ce qui est environnement on a toujours un BET qui est spécialisé là-dedans qui nous accompagne. »<sup>12</sup>

12. Extrait de l'entretien 12 réalisé le 09/11/2020.

Beaucoup d'acteurs de la promotion immobilière créent des partenariats afin d'être accompagnés sur les projets par des ONG ou par des organismes publics ou parapublics. Ces organismes apportent une expertise et une légitimité au projet, car ils sont reconnus comme tels par les autres parties prenantes. Plusieurs promoteurs ont évoqué un partenariat avec la Ligue de protection des oiseaux ou le MNHN : Muséum national d'Histoire naturelle.

*« C'est un projet sur lequel on a été finaliste, j'avais travaillé avec 2EI, la cellule conseil de développement durable et d'aménagement durable de Veolia qui a fermé, et avec le MNHN. »<sup>13</sup> « Pour challenger sa politique en matière de biodiversité le groupe s'appuie sur de nouvelles formes de collaborations. Ainsi, des partenariats ont été noués avec des institutions et des associations de premier plan, reconnues pour leur savoir-faire et leur engagement en faveur de la biodiversité. La ligue de protection des oiseaux (LPO) est l'une d'entre elles. »* Extrait du document d'enregistrement universel d'Eiffage, 2019.

Les outils développés et utilisés par les opérateurs urbains s'appuient souvent eux aussi sur des partenariats afin d'acquérir davantage de légitimité. Par exemple, l'outil Biodi(V)strict est issu de la collaboration entre Vinci Construction France et l'établissement AgroParisTech à travers la chaire ParisTech-VINCI « Éco-conception des ensembles bâtis et des infrastructures ». L'accompagnement externe par des organismes (scientifiques et associatifs) permet aux opérateurs urbains de gagner en compétences, en connaissances et en légitimité.

### **6.2.2.2 Le recours à l'écologue pour garantir la prise en compte de la biodiversité**

Dans cet accompagnement externe, l'écologue tient une place à part pour les promoteurs immobiliers. C'est en effet la profession qui a été le plus citée comme accompagnement externe sur la thématique de la biodiversité. Dans l'enquête réalisée par le ministère de l'Écologie<sup>14</sup>, l'écologue ou le paysagiste est l'accompagnement qui revient le plus souvent dans les projets. Selon cette enquête, seulement 30% des interrogés font intervenir un écologue dans leurs projets de construction neuve. L'écologue semble perçu par les promoteurs comme un expert capable de mesurer l'état de la biodiversité, d'identifier les enjeux sur un projet, d'optimiser le fonctionnement d'un écosystème, de remettre en perspective une zone par rapport à son contexte :

*« On travaille actuellement avec un écologue, qui a déjà identifié sur le site des espèces remarquables, des zones humides et on est en train d'optimiser la fonctionnalité de ce système. L'écologue travaille en lien bien sûr avec le paysagiste. »<sup>15</sup>*

---

13. Extrait de l'entretien 10 réalisé le 04/11/2020.

14. Enquête Bâtiment et biodiversité réalisée par le ministère de l'écologie français entre 2020 et 2021. <https://www.ecologie.gouv.fr/batiment-et-biodiversite>

15. Extrait de l'entretien 15 réalisé le 20/11/2020.

Le travail de l'écologue est étroitement lié avec celui du paysagiste. Leur entente est très importante pour la réussite du projet. D'après Morin et al. (2016), un rapprochement s'est effectué récemment mais les deux disciplines restent aujourd'hui trop cloisonnées ce qui génèrent parfois des incompréhensions et des difficultés à la concertation. Alors que le paysagiste a plutôt un rôle de conception, d'après les promoteurs interrogés, l'écologue effectue lui un travail d'identification des enjeux, de prescription et d'optimisation du projet pour réduire les impacts négatifs sur la biodiversité.

*« Naturellement on a fait appel à l'écologue, l'écologue a travaillé de concert avec le paysagiste. On a un paysagiste et un écologue parce qu'on est sur un site stratégique dans le cadre du SRCE (Schéma régional de cohérence écologique). »<sup>16</sup>*

Cette expertise n'est pas systématique et semble dépendre des caractéristiques du projet (contexte) et du cahier des charges (demande). Elle est perçue comme positive et valorisante car elle montre la prise en compte de la biodiversité et la forte qualité écologique du projet. D'après les promoteurs, le rôle de l'écologue a changé dans le temps et dans l'espace. En effet, les écologues interviennent de plus en plus en amont des projets. Auparavant, les écologues intervenaient en fin de projet pour constater les impacts et pour préconiser des compensations. Aujourd'hui, les promoteurs les font intervenir de plus en plus en amont avec l'équipe de conception (architecte, paysagiste). Faire travailler en amont un écologue semble être pour les promoteurs le signe d'une qualité écologique élevée, et souligne l'écologisation des pratiques de l'urbanisme et de l'aménagement. Le recours à l'écologue est revendiqué comme une norme de performance environnementale (Bognon & Thébault, 2020).

*« En amont [l'enquête parle de la phase de travail de l'écologue], sur la conception, on est très en amont, avec le paysagiste on a défini les orientations d'aménagement et il y a des échanges avec l'écologue. Il y a 15 ans les écologues intervenaient en bout, pour venir réparer les dégâts. »<sup>17</sup> « Si je ne me trompe pas, on a travaillé avec un écologue dès les prémices du projet et il nous oriente. Il fait une visite de site pour identifier les sources de biodiversité existantes, les arbres, les espèces. »<sup>18</sup>*

Par ailleurs, l'échelle d'intervention des écologues a évolué puisqu'ils étaient habitués à travailler sur de grosses infrastructures (autoroutes, aéroports, etc.) et travaillent aujourd'hui de plus en plus sur des zones urbaines à l'échelle du bâti ou du quartier d'après les enquêtés. Trouver des écologues sensibilisés aux questions d'urbanisme demeure compliqué :

*« Des écologues qui savent faire, qui sont un peu pointus dans notre domaine et qui comprennent notre logique d'aménageur, la question du quartier, de la composition*

---

16. Idem.

17. Idem.

18. Extrait de l'entretien 16 réalisé le 27/11/2020.

*urbaine, des projets immobiliers, il n'y en a pas beaucoup en France. »*<sup>19</sup>

Ces éléments confirment les résultats de Morin et al. (2016) qui souligne l'importance d'intégrer l'écologie urbaine et des études de cas d'aménagements dans les formations d'écologie. Certes, la pratique de faire appel à un écologue est de plus en plus répandue chez les promoteurs, mais cette pratique n'est pas systématique. Aujourd'hui l'intervention d'un écologue se fait particulièrement dans les grands projets les plus emblématiques, pour des raisons financières et de communication, quand des enjeux de cette nature ont été identifiés par le promoteur. L'intégration de la biodiversité qui est intimement liée à l'accompagnement par un écologue ne peut pas être réalisée sur tous les projets en raison des coûts générés par son intervention.

*« Ça serait mon rêve que sur chaque opération il y ai un écologue et un paysagiste, mais c'est pas forcément le cas. C'est le cas sur les grands projets. Sur les petits projets, il faut qu'ils aient les billes [du budget] pour mettre en place des espaces qualitatifs. »*<sup>20</sup>

En étant accompagnés d'un écologue, les promoteurs disent saisir réellement l'aspect biodiversité des projets urbains et s'inscrire dans une démarche de qualité écologique. Cependant, l'intervention de cet acteur, malgré sa légitimité scientifique, ne garantit pas toujours totalement la qualité du projet. Afin de prouver leur niveau d'engagement, les promoteurs font de plus en plus appel aux labels et certifications sur la biodiversité. Ce processus permet à ces acteurs de faire valider un niveau de qualité souhaitée et rendre lisible cette qualité pour les autres parties prenantes.

## **6.3 Les labels et certifications en termes de biodiversité**

### **6.3.1 Les différents labels et certifications**

La labellisation et la certification sont des processus connus des promoteurs immobiliers. Taburet (2012) observe un processus de généralisation de cette démarche depuis les années 2000. La certification est « une procédure par laquelle une tierce personne donne une assurance écrite qu'un produit, un processus ou service dûment identifié est conforme aux exigences spécifiées » (définition 15.1.2 du Guide ISO/CEI2, cité par Kertesz 2012, p13). En revanche, le label est un processus à visée marketing, fondé sur un engagement pas toujours vérifiable (Tardieu, 2015). Les deux processus visent des formes de normalisation de l'action pour orienter vers les pratiques les plus vertueuses en l'état des connaissances ou suivant un gradient qualitatif.

---

19. Extrait de l'entretien 15 réalisé le 20/11/2020.

20. Idem.

« C'est un outil qu'on utilise tout le temps, tout promoteur utilise 2/3 labels par projets. »<sup>21</sup>

D'après Taburet (2012), ce processus de certification et de labellisation répond initialement à une demande des aménageurs. C'est un moyen pour ces acteurs de garantir la qualité environnementale du bâtiment. La labellisation et la certification se sont d'abord imposées sur la thématique de l'énergie et du carbone puis à la fin des années 2000 est apparu Effinature, première certification sur la biodiversité. Ces référentiels permettent de garantir aux acheteurs un niveau de performance des bâtiments et du projet urbain (Tardieu, 2015). Deux référentiels sur la biodiversité sont identifiés par les promoteurs immobiliers : Le label Biodiversity (1) et la certification Effinature (2). Le label Biodiversity est porté par le Conseil International Biodiversité et Immobilier (CIBI<sup>22</sup>). Il est mieux identifié par les promoteurs immobiliers (figure 6.3) qu'Effinature<sup>23</sup>. Effinature est une certification portée par l'institut de recherche et d'innovation pour le climat et l'écologie (IRICE). D'après son site, Effinature est la première certification consacrée entièrement à la prise en compte de la biodiversité dans les projets de constructions, de rénovations et d'aménagements. Alors qu'Effinature apparaît 8 fois dans l'ensemble de nos entretiens, le terme Biodiversity a 56 occurrences. Le référentiel Biodiversity semble plus utilisé et mieux connu pour trois raisons principales. Tout d'abord, c'est une entreprise de promotion immobilière qui a participé à sa création, le rendant facilement utilisable et très opérationnel. Ensuite, d'après certains acteurs, ce label est assez accessible car peu onéreux. Enfin, il semble qu'il ait fait l'objet d'une communication très efficace comme en témoigne son nom qui le rend très lisible. 66% des répondants à notre questionnaire ont déjà utilisé ce label dans un projet. Effinature est quant à lui très peu utilisé, il se classe 5ème référentiel le plus utilisé d'après les répondants pour valoriser leurs actions en matière de biodiversité.

*« Pour moi aujourd'hui c'est un minimum. Ce label [Biodiversity] a été monté il y a quelques années par Bouygues Immobilier et le CIBI, il est très orienté promoteur finalement. Il fallait un outil de mesure donc c'est bien d'avoir cette gommette sur les projets, mais à mon sens il ne va pas assez loin. »<sup>24</sup> « Les gens qui l'ont créé [Biodiversity] ils l'ont parfaitement marketé, ils ont fait en sorte qu'il soit incontournable. Les labels faut les prendre avec des pincettes, c'est à la fois utile, ça peut rassurer des non-sachants et notamment des élus quand vous faites des propositions, mais ça ne reste qu'un label. »<sup>25</sup>*

---

21. Extrait de l'entretien 13 réalisé le 10/11/2020.

22. <http://cibi-biodiversity.com/>, consulté le 26/01/2022.

23. <https://irice.fr/effinature>, consulté le 26/01/2022.

24. Extrait de l'entretien 10 réalisé le 04/11/2020.

25. Extrait de l'entretien 13 réalisé le 10/11/2020.

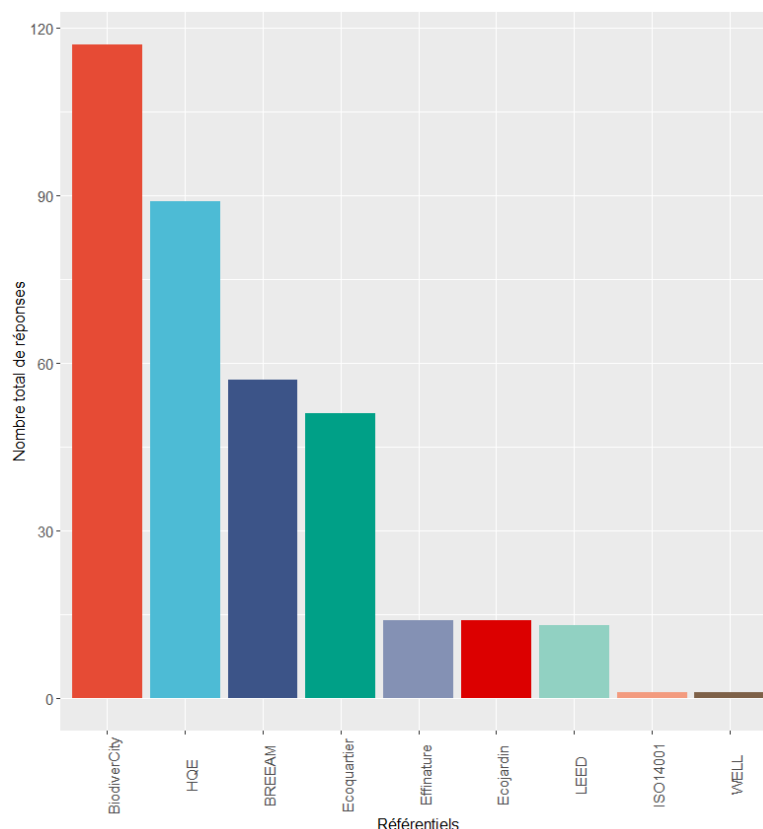


FIGURE 6.3 – Les labels et les certifications les plus utilisés pour valoriser la biodiversité d’après les réponses à notre questionnaire (Question posée : À quels labels et certifications avez-vous déjà fait appel dans vos projets pour valoriser la biodiversité?).

### 6.3.2 Fonctions des référentiels consacrés à la biodiversité

Taburet (2012) montre qu’il existe quatre raisons pour utiliser des référentiels (label et certification par les promoteurs). Premièrement, ces référentiels sont partagés par les autres parties prenantes (collectivités, investisseurs, aménageurs, acquéreurs). Deuxièmement, ils apportent de la structure aux promoteurs, un gain de connaissance. Troisièmement, ils apportent une validation par des organismes tiers. Ces organismes permettent aux promoteurs de prouver leur efficacité et leur niveau d’engagement. Enfin ils permettent d’anticiper des réglementations et de répondre à de futures attentes.

#### 6.3.2.1 Mesurer la performance par un référentiel commun

Le label est utilisé comme une mesure du niveau d’ambition environnementale des acteurs sur un projet. C’est ce dont témoigne cette anecdote recueillie en réunion

chez Aire Nouvelle : un collègue relate la question d'un élu : « *Quel est votre niveau d'ambition environnemental ... vous visez quels labels ?* ». <sup>26</sup>

La grande visibilité du label Biodiversity permet d'avoir un référentiel commun entre plusieurs acteurs. Il est utilisé comme un outil de communication, un langage, mais aussi comme comparaison des offres traduisant en un mot des intentions parfois complexes.

« *Donc on vise a minima E3C1 et E3C2 (labellisation) sur certains types de bâtiments.* » <sup>27</sup> « *La labellisation nous permet de montrer notre volonté et notre ambition.* » <sup>28</sup>  
« *Aujourd'hui les élus, le label Biodiversity ça leur parle, les collectivités ça leur parle, et puis nous ça nous parle.* » <sup>29</sup>

L'exemple ci-dessus traduit l'utilisation dans le langage courant des labels et des scores comme des codes ou des indicateurs liés à une performance (E3C1 = Energie niveau 3 et carbone niveau 1). Ces scores reflètent pour ce promoteur le niveau de performance carbone et énergétique de son projet. Outre cette fonction de communication avec les autres parties prenantes, le référentiel commun permet de pallier l'absence d'indicateur de biodiversité adapté à leurs contraintes. En effet la labellisation et sa lisibilité permettent à l'opérateur urbain de s'en servir pour communiquer sur sa performance, d'objectiver son efficacité sur une thématique qu'il juge complexe.

« *Ce qui nous positionne aujourd'hui comme l'acteur qui a le plus de surfaces labellisées Biodiversity.* » <sup>30</sup>

Certaines entreprises de promotions immobilières font apparaître la labellisation Biodiversity dans leur objectif ou comme un indicateur. L'unité de mesure est alors le nombre de projets ou le nombre de mètres carrés labellisés (figure 6.4). En quantifiant un aspect qualitatif des projets, l'opérateur urbain peut comparer, contrôler les acteurs en situant leurs performances (Desrozieres, 2008). La comparaison entre 2018 et 2019 permet d'apprécier l'évolution de la performance de l'entreprise. Chez Altarea Cogedim, l'objectif est exprimé en nombre de projets certifiés (figure 6.5).

### 6.3.2.2 Améliorer les connaissances et les pratiques

La labellisation permet aux entreprises de promotions immobilières d'améliorer leurs connaissances sur des sujets tels que la biodiversité. Décider de labelliser X% de leurs projets en Biodiversity est à l'origine d'une transformation vertueuse des

---

26. Extrait d'une anecdote lors d'une réunion.

27. Extrait de l'entretien 10 réalisé le 04/11/2020.

28. Extrait de l'entretien 9 réalisé le 03/11/2020.

29. Extrait de l'entretien 6 réalisé le 30/10/2020.

30. Extrait de l'entretien 17 réalisé le 27/11/2020.

### Indicateur Bouygues Immobilier

Indicateur	Périmètre (organisationnel ou régional)	Couverture	2019		2018	Commentaire
Nombre de m <sup>2</sup> labellisés ou couverts par un engagement de déploiement de la labellisation BiodiverCity Ready au 30 septembre 2019	France hors filiales	87 % du chiffre d'affaires consolidé de Bouygues Immobilier	481 000	205 000		Au-delà des projets d'Annemasse et de Divonne-les-Bains déjà engagés dans la démarche, le quartier <i>Nanterre Cœur Université</i> et ses 76 000 m <sup>2</sup> SDP, ainsi que <i>Les Fabriques</i> à Marseille et ses 200 000 m <sup>2</sup> SDP, rejoignent le processus de labellisation BiodiverCity Ready.

FIGURE 6.4 – Extrait du document de performance extra-financière de Bouygues immobilier, 2019.

Protéger la biodiversité et les sols			
Quartiers	Généraliser la certification BiodiverCity®	Le Groupe vise la certification sur 7 projets de quartiers	➔
Commerce	Maintenir 100 % des sites dotés d'un plan d'actions biodiversité et mettre en place des actions sur l'ensemble du patrimoine	100 % des sites ont un plan d'actions biodiversité	=
Commerce	Généraliser la certification BiodiverCity® sur les nouveaux projets de centres commerciaux	Cap 3000 1 <sup>er</sup> centre BiodiverCity® au monde	=

FIGURE 6.5 – Extrait du document d'enregistrement universel d'Altea Cogedim, 2019.

pratiques (Arab, 2007). Ces processus servent de cadre méthodologique, de guide de « bonnes pratiques » pour une qualité accrue des projets urbains et immobiliers portés par les promoteurs immobiliers (Taburet, 2012). D'après Tardieu (2015, p278) « les démarches de certifications des performances environnementales et énergétiques (normes, certifications, labels, concours, appels à projets, etc.) participent à l'amélioration des pratiques de conception ». Ce rôle de formation et d'acquisition de connaissances est confirmé par les enquêtés.

« On a pu développer beaucoup de projets en Biodivercity ce qui a permis d'inculquer peu à peu de nouvelles prises de conscience auprès de nos équipes. »<sup>31</sup> « Le label ça permet, quand on démarre sur un projet ensemble (aménageur-promoteur-constructeur) de s'éduquer ensemble, d'avoir une montée en compétence. »<sup>32</sup>

En améliorant les connaissances et les pratiques des promoteurs, la labellisation joue un rôle de stabilisateur de connaissances de la même manière qu'un indicateur (Levrel, 2006) et tend à éclaircir le flou d'une démarche innovante (Arab, 2018) telle que l'intégration de la biodiversité dans les projets urbains. En faisant l'objet d'une labellisation, ces pratiques deviennent petit à petit des « bonnes pratiques » et sortent alors du processus d'innovation, car elles sont de plus en plus partagées. Celles-ci deviennent alors des normes, des standards.

31. Entretien 3 réalisé le 23/10/2020.

32. Entretien 4 réalisé le 26/10/2020.

### 6.3.2.3 Faire reconnaître la performance et la qualité d'un projet

Enfin le label permet de faire valider sa performance ou ses engagements par un organisme tiers.

« En fait le label souvent ça permet d'avoir un audit externe, de dire à la ville ou à son partenaire que quelqu'un qui n'est pas moi va suivre ce que je fais. Soit je ne fais pas assez, soit c'est suffisant. C'est une sécurité par rapport à la réalité de ce qui est mis en place. »<sup>33</sup> « Un label c'est le meilleur moyen d'objectiver la performance. La naissance d'un label comme Biodivercity, ça permet d'objectiver le fait que je me comporte bien et que je fais un projet vertueux pour l'environnement, pour la nature en ville et pour la biodiversité. »<sup>34</sup>

## 6.4 Conclusion

Face à une demande accrue de prise en compte de la biodiversité exprimée par les collectivités, les promoteurs immobiliers ont dû se saisir de cet objet. La biodiversité est un terme qui leur semble familier, des notions parentes telles que les services écosystémiques restent encore assez floues au sein de la profession. D'après les promoteurs immobiliers, ces lacunes se retrouvent dans l'ensemble de la chaîne des parties prenantes : investisseurs, collectivités, élus, habitants, aménageurs, services techniques des collectivités ce qui freine l'intégration de la biodiversité. Outre le manque de connaissances, la difficulté principale consiste à chiffrer la biodiversité (en gains et en pertes) en termes de performance et à maîtriser le futur des espaces aménagés.

Pour combler ce manque de connaissances et être performants, les promoteurs immobiliers mobilisent des ressources de deux types : des experts reconnus dans le domaine (BET, écologues, des partenariats, des associatifs) et des actions génératrices de connaissances (labellisation et utilisation ou déploiement d'indicateurs de performance). Ces ressources peuvent être assimilées à des outils. Ces actions sont principalement dirigées par des référents biodiversité ou par les services RSE et produisent des « bonnes pratiques » grâce à l'acquisition de connaissances. L'ensemble de ces « bonnes pratiques » permet aux opérateurs urbains de garantir leurs performances en s'appuyant sur des connaissances et des expertises reconnues. Ces « bonnes pratiques » produisent des connaissances, des démarches en créant des habitudes. Ces actions sont alors liées à des dynamiques d'apprentissages et structurées par des dynamiques de normalisations (Acquier & Aggeri, 2008). Elles sont progressivement synonymes d'efficacité pour l'entreprise et de qualité pour les clients et les collectivités. Face aux contestations des parties prenantes, la biodiversité a été

---

33. Idem.

34. Entretien 13 réalisé le 10/11/2020.

intégrée comme une innovation dans les projets urbains petit à petit par le « régime dominant » (acteurs et normes dominantes) (Geels & Schot, 2007) alors qu'il en a une maîtrise relative. Elle a été adaptée à son système et à son fonctionnement en se focalisant sur ce dont l'organisation a la maîtrise (surface végétalisée, toitures végétalisées, autres solutions de type mobilier urbain tel que des ruches ou hôtels à insectes, surfaces labellisées, etc.). Cela permet à l'organisation de démontrer sa performance sur les demandes et les enjeux perçus comme prioritaires, c'est-à-dire les usages et les services écosystémiques. Les innovations ont donc été normalisées et standardisées par et pour ces organisations par la construction de nouveaux outils tels que le label Biodiversity et permettent la régénération de ces organisations (Brûlé-Gapihan et al., 2017; Maclouf, 2020).

Cependant, en produisant des habitudes, la standardisation des innovations à travers la constitution de « bonnes pratiques » produit une forme de routine. Les opérationnels peuvent avoir l'impression d'utiliser ces référentiels comme des grilles d'action, des tâches à cocher. L'objectif n'est pas d'intégrer la biodiversité, mais il est d'obtenir le label ou d'avoir un partenariat qui valide la qualité du projet. Par ailleurs, plus ces « bonnes pratiques » sont partagées et connues de la concurrence plus elles deviennent banales : elles apportent donc moins de légitimité à l'offre. Enfin, elles représentent des coûts importants dans les projets. L'enjeu est alors pour les opérateurs urbains de s'extraire de ces démarches, grâce aux connaissances acquises, aux références et de se positionner également en tant que producteur d'innovations urbaines différenciantes (figure 6.6).



## 7 Des paroles aux actes ... des intentions aux réalisations

Malgré un manque de connaissances générale sur ce domaine et une hiérarchisation des thématiques environnementales, la biodiversité est perçue comme un élément important pour les promoteurs que nous avons rencontrés. Ainsi, ces acteurs font appel à des expertises, des labels, des certifications, des partenariats pour légitimer leurs intentions. Cela leur permet d'appuyer leurs intentions et d'être différenciant par rapport à leurs concurrents. Mais comment ces intentions se concrétisent-elles, c'est-à-dire comment passe-t-on d'un discours où la demande publique est prise en compte à un constat où la biodiversité est assez peu intégrée (Clergeau, 2015, 2020) ?

Dans ce chapitre nous tenterons de comprendre :

- Comment se concrétisent les actions des promoteurs immobiliers ?
- Et pourquoi observe-t-on un décalage entre les intentions (l'avant-projet) et les réalisations ?

On émet l'hypothèse qu'il existe des freins importants à la concrétisation des actions prévues en phase conception. Dans un premier temps, on analysera si le niveau de connaissance et de sensibilisation à la biodiversité est similaire chez les promoteurs immobiliers selon la phase dans laquelle ils travaillent (figure 7.1). Les lacunes de connaissances ne sont peut-être pas homogènes et elles peuvent être un frein à l'intégration de biodiversité en fonction du stade de développement du projet. Dans un second temps, nous verrons si l'organisation des projets urbains et les changements d'équipes (conception et réalisation) peuvent également être un frein. Enfin, nous supposons que compte tenu de la hiérarchisation des thématiques environnementales, des impératifs de rentabilité pour ces acteurs privés, et des enjeux économiques, les intentions en termes de biodiversité pourraient être modifiées au cours du projet.

### 7.1 Connaissance et sensibilisation des promoteurs à la biodiversité

Selon Nadia Arab (2007), les projets d'aménagement urbains peuvent être découpés en trois phases : la phase de conception c'est-à-dire, l'avant-projet, la phase de réalisa-

tion et enfin la phase d'exploitation. Dans une entreprise de promotion immobilière, ce découpage est visible. Des employés sont chargés des phases « amont » tels que le développement et la conception des projets et d'autres s'occupent de la réalisation des projets qui ont été gagnés lors de concours. Notre hypothèse est qu'il y a un déséquilibre des connaissances dans les entreprises de promotions immobilières entre les phases amont et aval des projets (figure 7.1). Faisant face à une demande plus forte de biodiversité dans les commandes publiques, nous supposons que les employés des phases amont sont plus sensibilisés aux questions de biodiversité que les employés en charge de la réalisation des programmes.

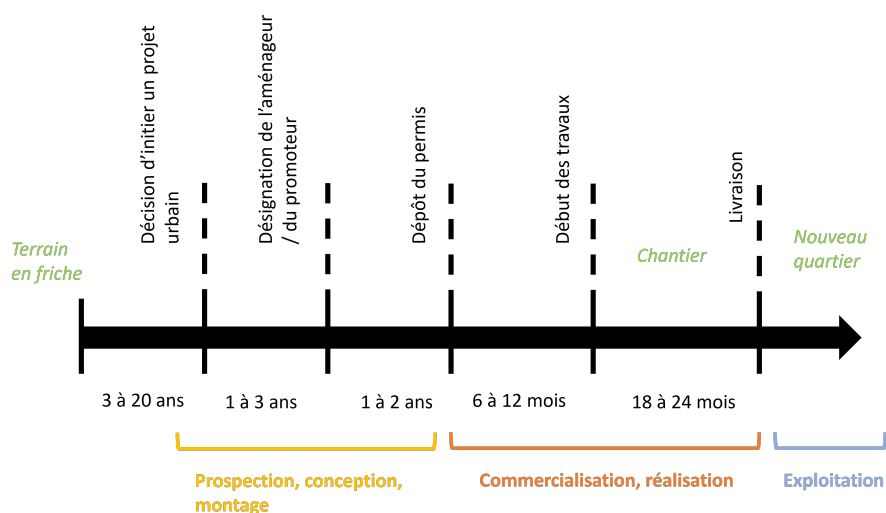


FIGURE 7.1 – Les différentes phases d'un projet urbain, de la décision d'agir à la livraison, d'après Citron (2016).

D'après les données accumulées grâce à notre questionnaire et aux entretiens, le niveau de connaissances chez les promoteurs varie en fonction de la phase du projet. Les promoteurs qui travaillent en amont des projets se sentent davantage familiers avec la notion de biodiversité urbaine (moyenne de 2.79,  $\pm$  0.61) que les personnes travaillant à la réalisation (moyenne de 2.49,  $\pm$  0.70). Les deux moyennes sont significativement différentes d'après un test de Tukey (p-value ajustée = 0.042). De plus, en phase amont, les connaissances sur les services écosystémiques sont plus élevées (moyenne de 2.07  $\pm$  0.89) qu'en phase aval (moyenne de 1.51  $\pm$  0.63). Ces moyennes sont significativement très différentes (p-value ajustée = 0.0009) (figure 7.2).

Pourquoi les équipes aval sont-elles moins sensibilisées à la biodiversité? Sont-elles moins sensibilisées, car moins confrontées à l'intégration de biodiversité? D'après les résultats de l'enquête du ministère de la transition écologique réalisée en janvier 2021 auprès d'acteurs très diversifiés, 82% des acteurs du bâtiment disent avoir été confrontés aux enjeux de biodiversité lors de la conception d'un bâtiment (figure 7.3). A contrario, seuls 30% disent avoir été confrontés aux enjeux de biodiversité pendant la

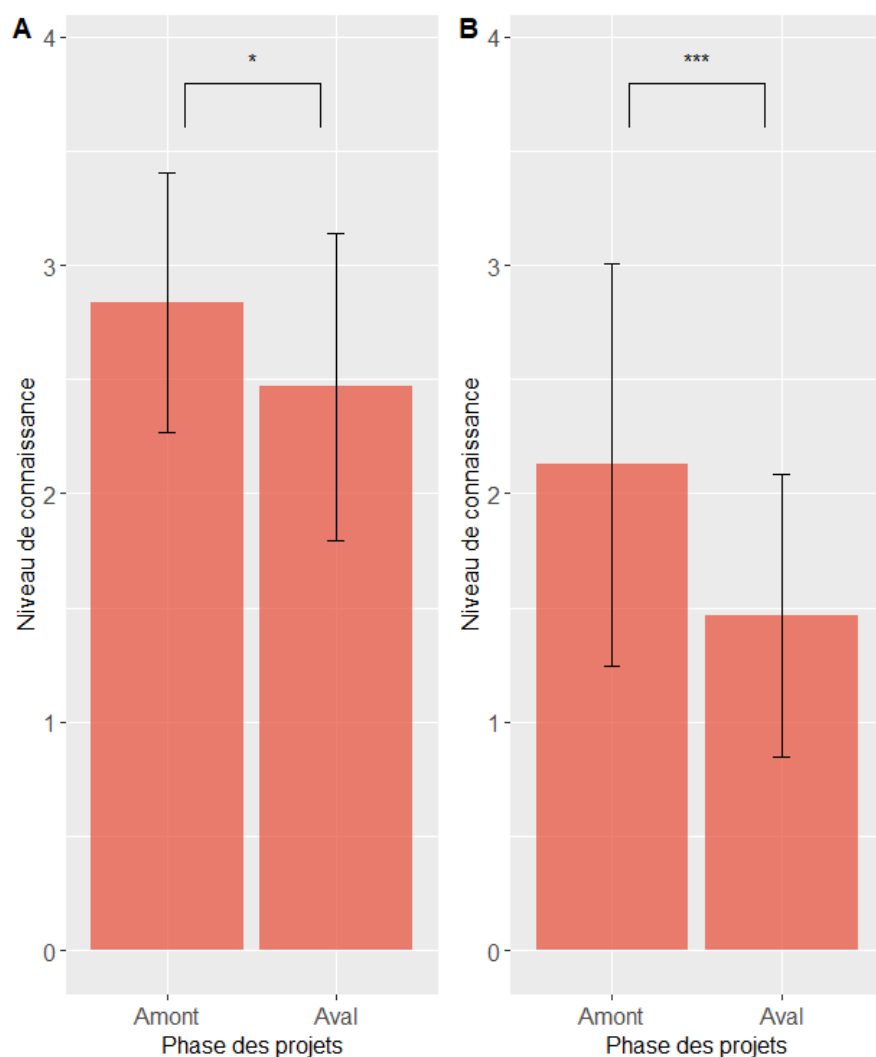


FIGURE 7.2 – Auto-évaluation des connaissances sur la biodiversité urbaine (A) et sur les services écosystémiques (B) de 1 à 4. Les barres noires verticales représentent l'écart-type. Les niveaux de significativité sont représentés par des « \* », issu d'un test de Tukey.

phase « Construction et chantier » (figure ci-dessous), et 20% pour la phase « Gestion, exploitation et vie du bâtiment ». On pourrait alors penser que les équipes « aval » des projets sont moins sensibilisées, car moins confrontées. On peut toutefois émettre l'hypothèse inverse, à savoir que ces équipes se confrontent moins à la biodiversité parce qu'elles n'y ont pas été sensibilisées.

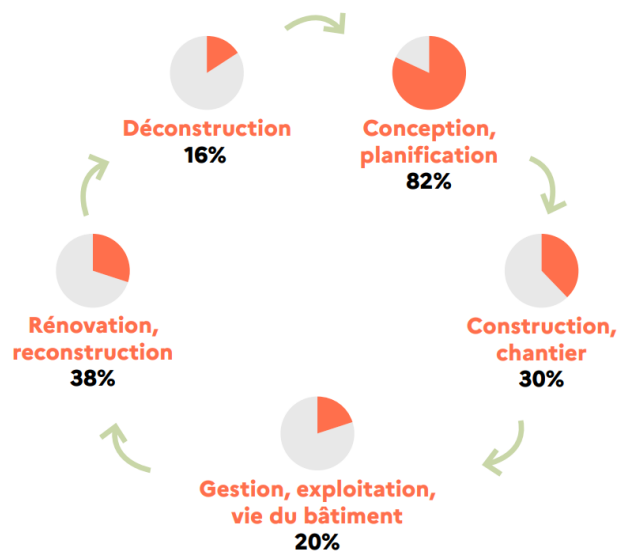


FIGURE 7.3 – Etape à laquelle les acteurs du bâtiment, de l’immobilier et de l’aménagement sont le plus confrontés à une problématique biodiversité (D’après les résultats de l’enquête déjà citée du ministère de la transition écologique).

## 7.2 Une diminution des intentions au fil de la temporalité des projets

Certains interviewés nous ont fait comprendre que les intentions ne correspondent pas forcément à la future réalisation. En effet, les intentions sont exprimées dans des contextes de concours où il y a une forme de surenchère entre les groupements de promoteurs. Ces acteurs semblent être poussés à concevoir des offres dont certains éléments sont irréalisables par les commanditaires.

« Dans les concours c’est un peu la surenchère, on met le paquet. »<sup>1</sup> « C’est plus une sinusoïdale, il y a une montée très forte [des intentions] en phase concours, qui est en quelque sorte la phase séduction, la phase des promesses, l’enjeu c’est d’avoir en face de soi un jury qui fait la part des choses entre des promesses qui sont de l’ordre du décrochage de la lune et des promesses qui sont réalistes. C’est un sujet de compétence d’un jury et pas de compétences d’un candidat. Pour le candidat, après cette phase de promesses et d’euphorie, il y a une phase forcément plus compliquée d’atterrissage sur un projet faisable. Et puis après, l’enjeu est de maintenir une ambition pour générer un quartier dans lequel on crée de la valeur. »

<sup>2</sup>

1. Extrait de l’entretien 2 réalisé le 21/10/2020.

2. Extrait de l’entretien 14 réalisé le 18/11/2020.

## 7.3 Freins à la concrétisation des intentions

### 7.3.1 Changements d'équipes

Le premier frein que nous identifions réside dans l'organisation même de l'ensemble des promoteurs. Les projets urbains peuvent être très longs entre les dépôts de candidature et la livraison suivant la taille et la complexité des projets. Selon certains enquêtés, le fait de diviser les projets en échelles de phases (figure 7.1) génère un frein pour l'intégration de la biodiversité. L'équipe qui doit réaliser le projet n'est pas la même que celle qui l'a conçu, les choix ne sont alors pas forcément compris. Selon les promoteurs, il y a donc une perte nette d'intention dans le simple fait que le projet passe d'une équipe à l'autre. Par ailleurs, nous supposons que les changements de personnels au sein des équipes des promoteurs immobiliers peuvent diminuer la mémoire du projet. Les intentions initiales sont alors uniquement ancrées par les labels visés.

*« Pour moi le vrai problème, c'est que le projet passe de main en main. »<sup>3</sup>*

### 7.3.2 L'économie de projet

Certaines des propositions des équipes conceptions ne sont pas faisables (techniquement, financièrement, etc.). L'une des tâches des équipes réalisation est donc de faire des arbitrages entre plusieurs solutions correspondant aux propositions de la phase concours.

*« Quand le projet ne se passe pas comme prévu au niveau du chiffrage [financier], on peut supprimer un espace vert ou l'accompagnement par un écologue en phase chantier parce qu'on n'a pas le budget. En effet, ça peut faire partie des choses qui passent à la trappe pour des raisons économiques. »<sup>4</sup>*

Face aux coûts que le promoteur considère comme trop importants, certaines prestations en faveur de la biodiversité sont supprimées. La question des coûts a déjà été traitée dans les travaux de A. Taburet (2012) : par exemple certains opérateurs préfèrent rejeter les référentiels (labels et certifications) les analysant comme des surcoûts. Ces travaux montrent aussi que les promoteurs relient la notion de durabilité à celle de surcoût. Ainsi, les solutions en faveur de la biodiversité sont généralement perçues par le prisme des coûts.

*« Pendant longtemps la biodiversité a été vue comme une thématique qu'il faut faire, mais qui coûte plus qu'elle ne rapporte. »<sup>5</sup>*

3. Extrait de l'entretien 2 réalisé le 21/10/2020.

4. Idem.

5. Extrait de l'entretien 10 réalisé le 04/11/2020.

Par exemple, les toitures végétalisées sont perçues pas les promoteurs immobiliers comme des solutions favorisant la biodiversité car elles représentent des surfaces végétalisées supplémentaires. De plus, les enquêtés semblent être conscients du fait que plus l'épaisseur du substrat est grande plus l'intérêt pour la biodiversité est grand. Cependant, plus elles sont épaisses, plus elles augmentent les coûts de construction puisque cela nécessite un renforcement de la structure des bâtiments.

*« De manière ponctuelle on peut renforcer la structure pour être en capacité de mettre une épaisseur de terre beaucoup plus importante et proposer des toitures sanctuaires pour la biodiversité, mais ça a un coût important. Évidemment on a bien conscience pour le bien du projet et au regard des enjeux qu'il aurait été plus pertinent de développer ça partout, mais en même temps on a été rattrapé par la réalité économique qui nous empêche de généraliser ce principe. Si on le généralise, ça se fait au détriment d'autre chose, donc c'est un jeu d'équilibre sur l'enveloppe globale. »<sup>6</sup>*

La biodiversité est perçue dans les projets comme un gage de qualité et comme un niveau de prestation élevée. Cette qualité génère des coûts que les opérateurs urbains répercutent sur le prix du terrain (baisse de la charge foncière), les dépenses d'autres postes (coûts de construction, suppression d'une autre solution), l'augmentation du prix de vente, du nombre de mètres carrés (augmentation du volume), ou sur une diminution de leur marge.

*« Nous, on aimerait faire toujours plus, le problème c'est le prix. Il faut toujours que les gens puissent se payer un logement donc il ne faut pas que le prix soit trop élevé et que ça ne corresponde pas au marché. Il faut respecter l'économie globale du projet. »<sup>7</sup> « Plus le projet a un terrain qui coûte cher, entre son coût de départ et son coût de transformation pour faire un projet de qualité et plus derrière, les recettes dont on a besoin doivent être conséquentes. Soit il faut faire plus de mètres carrés pour avoir plus de recettes, soit il faut vendre plus cher. Vendre plus cher ça a des limites puisqu'à un endroit où les prix de vente sont à 6 000€ du mètre carré, même avec un projet de qualité, vous ne pourrez pas vendre à 10 000€. »<sup>8</sup> « Du bois à la place du béton ça fait exploser les coûts de construction, mettre un jardin, des espaces verts et faire une continuité écologique ça coûte moins cher. »<sup>9</sup> « Je considère que toute la partie externe au bâti, ça ne coûte pas très cher, à chaque fois qu'on invoque ce critère économique, c'est une manière de masquer qu'on ne souhaite pas intégrer la biodiversité. »<sup>10</sup>*

L'économie de projet est un critère fondamental pour comprendre l'intégration de biodiversité dans les projets urbains. Le bilan économique doit « tourner correctement

---

6. Idem.

7. Extrait de l'entretien 12 réalisé le 09/11/2020.

8. Extrait de l'entretien 14 réalisé le 18/11/2020.

9. Extrait de l'entretien 12 réalisé le 09/11/2020.

10. Extrait de l'entretien 14 réalisé le 18/11/2020.

» comme l'évoque l'ensemble des enquêtés. Il semble assez paradoxal d'arriver à des logiques d'augmentation de volume de construction pour compenser par exemple l'ajout de toitures végétalisées intensives dans un objectif final de promotion de la biodiversité. Malgré une perception de la biodiversité comme générant des surcoûts, certains interviewés pensent que la biodiversité coûte beaucoup moins cher que la construction bas carbone. Ces freins d'intégration et de concrétisation des actions s'ajoutent à ceux que nous avons montrés dans les premiers chapitres de cette partie et sont synthétisés dans le schéma ci-dessous (figure 7.4).

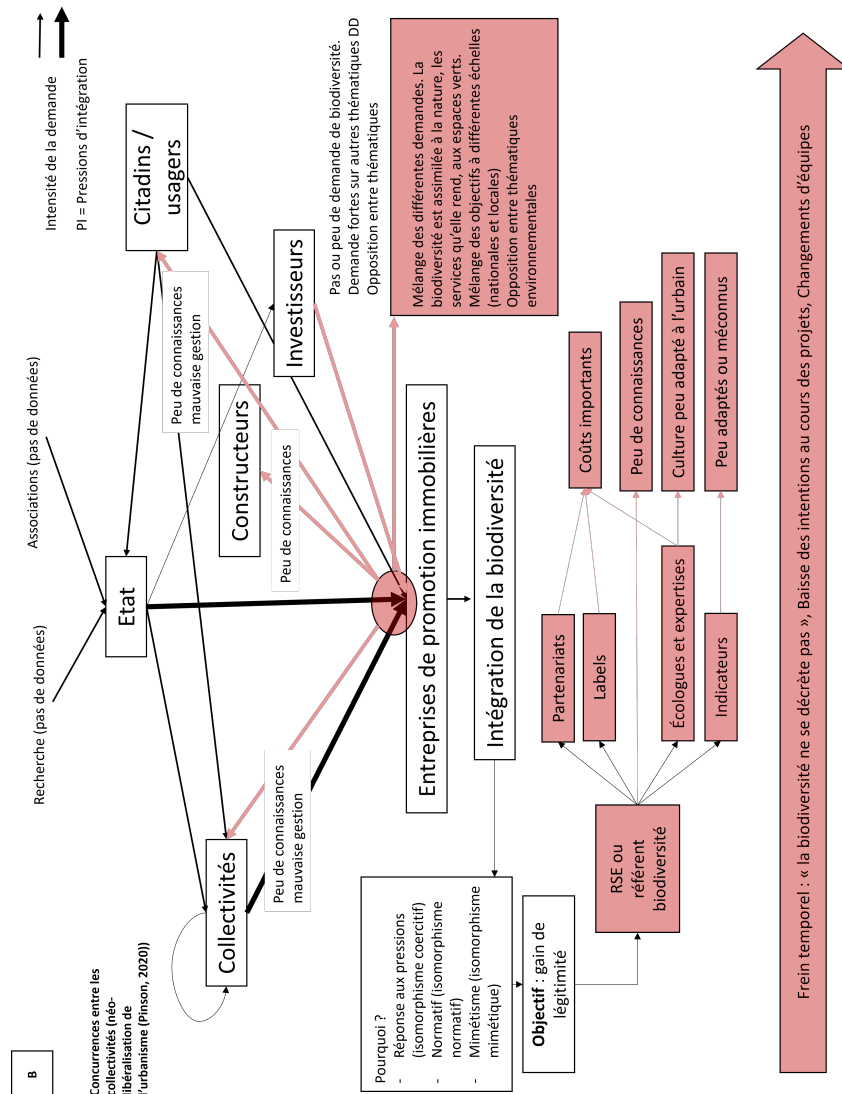


FIGURE 7.4 – Schéma simplifié des freins à l'intégration de la biodiversité dans les entreprises de promotions immobilières.

## **Discussion**

### **L'importance du végétal pour les collectivités**

À l'heure actuelle, un effort important est déployé par les opérateurs urbains privés pour intégrer la biodiversité dans leurs projets d'aménagements. Comme nous l'avons vu dans le premier chapitre de la 3<sup>ème</sup> partie, cet effort est une réponse à la demande de plus en plus forte de la réglementation nationale et de la commande publique locale. Cependant, d'après les promoteurs immobiliers que nous avons interrogés, cette demande est avant tout focalisée sur l'aspect végétal et le visuel. Les projets sélectionnés lors des concours s'apparentent alors à des « vitrines vertes » pour reprendre les termes de certains enquêtés. Nos résultats remettent en question la légitimité des collectivités à juger la qualité écologique des projets ainsi que la capacité des promoteurs à proposer et à concevoir ces espaces. C'est pourquoi nous nous sommes interrogés sur la façon dont la biodiversité était intégrée par ces entreprises et leurs métiers.

### **La biodiversité : notion principalement intégrée par le service RSE**

Au sein de ces entreprises, le service RSE ou développement durable est en charge de la thématique. La biodiversité est ainsi gérée par ce service comme toute autre thématique environnementale. Les thématiques étant segmentées et hiérarchisées, les promoteurs immobiliers doivent souvent arbitrer des choix en fonctions des projets. Parfois, certaines thématiques semblent s'opposer. Dans les chapitres 5 & 6, nous avons constaté que les promoteurs souhaitent par-dessus tout objectiver leurs performances sur la biodiversité, c'est-à-dire, traduire leurs choix et leurs propositions principalement par des indicateurs de performance. Leurs objectifs sont de montrer l'impact positif de leurs actions, les bénéfices du projet pour la biodiversité davantage que les pertes. Alors que mesurer son efficacité par un bilan carbone est une routine connue et bien huilée, cette tâche est très délicate sur la biodiversité, car peu d'indicateurs sont universels au sein de la profession. Depuis la fin des années 2000, chacun des grands opérateurs nationaux a tenté de concevoir son propre indicateur sur la biodiversité. Les enjeux sont notamment pour les opérateurs : (1) de se différencier des concurrents grâce à la mesure de leur performance sur un volet qui prend de l'importance, et (2) d'anticiper une future réglementation qui pourrait incorporer des éléments sur la biodiversité (Taburet, 2012). L'enjeu est si fort pour ces acteurs que 15 entreprises françaises dont certains des plus grands promoteurs immobiliers à l'échelle nationale et des sociétés d'investissements immobiliers ont lancé le Biodi-

versity Impulsion Group<sup>11</sup> qui vise notamment à « *L'élaboration d'outils de mesure des bénéfices de la biodiversité à l'échelle d'un projet immobilier (mesure de l'impact carbone, santé ou encore fraîcheur en ville)* ». L'indicateur idéal serait alors celui qui mesure les bénéfices d'un projet à l'échelle du confort de vie de l'individu, à l'échelle du quartier et de la ville et enfin de la contribution du projet à une problématique mondiale telle que le changement climatique.

Le développement d'indicateurs pose évidemment de nombreux problèmes. Premièrement, ils ne traitent pas vraiment de biodiversité, mais approchent celle-ci par une variable comme le nombre d'arbres, le pourcentage d'espace végétalisé, l'évolution des surfaces végétalisées avant et après projet. Deuxièmement, ils ont parfois davantage une visée marketing qu'un intérêt réel pour la biodiversité. Ils ne sont pas calculés pour limiter les impacts du projet, mais pour mesurer les bénéfices des solutions qui ont été sélectionnées par l'équipe conception. Afin d'accentuer la légitimité de leurs actions et face au manque d'indicateurs, les promoteurs font largement appel à des labels, des certifications comme Biodiversity et des écologues perçus comme des garants de légitimité écologique des projets (chapitre 6).

Comme nous l'avons montré dans le chapitre 5, les thématiques environnementales sont hiérarchisées chez les promoteurs. Ainsi la lutte contre le réchauffement climatique est une priorité. L'objectif est d'avoir un bâtiment dont le processus de construction a un faible bilan carbone et qui durant sa phase d'exploitation consomme peu d'énergie, voire même en produit. L'existence même d'Aire Nouvelle souligne l'importance de ces sujets dans la promotion immobilière. Les raisons de cette hiérarchie entre les thématiques sont floues. Nous pensons qu'un facteur historique pourrait jouer un rôle à l'échelle mondiale, dans les politiques nationales et à l'échelle du promoteur pour qui les sujets de biodiversité sont très récents. Cette hiérarchie pourrait également faire référence au rôle historique du promoteur c'est-à-dire l'échelle du bâtiment : celui-ci se sentirait moins en capacité d'agir sur la biodiversité. Par ailleurs, comme nous l'avons montré, le fait que les indicateurs soient moins universels que certaines mesures relatives aux thématiques de l'énergie et du carbone, et que la biodiversité soit difficilement mesurable pourrait freiner son intégration. Pour certains promoteurs les thématiques environnementales s'opposent. Pourtant, il existe beaucoup de synergies et d'interactions entre ces thématiques (Arneth et al., 2020; Brook et al., 2008; Smith et al., 2019). En effet, la biodiversité est parfois perçue comme un moyen d'adaptation au changement climatique dans les projets urbains.

---

11. Rassemblant : Aire Nouvelle, Altarea Cogedim, Amundi, BNP Paribas Real Estate, Bouygues Immobilier, Covea Immobilier, Crédit Agricole Immobilier, Gecina, Groupama Immobilier, Korian, Linkcity, LVMH, Nexity, Perial Asset Management, Groupe RATP, Schneider Electric. <https://presse.gecina.fr/actualites/gecina-et-15-autres-entreprises-lancent-un-programme-de-recherche-sur-lempreinte-biodiversite-des-projets-immobiliers-avec-lappui-de-loid-00fe-b28e9.html>, consulté le 19 novembre 2021

## La baisse des intentions au fil des projets : surcoûts, changements d'équipes, arbitrages et manque de connaissances

Dans le dernier chapitre de la 3<sup>ème</sup> partie, nous avons constaté que l'effort d'intégration de la biodiversité dans les projets est particulièrement mené dans les phases amont des projets urbains, c'est-à-dire le montage et le développement d'offres qui se structurent de plus en plus autour d'appels à projets innovants tels que Inventons la métropole du grand Paris, Réinventons Paris. Pour les opérateurs urbains, l'objectif est alors de gagner ces concours, de se distinguer de leurs concurrents. Les rendus graphiques des projets semblent être des imaginaires de villes idéalisées, car ces projets sont très emblématiques. Comme le souligne un promoteur dans l'étude de Jean-Luc Lemarchand (Lemarchand, 2018), dans ces projets ce qui compte c'est « *l'image et le fric* ». Finalement, les projets initialement conçus ne semblent pas réalisés. Les rendus graphiques reflètent le niveau maximal des intentions du projet. Ce niveau d'intention semble diminuer après le concours. On observe donc un décalage entre les intentions et les projets réalisés. Ce décalage interroge sur la façon dont sont organisés les projets urbains. Doit-on laisser la liberté aux opérateurs urbains privés de proposer sur un modèle de carte blanche (Greco et al., 2018) ? Ce fonctionnement laisse beaucoup de place aux propositions et aux innovations ; cependant celles-ci ne sont pas réalisées en raison d'équilibres économiques, de changements d'équipes, de manques de connaissances.

Par ailleurs, la mise en place de solutions pour favoriser la biodiversité peut parfois être perçue comme générant des surcoûts. À de nombreuses reprises, les termes de coûts et de surcoûts ont été employés par les enquêtés sans pour autant préciser les montants absolus ou relatifs que représente l'intégration de la biodiversité dans les projets (prestataires écologiques, solutions de type toitures végétalisées, labels et certifications). Aucune donnée quantitative ne nous a été communiquée ce qui limite l'analyse de ce frein. D'après l'enquête réalisée par le ministère<sup>12</sup>, ces coûts sont très variables d'une opération à l'autre et sont à relativiser par rapport au coût global des opérations. Cependant, ces solutions augmentent la valorisation du projet (G. Zhang & He, 2021). À Hongkong, Peng & Jim (2015) ont montré que malgré un investissement de départ supérieur, il y avait un retour sur investissement au bout de sept ans pour les toitures végétalisées extensives et de vingt ans pour les toitures intensives. Les promoteurs sont conscients de cette augmentation des coûts et souhaitent généralement en faire le plus possible, particulièrement lors des API, ce qui provoque une surenchère (Lemarchand, 2018). Cependant, ils sont contraints par le prix de vente des produits aux usagers. Les promoteurs ne peuvent pas augmenter indéfiniment la qualité des biens qu'ils proposent sans répercussion sur les prix de vente. En partant du modèle du triangle des aménageurs développé par Scott Campbell (1996) (figure 7.5), les *planners* (urbanistes) ou promoteurs immobiliers dans notre cas choisissent des priorités : conserver ou intégrer la biodiversité, produire un projet accessible à tous, concevoir

---

12. <https://www.ecologie.gouv.fr/batiment-et-biodiversite>

un projet rentable. Schématiquement, l'intégration de la biodiversité augmente la valeur d'un projet pour être rentable et le rend inaccessible aux populations les plus pauvres, car trop cher. L'intégration de la biodiversité et de la nature agirait alors comme un facteur de gentrification.

« *In short, the planner must reconcile not two, but at least three conflicting interests : to grow the economy, distribute this growth fairly, and in the process not degrade the ecosystem* » (Scott Campbell, 1996).

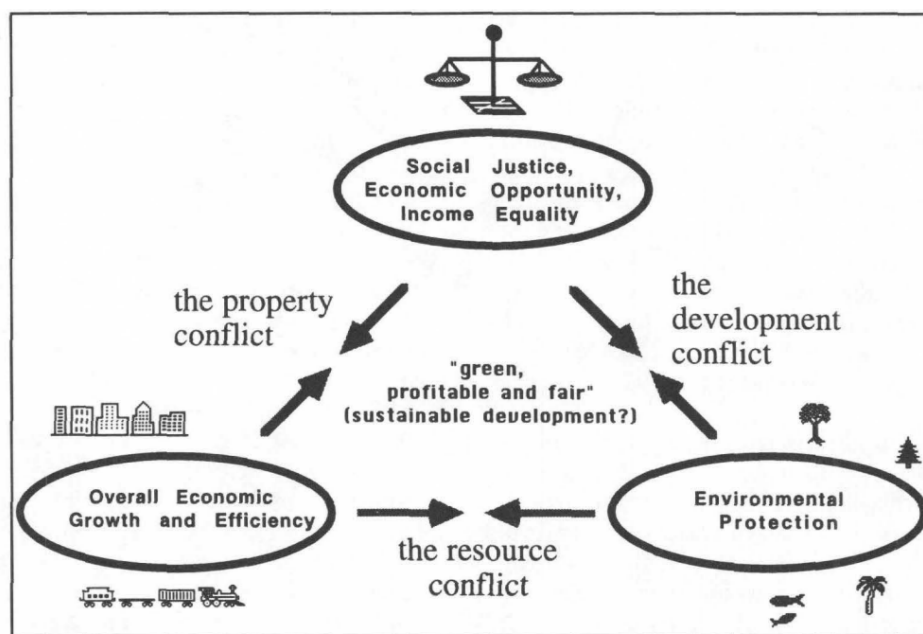


FIGURE 7.5 – Le triangle des objectifs contradictoires (Campbell, 1996).

Kotsila et al., (2021) décrit ce phénomène en s'appuyant sur des exemples à Barcelone. Des aménagements de l'espace public initiés par la collectivité intégrant la biodiversité augmentent les loyers et donc le type d'enseignes de commerce. Ainsi la population évolue. Les bénéfices apportés par la biodiversité ne sont donc pas justement distribués. Le phénomène est appelé « *green gentrification* »<sup>13</sup> (Anguelovski et al., 2018; Gould & Lewis, 2012).

Par ailleurs, nous avons mis en évidence un décalage du niveau de connaissance entre les équipes amont et aval chez les promoteurs ce qui peut être un frein à son intégration (Shih et al., 2020). Les opérateurs urbains privés des phases amont se forment et se sensibilisent à la biodiversité en répondant à de nombreux concours urbains où il y a une forte attente des commanditaires publics. Il est absolument

13. Gould & Lewis (2012) définissent la gentrification verte comme le processus de gentrification urbaine facilité par la création ou la restauration d'aménités environnementales.

essentiel selon nous que les équipes aval soient au moins autant sensibilisées à ces sujets pour garantir le maintien des intentions définies en phase conception. De plus, certains promoteurs nous ont fait part de l'importance de la phase chantier sur la biodiversité. Cette phase est longue et des actions simples peuvent être mises en œuvre telles que : adapter le planning en fonction de la phénologie d'espèces présentes, protéger la végétation existante, profiter de l'aspect dynamique du chantier pour favoriser une biodiversité temporaire (guide « Biodiversité et chantiers » de la LPO<sup>14</sup>). Cela implique la formation des équipes réalisation et de travailler avec des constructeurs sensibilisés. Ainsi, de nombreuses améliorations peuvent encore être réalisées. En tant que chefs d'orchestre, les promoteurs pourraient sensibiliser les autres parties prenantes ou exercer une pression de sélection en ne faisant appel qu'à des partenaires (architectes, BET, constructeurs, etc.) qui partagent leurs exigences et leurs intentions.

## **La connaissance sur la biodiversité : le nerf de la guerre pour son intégration ?**

Pour aller encore plus loin, un effort de sensibilisation doit être mené auprès des usagers des futurs projets (entreprises occupantes ou habitants). Les espaces aménagés ne sont qu'un cadre à la biodiversité, son installation et son maintien dépendent en grande partie de la gestion. Certains promoteurs immobiliers enquêtés se considèrent légitimes et mettent en place cette sensibilisation. Une étude a montré que les bâtiments *Leadership in Energy and Environmental Design* (LEED) consommaient 30% d'énergie de plus que les bâtiments conventionnels sans certification (Schlueter & Thesseling, 2009). En effet, ces certifications sont réalisées sur les consommations théoriques des bâtiments. Pour X. Zhang (2015) cela souligne la problématique de l'éducation des habitants et des consommateurs des bâtiments. Il en est de même pour la biodiversité : l'après-projet est primordial. L'amélioration des connaissances peut modifier les comportements individuels et favoriser la biodiversité (Deguines et al., 2020; Shwartz et al., 2013). En 2011, Hosteler et al., défendait l'idée d'intéresser, de communiquer auprès des nouveaux résidents pour améliorer et conserver la biodiversité urbaine. Nos résultats convergent avec ceux de l'étude bâtiment et biodiversité, réalisée en 2020 par le ministère de la transition écologique. D'après cette enquête, une sensibilisation de l'ensemble de la chaîne des acteurs de la construction est nécessaire ainsi qu'une implication des usagers. L'enquête souligne que la réduction des impacts du bâtiment sur la biodiversité doit également passer par une sobriété dans la consommation foncière. Il faut donc privilégier la construction sur les espaces déjà artificialisés et imperméabilisés disponibles en ville : les anciennes usines, entrepôts, parking. Enfin, l'enquête souligne que les freins principaux identifiés par les acteurs

---

14. <https://www.lpo.fr/la-lpo-en-actions/mobilisation-citoyenne/nature-en-ville/ressources-pedagogiques-nature-en-ville/biodiversite-et-chantiers>, consulté le 27/01/2022.

sont avant tout liés aux cultures professionnelles et aux coûts. La réglementation pourrait alors être un levier pour contraindre à la fois les collectivités, les promoteurs, les entreprises de constructions pour améliorer la prise en compte de la biodiversité. Cependant, le manque de connaissances ou son accès limité n'est pas la seule raison à l'inaction (Buxton et al., 2021). Malgré les nombreuses critiques que les indicateurs suscitent, ils permettent d'évaluer, les actions et d'en effectuer un suivi. L'étude de Pierce et al. (2020) montre que de nombreuses actions ou intentions prévues par des plans biodiversité de grandes villes sont trop peu mesurables. L'initiative BIG<sup>15</sup>, portée par l'observatoire de l'immobilier durable (OID) ambitionne de créer un indicateur partagé par tous. Mais est-il possible de mesurer les effets d'un projet urbain par un indicateur synthétique? Est-ce souhaitable dans la mesure où sa construction nécessitera des approximations majeures?

## **Une relecture de nos résultats par les paradoxes : entre la nécessité d'actions et son impossibilité apparente**

Nos résultats montrent que l'action des promoteurs, leur volonté d'intégration de la biodiversité dans leurs pratiques sont pétries de paradoxe.

Historiquement, le métier de promoteur immobilier est de coordonner des acteurs pour développer un terrain, concevoir un projet et le vendre. Son action est alors bornée temporellement, son activité s'arrête souvent à la livraison du projet ou du programme. En raison des multiples pressions institutionnelles que nous avons détaillées, les promoteurs doivent intégrer la biodiversité dans leurs projets (Boiral & Heras-Saizarbitoria, 2017). On peut supposer que cette intégration est également réalisée par mimétisme dans cet environnement concurrentiel pour avoir une chance de gagner les concours et par pression normative compte tenu de la coopération qui a lieu dans cette profession pour faire émerger des « bonnes pratiques » (DiMaggio & Powell, 1983). Ainsi, les promoteurs intègrent la biodiversité dans leurs projets grâce à des outils. Cependant, pour certains enquêtés, le promoteur est responsable du développement d'un cadre propice à la biodiversité et non de son intégration. En effet, plusieurs acteurs nous ont fait part de l'importance de l'avenir des espaces conçus pour la biodiversité et de leur impuissance sur ces aspects. Ainsi, le promoteur est dans l'incapacité d'intégrer la biodiversité puisqu'il en est seulement le concepteur. Cependant, le promoteur est obsédé par l'idée de mesurer sa performance sur cette thématique pour légitimer ses actions. Il y a ici un paradoxe entre la nécessité d'agir pour cet acteur, sa relative incapacité d'action et sa volonté de mesurer quantitativement sa performance. On peut également soulever un paradoxe lié à son échelle spatiale d'intervention historique (le bâtiment). Même si les promoteurs immobiliers ont vu leurs échelles d'interventions s'agrandir (Citron, 2016), de nombreux projets sont encore à l'échelle de bâtiments en zone urbaine dense où les possibilités d'inté-

---

15. Quelques diapositives de présentation de cette initiative sont présentées en annexe.

gration de la biodiversité sont très limitées. Malgré ces paradoxes, la biodiversité fait l'objet d'une attention particulière, car elle est perçue comme un front d'innovation, elle est donc vectrice de légitimité et d'efficacité.

Pour limiter les incertitudes et mutualiser les ressources, des démarches comme BIG (biodiversity impulsion group) ont vu le jour, regroupant de nombreux promoteurs. Ces coopérations peuvent apparaître paradoxales dans un milieu concurrentiel, mais contribuent à la survie générale de ces organisations puisqu'elles permettent de contrebalancer le pouvoir de l'État et des collectivités en proposant de nouvelles pratiques, de nouvelles normes adaptées à leurs contraintes. En outre, cette « coopétition » (Dagnino et al., 2007 ; Marival, 2011) est inhérente à la profession de promoteur qui a l'habitude de s'associer sur les grands concours urbains. En fonction des projets, les promoteurs sont alors partenaires ou concurrents.

D'après Grimand et al. (2014, p14), plutôt que d'essayer de résoudre les paradoxes en choisissant le dilemme ou la dialectique, « il est souvent nécessaire de transformer la situation où le paradoxe se noue ». Les paradoxes que nous avons soulevés pourraient être appréhendés comme des dynamiques d'appropriation de la biodiversité et pourraient évoluer compte tenu des dynamiques évolutives qui sont à l'œuvre du sein des échelles d'interventions des opérateurs urbains (Citron, 2016 ; Peynichou, 2018) vers la production de la ville et de sa gestion.

# Discussion générale

Comment améliorer l'intégration de la biodiversité dans les projets d'aménagements urbains? Telle a été la question qui nous a guidée pendant la thèse. Lors de l'introduction de ce document nous avons proposé trois axes de travail pour y répondre :

- Développer des espaces végétalisés, c'est-à-dire des habitats où les espèces pourront accomplir leurs cycles de vie,
- Connecter ces espaces afin que les espèces puissent se déplacer, coloniser de nouveaux habitats,
- Et enfin impliquer les différents acteurs de la ville : les habitants, les pouvoirs publics et les entreprises.

Dans ce cadre, nous nous sommes interrogés sur le développement des toitures végétalisées, sur leur conception, sur leur localisation, sur leur contribution au sein des réseaux écologiques et sur leur intégration dans les projets urbains. Ces infrastructures vertes (*green infrastructures*) sont devenues très communes dans les projets urbains entre la fin du 20<sup>ème</sup> et le début du 21<sup>ème</sup> siècle. Les intégrer est pour les promoteurs immobiliers un moyen de légitimation de leurs offres. En effet, ces infrastructures vertes produisent une image positive des projets, sont perçues comme des innovations rendant de nombreux services, des bonnes pratiques, et permettent donc de répondre aux différentes injonctions de la ville durable notamment la prise en compte de la biodiversité.

## **La production de connaissance : de la conception de palette végétale à l'implantation des toitures végétalisées**

### **Conception des toitures végétalisées**

À l'heure actuelle, de nombreuses recherches montrent que les toitures végétalisées ont la capacité de servir d'habitats et de fournir des ressources à de nombreuses espèces animales et végétales (Madre et al., 2014). Cependant, cette capacité d'accueil dépend de nombreux paramètres tels que les espèces végétales qui y sont intégrées, l'épaisseur et la composition du substrat. Or, la grande majorité des toitures végétalisées sont construites avec une très faible couche de substrat et recouvertes de sedums

(Enzi et al., 2017). Lorsque d'autres espèces sont utilisées, celles-ci sont souvent ornementales. Les mélanges d'espèces qui s'y produisent et leurs origines en font de bons exemples de néo-écosystèmes. Très peu d'études ont cherché à comprendre le fonctionnement des néo-écosystèmes urbains (Kowarik, 2011). Ainsi, nous avons tenté de comprendre comment des espèces ornementales et sauvages interagissent entre elles et avec les pollinisateurs à travers une expérimentation sur deux toitures. Nos résultats montrent qu'il y a bien certaines interactions qui se mettent en place entre les espèces ornementales et les espèces sauvages. La cohabitation génère un effet de compétition sur certaines espèces et un effet de facilitation sur d'autres. En outre, l'ensemble attire un certain nombre d'insectes dont on peut penser qu'ils sont pollinisateurs, confirmant des résultats déjà énoncés dans la littérature scientifique comme ceux de Kalaman et al. (2022), mais il semble moins attractif que les seules espèces sauvages. Nos résultats confirment ceux de nombreuses recherches : les toitures végétalisées peuvent accueillir une biodiversité qui dépend fortement de la végétalisation initiale et des ressources qu'elle fournit. Ces résultats invitent les concepteurs à intégrer des plantes sauvages locales adaptées aux conditions des toitures végétalisées, et à moins utiliser les plantes ornementales. Néanmoins, le mélange a le mérite d'allier fonctionnement écologique et esthétique et ainsi de remporter l'adhésion de l'ensemble des parties prenantes par la livraison d'un projet vert et fleuri. Prolonger dans le futur, le suivi de cette expérience sur plusieurs années nous permettrait de mieux comprendre comment fonctionnent les néo-écosystèmes et la capacité des espèces natives à se maintenir dans un système mixte avec une gestion très faible. Malgré tout, notre travail comporte de nombreuses limites.

Premièrement, nous avons mis en place un arrosage pendant les mois les plus chauds ce qui modifie le niveau de stress pour les communautés. En théorie, d'après l'hypothèse du gradient de stress, les interactions peuvent passer de négatives à positives en augmentant le niveau de stress (Bertness & Callaway, 1994). L'arrosage aurait alors généré une compétition entre les espèces dans nos bacs. Cependant, les études distinguent le type de stress. En cas de stress élevé sur les ressources (eau par exemple), l'effet net des interactions devrait être négatif. A contrario, quand le stress n'est pas lié aux ressources (conditions météorologiques, lumière, etc.), on peut s'attendre à observer un effet net positif (Maestre et al., 2009). L'arrosage pourrait alors avoir un effet positif, en limitant la compétition sur la ressource hydrique dans nos communautés. Il aurait été intéressant de reproduire cette expérimentation en ajoutant des modalités de bacs non irrigués mais cela aurait multiplié le nombre de bacs et aurait rendu le suivi de l'expérimentation difficile.

Deuxièmement, ces théories sur les interactions ont souvent été établies à partir d'observations réalisées à l'échelle de paires d'espèces. Alors que notre expérience est à l'échelle de la micro-communauté. En effet, dans la mesure où nous étudions les effets d'interactions à l'échelle de la communauté, ce qui est plutôt rare d'après Danet (2017), nous avons fait l'hypothèse que le résultat observé avait pour origine les espèces ornementales. Cette échelle rend impossible de distinguer l'effet de chacune

des espèces ornementales et les interactions entre les espèces sauvages. Il est possible que l'élément essentiel dans les interactions que nous avons observées soit la forme de croissance de l'espèce ornementale. Nous aurions pu nous concentrer sur un petit nombre d'espèces et travailler sur des bacs plus petits pour travailler à l'échelle de l'espèce de la même manière que Dusza et al. (2017). Mais cela aurait emporté l'inconvénient de rendre notre travail plus théorique et moins opérationnel.

Troisièmement, on peut également critiquer le choix des espèces ornementales retenues. Nous aurions pu planter des sedums afin de comparer nos résultats avec ceux de Butler & Orians (2011) ou de Vasl et al. (2017), mais notre souhait était de proposer une alternative à ces espèces déjà largement utilisées sur les toitures. Ainsi, nous avons sélectionné des espèces ornementales exotiques à la région Île-de-France, adaptées aux conditions de toitures et en fonction de leur disponibilité auprès des horticulteurs. Il aurait été très intéressant de sélectionner les mêmes espèces que celles présentes dans le mélange de graines sauvages sous différentes couleurs, différentes formes de fleurs (fleur simple ou double) et évaluer la différence d'attractivité face au témoin dit « sauvage ». À notre connaissance, aucune étude n'a cherché à analyser ce paramètre car la tâche est compliquée puisqu'il existe parfois des centaines de variétés ornementales différentes pour chaque espèce.

Enfin, nous avons considéré qu'un écart d'un mètre suffirait à négliger les interactions entre les bacs alors qu'on peut supposer que certaines espèces spontanées colonisent l'ensemble des bacs quelle que soit la distance entre eux.

Plus que la question de la nécessité de privilégier les espèces natives par rapport aux espèces non natives qui ne semble pas tranchée (Berthon et al., 2021 ; Schlaepfer, 2018 ; Schlaepfer et al., 2020), les questions de l'attractivité des espèces ornementales pour les pollinisateurs (Garbuzov et al., 2015, 2017) et de l'évolution des communautés sont essentielles pour la conception des toitures végétalisées et pour la compréhension du fonctionnement ou des propriétés des néo-écosystèmes.

## **Implantation des toitures végétalisées et analyse de leur contribution à la connectivité**

Très peu de connaissances ont été établies à la fois sur la localisation et sur le rôle des toitures végétalisées dans la connectivité (Braaker et al., 2017 ; Lepczyk et al., 2017 ; Mayrand & Clergeau, 2018 ; Wu & Biljecki, 2021). Ce questionnement a fait l'objet de la deuxième partie de notre travail. Nous avons tout d'abord cherché à construire un modèle pour cartographier les toitures végétalisées, ce qui nous a permis d'analyser leur rôle dans les réseaux écologiques urbains. Nos résultats montrent que les toitures végétalisées contribuent à la connectivité en ville mais que cette contribution dépend grandement de la mobilité des espèces qui peut être appréhendée par la distance de

dispersion mais aussi par leur capacité de déplacement en fonction du paysage. Les toitures végétalisées semblent utiles pour les espèces ayant des capacités de dispersion élevées. Dans une perspective opérationnelle, nous avons utilisé des données de l'APUR sur le potentiel de végétalisation des toitures plates de Paris pour comprendre quel en serait l'effet sur la connectivité. Nos résultats montrent qu'un nombre restreint de nouvelles toitures végétalisées apporterait un gain de connectivité notable. Il est donc primordial pour les concepteurs d'intégrer cette notion de gain en connectivité et de comprendre sa variabilité dans la perspective de végétalisation de nouvelles toitures. Braaker et al. (2014, 2017) ont étudié les communautés d'arthropodes sur 40 toitures végétalisées et de 40 espaces verts au sol à Zurich en Suisse. D'après ces études les toitures végétalisées améliorent la connectivité pour les espèces mobiles. À l'instar de nombreuses études, celles-ci se fondent sur la connectivité structurelle (proximité moyenne, densité de voisinage, distance moyenne du plus proche voisin) et non sur la connectivité fonctionnelle. Il pourrait être intéressant de répliquer notre étude au contexte et aux données<sup>16</sup> de Braaker et al. (2017) qui sont très riches.

Malgré ces résultats intéressants, notre approche théorique comporte quelques limites dont nous souhaitons discuter ici.

## **Cartographie**

Premièrement, la définition des habitats au sol et sur les toitures comporte des erreurs sur les toitures car nous avons utilisé un modèle pour identifier leur localisation. Cela signifie que certaines toitures végétalisées ne le sont pas vraiment et inversement. Par ailleurs, ce modèle considère que lorsqu'une toiture est végétalisée, l'intégralité de sa surface est végétalisée ce qui n'est pas toujours vrai. Cette imprécision surévalue donc la capacité populationnelle des toitures végétalisées.

Deuxièmement, la transformation des données vectorielles en données raster a engendré une simplification du paysage en raison de la diminution de précision. Compte tenu de notre échelle de travail et de la superficie des habitats, nous avons fixé la résolution à 5 mètres, qui selon nous est un équilibre satisfaisant entre précision et temps de calcul. Lors de cette transformation (rastérisation), nous avons fait le choix d'utiliser un champ de priorité lorsque plusieurs modes d'occupation du sol se trouvaient dans un même pixel. Après plusieurs tests, la priorité a été donnée aux modes d'occupations correspondant aux bâtiments et aux toitures végétalisées puis dans un second temps aux espaces végétalisés. Les autres modes d'occupation du sol ne disposent pas de priorité, le choix de l'algorithme est alors effectué par la surface occupée. Dans des environnements aussi hétérogènes que la ville, ces choix effectués lors de la rastérisation ont une influence forte sur les résultats.

---

16. Données d'abondance sur un grand groupe d'espèces.

Troisièmement, Graphab dispose d'une limite dans le cadre de l'analyse de la connectivité verticale. Si deux pixels de modes d'occupation différents se touchent et qu'ils sont tous les deux considérés comme des habitats par l'utilisateur alors ces deux habitats seront considérés comme une seule et unique tache d'habitat. Ce fonctionnement a été problématique pour notre analyse car cela signifie que si un pixel de toiture végétalisée est en contact avec un pixel d'espace végétalisé au sol dans la rue, le programme considère ces deux habitats comme une seule tache d'habitat. Pour résoudre cette complication, nous avons effectué une opération visant à transformer tous ces pixels en « espace non végétalisé ». Cette opération a eu pour conséquence de réduire la superficie des espaces végétalisés au sol. Il serait intéressant de développer une option dans Graphab pour permettre à l'utilisateur d'avoir des taches d'habitats qui se touchent. Nous supposons que cette option serait un facteur clé pour appréhender la connectivité en trois dimensions. Deux taches d'habitats ayant des modes d'occupation du sol pourraient se superposer, la distance qui les sépare pourrait être exprimée par la différence de hauteur entre les deux habitats en coût ou en mètres.

Par ailleurs, nous disposons dans les données de l'APUR de la hauteur de la végétation. Les habitats auraient pu donc être découpés en sous-trame : herbacée, arbustive et arborée. Nous n'avons pas retenu cette solution par souci de simplification. Enfin, faute de données sur les paramètres des toitures végétalisées, aucune typologie ne leur a été appliquée.

## **Modélisation**

A l'instar de toute modélisation, notre travail tente de simplifier des phénomènes très complexes comme les déplacements d'espèces (C.Thierry, 2022). Outre la méthode des moindres coûts qui peut être critiquée car elle suppose l'omniscience des individus, c'est le choix des valeurs de rugosité et des distances de dispersion qui peut être discuté. Pour définir les distances de dispersion, nous nous sommes appuyés sur l'étude de Serret et al. (2014), distances qui par ailleurs sont très proches d'autres études dont celles de Thierry et al. (2022). En outre, nous avons essayé de limiter l'incertitude des valeurs de rugosité en proposant deux gradations. La première retient l'hypothèse qu'un mètre horizontal est un déplacement équivalent à un mètre vertical de telle sorte que monter ou descendre d'un immeuble de 10 mètres correspond à un déplacement horizontal de 10 mètres. La deuxième repose sur le fait que la difficulté croît de manière exponentielle si bien que monter ou descendre un immeuble de 20 mètres correspond à un déplacement horizontal de 100 mètres. Par ailleurs, afin de limiter le temps de calcul, nous n'avons pas tenu compte des taches d'habitats strictement inférieures à 100 m<sup>2</sup> (environ 50% des taches).

Outre ces choix, plusieurs paramètres ne sont pas pris en compte : la difficulté pour immigrer et émigrer d'une toiture végétalisée est supposée identique et l'influence

du vent est ignorée alors que ce dernier paramètre pourrait jouer un rôle important notamment pour les espèces anémochores.

Malgré ces différentes critiques et limites, notre analyse présente l'intérêt de tester la connectivité verticale ce qu'aucune n'avait tenté de faire. Elle ouvre également des perspectives intéressantes sur l'effet de l'organisation des bâtiments dans l'espace urbain sur la connectivité. A cet égard on notera que ce sujet a retenu l'intérêt de la recherche avec le projet Réaumur<sup>17</sup> du programme BAUM initié par le PUCA en 2019.

Nos résultats sont à comprendre avec prudence et ne peuvent pas être directement utilisés ainsi dans les projets d'aménagements, compte tenu des commentaires que nous avons exposés. Ils se fondent sur plusieurs hypothèses théoriques que nous devons tester. Il est important pour nous de le préciser car, en dépit de leur caractère théorique, Aire Nouvelle a toujours porté un vif intérêt à l'utilisation opérationnelle de ces modèles. Nous voyons dans cet intérêt un écho au désir des opérateurs immobiliers d'avoir des indicateurs quantitatifs leur permettant de chiffrer « l'effet positif » d'un projet immobilier sur la biodiversité.

## **Vers quelle conception de toitures végétalisées ?**

Il est possible de concevoir des toitures végétalisées favorables à la biodiversité, bien que les habitats au sol doivent rester une priorité (Braaker et al., 2017). Pour l'être, celles-ci doivent respecter quelques critères de conception : avoir une épaisseur de substrat d'au moins 15 centimètres et avoir une palette végétale diversifiée (incluant des plantes sauvages) et attractive pour les pollinisateurs. Par ailleurs, il est également nécessaire pour les concepteurs de conduire une réflexion sur l'implantation des toitures végétalisées en fonction des habitats déjà présents et de prendre en compte la morphologie du bâti. Trop souvent dans les projets d'aménagements, les bâtiments sont dessinés sans tenir compte de l'effet barrière qu'ils peuvent générer. En outre, comme nous l'avons souligné à plusieurs reprises dans notre travail, à l'heure actuelle, la grande majorité des toitures végétalisées sont extensives et standardisées (Enzi et al., 2017, 2022). L'intégration des paramètres favorisant la biodiversité se heurte donc aux pratiques de conception dans le cadre des projets d'aménagements urbains.

---

17. Le projet Réaumur est conduit par Jean-Christophe Foltête et vise à « l'évaluation de l'influence des morphologie urbaines sur les communautés d'insectes pollinisateurs et leurs interactions avec la flore locale, à l'échelle du quartier et en considérant les réseaux écologiques multi-échelles » (<http://www.urbanisme-puca.gouv.fr/biodiversite-amenagement-urbain-et-morphologie-a1586.html>, consulté le 07/03/2022).

## Produire des connaissances pour générer de l'action

Notre approche interdisciplinaire a pour objectif de produire des connaissances en intégrant les problématiques de professionnels en vue d'améliorer leurs actions et également de comprendre la façon dont ils perçoivent la biodiversité et l'intègrent (figure 7.6). Cette double démarche est doublement intéressante car d'une part, les connaissances écologiques produites s'imprègnent des problématiques des entreprises et permettent donc de mieux comprendre les actions produites par ces dernières, et d'autre part elle profite aux acteurs économiques qui bénéficient de l'expertise de la recherche pour améliorer leurs actions (figure 7.6).

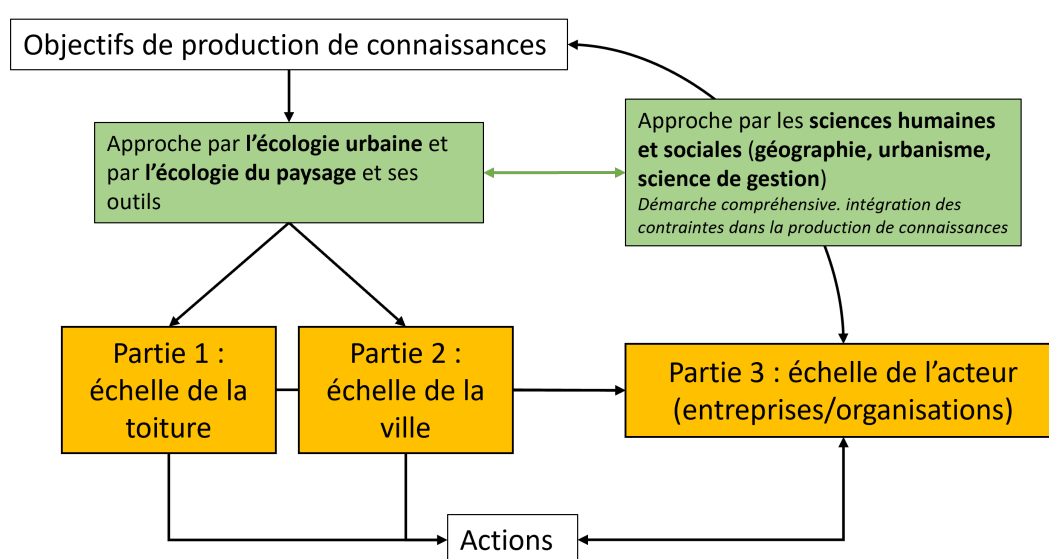


FIGURE 7.6 – De la production de connaissances dans l'objectif de créer des actions.

Pour rappel, notre étude présente une limite majeure reposant sur l'analyse d'un système multi-acteurs à partir de la vision et de la perception des seuls promoteurs immobiliers. Il serait notamment intéressant d'étudier l'intégration de la biodiversité dans les entreprises d'investissement immobilier, (sujet que nous avons effleuré) car c'est un acteur sous étudié (Llorente et al., 2020) et qu'il dispose d'une influence considérable sur la production urbaine (Guironnet et al., 2016; Guironnet & Halbert, 2018) en raison de la néolibéralisation de la ville (Pinson, 2020).

### Les freins d'intégration de la biodiversité chez les promoteurs

Nous avons détaillé les freins à l'intégration de la biodiversité dans les projets d'aménagements urbains dans la troisième partie. Nous avons d'abord révélé des freins internes aux promoteurs immobiliers : leur incapacité d'actions liée aux échelles spatiales et temporelles de leurs actions (malgré l'évolution rapide de ces échelles),

leur manque de connaissances, le manque d'indicateurs adaptés à leurs problématiques, les coûts générés par l'intégration de la biodiversité (prestataires, labels, etc.) et l'opposition entre certaines thématiques environnementales. Ensuite, nos résultats montrent des freins externes aux promoteurs immobiliers : le manque de connaissances des parties prenantes en cause et leurs différences de priorités, auxquels on peut ajouter également le fait que les échelles temporelles et spatiales de leurs actions dépendent de facteurs exogènes. La question est alors de savoir s'il est possible de dépasser ces freins et comment.

## **Dépasser les freins : l'approche par les connaissances et la sensibilisation**

Premièrement, une approche intéressante serait de travailler sur les disservices liées à la biodiversité et non plus seulement sur les services (Blanco et al., 2019). Cela pourrait passer par la réalisation d'analyses de la perception sur les espèces végétales implantées (désirées ou non désirées). En outre, il serait intéressant de travailler sur les coûts d'une opération car les avis ne sont pas tranchés, voire divergent sur le poids du coût de l'aménagement des espaces extérieurs d'une opération immobilière. Ce flou contribue à maintenir les actions favorables à la biodiversité dans la « boîte noire » du bilan d'un projet urbain (Devisme et al., 2007). Ainsi, il serait intéressant d'étudier l'évolution du budget de certains projets de la conception à la réalisation, analyser les intentions initiales et les arbitrages réalisés en définitive et surtout l'écart potentiellement constaté dans le budget consacré à la biodiversité entre la conception et la livraison d'une opération mais aussi en phase d'exploitation.

Deuxièmement, il est nécessaire que les objectifs de biodiversité soient mieux définis à l'échelle des projets urbains par les commanditaires c'est-à-dire généralement les collectivités, les aménageurs publics mais aussi par l'État. On constate que la biodiversité est mobilisée et intégrée pour les services qu'elle rend et pour l'image positive accompagne ces services. Parce qu'elle permet une adaptation aux changements climatiques, la biodiversité est vue par certains opérateurs immobiliers comme un élément de mobilier urbain en adéquation avec la perception des collectivités (Cormier, 2015). Il est essentiel que les politiques publiques s'emploient à redéfinir les raisons de l'intégration de la biodiversité dans les projets urbains qui ne doivent pas être restreintes à un service de climatisation ou d'esthétique urbaine.

Troisièmement, dans de nombreuses études, les chercheurs approximent souvent la biodiversité par des variables sur lesquelles nous disposons de données telles que les surfaces végétalisées grâce aux images satellites ou aériennes. C'est d'ailleurs une approche que nous avons utilisée dans la deuxième partie de notre travail. Nous supposons que ces approches malgré leur utilité, pourraient créer un amalgame entre biodiversité et surface végétale pour les acteurs de l'aménagement. La rationalité de

ces derniers les pousse peut être à utiliser ces modèles simplificateurs pour répondre à leur besoin de performance. Il serait alors nécessaire d'améliorer la communication scientifique et d'insister sur le fait que la biodiversité ne correspond pas à un simple plan de végétalisation surfacique.

Enfin, nous insistons sur la nécessité de communiquer entre les acteurs et entre les disciplines. Il faut promouvoir les échanges entre acteurs intervenant lors des différentes phases des projets urbains (Chalot, 2015). Les promoteurs, les urbanistes et les aménageurs doivent également s'ouvrir aux connaissances de l'écologie et développer des approches interdisciplinaires en intégrant par exemple davantage de personnels de formations diversifiées. Il est également nécessaire que les cursus d'écologie intègrent plus de savoirs et de parcours spécialisés sur les problématiques urbaines (Morin et al., 2016). C'est dans cette perspective qu'une convention de recherche et d'enseignement a été signée entre le MNHN et Aire Nouvelle et dont cette thèse fait partie.

Nos résultats ont montré que le niveau de connaissance et la compréhension du fonctionnement de la biodiversité étaient des enjeux forts pour garantir son intégration chez l'ensemble des acteurs impliqués dans la production urbaine. Est-ce que des connaissances et une sensibilisation des acteurs suffisent pour changer les pratiques ? Dans quelle mesure la connaissance est-elle susceptible d'influer sur l'action ?

## **L'action n'est pas le produit de la connaissance mais le résultat d'une adaptation**

Dans un système, lorsqu'un problème est identifié et que l'ensemble des parties prenantes le considère, alors des solutions sont recherchées. Si elles sont trouvées, elles sont mises en place. Nous pouvons décrire ce modèle de manière linéaire dans la mesure où la connaissance produit de l'action (Friedmann, 1987). Mais ce modèle linéaire théorique n'est pas toujours opérant dans la mesure il n'intègre pas la diversité de formes des connaissances (Kaiser & Fuhrer, 2003), la complexité qu'implique son assimilation (Audier, 2013), la compétition et les objectifs de rentabilité inhérents au fonctionnement des entreprises. Selon Midler (2012), l'accumulation de connaissance sur un projet réduit la capacité d'actions car elle diminue le degré de liberté. En réalité, lorsqu'une action est générée par l'entreprise dans le cadre de la résolution d'un problème, elle engendre à la fois des profits, une satisfaction des consommateurs mais aussi parfois des pollutions qui peuvent devenir de nouveaux problèmes. Résoudre alors ces derniers implique soit la cessation de l'action soit son adaptation. Si l'on cherche à comprendre l'action des entreprises, il est nécessaire d'intégrer leur priorité : leur survie. Dans ces conditions, on peut se demander si l'adaptation de son activité n'est pas seulement motivée par sa survie et non pas par la résolution du problème.

## De l'intérêt du changement

Dans les faits, l'entreprise subit des pressions qui la poussent à agir. On peut supposer que ses actions proviennent d'un ensemble de pressions s'exerçant dans des sens et sur des sujets différents et s'articulent avec sa volonté de survivre (Meyer & Rowan, 1977). Ces différentes pressions l'amènent vers une niche, c'est-à-dire un espace dans lequel l'organisation peut exister et où elle est tolérée (*licence to operate*<sup>18</sup>). Cet espace représente un équilibre où l'organisation fournit des services à un nombre suffisant de parties prenantes qui lui permettent de survivre. Les actions sont donc également engendrées par les risques qu'elle subirait en cas d'inaction (Lépineux, 2004). Face à cet équilibre, de nouvelles actions peuvent être perçues par l'organisation comme risquées au vu des déplacements qu'elles pourraient produire sur l'organisation au sein de la niche. Schématiquement, chacune des parties prenantes exerce une pression symbolisée par un polygone, l'intersection des différentes pressions formant la niche de l'entreprise (figure 7.7).

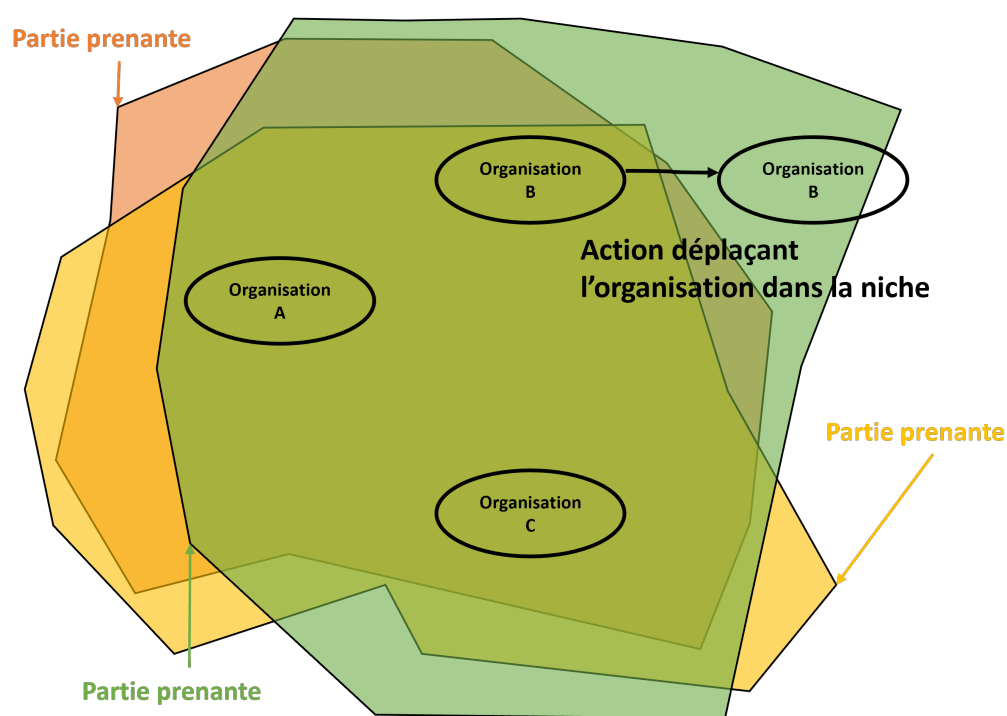


FIGURE 7.7 – L'action : entre incertitude et anticipation.

Par ailleurs, les organisations évoluent dans des contextes concurrentiels, avec l'objectif d'acquérir des avantages évolutifs (Lépineux, 2004). Cela se traduit schématiquement par l'assurance de profits et une croissance des activités, synonymes de

18. La *licence to operate* est un terme utilisé à l'origine dans le contexte minier depuis longtemps. Elle reflète le degré d'acceptation et d'approbation des actions d'une organisation par l'ensemble des parties prenantes (Boutillier, 2014).

performance. Nous pouvons supposer que les promoteurs immobiliers n'intègrent pas pleinement la biodiversité dans leurs projets parce qu'elle entre en contradiction avec d'autres pressions dont le degré d'importance est peut-être jugé plus élevé (énergie, carbone, coûts, etc.) grâce notamment à l'utilisation de calculs rationnels d'empreinte carbone et de bilan économique de projet dont il faut sans doute s'émanciper (Maclouf, 2020). Intégrer alors la biodiversité est synonyme d'un mouvement important dans la niche (figure 7.7) qui engendrerait de l'incertitude comme toute innovation (Alter, 2016). Parallèlement, réfléchir à l'intégration de la biodiversité permet l'anticipation des mouvements de niche, anticipation qui elle-même est susceptible de limiter l'incertitude et le stress qui en découle.

Pour expliciter notre propos, prenons l'exemple de la charge foncière, c'est-à-dire le coût global du terrain dans un projet d'achat foncier mais aussi les frais engagés pour l'acquérir et pour son éventuelle viabilisation (raccordements techniques aux différents réseaux) (Levasseur, 2013). Selon certains promoteurs, le critère de la charge foncière est souvent le critère déterminant. D'après nos résultats, la plupart des promoteurs perçoivent la biodiversité comme un élément qui augmente le coût d'une opération et qu'ils répercutent alors sur le prix d'achat du foncier en le diminuant d'autant. Les collectivités de l'autre côté auraient tendance à sélectionner les charges foncières les plus élevées pour disposer de plus de capitaux. Ainsi, un projet qui intègre davantage la biodiversité aurait alors moins de chance d'être retenu par la collectivité. Ces schémas peuvent sembler caricaturaux, mais nous les avons entendus à de nombreuses reprises de la part des promoteurs. L'intégration de la biodiversité dans les entreprises est conduite selon ces schémas rationnels et économiques qui font échos à la notion de ville néolibérale.

## **Une critique de la ville néolibérale**

Le néolibéralisme est un concept protéiforme. Il peut être appréhendé à travers les travaux : du géographe David Harvey, du philosophe Friedrich Hayek, de l'économiste Milton Friedman, du philosophe Michel Foucault et du sociologue Pierre Bourdieu (Pinson, 2020). La pensée de ces cinq auteurs résume les différents paradigmes/écoles du néolibéralisme distingués par Pinson & Morel (2016). Le néolibéralisme peut se définir comme « *l'ensemble des discours, des pratiques, des dispositifs qui déterminent un nouveau mode de gouvernement des hommes selon le principe universel de la concurrence* » (Dardot & Laval, 2010, p275). Pinson (2020) analyse les liens entre néolibéralisme et ville et distingue la néolibéralisation de la ville et l'urbanisation du néolibéralisme. Selon le concept de « ville néolibérale », l'urbanisme n'est plus conçu dans un but de redistribution et de lutte contre les inégalités mais est caractérisé par une mise en concurrence des territoires et des acteurs censés favoriser le développement (néolibéralisation de la ville). Par ailleurs, la ville est considérée comme un bien marchand et un espace d'accumulation du capitalisme qui permet de générer des profits pour les investisseurs (urbanisation du néolibéralisme) (Pinson, 2020). Ce

double processus permet de mieux comprendre nos résultats, car nous supposons que l'intégration de la biodiversité dans les projets est pensée sur des principes de concurrence et d'attractivité tant chez les opérateurs privés que dans les collectivités. Ainsi, les niches des entreprises sont co-construites par les collectivités et ces entreprises : les entreprises cherchant à faire du profit et à répondre aux exigences des parties prenantes et les collectivités cherchant à être le plus attractives possible.

# Conclusion

La biodiversité doit être protégée car elle a une valeur instrumentale identifiée et potentielle ainsi que pour sa valeur intrinsèque, incommensurable qui s'appuie sur des considérations morales (Chan et al., 2016).

Bien que la ville n'apparaisse pas à première vue comme le lieu idéal pour sa conservation, une biodiversité s'y développe et ses fonctionnalités peuvent y être entretenues. Par ailleurs, il est essentiel d'intégrer la biodiversité dans la planification urbaine pour les bénéfices environnementaux que les sociétés peuvent en tirer et, notamment, pour proposer des expériences de nature aux habitants, c'est-à-dire la possibilité pour les citoyens d'être en contact avec des êtres vivants d'autres espèces (végétales, animales, etc.). La biodiversité est intégrée au milieu urbain (très contraint) par des moyens restreints tels que l'installation de toitures végétalisées. Celles-ci sont des objets complexes tant par leur fonctionnement écologique que par les dynamiques socio-économiques impliquées par leur intégration.

La complexité des projets urbains qui mêlent des acteurs privés et publics et des intérêts parfois divergents montrent que les connaissances en termes de biodiversité ne suffisent pas à créer une action. Néanmoins, ces nouvelles connaissances sont essentielles si l'on souhaite faire évoluer la production urbaine (Kaiser & Fuhrer, 2003). À l'heure actuelle, le déclenchement d'une action ne peut se faire que par la volonté exprimée de l'État et des collectivités, des administrations dont le rôle est d'agir pour l'intérêt général à long terme en s'extrayant de l'échelle temporelle de la vie humaine, contrairement aux entreprises.

Pour faire émerger un urbanisme écologique, il est nécessaire que l'État et les collectivités incitent à produire des actions tout en les règlementant car cette transition ne semble pas pouvoir être menée par le seul volontarisme des entreprises. Toutefois, l'État et les collectivités comptant sur ces entreprises pour leur capacité d'investissement ainsi que pour leur rôle dans la société, les réglementations et l'action publique prennent en compte les effets qu'elles ont sur la survie et l'attractivité de ces entreprises. Dans ce contexte, il apparaît nécessaire d'initier des changements transformateurs, ainsi qu'y invite l'IPBES<sup>19</sup>, pour faire émerger un urbanisme écologique.

---

19. *The intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*

# **Bibliographie**

Abass, F.; Ismail, L. H.; Wahab, I. A.; Elgadi, A. A. A Review of Green Roof : Definition, History, Evolution and Functions. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering* **2020**, 713 (1), 012048. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/713/1/012048>.

Acquier, A.; Aggeri, F. Une généalogie de la pensée managériale sur la RSE. *Revue Française de Gestion* **2008**, 41 (253), 387–413. <https://doi.org/10.3166/RFG.180.131-157>.

Adams, W. Sleeping with the Enemy? Biodiversity Conservation, Corporations and the Green Economy. *Journal of Political Ecology* **2017**, 24 (1). <https://doi.org/10.2458/v24i1.20804>.

Adriaensen, F.; Chardon, J. P.; De Blust, G.; Swinnen, E.; Villalba, S.; Gulinck, H.; Matthysen, E. The Application of 'Least-Cost' Modelling as a Functional Landscape Model. *Landscape and Urban Planning* **2003**, 64 (4), 233–247. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00242-6](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00242-6).

Aguiar, A. C.; Robinson, S. A.; French, K. Friends with Benefits : The Effects of Vegetative Shading on Plant Survival in a Green Roof Environment. *PLOS ONE* **2019**, 14 (11), 0225078. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225078>.

Ahern, J.; Cilliers, S.; Niemelä, J. The Concept of Ecosystem Services in Adaptive Urban Planning and Design : A Framework for Supporting Innovation. *Landscape and Urban Planning* **2014**, 125, 254–259. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.020>.

Aloisio, J. M.; Palmer, M. I.; Tuininga, A. R.; Lewis, J. D. Plant Colonization of Green Roofs Is Affected by Composition of Established Native Plant Communities. *Frontiers in Ecology and Evolution* **2019**, 6, 238. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00238>.

Aloisio, J. M.; Palmer, M. I.; Tuininga, A. R.; Lewis, J. D. Introduced and Native Plant Species Composition of Vacant Unmanaged Green Roofs in New York City. *Urban Ecosystems* **2020**, 23 (6), 1227–1238. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00992-6>.

Alter, N. Organisation et innovation : Une rencontre conflictuelle. In *J.-M. Saussois, Les organisations. Etat des savoirs*; Éditions Sciences Humaines, **2016**; p 462.

Anguelovski, I.; Connolly, J. J. T.; Masip, L.; Pearsall, H. Assessing Green Gentrification in Historically Disenfranchised Neighborhoods : A Longitudinal and Spatial Analysis of Barcelona. *Urban Geography* **2018**, 39 (3), 458–491. <https://doi.org/10.1080/02723638.2017.1349987>.

A.P.U.R. Les arbres dans la Métropole du Grand Paris. Vers une base de données de décompte et d'identification, **2021**, 4.

A.P.U.R. Étude sur le potentiel de végétalisation des toitures terrasses à Paris, **2013**, 44.

Arab, N. Activité de projet et aménagement urbain : Les sciences de gestion à l'épreuve de l'urbanisme. *Management & Avenir* **2007**, 12 (2), 147. <https://doi.org/10.3917/mav.012.0147>.

Arab, N. Pour une théorie du projet en urbanisme. *Revue européenne des sciences sociales. European Journal of Social Sciences* **2018**, 56-1, 219–240. <https://doi.org/10.4000/ress.4050>.

Arneth, A.; Shin, Y.-J.; Leadley, P.; Rondinini, C.; Bukvareva, E.; Kolb, M.; Midgley, G. F.; Oberdorff, T.; Palomo, I.; Saito, O. Post-2020 Biodiversity Targets Need to Embrace Climate Change. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **2020**, 117 (49), 30882–30891. <https://doi.org/10.1073/pnas.2009584117>.

Arnould, P.; Le Lay, Y.-F.; Dodane, C. et M.; I. La nature en ville : l'improbable biodiversité ». *Géographie, économie, société* **2011**, 13 (1), 45–68.

Aronson, M. F. J.; Handel, S. N.; La Puma, I. P.; Clemants, S. E. Urbanization Promotes Non-Native Woody Species and Diverse Plant Assemblages in the New York Metropolitan Region. *Urban Ecosystems* **2015**, 18 (1), 31–45. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0382-z>.

Aronson, M. F. J.; La Sorte, F. A.; Nilon, C. H.; Katti, M.; Goddard, M. A.; Lepczyk, C. A.; Warren, P. S.; Williams, N. S. G.; Cilliers, S.; Clarkson, B.; Dobbs, C.; Dolan, R.; Hedblom, M.; Klotz, S.; Kooijmans, J. L.; Kühn, I.; MacGregor-Fors, I.; McDonnell, M.; Mörtberg, U.; Winter, M. A Global Analysis of the Impacts of Urbanization on Bird and Plant Diversity Reveals Key Anthropogenic Drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **2014**, 281 (1780), 20133330. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>.

Aronson, M. F. J.; Nilon, C. H.; Lepczyk, C. A.; Parker, T. S.; Warren, P. S.; Cilliers, S. S.; Goddard, M. A.; Hahs, A. K.; Herzog, C.; Katti, M.; La Sorte, F. A.; Williams, N. S. G.; Zipperer, W. Hierarchical filters determine community assembly of urban species pools. *Ecology* **2016**, 97 (11), 2952–2963. <https://doi.org/10.1002/ecy.1535>.

Audier, S. Les paradigmes du « Néolibéralisme ». *Cahiers philosophiques* **2013**, 133 (2), 21. <https://doi.org/10.3917/caph.133.0021>.

Ayache, M.; Dumez, H. Le codage dans la recherche qualitative une nouvelle perspective? *Le libeello d'AEGIS* **2011**, 15.

Badiu, D. L.; Iojă, C. I.; Pătroescu, M.; Breuste, J.; Artmann, M.; Niță, M. R.; Grădinaru, S. R.; Hossu, C. A.; Onose, D. A. Is Urban Green Space per Capita a Valuable Target to Achieve Cities' Sustainability Goals? Romania as a Case Study. *Ecological Indicators* **2016**, 70, 53–66. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.044>.

Bandyopadhyay, M. On the Fusion of Lidar and Aerial Color Imagery to Detect Urban Vegetation and Buildings. *Photogramm. Eng. Remote Sens* **2017**, 83 (2), 123–136. <https://doi.org/10.14358/PERS.83.2.123>.

Bates, A. J.; Sadler, J. P.; Fairbrass, A. J.; Falk, S. J.; Hale, J. D.; Matthews, T. J. Changing Bee and Hoverfly Pollinator Assemblages along an Urban-Rural Gradient. *PLoS ONE* **2011**, 6 (8), 23459. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023459>.

Baumann, N. Ground-Nesting Birds on Green Roofs in Switzerland: Preliminary Observations. *Urban Habitats* **2006**, 4 (1), 14.

Beninde, J.; Veith, M.; Hochkirch, A. Biodiversity in Cities Needs Space : A Meta-Analysis of Factors Determining Intra-Urban Biodiversity Variation. *Ecology Letters* **2015**, 18 (6), 581–592. <https://doi.org/10.1111/ele.12427>.

Berthon, K.; Thomas, F.; Bekessy, S. The Role of ‘Nativeness’ in Urban Greening to Support Animal Biodiversity. *Landscape and Urban Planning* **2021**, 205, 103959. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103959>.

Bertness, M. D.; Callaway, R. Positive interactions in communities. *Trends in Ecology & Evolution* **1994**, 9 (5), 191–193. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(94\)90088-4](https://doi.org/10.1016/0169-5347(94)90088-4).

Bhandari, A. K.; Kumar, A.; Singh, G. K. Feature Extraction Using Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): A Case Study of Jabalpur City. *Procedia Technol* **2012**, 6, 612–621. <https://doi.org/10.1016/j.protcy.2012.10.074>.

Blanco, E.; Raskin, K.; Clergeau, P. Towards Regenerative Neighbourhoods: An International Survey on Urban Strategies Promoting the Production of Ecosystem Services. *Sustainable Cities and Society* **2022**, 103784. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.103784>.

Blanco, J.; Dendoncker, N.; Barnaud, C.; Sirami, C. Ecosystem Disservices Matter : Towards Their Systematic Integration within Ecosystem Service Research and Policy. *Ecosystem Services* **2019**, 36, 100913. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100913>.

Blank, L.; Vasl, A.; Schindler, B. Y.; Kadas, G. J.; Blaustein, L. Horizontal and vertical island biogeography of arthropods on green roofs : A review. *Urban Ecosystems* **2017**, 20 (4), 911–917. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0639-9>.

Bloom, D. E.; Canning, D.; Fink, G. Urbanization and the Wealth of Nations. *Science* **2008**, 319 (5864), 772–775. <https://doi.org/10.1126/science.1153057>.

Bognon, S.; Thébaud, E. Ecologisation Processus et éthique en réponse aux crises globales. In *Urbanisme et aménagement : Théories et débats* (Armand Colin; Bognon, S., Magnan, M., Maulat, J., Eds.; Armand Colin, **2020**; p 288.

Boiral, O.; Heras-Saizarbitoria, I. Corporate Commitment to Biodiversity in Mining and Forestry : Identifying Drivers from GRI Reports. *Journal of Cleaner Production* **2017**, 162, 153–161. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.037>.

Bolund, P.; Hunhammar, S. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* **1999**, 29 (2), 293–301. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00013-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00013-0).

Bonthoux, S.; Chollet, S.; Balat, I.; Legay, N. et V.; L. Improving Nature Experience in Cities : What Are People’s Preferences for Vegetated Streets ? ». *Journal of Environmental Management* **2019**, 230, 335–344. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.056>.  
(38)

Bourdeau-Lepage, L. *Nature(s) en ville*; Métropolitiques, **2013**.

Bourdeau-Lepage, L. Végétaliser les villes : Une question ancienne? Métropolitiques, **2019**.

Boutilier, R. G. Frequently Asked Questions about the Social Licence to Operate. *Impact Assessment and Project Appraisal* **2014**, 32 (4), 263–272. <https://doi.org/10.1080/14615517.2014.941141>.

Bowler, D. E.; Buyung-Ali, L.; Knight, T. M.; Pullin, A. S. Urban Greening to Cool Towns and Cities : A Systematic Review of the Empirical Evidence. *Landscape and Urban Planning* **2010**, 97 (3), 147–155. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.05.006>.

Braaker, S.; Ghazoul, J.; Obrist, M. K.; Moretti, M. Habitat Connectivity Shapes Urban Arthropod Communities : The Key Role of Green Roofs. *Ecology* **2014**, 95 (4), 1010–1021. <https://doi.org/10.1890/13-0705.1>.

Braaker, S.; Obrist, M. K.; Ghazoul, J.; Moretti, M. Habitat Connectivity and Local Conditions Shape Taxonomic and Functional Diversity of Arthropods on Green Roofs. *Journal of Animal Ecology* **2017**, 86 (3), 521–531. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12648>.

Brook, B.; Sodhi, N.; Bradshaw, C. Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution* **2008**, 23 (8), 453–460. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.03.011>.

Brooks, M.; E., K.; K., B.; K., J.; van, M.; A., B.; C., W.; Nielsen, A.; Skaug, H.; J., M.; M.; Bolker, B.; M. GlmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-Inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal* **2017**, 9 (2), 378. <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066>.

Brûlé-Gapihan, É.; Laude, A.; Maclouf, É. Adopter une vision dynamique de l'innovation soutenable : Le cas des circuits courts alimentaires. *Revue d'économie industrielle* **2017**, 159, 53–78. <https://doi.org/10.4000/rei.6598>.

Butler, C.; Oriens, C. M. Sedum Cools Soil and Can Improve Neighboring Plant Performance during Water Deficit on a Green Roof. *Ecological Engineering* **2011**, 37 (11), 1796–1803. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.025>.

Butler, C.; Oriens, C. M. Session 3.3: Natives vs. Non-Natives, The Debate on the Merits of Each Continues. *Conference Proceedings* **2009**, 14.

Buxton, R. T.; Bennett, J. R.; Reid, A. J.; Shulman, C.; Cooke, S. J.; Francis, C. M.; Nyboer, E. A.; Pritchard, G.; Binley, A. D.; Avery-Gomm, S.; Ban, N. C.; Beazley, K. F.; Bennett, E.; Blight, L. K.; Bortolotti, L. E.; Camfield, A. F.; Gadallah, F.; Jacob, A. L.; Naujokaitis-Lewis, I.; Smith, P. A. Key Information Needs to Move from Knowledge to Action for Biodiversity Conservation in Canada. *Biological Conservation* **2021**, 256, 108983. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2021.108983>.

Calabrese, J. M.; Fagan, W. F. A Comparison-Shopper's Guide to Connectivity Metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment* **2004**, *2* (10), 529–536. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002).

Campbell, S. Green Cities, Growing Cities, Just Cities?: Urban Planning and the Contradictions of Sustainable Development. *Journal of the American Planning Association* **1996**, *62* (3), 296–312. <https://doi.org/10.1080/01944369608975696>.

Carrus, G.; Scopelliti, M.; Laforteza, R.; Colangelo, G.; Ferrini, F.; Salbitano, F.; Agrimi, M.; Portoghesi, L.; Semenzato, P.; Sanesi, G. Go greener, feel better? The positive effects of biodiversity on the well-being of individuals visiting urban and peri-urban green areas. *Landscape and Urban Planning* **2015**, *134*, 221–228. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.022>.

Casalegno, S.; Anderson, K.; Cox, D. T. C.; Hancock, S.; Gaston, K. J. Ecological Connectivity in the Three-Dimensional Urban Green Volume Using Waveform Airborne Lidar. *Scientific Reports* **2017**, *7* (1), 45571. <https://doi.org/10.1038/srep45571>.

Ceballos, G.; Ehrlich, P. R.; Barnosky, A. D.; García, A.; Pringle, R. M.; Palmer, T. M. Accelerated Modern Human-Induced Species Losses : Entering the Sixth Mass Extinction. *Science Advances* **2015**, *1* (5), 1400253. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1400253>.

Chalot, R. Écologie et urbanisme : Comment les experts du vivant peuvent-ils contribuer à la conception du cadre urbain? Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement, **2015**. <https://doi.org/10.4000/vertigo.16561>.

Chan, K. M. A.; Balvanera, P.; Benessaiah, K.; Chapman, M.; Díaz, S.; Gómez-Baggethun, E.; Gould, R.; Hannahs, N.; Jax, K.; Klain, S.; Luck, G. W.; Martín-López, B.; Muraca, B.; Norton, B.; Ott, K.; Pascual, U.; Satterfield, T.; Tadaki, M.; Taggart, J.; Turner, N. Opinion : Why Protect Nature? Rethinking Values and the Environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **2016**, *113* (6), 1462–1465. <https://doi.org/10.1073/pnas.1525002113>.

Chen, C.; Mao, L.; Qiu, Y.; Cui, J.; Wang, Y. Walls Offer Potential to Improve Urban Biodiversity. *Scientific Reports* **2020**, *10* (1), 9905. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-66527-3>.

Chiapello, E.; Gilbert, P. Sociologie des outils de gestion (La découverte. *La découverte* **2013**.

Chiesura, A. The Role of Urban Parks for the Sustainable City. *Landscape and Urban Planning* **2004**, *68* (1), 129–138. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.08.003>.

Childers, D.; Cadenasso, M.; Grove, J.; Marshall, V.; McGrath, B.; Pickett, S. An Ecology for Cities : A Transformational Nexus of Design and Ecology to Advance Climate Change Resilience and Urban Sustainability. *Sustainability* **2015**, *7* (4), 3774–3791. <https://doi.org/10.3390/su7043774>.

Citron, P. Les promoteurs immobiliers dans les projets urbains. Enjeux, mécanismes et conséquences d'une production urbaine intégrée en zone dense, **2016**.

Citron, P. Produire la ville grâce aux opérateurs immobiliers : Quel modèle pour l'aménagement privé en zone dense ?, **2017**. <https://doi.org/10.4000/metropoles.5461>.

Clauzel, C.; Godet, C. Combining Spatial Modeling Tools and Biological Data for Improved Multispecies Assessment in Restoration Areas. *Biological Conservation* **2020**, *250*, 108713. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108713>.

Clergeau, P. Manifeste pour la ville biodiversitaire. Changer pour un urbanisme inventif, écologique et adaptatif. *Apogée* **2015**.

Clergeau, P. *La biodiversité dans les stratégies d'aménagement urbain*; Métropolitiques, **2019**.

Clergeau, P. *Urbanisme et biodiversité, vers un paysage vivant structurant le projet urbain*. Éditions Apogée, **2020**.

Clergeau, P.; Croci, S.; Jokimäki, J.; Kaisanlahti-Jokimäki, M.-L.; Dinetti, M. Avifauna Homogenisation by Urbanisation : Analysis at Different European Latitudes. *Biological Conservation* **2006**, *127* (3), 336–344. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.06.035>.

Clergeau, P.; Jarjat, P.; Raymond, R. et W.; S. La place du vivant non humain en ville de plus en plus plébiscitée par les citoyens ». *Revue internationale d'urbanisme* **2021**, No. 9.

Colla, S. R.; Willis, E.; Packer, L. Can Green Roofs Provide Habitat for Urban Bees (Hymenoptera : Apidae)? *Cities And The Environment* **2009**, *2*, 14. <https://doi.org/10.15365/cate.2142009>.

Cook-Patton, S. C.; Bauerle, T. L. Potential Benefits of Plant Diversity on Vegetated Roofs : A Literature Review. *Journal of Environmental Management* **2012**, *106*, 85–92. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.003>.

Cormier, L. Les urbanistes et l'approche écologique de la nature en ville : Une conciliation possible? *Innovations agronomiques*, **2015**.

Cormier, L.; Joliet, F.; Carcaud, N. La biodiversité est-elle un enjeu pour les habitants ? . Analyse au travers de la notion de trame verte. Développement durable et territoires. *Économie, géographie, politique, droit, sociologie* **2012**, *3* (2). <https://doi.org/10.4000/developpementdurable.9319>.

Costanza, R.; d'Arge, R.; Groot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; O'Neill, R. V.; Paruelo, J.; Raskin, R. G.; Sutton, P.; Belt, M. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature* **1997**, *387* (6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>.

D. W. Hosmer, S. L., Jr.; Sturdivant, R. X. *Applied Logistic Regression*; John Wiley & Sons, **2013**.

Dagnino, G. B.; Leroy, F.; Yami, S. La dynamique des stratégies de coopération. *Revue française de gestion* **2007**, 33 (176), 87–98. <https://doi.org/10.3166/rfg.176.87-98>.

Danet, A. Interactions entre plantes dans un contexte de communauté : Une approche expérimentale en Espagne et en Bolivie, Thesis, Montpellier, **2017**.

Danet, A.; Kéfi, S.; Meneses, R. I.; Anthelme, F. Nurse Species and Indirect Facilitation through Grazing Drive Plant Community Functional Traits in Tropical Alpine Peatlands. *Ecology and Evolution* **2017**, 7 (24), 11265–11276. <https://doi.org/10.1002/ece3.3537>.

Dardot, P.; Laval, C. La nouvelle raison du monde. *La Découverte* **2010**. <https://doi.org/10.3917/dec.dardo.2010.01>.

Dare, P. M. Shadow Analysis in High-Resolution Satellite Imagery of Urban Areas. *Photogramm. Eng. Remote Sens* **2005**, 71 (2), 169–177. <https://doi.org/10.14358/PERS.71.2.169>.

De Vaujany, F. X. Pour une théorie de l'appropriation des outils de gestion : Vers un dépassement de l'opposition conception-usage. *Management & Avenir* **2006**, 9 (3), 109–126. <https://doi.org/10.3917/mav.009.0109>.

Dearborn, D. C.; Kark, S. Motivations for Conserving Urban Biodiversity. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology* **2010**, 24 (2), 432–440. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01328.x>.

Deguines, N.; Julliard, R.; Flores, M.; Fontaine, C. Functional Homogenization of Flower Visitor Communities with Urbanization. *Ecology and Evolution* **2016**, 6 (7), 1967–1976. <https://doi.org/10.1002/ece3.2009>.

Deguines, N.; Princé, K.; Prévot, A.-C.; Fontaine, B. Assessing the Emergence of Pro-Biodiversity Practices in Citizen Scientists of a Backyard Butterfly Survey. *Science of The Total Environment* **2020**, 716, 136842. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136842>.

Dejean, A.; Hild, A.; Rotaru, R.; Sasso, M.; Vuilleumier-Papaloïzos, D.; Clergeau, P. Des leviers d'action pour favoriser la biodiversité urbaine dans le cadre du processus de métropolisation. *Cybergeo: European Journal of Geography* **2019**. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.32578>.

Dell'Anna, F.; Bravi, M.; Bottero, M. Urban Green Infrastructures : How Much Did They Affect Property Prices in Singapore? *Urban Forestry & Urban Greening* **2022**, 127475. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127475>.

Deng, H.; Jim, C. Y. Spontaneous Plant Colonization and Bird Visits of Tropical Extensive Green Roof. *Urban Ecosystems* **2017**, 20 (2), 337–352. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0596-3>.

Derkzen, M. L.; Teeffelen, A. J. A.; Verburg, P. H. Green Infrastructure for Urban Climate Adaptation : How Do Residents' Views on Climate Impacts and Green Infrastructure Shape Adaptation Preferences? *Landscape and Urban Planning* **2017**, *157*, 106–130. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.027>.

Desaegher, J.; Nadot, S.; Fontaine, C.; Colas, B. Floral Morphology as the Main Driver of Flower-Feeding Insect Occurrences in the Paris Region. *Urban Ecosystems* **2018**, *21* (4), 585–598. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0759-5>.

Desrosières, A. Chapitre 6. Les qualités des quantités. In *Gouverner par les nombres : L'argument statistique II*; Presses des Mines, **2008**; pp 119–141.

Devisme, L.; Dumont, M.; Roy, É. Le jeu des « bonnes pratiques » dans les opérations urbaines, entre normes et fabrique locale. *Espaces et sociétés* **2007**, *131* (4), 15. <https://doi.org/10.3917/esp.131.0015>.

DiMaggio, P. J.; Powell, W. W. The Iron Cage Revisited : Institutional Isomorphism and Collective Rationality in Organizational Fields. *American Sociological Review* **1983**, *48* (2), 147. <https://doi.org/10.2307/2095101>.

Dromgold, J. R.; Threlfall, C. G.; Norton, B. A.; Williams, N. S. G. Green Roof and Ground-Level Invertebrate Communities Are Similar and Are Driven by Building Height and Landscape Context. *Journal of Urban Ecology* **2020**, *6* (1), 024. <https://doi.org/10.1093/jue/juz024>.

Dunnett, N.; Nagase, A.; Hallam, A. The Dynamics of Planted and Colonising Species on a Green Roof over Six Growing Seasons 2001–2006 : Influence of Substrate Depth. *Urban Ecosystems* **2008**, *11* (4), 373–384. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0042-7>.

Dupras, J.; Marull, J.; Parcerisas, L.; Coll, F.; Gonzalez, A.; Girard, M.; Tello, E. The Impacts of Urban Sprawl on Ecological Connectivity in the Montreal Metropolitan Region. *Environmental Science & Policy* **2016**, *58*, 61–73. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.01.005>.

Dusza, Y. Toitures végétalisées et services écosystémiques : Favoriser la multifonctionnalité via les interactions sols-plantes et la diversité végétale. [Thesis, Paris 6], **2017**.

Dusza, Y.; Barot, S.; Kraepiel, Y.; Lata, J.-C.; Abbadie, L.; Raynaud, X. Multifunctionality Is Affected by Interactions between Green Roof Plant Species, Substrate Depth, and Substrate Type. *Ecology and Evolution* **2017**, *7* (7), 2357–2369. <https://doi.org/10.1002/ece3.2691>.

Dusza, Y.; Kraepiel, Y.; Abbadie, L.; Barot, S.; Carmignac, D.; Dajoz, I.; Gendreau, E.; Lata, J.-C.; Meriguet, J.; Motard, E.; Raynaud, X. Plant-Pollinator Interactions on Green Roofs Are Mediated by Substrate Characteristics and Plant Community Composition. *Acta Oecologica* **2020**, *105*, 103559. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103559>.

Dye, C. Health and Urban Living. *Science* **2008**, 319 (5864), 766–769. <https://doi.org/10.1126/science.1150198>.

El Hila, R.; Amaazoul, H. Impacts de la Tétranormalisation sur les pratiques de RSE: Recherches en Sciences de Gestion. N° **2013**, 96 (3), 199–216. <https://doi.org/10.3917/resg.096.0199>.

Enzi, V.; Cameron, B.; Dezsényi, P.; Gedge, D.; Mann, G.; Pitha, U. Nature-Based Solutions and Buildings – The Power of Surfaces to Help Cities Adapt to Climate Change and to Deliver Biodiversity. In *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas*; Kabisch, N., Korn, H., Stadler, J., Bonn, A., Eds.; Springer International Publishing, **2017**; pp 159–183. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5\\_10](https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_10).

Enzi, V.; Gruchmann-Bernau, E.; Haymerle, I.; Peritsch, M.; Mann, G.; Dostal, P.; Gedge, D. Green Roof and Walls Technology Standardization and Market Across Europe. In *Enhancing Environmental Education Through Nature-Based Solutions*; Vasconcelos, C., Calheiros, C. S. C., Eds.; Springer International Publishing, **2022**; Vol. 4, pp 285–311. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-91843-9\\_18](https://doi.org/10.1007/978-3-030-91843-9_18).

Fernandez-C, R.; Gonzalez-R, P. Green Roofs as a Habitat for Birds : A Review. *Journal of Animal and Veterinary Advances* **2010**, 9 (15), 2041–2052. <https://doi.org/10.3923/javaa.2010.2041.2052>.

Flégeau, M. Formes urbaines et biodiversité—Un état des connaissances, **2020**.

Foltête, J.-C.; Clauzel, C.; Vuidel, G. A Software Tool Dedicated to the Modelling of Landscape Networks. *Environ. Model. Software* **2012**, 38, 316–327. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.07.002>.

Foltête, J.-C.; Girardet, X.; Clauzel, C. A methodological framework for the use of landscape graphs in land-use planning. *Landscape and Urban Planning* **2014**, 124, 140–150. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.12.012>.

Foltête, J.-C.; Vuidel, G.; Savary, P.; Clauzel, C.; Sahraoui, Y.; Girardet, X.; Bourgeois, M. Graphab: An Application for Modeling and Managing Ecological Habitat Networks. *Software Impacts* **2021**, 8, 100065. <https://doi.org/10.1016/j.simpa.2021.100065>.

Francis, L. F. M.; Jensen, M. B. Benefits of Green Roofs: A Systematic Review of the Evidence for Three Ecosystem Services. *Urban For. Urban Green* **2017**, 28, 167–176. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.015>.

Freeman, L. C. A Set of Measures of Centrality Based on Betweenness. *Sociometry* **1977**, 40 (1), 35. <https://doi.org/10.2307/3033543>.

Friedmann, J. *Planning in the Public Domain: From Knowledge to Action*; Princeton University Press, **1987**.

Fuller, R. A.; Gaston, K. J. The Scaling of Green Space Coverage in European Cities. *Biology Letters* **2009**, 5 (3), 352–355. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0010>.

Fuller, R. A.; Irvine, K. N.; Devine-Wright, P.; Warren, P. H.; Gaston, K. J. Psychological Benefits of Greenspace Increase with Biodiversity. *Biology Letters* **2007**, 3 (4), 390–394. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0149>.

F.Wong, M. M.; Fung, J. C. H.; Yeung, P. P. S. High-Resolution Calculation of the Urban Vegetation Fraction in the Pearl River Delta from the Sentinel-2 NDVI for Urban Climate Model Parameterization. *Geosci. Lett* **2019**, 6 (1). <https://doi.org/10.1186/s40562-019-0132-4>.

Gabrych, M.; Kotze, D. J.; Lehvavirta, S. Substrate Depth and Roof Age Strongly Affect Plant Abundances on Sedum-Moss and Meadow Green Roofs in Helsinki, Finland. *Ecological Engineering* **2016**, 86, 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.10.022>.

Garbolino, E. Les plantes indicatrices du climat en France et leur télédétection, Nice, **2001**.

Garbuzov, M.; Alton, K.; Ratnieks, F. L. W. Most Ornamental Plants on Sale in Garden Centres Are Unattractive to Flower-Visiting Insects. *PeerJ* **2017**, 5, 3066. <https://doi.org/10.7717/peerj.3066>.

Garbuzov, M.; Schürch, R.; Ratnieks, F. L. W. Eating Locally : Dance Decoding Demonstrates That Urban Honey Bees in Brighton, UK, Forage Mainly in the Surrounding Urban Area. *Urban Ecosystems* **2015**, 18 (2), 411–418. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0403-y>.

Gaston, K. J. Urban Ecology. In *Urban Ecology*; Gaston, K. J., Ed.; Cambridge University Press, **2010**; pp 1–9. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511778483.002>.

Gaston, K. J.; Bennie, J.; Davies, T. W.; Hopkins, J. The Ecological Impacts of Nighttime Light Pollution : A Mechanistic Appraisal: Nighttime Light Pollution. *Biological Reviews* **2013**, 88 (4), 912–927. <https://doi.org/10.1111/brv.12036>.

Gaston, K. J.; Smith, R. M.; Thompson, K.; Warren, P. H. Urban Domestic Gardens (II) : Experimental Tests of Methods for Increasing Biodiversity. *Biodiversity and Conservation* **2005**, 14 (2), 395–413. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-6066-x>.

Geels, F. W.; Schot, J. Typology of Sociotechnical Transition Pathways. *Research Policy* **2007**, 36 (3), 399–417. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2007.01.003>.

Geslin, B.; Gauzens, B.; Thébault, E.; Dajoz, I. Plant Pollinator Networks along a Gradient of Urbanisation. *PLoS ONE* **2013**, 8 (5), 63421. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063421>.

Gitat, M.; Pollard, J. Un tournant discret : La production de logements sociaux par les promoteurs immobiliers. *Geographie, économie, société* **2016**, 18 (2), 257–282. <https://doi.org/10.3166/ges.18.257-282>.

Gómez-Baggethun, E. et B.; N, D. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning ». *Ecological Economics* **2013**, 86, 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019>.

Gould, K. A.; Lewis, T. L. The Environmental Injustice of Green Gentrification, **2012**, 35.

Greco, L.; Josso, V.; Rio, V. Les « Réinventer » : Un concours de programmation... sans programmiste ? 5, **2018**.

Grimand, A.; Vandangeon-Demurez, I.; Schaefer, P. Manager les paradoxes de la RSE. Le déploiement de la norme ISO 26000 dans une ETI. *Revue française de gestion* **2014**, 40 (240), 133–148. <https://doi.org/10.3166/rfg.240.133-148>.

Grimm, N. B.; Grove, J. G.; Pickett, S. T. A.; Redman, C. L. Integrated Approaches to Long-Term Studies of Urban Ecological Systems : Urban Ecological Systems Present Multiple Challenges to Ecologists—Pervasive Human Impact and Extreme Heterogeneity of Cities, and the Need to Integrate Social and Ecological Approaches, Concepts, and Theory. *BioScience* **2000**, 50 (7), 571–584. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050).

Guironnet, A.; Attuyer, K.; Halbert, L. Building Cities on Financial Assets: The Financialisation of Property Markets and Its Implications for City Governments in the Paris City-Region. *Urban Studies* **2016**, 53 (7), 1442–1464. <https://doi.org/10.1177/0042098015576474>.

Guironnet, A.; Halbert, L. Produire la ville pour les marchés financiers. *Espaces et sociétés* **2018**, 174 (3), 17–34. <https://doi.org/10.3917/esp.174.0017>.

Haaland, C.; Bosch, C. K. Challenges and Strategies for Urban Green-Space Planning in Cities Undergoing Densification: A Review. *Urban For. Urban Green* **2015**, 15 (4), 760. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.07.009>.

Hall, D. M.; Camilo, G. R.; Tonietto, R. K.; Ollerton, J.; Ahrné, K.; Arduser, M.; Ascher, J. S.; Baldock, K. C. R.; Fowler, R.; Frankie, G.; Goulson, D.; Gunnarsson, B.; Hanley, M. E.; Jackson, J. I.; Langellotto, G.; Lowenstein, D.; Minor, E. S.; Philpott, S. M.; Potts, S. G.; Threlfall, C. G. The City as a Refuge for Insect Pollinators : Insect Pollinators. *Conservation Biology* **2017**, 31 (1), 24–29. <https://doi.org/10.1111/cobi.12840>.

Hanski, I. Metapopulation dynamics. *Nature* **1998**, 396 (6706), 41–49. <https://doi.org/10.1038/23876>.

Heger, T.; Bernard-Verdier, M.; Gessler, A.; Greenwood, A. D.; Grossart, H.-P.; Hilker, M.; Keinath, S.; Kowarik, I.; Kueffer, C.; Marquard, E.; Müller, J.; Niemeier, S.; Onandia, G.; Petermann, J. S.; Rillig, M. C.; Rödel, M.-O.; Saul, W.-C.; Schittko, C.; Tockner, K.; Jeschke, J. M. Towards an Integrative, Eco-Evolutionary Understanding of Ecological Novelty : Studying and Communicating Interlinked Effects of Global Change. *BioScience* **2019**, 69 (11), 888–899. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz095>.

Heim, A.; Lundholm, J. The Effects of Substrate Depth Heterogeneity on Plant Species Coexistence on an Extensive Green Roof. *Ecological Engineering* **2014**, 68, 184–188. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.023>.

Heim, A.; Lundholm, J. Changes in Plant Community Composition and Functional Plant Traits over a Four-Year Period on an Extensive Green Roof. *Journal of Environmental Management* **2022**, *304*, 114154. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114154>.

Henry, A. Aménagement des éco-quartiers et de la biodiversité. [PhD Thesis], AgroParisTech, **2012**.

Hobbs, R. J.; Arico, S.; Aronson, J.; Baron, J. S.; Bridgewater, P.; Cramer, V. A.; Epstein, P. R.; Ewel, J. J.; Klink, C. A.; Lugo, A. E.; Norton, D.; Ojima, D.; Richardson, D. M.; Sanderson, E. W.; Valladares, F.; Vilà, M.; Zamora, R.; Zobel, M. Novel Ecosystems: Theoretical and Management Aspects of the New Ecological World Order: Novel Ecosystems. *Global Ecology and Biogeography* **2006**, *15* (1), 1–7. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x>.

Hobbs, R. J.; Higgs, E. S.; Hall, C. M. Defining Novel Ecosystems. In *Novel Ecosystems*; Hobbs, R. J., Higgs, E. S., Hall, C. M., Eds.; John Wiley & Sons, Ltd, **2013**; pp 58–60. <https://doi.org/10.1002/9781118354186.ch6>.

Hofmann, M. M.; Fleischmann, A.; Renner, S. S. Foraging Distances in Six Species of Solitary Bees with Body Lengths of 6 to 15 Mm, Inferred from Individual Tagging, Suggest 150 m-Rule-of-Thumb for Flower Strip Distances. *Journal of Hymenoptera Research* **2020**, *77*, 105–117. <https://doi.org/10.3897/jhr.77.51182>.

Hölker, F.; Wolter, C.; Perkin, E. K.; Tockner, K. Light Pollution as a Biodiversity Threat. *Trends in Ecology & Evolution* **2010**, *25* (12), 681–682. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.09.007>.

Holt, R. D. Green Roofs May Cast Shadows. *Israel Journal of Ecology and Evolution* **2016**, *62* (1-2), 15–22. <https://doi.org/10.1080/15659801.2015.1118844>.

Hostetler, M.; Allen, W.; Meurk, C. Conserving Urban Biodiversity? Creating Green Infrastructure Is Only the First Step. *Landscape and Urban Planning* **2011**, *100* (4), 369–371. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.01.011>.

Jauzein, P.; Nawrot, O. *Flore d'Île-de-France: Clés de détermination, taxonomie, statuts*; Editions Quae, **2013**.

Jeltsch, F.; Bonte, D.; Pe'er, G.; Reineking, B.; Leimgruber, P.; Balkenhol, N.; Schröder, B.; Buchmann, C. M.; Mueller, T.; Blaum, N.; Zurell, D.; Böhning-Gaese, K.; Wiegand, T.; Eccard, J. A.; Hofer, H.; Reeg, J.; Eggers, U.; Bauer, S. Integrating Movement Ecology with Biodiversity Research—Exploring New Avenues to Address Spatiotemporal Biodiversity Dynamics. *Movement Ecology* **2013**, *1* (1), 6. <https://doi.org/10.1186/2051-3933-1-6>.

Jim, C. Y. Effect of Vegetation Biomass Structure on Thermal Performance of Tropical Green Roof. *Landscape and Ecological Engineering* **2012**, *8* (2), 173–187. <https://doi.org/10.1007/s11355-011-0161-4>.

Jim, C. Y. Sustainable Urban Greening Strategies for Compact Cities in Developing and Developed Economies | *SpringerLink* **2012**, 16, 741–761. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0268-x>.

Jim, C. Y. Green Roof Evolution through Exemplars: Germinal Prototypes to Modern Variants. *Sustain. Cities Soc* **2017**, 35, 69–82. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2017.08.001>.

Joshi, M. Y.; Teller, J. Urban Integration of Green Roofs: Current Challenges and Perspectives. *Sustainability* **2021**, 13 (22), 12378. <https://doi.org/10.3390/su132212378>.

Kaiser, F. G.; Fuhrer, U. Ecological Behavior's Dependency on Different Forms of Knowledge. *Applied Psychology: An International Review* **2003**, 52 (4), 598–613. <https://doi.org/10.1111/1464-0597.00153>.

Kalaman, H.; Wilson, S. B.; Mallinger, R. E.; Knox, G. W.; Santen, E. Evaluation of Native and Nonnative Ornamentals as Pollinator Plants in Florida: I. *Floral Abundance and Insect Visitation*. *HortScience* **2022**, 57 (1), 126–136. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI16123-21>.

Kalusová, V.; Čeplová, N.; Lososová, Z. Which Traits Influence the Frequency of Plant Species Occurrence in Urban Habitat Types? *Urban Ecosyst* **2017**, 20 (1), 65–75. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0588-3>.

Kang, W.; Minor, E. S.; Park, C.-R.; Lee, D. Effects of habitat structure, human disturbance, and habitat connectivity on urban forest bird communities. *Urban Ecosystems* **2015**, 18 (3), 857–870. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0433-5>.

Keeler, B. L.; Hamel, P.; McPhearson, T.; Hamann, M. H.; Donahue, M. L.; Meza Prado, K. A.; Arkema, K. K.; Bratman, G. N.; Brauman, K. A.; Finlay, J. C.; Guerry, A. D.; Hobbie, S. E.; Johnson, J. A.; MacDonald, G. K.; McDonald, R. I.; Neverisky, N.; Wood, S. A. Social-Ecological and Technological Factors Moderate the Value of Urban Nature. *Nature Sustainability* **2019**, 2 (1), 29–38. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0202-1>.

Kertesz, C. 9èmes assises HQE Aménagement durable : RFSC, Label EcoQuartier, AEU®, HQETM Aménagement, ... faut-il choisir ? Vers un standard international ? *HQE association* **2012**, 23.

Klem, D. Bird–Window Collisions : A Critical Animal Welfare and Conservation Issue. *Journal of Applied Animal Welfare Science* **2015**, 18 (sup1), 11–17. <https://doi.org/10.1080/10888705.2015.1075832>.

Kotsila, P.; Anguelovski, I.; Baró, F.; Langemeyer, J.; Sekulova, F.; Connolly, J. T.; J. Nature-Based Solutions as Discursive Tools and Contested Practices in Urban Nature's Neoliberalisation Processes. *Environment and Planning E: Nature and Space* **2021**, 4 (2), 252–274. <https://doi.org/10.1177/2514848620901437>.

Kotze, D. J.; Ghosh, S.; Hui, N.; Jumpponen, A.; Lee, B. P. Y. -H.; Lu, C.; Lum, S.; Pouyat, R.; Szlavecz, K.; Wardle, D. A.; Yesilonis, I.; Zheng, B.; Setälä, H. Urbanization Minimizes the

Effects of Plant Traits on Soil Provisioned Ecosystem Services across Climatic Regions. *Glob. Change Biol.* **2021**, 27 (17), 4139–4153. <https://doi.org/10.1111/gcb.15717>.

Kowarik, I. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution* **2011**, 159 (8-9), 1974–1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>.

Kowarik, I.; Lippe, M. Plant Population Success across Urban Ecosystems : A Framework to Inform Biodiversity Conservation in Cities. *Journal of Applied Ecology* **2018**, 55 (5), 2354–2361. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13144>.

Ksiazek-Mikenas, K.; Fant, J. B.; Skogen, K. A. Pollinator-Mediated Gene Flow Connects Green Roof Populations Across the Urban Matrix: A Paternity Analysis of the Self-Compatible Forb *Penstemon Hirsutus*. *Frontiers in Ecology and Evolution* **2019**, 7, 299. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00299>.

Ksiazek-Mikenas, K.; Köhler, M. Traits for Stress-Tolerance Are Associated with Long-Term Plant Survival on Green Roofs. *Journal of Urban Ecology* **2018**, 4 (1). <https://doi.org/10.1093/jue/juy016>.

Kühn, I.; Brandl, R.; Klotz, S. The Flora of German Cities Is Naturally Species Rich, **2004**, 16.

Kyrö, K.; Brenneisen, S.; Kotze, D. J.; Szallies, A.; Gerner, M.; Lehvävirta, S. Local Habitat Characteristics Have a Stronger Effect than the Surrounding Urban Landscape on Beetle Communities on Green Roofs. *Urban Forestry & Urban Greening* **2018**, 29, 122–130. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.11.009>.

La Sorte, F. A.; McKINNEY, M. L.; Pyšek, P. Compositional Similarity among Urban Floras within and across Continents : Biogeographical Consequences of Human-Mediated Biotic Interchange. *Global Change Biology* **2007**, 13 (4), 913–921. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01329.x>.

LaPoint, S.; Balkenhol, N.; Hale, J.; Sadler, J.; Ree, R. Ecological Connectivity Research in Urban Areas. *Functional Ecology* **2015**, 29 (7), 868–878. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12489>.

Lapointe, M.; Cumming, G. S. et G.; G, G. Comparing Ecosystem Service Preferences between Urban and Rural Dwellers». *BioScience* **2019**, 69 (2), 108–116. <https://doi.org/10.1093/biosci/biy151>.

Lemarchand, J.-L. Il faut que tout change pour que rien ne change ». Les appels à projets urbains innovants vus par un promoteur immobilier. *Métropolitiques* **2018**, 3.

Lepczyk, C. A.; Aronson, M. F. J.; Evans, K. L.; Goddard, M. A.; Lerman, S. B.; MacIvor, J. S. Biodiversity in the City : Fundamental Questions for Understanding the Ecology of Urban Green Spaces for Biodiversity Conservation. *BioScience* **2017**, 67 (9), 799–807. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix079>.

Lépineux, F. Dimension stratégique de la RSE et cohérence interfonctionnelle. *La Revue des Sciences de Gestion : Direction et Gestion* **2004**, 205, 75–92.

Levasseur, S. Éléments de réflexion sur le foncier et sa contribution au prix de l'immobilier. *Revue de l'OFCE* **2013**, 128 (2), 365–394. <https://doi.org/10.3917/reof.128.0365>.

Levins, R. Some Demographic and Genetic Consequences of Environmental Heterogeneity for Biological Control. *Bulletin of the Entomological Society of America* **1969**, 15 (3), 237–240. <https://doi.org/10.1093/besa/15.3.237>.

Levrel, H. Biodiversité et développement durable : Quels indicateurs ? In *Phdthesis, Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales (EHESS; 2006)*.

Liang, H.-H.; Huang, K.-T. Study on Rooftop Outdoor Thermal Environment and Slab Insulation Performance of Grass Planted Roof. *Int. J. Phys. Sci* **2011**, 6, 65–73. <https://doi.org/10.5897/IJPS10.664>.

Liu, X.; Huang, Y.; Xu, X.; Li, X.; Li, X.; Ciais, P.; Lin, P.; Gong, K.; Ziegler, A. D.; Chen, A.; Gong, P.; Chen, J.; Hu, G.; Chen, Y.; Wang, S.; Wu, Q.; Huang, K.; Estes, L.; Zeng, Z. High-Spatiotemporal-Resolution Mapping of Global Urban Change from 1985 to 2015. *Nature Sustainability* **2020**, 3 (7), 564–570. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0521-x>.

Llorente, M.; Drozd, M.; Vazquez, J. I. V. L'aménagement urbain, une nouvelle étape de la diversification d'actifs ? Les investisseurs dans les projets du Grand Paris, **2020**, 123.

Llorente, M.; Vilmin, T. Nouveau regard sur l'aménagement. *Études foncières* **2011**, 53, 23–30.

Louis-Lucas, T. Que recouvre l'intérêt des promoteurs pour la biodiversité ? Métropolitiques, **2021**.

Louis-Lucas, T.; Mayrand, F.; Clergeau, P.; Machon, N. Remote Sensing for Assessing Vegetated Roofs with a New Replicable Method in Paris, France. *Journal of Applied Remote Sensing* **2021**, 15 (1), 014501. <https://doi.org/10.1117/1.JRS.15.014501>.

Lovell, S. T.; Taylor, J. R. Supplying Urban Ecosystem Services through Multifunctional Green Infrastructure in the United States. *Landscape Ecology* **2013**, 28 (8), 1447–1463. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9912-y>.

Lowenstein, D. M.; Matteson, K. C.; Minor, E. S. Diversity of Wild Bees Supports Pollination Services in an Urbanized Landscape. *Oecologia* **2015**, 179 (3), 811–821. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3389-0>.

Lowenstein, D. M.; Matteson, K. C.; Minor, E. S. Evaluating the Dependence of Urban Pollinators on Ornamental, Non-Native, and 'Weedy' Floral Resources. *Urban Ecosystems* **2019**, 22 (2), 293–302. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0817-z>.

Lundholm, J.; MacIvor, J. S.; MacDougall, Z.; Ranalli, M. Plant Species and Functional Group Combinations Affect Green Roof Ecosystem Functions. *PLOS ONE* **2010**, *5* (3), 9677. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009677>.

Lundholm, J. T. Green Roof Plant Species Diversity Improves Ecosystem Multifunctionality. *Journal of Applied Ecology* **2015**, *9*. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12425>.

Lundholm, J. T.; Williams, N. S. G. Effects of Vegetation on Green Roof Ecosystem Services. In *Green Roof Ecosystems*; Sutton, R. K., Ed.; Springer International Publishing, **2015**; Vol. 223, p 211 232. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7_9).

MacDonald, K. I. The Devil Is in the (Bio)Diversity : Private Sector “Engagement” and the Restructuring of Biodiversity Conservation. *Antipode* **2010**, *42* (3), 513–550. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8330.2010.00762.x>.

MacIvor, J. S. Building Height Matters : Nesting Activity of Bees and Wasps on Vegetated Roofs. *Israel Journal of Ecology and Evolution* **2016**, *62* (1 2), 88 96. <https://doi.org/10.1080/15659801.2015.1052635>.

MacIvor, J. S.; Ruttan, A.; Salehi, B. Exotics on Exotics : Pollen Analysis of Urban Bees Visiting Sedum on a Green Roof. *Urban Ecosystems* **2015**, *18* (2), 419–430. <https://doi.org/10.1007/s11252-014-0408-6>.

Maclouf, É. Pourquoi les organisations industrielles ne sauveront pas la planète : Ou l’anti manuel du développement durable et de la RSE. *Le Bord de l'eau* **2020**.

Madre, F. Green Roofs as Habitats for Wild Plant Species in Urban Landscapes: First Insights from a Large-Scale Sampling. *Landsc. Urban Plan* **2014**, *122*, 100107.

Madre, F.; Vergnes, A.; Machon, N.; Clergeau, P. A Comparison of 3 Types of Green Roof as Habitats for Arthropods. *Ecological Engineering* **2013**, *57*, 109 117. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.029>.

Madre, F.; Vergnes, A.; Machon, N.; Clergeau, P. Green Roofs as Habitats for Wild Plant Species in Urban Landscapes : First Insights from a Large-Scale Sampling. *Landscape and Urban Planning* **2014**, *122*, 100 107. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.012>.

Madureira, H.; Nunes, F.; Oliveira, J.; Madureira, T. Preferences for Urban Green Space Characteristics : A Comparative Study in Three Portuguese Cities. *Environments* **2018**, *5* (2), 23. <https://doi.org/10.3390/environments5020023>.

Madureira, H.; Nunes, F.; Oliveira, J. V.; Cormier, L.; Madureira, T. Urban Residents’ Beliefs Concerning Green Space Benefits in Four Cities in France and Portugal. *Urban Forestry & Urban Greening* **2015**, *14* (1), 56–64. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2014.11.008>.

Maestre, F. T.; Callaway, R. M.; Valladares, F.; Lortie, C. J. Refining the Stress-Gradient Hypothesis for Competition and Facilitation in Plant Communities. *Journal of Ecology* **2009**, *97* (2), 199–205. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01476.x>.

Mallinis, G. Development of a Nationwide Approach for Large Scale Estimation of Green Roof Retrofitting Areas and Roof-Top Solar Energy Potential Using VHR Natural Colour Orthoimagery and DSM Data over Thessaloniki, Greece. *Remote Sens. Lett* **2014**, 5 (6), 548–557. <https://doi.org/10.1080/2150704X.2014.933276>.

Maris, V.; Devictor, V.; Doussan, I.; Béchet, A. Les valeurs en question. In *Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques*; Roche, P., Geijzendorffer, I., Levrel, H., Maris, V., Eds.; **2016**; p 21. <https://doi.org/10.3917/quae.roche.2016.01.0021>.

Marival, C. Associations de solidarité et stratégies de reconnaissance : Une diversité de réponses associatives aux pressions institutionnelles. *Revue internationale de l'économie sociale: Recma* **2011**, 322, 62. <https://doi.org/10.7202/1020730ar>.

Massy, J.; Martin, P.; NWyler. Cartographie semi-automatisée des toitures végétalisées de la Ville de Genève. *Géomat. Expert* **2011**, 81, 2631.

Matthies, S. A.; Rüter, S.; Schaarschmidt, F.; Prasse, R. Determinants of Species Richness within and across Taxonomic Groups in Urban Green Spaces. *Urban Ecosystems* **2017**, 20 (4), 897–909. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0642-9>.

Mauléon, F.; Silva, F. Etats des lieux de la RSE et du développement durable en France. *Management & Avenir* **2009**, 23 (3), 23. <https://doi.org/10.3917/mav.023.0023>.

Maurice, R. L'inversion des rôles ? Aménageurs, promoteurs immobiliers et pouvoirs publics dans la régulation des ZAC du Grand Lyon, **2017**. <https://doi.org/10.4000/metropoles.5450>.

Mayrand, F. Du choix des espèces végétales. In *Urbanisme et biodiversité. Vers un paysage vivant structurant le projet urbain*; Apogée, **2020**; pp 106–116.

Mayrand, F.; Clergeau, P. Green Roofs and Green Walls for Biodiversity Conservation: A Contribution to Urban Connectivity? *Sustainability* **2018**, 10 (4), 985. <https://doi.org/10.3390/su10040985>.

McDonnell, M. J.; Hahs, A. K. Adaptation and Adaptedness of Organisms to Urban Environments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* **2015**, 46 (1), 261–280. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054258>.

McKinney, M. L. Effects of Urbanization on Species Richness : A Review of Plants and Animals. *Urban Ecosystems* **2008**, 11 (2), 161 176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>.

McKinney, M. L.; Gladstone, N. S.; Lentz, J. G.; Jackson, F. A. Land Snail Dispersal, Abundance and Diversity on Green Roofs. *PLOS ONE* **2019**, 14 (11), 0221135. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0221135>.

- McRae, B. H.; Dickson, B. G.; Keitt, T. H.; Shah, V. B. Using Circuit Theory to Model Connectivity in Ecology, Evolution, and Conservation. *Ecology* **2008**, *89* (10), 2712–2724. <https://doi.org/10.1890/07-1861.1>.
- Meyer, J. W.; Rowan, B. Institutionalized Organizations : Formal Structure as Myth and Ceremony. *American Journal of Sociology* **1977**, *83* (2), 340–363. <https://doi.org/10.1086/226550>.
- Midler, C. *L'auto qui n'existait pas : Management des projets et transformation de l'entreprise*; Dunod, **2012**.
- Millenium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Well-Being*; World resources institute, **2005**.
- Miller, J. R. Biodiversity Conservation and the Extinction of Experience. *Trends in Ecology & Evolution* **2005**, *20* (8), 430–434. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.013>.
- Mills, W. P.; Rott, A. Vertical Life: Impact of Roof Height on Beetle Diversity and Abundance on Wildflower Green Roofs. *Journal of Urban Ecology* **2020**, *6* (1), 017. <https://doi.org/10.1093/jue/juaa017>.
- Morau, D.; Tiana, R. H.; Fanomezana, R. T.; Ludovic, A. A. Thermal Behavior of Green Roof in Reunion Island : Contribution Towards a Net Zero Building. *Energy Procedia* **2014**, *57*. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2014.10.055>.
- Morin, S.; Bonthoux, S.; Clergeau, P. Le paysagiste et l'écologue : Comment obtenir une meilleure collaboration opérationnelle ? Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement, Hors-série 24, Article Hors-série 24, **2016**. <https://doi.org/10.4000/vertigo.17356>.
- Muratet, A.; Chiron, F.; Muratet, M. Manuel d'écologie urbaine, **2021**.
- Muratet, A.; Lorrillière, R.; Clergeau, P.; Fontaine, C. Evaluation of Landscape Connectivity at Community Level Using Satellite-Derived NDVI. *Landscape Ecology* **2013**, *28* (1), 95–105. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9817-1>.
- Muratet, A.; Machon, N.; Jiguet, F.; Moret, J.; Porcher, E. The Role of Urban Structures in the Distribution of Wasteland Flora in the Greater Paris Area, France. *Ecosystems* **2007**, *10* (4), 661–671. <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9047-6>.
- Muratet, A.; Pellegrini, P.; Dufour, A.-B.; Arrif, T.; Chiron, F. Perception and Knowledge of Plant Diversity among Urban Park Users. *Landscape and Urban Planning* **2015**, *137*, 95–106. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.01.003>.
- Murcia, C.; Aronson, J.; Kattan, G. H.; Moreno-Mateos, D.; Dixon, K.; Simberloff, D. A critique of the 'novel ecosystem' concept. *Trends in Ecology & Evolution* **2014**, *29* (10), 548–553. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.07.006>.

Nagase, A.; Dunnett, N.; Choi, M.-S. Investigation of Plant Growth and Flower Performance on a Semi-Extensive Green Roof. *Urban Forestry & Urban Greening* **2017**, *23*, 61–73. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.013>.

Nathan, R.; Getz, W. M.; Revilla, E.; Holyoak, M.; Kadmon, R.; Saltz, D.; Smouse, P. E. A Movement Ecology Paradigm for Unifying Organismal Movement Research. *Proceedings of the National Academy of Sciences* **2008**, *105* (49), 19052–19059. <https://doi.org/10.1073/pnas.0800375105>.

Niemelä, J.; Kotze, D. J. Carabid beetle assemblages along urban to rural gradients : A review. *Landscape and Urban Planning* **2009**, *92* (2), 65–71. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.05.016>.

Oberndorfer, E. Green Roofs as Urban Ecosystems: Ecological Structures, Functions, and Services. *BioScience* **2007**, *57* (10), 823–833. <https://doi.org/10.1641/B571005>.

Olivier, T.; Thébault, E.; Elias, M.; Fontaine, B.; Fontaine, C. Urbanization and Agricultural Intensification Destabilize Animal Communities Differently than Diversity Loss. *Nature Communications* **2020**, *11* (1), 2686. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-16240-6>.

Omar, M.; Al Sayed, N.; Barré, K.; Halwani, J.; Machon, N. Drivers of the Distribution of Spontaneous Plant Communities and Species within Urban Tree Bases. *Urban Forestry & Urban Greening* **2018**, *35*, 174–191. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.08.018>.

Omar, M.; Schneider-Maunoury, L.; Barré, K.; Al Sayed, N.; Halwani, J.; Machon, N. Colonization and Extinction Dynamics among the Plant Species at Tree Bases in Paris (France). *Ecology and Evolution* **2019**, *9* (15), 8414–8428. <https://doi.org/10.1002/ece3.4954>.

Owens, A. C. S.; Cochard, P.; Durrant, J.; Farnworth, B.; Perkin, E. K.; Seymoure, B. Light Pollution Is a Driver of Insect Declines. *Biological Conservation* **2020**, *241*, 108259. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108259>.

Paris, M. *Végétalisons la ville*, **2019**.

Parker, J.; Baro, M. E. Green Infrastructure in the Urban Environment : A Systematic Quantitative Review. *Sustainability* **2019**, *11* (11), 3182. <https://doi.org/10.3390/su11113182>.

Passaseo, A.; Rochefort, S.; Pétremand, G.; Castella, E. Pollinators on Green Roofs : Diversity and Trait Analysis of Wild Bees (Hymenoptera : Anthophila) and Hoverflies (Diptera : Syrphidae) in an Urban Area (Geneva, Switzerland). *Cities and the Environment* **2021**, *14*, 22. <https://doi.org/10.15365/cate.2021.140201>.

Patrignani, A.; Ochsner, T. E. Canopeo : A Powerful New Tool for Measuring Fractional Green Canopy Cover. *Agronomy Journal* **2015**, *107* (6), 2312–2320. <https://doi.org/10.2134/agronj15.0150>.

Pauwels, J.; Le Viol, I.; Azam, C.; Valet, N.; Julien, J.-F.; Bas, Y.; Lemarchand, C.; Miguel, A.; Kerbirou, C. Accounting for Artificial Light Impact on Bat Activity for a Biodiversity-Friendly Urban Planning. *Landscape and Urban Planning* **2019**, *183*, 12–25. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.030>.

Pearce, H.; Walters, C. L. Do Green Roofs Provide Habitat for Bats in Urban Areas? *Acta Chiropterologica* **2012**, *14* (2), 469–478. <https://doi.org/10.3161/150811012X661774>.

Peng, L. L. H.; Jim, C. Y. Economic Evaluation of Green-Roof Environmental Benefits in the Context of Climate Change : The Case of Hong Kong. *Urban Forestry & Urban Greening* **2015**, *14* (3), 554–561. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.05.006>.

Penone, C.; Machon, N.; Julliard, R.; Le Viol, I. Do railway edges provide functional connectivity for plant communities in an urban context? *Biological Conservation* **2012**, *148* (1), 126–133. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.041>.

Peralta, G.; Fenoglio, M. S.; Salvo, A. Physical barriers and corridors in urban habitats affect colonisation and parasitism rates of a specialist leaf miner. *Ecological Entomology* **2011**, *36* (6), 673–679. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2011.01316.x>.

Pétremand, G.; Chittaro, Y.; Braaker, S.; Brenneisen, S.; Gerner, M.; Obrist, M. K.; Rochefort, S.; Szallies, A.; Moretti, M. Ground Beetle (Coleoptera : Carabidae) Communities on Green Roofs in Switzerland: Synthesis and Perspectives. *Urban Ecosystems* **2018**, *21* (1), 119–132. <https://doi.org/10.1007/s11252-017-0697-7>.

Peynichou, L. Quand les promoteurs immobiliers produisent la ville de demain : Étude de deux projets urbains de standing en France et au Mexique, Université Paris-Est Marne-la-Vallée, **2018**.

Pickett, S. T. A.; Boone, C. G.; McGrath, B. P.; Cadenasso, M. L.; Childers, D. L.; Ogden, L. A.; McHale, M.; Grove, J. M. Ecological Science and Transformation to the Sustainable City. *Cities* **2013**, *32*, 10–20. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2013.02.008>.

Pickett, S. T. A.; Cadenasso, M. L.; Childers, D. L.; McDonnell, M. J.; Zhou, W. Evolution and Future of Urban Ecological Science : Ecology in, of, and for the City. *Ecosystem Health and Sustainability* **2016**, *2* (7), 01229. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1229>.

Pierce, J. R.; Barton, M. A.; Tan, M. M. J.; Oertel, G.; Halder, M. D.; Lopez-Guijosa, P. A.; Nuttall, R. Actions, Indicators, and Outputs in Urban Biodiversity Plans : A Multinational Analysis of City Practice. *PLOS ONE* **2020**, *15* (7), 0235773. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0235773>.

Pinson, G. La ville néolibérale. Presses universitaires de France, **2020**.

Pinson, G.; Morel Journal, C. The Neoliberal City – Theory, Evidence, Debates. *Territory, Politics, Governance* **2016**, *4* (2), 137–153. <https://doi.org/10.1080/21622671.2016.1166982>.

Planchuelo, G.; Der Lippe, M.; Kowarik, I. Untangling the role of urban ecosystems as habitats for endangered plant species. *Landscape and Urban Planning* **2019**, *189*, 320–334. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.05.007>.

Politi Bertoncini, A.; Machon, N.; Pavoine, S.; Muratet, A. Local Gardening Practices Shape Urban Lawn Floristic Communities. *Landscape and Urban Planning* **2012**, *105* (1), 53–61. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.017>.

Pollard, J. Les grands promoteurs immobiliers français. *Flux* **2007**, *69* (3), 94–108. <https://doi.org/10.3917/flux.069.0094>.

Pollard, J. Acteurs économiques et régulation politique : Les promoteurs immobiliers au centre des politiques du logement dans les régions de Paris et de Madrid. [PhD Thesis], Institut d'études politiques, Paris, **2009**.

Porter, M. E.; Linde, C. van der. Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship. *Journal of Economic Perspectives* **1995**, *9* (4), 97–118. <https://doi.org/10.1257/jep.9.4.97>.

R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing.

Rakotomalala, R. Pratique de la Régression Logistique," Régression logistique binaire et polytomique. *Université Lumière Lyon* **2015**, 258.

Rittel, H. W. J.; Webber, M. M. Dilemmas in a General Theory of Planning. *Policy Sciences* **1973**, *4* (2), 155–169. <https://doi.org/10.1007/BF01405730>. (255)

Rochard, H.; About, C.; Frascaria-Lacoste, N.; Jacob, P.; Simon, L.; Pech, P. Politiques urbaines et biodiversité en ville : Un front écologique? Le cas de la MGP, Métropole du Grand Paris. *VertigO* **2018**, *18* numéro 1. <https://doi.org/10.4000/vertigo.19753>.

Rodewald, A. D.; Gehrt, S. D. Wildlife Population Dynamics in Urban Landscapes. In *Urban Wildlife*; McCleery, R. A., Moorman, C. E., Peterson, M. N., Eds.; Springer US, **2014**; pp 117–147. [https://doi.org/10.1007/978-1-4899-7500-3\\_8](https://doi.org/10.1007/978-1-4899-7500-3_8).

Rowe, D. B.; Getter, K. L.; Durhman, A. K. Effect of Green Roof Media Depth on Crassulacean Plant Succession over Seven Years. *Landscape and Urban Planning* **2012**, *104* (3), 310–319. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.010>.

Rutzinger, M. Object-Based Point Cloud Analysis of Full-Waveform Airborne Laser Scanning Data for Urban Vegetation Classification. *Sensors* **2008**, *8* (8), 4505–4528. <https://doi.org/10.3390/s8084505>.

Sahraoui, Y.; Foltête, J.-C.; Clauzel, C. A Multi-Species Approach for Assessing the Impact of Land-Cover Changes on Landscape Connectivity. *Landscape Ecology* **2017**, *32* (9), 1819–1835. <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0551-6>.

Salisbury, A.; Armitage, J.; Bostock, H.; Perry, J.; Tatchell, M.; Thompson, K. EDITOR'S CHOICE : Enhancing Gardens as Habitats for Flower-Visiting Aerial Insects (Pollinators):

Should We Plant Native or Exotic Species? *Journal of Applied Ecology* **2015**, 52 (5), 1156–1164. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12499>.

Salman, I.; Blaustein, L. Vegetation Cover Drives Arthropod Communities in Mediterranean/Subtropical Green Roof Habitats. *Sustainability* **2018**, 10 (11), 4209. <https://doi.org/10.3390/su10114209>.

Santos, T.; Tenedório, J.; Gonçalves, J. Quantifying the City's Green Area Potential Gain Using Remote Sensing Data. *Sustainability* **2016**, 8 (12), 1247.

Saura, S.; Pascual-Hortal, L. A New Habitat Availability Index to Integrate Connectivity in Landscape Conservation Planning: Comparison with Existing Indices and Application to a Case Study. *Landscape and Urban Planning* **2007**, 83 (2–3), 91–103. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.03.005>.

Saura, S.; Rubio, L. A Common Currency for the Different Ways in Which Patches and Links Can Contribute to Habitat Availability and Connectivity in the Landscape. *Ecography* **2010**, 33, 19. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05760.x>.

Schindler, B. Y.; Griffith, A. B.; Jones, K. N. Factors Influencing Arthropod Diversity on Green Roofs. *Cities and the Environment* **2011**, 4 (1), 1–22. <https://doi.org/10.15365/cate.4152011>.

Schindler, B. Y.; Vasl, A.; Blaustein, L.; Gurevich, D.; Kadas, G. J.; Seifan, M. Fine-scale substrate heterogeneity does not affect arthropod communities on green roofs. *PeerJ* **2019**, 7, 6445. <https://doi.org/10.7717/peerj.6445>.

Schittko, C.; Bernard-Verdier, M.; Heger, T.; Buchholz, S.; Kowarik, I.; Lippe, M.; Seitz, B.; Joshi, J.; Jeschke, J. M. A Multidimensional Framework for Measuring Biotic Novelty: How Novel Is a Community? *Glob Change Biol* **2020**, 26 (8), 4401–4417. <https://doi.org/10.1111/gcb.15140>.

Schlaepfer, M. A. Do Non-Native Species Contribute to Biodiversity? *PLOS Biology* **2018**, 16 (4), 2005568. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.2005568>.

Schlaepfer, M. A.; Guinaudeau, B. P.; Martin, P.; Wyler, N. Quantifying the Contributions of Native and Non-Native Trees to a City's Biodiversity and Ecosystem Services. *Urban Forestry & Urban Greening* **2020**, 56, 126861. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126861>.

Schleicher, A.; Biedermann, R.; Kleyer, M. Dispersal traits determine plant response to habitat connectivity in an urban landscape. *Landscape Ecology* **2011**, 26 (4), 529–540. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9579-1>.

Schlueter, A.; Thesseling, F. Building Information Model Based Energy/Exergy Performance Assessment in Early Design Stages. *Automation in Construction* **2009**, 18 (2), 153–163. <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2008.07.003>.

Serret, H. Espaces verts d'entreprise en Île-de-France : Quels enjeux pour la biodiversité urbaine ?, **2014**. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1914.8004>.

Serret, H.; Raymond, R.; Foltête, J.-C.; Clergeau, P.; Simon, L.; Machon, N. Potential Contributions of Green Spaces at Business Sites to the Ecological Network in an Urban Agglomeration: The Case of the Ile-de-France Region, France. *Landscape and Urban Planning* **2014**, *131*, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.07.003>.

Shanahan, D. F.; Miller, C.; Possingham, H. P.; Fuller, R. A. The Influence of Patch Area and Connectivity on Avian Communities in Urban Revegetation. *Biological Conservation* **2011**, *144* (2), 722–729. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.10.014>.

Shannon, C. E. A Mathematical Theory of Communication. *The Bell system technical journal* **1948**, *27* (3), 379–423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>.

Shepherd, J. M. A Review of Current Investigations of Urban-Induced Rainfall and Recommendations for the Future. *Earth Interactions* **2005**, *9* (12), 1–27. <https://doi.org/10.1175/EI156.1>.

Shih, W.-Y.; Mabon, L.; Oliveira, J. A. Assessing Governance Challenges of Local Biodiversity and Ecosystem Services : Barriers Identified by the Expert Community. *Land Use Policy* **2020**, *91*, 104291. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104291>.

Shwartz, A.; Cosquer, A.; Jaillon, A.; Piron, A.; Julliard, R.; Raymond, R.; Simon, L.; Prévot-Julliard, A.-C. Urban Biodiversity, City-Dwellers and Conservation : How Does an Outdoor Activity Day Affect the Human-Nature Relationship? *PLoS ONE* **2012**, *7* (6), 38642. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0038642>.

Shwartz, A.; Muratet, A.; Simon, L.; Julliard, R. Local and Management Variables Outweigh Landscape Effects in Enhancing the Diversity of Different Taxa in a Big Metropolis. *Biological Conservation* **2013**, *157*, 285–292. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.009>.

Smith, R.; Guevara, O.; Wenzel, L.; Dudley, N.; Petrone-Mendoza, V.; Cadena, M.; Rhodes, A. Ensuring Co-Benefits for Biodiversity, Climate Change and Sustainable Development. In *Handbook of Climate Change and Biodiversity*; Filho, W. L., Barbir, J., Preziosi, R., Eds.; Springer International Publishing, **2019**; pp 151–166. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-98681-4\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-319-98681-4_9).

Snep, R.; Van Ierland, E.; Opdam, P. Enhancing Biodiversity at Business Sites : What Are the Options, and Which of These Do Stakeholders Prefer? *Landscape and Urban Planning* **2009**, *91* (1), 26–35. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.11.007>.

Sobrino, J. A.; Jiménez-Muñoz, J. C.; Paolini, L. Land Surface Temperature Retrieval from LANDSAT TM 5. *Remote Sens. Environ* **2004**, *90* (4), 434–440. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.02.003>.

Sol, D.; González-Lagos, C.; Moreira, D.; Maspons, J.; Lapiedra, O. Urbanisation Tolerance and the Loss of Avian Diversity. *Ecology Letters* **2014**, *17* (8), 942–950. <https://doi.org/10.1111/ele.12297>.

Sponsler, D. B.; Grozinger, C. M.; Richardson, R. T.; Nurse, A.; Brough, D.; Patch, H. M.; Stoner, K. A. A Screening-Level Assessment of the Pollinator-Attractiveness of Ornamental Nursery Stock Using a Honey Bee Foraging Assay. *Scientific Reports* **2020**, *10* (1), 831. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-57858-2>.

Staab, M.; Pereira-Peixoto, M. H.; Klein, A.-M. Exotic Garden Plants Partly Substitute for Native Plants as Resources for Pollinators When Native Plants Become Seasonally Scarce. *Oecologia* **2020**, *194* (3), 465–480. <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04785-8>.

Sushinsky, J. R.; Rhodes, J. R.; Possingham, H. P.; Gill, T. K.; Fuller, R. A. How Should We Grow Cities to Minimize Their Biodiversity Impacts? *Global Change Biology* **2013**, *19* (2), 401–410. <https://doi.org/10.1111/gcb.12055>.

Taburet, A. Promoteurs immobiliers privés et problématiques de développement durable urbain, **2012**.

Tait, C. J.; Daniels, C. B.; Hill, R. S. Changes in species assemblages within the Adelaide metropolitan area, Australia, 1836–2002. *Ecological Applications* **2005**, *15* (1), 346–359. <https://doi.org/10.1890/04-0920>.

Tarabon, S.; Calvet, C.; Delbar, V.; Dutoit, T.; Isselin-Nondedeu, F. Integrating a Landscape Connectivity Approach into Mitigation Hierarchy Planning by Anticipating Urban Dynamics. *Landscape and Urban Planning* **2020**, *202*, 103871. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103871>.

Tardieu, C. Transition énergétique dans les projets urbains : Conditions de mise en œuvre. Analyse des cas Paris Rive Gauche, Clichy-Batignolles et, **2015**.

Taylor, P. D.; Fahrig, L.; Henein, K.; Merriam, G. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. *Oikos* **1993**, *68* (3), 571. <https://doi.org/10.2307/3544927>.

Teixeira, C. P.; Fernandes, C. O. Novel Ecosystems : A Review of the Concept in Non-Urban and Urban Contexts. *Landscape Ecology* **2020**, *35* (1), 23–39. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00934-4>.

Teixeira, C. P.; Fernandes, C. O.; Ahern, J.; Honrado, J. P.; Farinha-Marques, P. Urban Ecological Novelty Assessment : Implications for Urban Green Infrastructure Planning and Management. *Science of The Total Environment* **2021**, *773*, 145121. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145121>.

Theodorou, P.; Herbst, S.-C.; Kahnt, B.; Landaverde-González, P.; Baltz, L. M.; Osterman, J.; Paxton, R. J. Urban Fragmentation Leads to Lower Floral Diversity, with Knock-on Impacts on Bee Biodiversity. *Scientific Reports* **2020**, *10* (1), 21756. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-78736-x>.

Thierry, C. Connectivité des milieux herbacés d'Ile-de-France. Vers une meilleure compréhension du rôle des sites industriels dans les réseaux écologiques et des liens entre biodiversité et paysage, **2022**. Thèse de doctorat. Paris, Muséum national d'histoire naturelle.

Thierry, C.; Pisanu, B.; Machon, N. Both Landscape and Local Factors Influence Plant and Hexapod Communities of Industrial Water-abstraction Sites. *Ecology and Evolution* **2022**, *12* (2). <https://doi.org/10.1002/ece3.8365>.

Threlfall, C. G.; Williams, N. S. G.; Hahs, A. K.; Livesley, S. J. Approaches to Urban Vegetation Management and the Impacts on Urban Bird and Bat Assemblages. *Landscape and Urban Planning* **2016**, *153*, 28–39. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.04.011>.

Thuillier, L. Prise en compte de la biodiversité par une entreprise industrielle : Le cas de Storengy, **2020**. Thèse de doctorat. Paris, Muséum national d'histoire naturelle. <http://www.theses.fr/2020MNHN0003>

Thuring, C. E.; Dunnett, N. P. Persistence, Loss and Gain : Characterising Mature Green Roof Vegetation by Functional Composition. *Landscape and Urban Planning* **2019**, *185*, 228–236. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.10.026>.

Tonietto, R.; Fant, J.; Ascher, J.; Ellis, K.; Larkin, D. A Comparison of Bee Communities of Chicago Green Roofs, Parks and Prairies. *Landscape and Urban Planning* **2011**, *103* (1), 102–108. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.07.004>.

Tratalos, J.; Fuller, R. A.; Warren, P. H.; Davies, R. G.; Gaston, K. J. Urban Form, Biodiversity Potential and Ecosystem Services. *Landscape and Urban Planning* **2007**, *83* (4), 308–317. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.05.003>.

Tucker, C. J. Red and Photographic Infrared Linear Combinations for Monitoring Vegetation. *Remote Sens. Environ* **1979**, *8* (2), 127–150. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0).

Tucker, M. A.; Böhning-Gaese, K.; Fagan, W. F.; Fryxell, J. M.; Van Moorter, B.; Alberts, S. C.; Ali, A. H.; Allen, A. M.; Attias, N.; Avgar, T.; Bartlam-Brooks, H.; Bayarbaatar, B.; Belant, J. L.; Bertassoni, A.; Beyer, D.; Bidner, L.; Beest, F. M.; Blake, S.; Blaum, N.; Mueller, T. Moving in the Anthropocene : Global Reductions in Terrestrial Mammalian Movements. *Science* **2018**, *359* (6374), 466–469. <https://doi.org/10.1126/science.aam9712>.

Turner, M. G.; Gardner, R. H. Landscape Ecology in Theory and Practice. *Pattern and Process* **2001**, *401*.

Turner, W. R.; Nakamura, T.; Dinetti, M. Global Urbanization and the Separation of Humans from Nature. *BioScience* **2004**, *54* (6), 585. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054).

Tzoulas, K.; Korpela, K.; Venn, S.; Yli-Pelkonen, V.; Kaźmierczak, A.; Niemela, J.; James, P. Promoting Ecosystem and Human Health in Urban Areas Using Green Infrastructure : A

Literature Review. *Landscape and Urban Planning* **2007**, *81* (3), 167–178. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>.

U.I.C.N. Indicateurs de biodiversité pour les collectivités territoriales : Jeu commun et synthétique d'indicateurs de biodiversité pour l'échelon régional, **2014**.

Urban, D.; Keitt, T. Landscape Connectivity : A Graph-Theoretic Perspective. *Ecology* **2001**, *82* (5), 1205–1218. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082).

Urban, D. L.; Minor, E. S.; Treml, E. A.; Schick, R. S. Graph models of habitat mosaics. *Ecology Letters* **2009**, *12* (3), 260–273. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01271.x>.

Van Mechelen, C.; Van Meerbeek, K.; Dutoit, T.; Hermy, M. Functional Diversity as a Framework for Novel Ecosystem Design : The Example of Extensive Green Roofs. *Landscape and Urban Planning* **2015**, *136*, 165–173. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.11.022>.

Varet, M.; Burel, F.; Pétilion, J. Can Urban Consolidation Limit Local Biodiversity Erosion? Responses from Carabid Beetle and Spider Assemblages in Western France. *Urban Ecosystems* **2014**, *17* (1), 123–137. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0307-2>.

Vasl, A.; Shalom, H.; Kadas, G. J.; Blaustein, L. Sedum—Annual Plant Interactions on Green Roofs : Facilitation, Competition and Exclusion. *Ecological Engineering* **2017**, *108*, 318–329. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.034>.

Vergnes, A.; Pellissier, V.; Lemperiere, G.; Rollard, C.; Clergeau, P. Urban Densification Causes the Decline of Ground-Dwelling Arthropods. *Biodiversity and Conservation* **2014**, *23* (8), 1859–1877. <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0689-3>.

Vergnes, A.; Saux, E. L.; Clergeau, P. Preliminary Data on Low Aerial Plankton in a Large City Center, Paris. *Urban Forestry & Urban Greening* **2017**, *22*, 36–40. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.012>.

Vergnes, A.; Viol, I. L.; Clergeau, P. Green Corridors in Urban Landscapes Affect the Arthropod Communities of Domestic Gardens. *Biological Conservation* **2012**, *145* (1), 171–178. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.11.002>.

Vitousek, P. M.; Mooney, H. A.; Lubchenco, J.; Melillo, J. M. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* **1997**, *277* (5325), 494–499. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.494>.

Walker, E. A.; Lundholm, J. T. Designed Habitat Heterogeneity on Green Roofs Increases Seedling Survival but Not Plant Species Diversity. *Journal of Applied Ecology* **2018**, *55* (2), 694–704. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12970>.

Wang, J. W.; Poh, C. H.; Tan, C. Y. T.; Lee, V. N.; Jain, A.; Webb, E. L. Building Biodiversity : Drivers of Bird and Butterfly Diversity on Tropical Urban Roof Gardens. *Ecosphere* **2017**, *8* (9), 01905. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1905>.

Whittinghill, L. J.; Rowe, D. B.; Cregg, B. M. Evaluation of Vegetable Production on Extensive Green Roofs. *Agroecol. Sustain. Food Syst* **2013**, *37* (4), 465484. <https://doi.org/10.1080/21683565.2012.756847>.

Wignall, V. R.; Alton, K.; Ratnieks, F. L. W. Garden Centre Customer Attitudes to Pollinators and Pollinator-Friendly Planting. *PeerJ* **2019**, *7*, 7088. <https://doi.org/10.7717/peerj.7088>.

Williams, K. J. H. Appraising the Psychological Benefits of Green Roofs for City Residents and Workers. *Urban For. Urban Green* **2019**, *44*, 126399. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126399>.

Williams, N. S. G.; Hahs, A. K.; Vesk, P. A. Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **2015**, *17* (1), 78–86. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2014.10.002>.

Williams, N. S. G.; Lundholm, J.; MacIvor, J. S. FORUM: Do Green Roofs Help Urban Biodiversity Conservation? *J. Appl. Ecol* **2014**, *51* (6), 1643–1649. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12333>.

Williams, N. S. G.; Morgan, J. W.; McDonnell, M. J.; McCarthy, M. A. Plant Traits and Local Extinctions in Natural Grasslands along an Urban–Rural Gradient. *Journal of Ecology* **2005**, *93* (6), 1203–1213. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.01039.x>.

Williams, N. S. G.; Schwartz, M. W.; Vesk, P. A.; McCarthy, M. A.; Hahs, A. K.; Clemants, S. E.; Corlett, R. T.; Duncan, R. P.; Norton, B. A.; Thompson, K.; McDonnell, M. J. A Conceptual Framework for Predicting the Effects of Urban Environments on Floras. *Journal of Ecology* **2009**, *97* (1), 4–9. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01460.x>.

Wong, J. K. W.; Lau, L. S.-K. From the ‘Urban Heat Island’ to the ‘Green Island’? A Preliminary Investigation into the Potential of Retrofitting Green Roofs in Mongkok District of Hong Kong. *Habitat Int* **2013**, *39*, 25–35. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2012.10.005>.

Wooster, E. I. F.; Fleck, R.; Torpy, F.; Ramp, D.; Irga, P. J. Urban Green Roofs Promote Metropolitan Biodiversity : A Comparative Case Study. *Building and Environment* **2022**, *207*, 108458. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108458>.

Wu, A. N.; Biljecki, F. Roofpedia : Automatic Mapping of Green and Solar Roofs for an Open Rooftop Registry and Evaluation of Urban Sustainability. *Landscape and Urban Planning* **2021**, *214*, 104167. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104167>.

Xu, Y.; Wu, S.; Guo, M.; Xie, X. A Framework for the Evaluation of Roof Greening Priority. *Building and Environment* **2021**, *206*, 108392. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.108392>.

Yan, W. Y.; Shaker, A.; El-Ashmawy, N. Urban Land Cover Classification Using Airborne LiDAR Data: A Review. *Remote Sens. Environ* **2015**, *158*, 295–310. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.11.001>.

Zarea, A.; Mohammadzadeh, A. A Novel Building and Tree Detection Method from LiDAR Data and Aerial Images. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens* **2016**, *9* (5), 1864–1875. <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2470547>.

Zhang, G.; He, B.-J. Towards Green Roof Implementation : Drivers, Motivations, Barriers and Recommendations. *Urban Forestry & Urban Greening* **2021**, *58*, 126992. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.126992>.

Zhang, X. Green Real Estate Development in China : State of Art and Prospect Agenda—A Review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* **2015**, *47*, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.03.012>.

Zurbuchen, A.; Landert, L.; Klaiber, J.; Müller, A.; Hein, S.; Dorn, S. Maximum Foraging Ranges in Solitary Bees : Only Few Individuals Have the Capability to Cover Long Foraging Distances. *Biological Conservation* **2010**, *143* (3), 669–676. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.003>.

# Annexes

## Annexe 1 : Grille d'entretien

### Introduction

Bonjour Je m'appelle Tanguy Louis-Lucas, je réalise une thèse de recherche au MNHN qui vise à comprendre comment améliorer le développement de la biodiversité dans les projets d'aménagements urbains. Dans le cadre de ce programme de recherche nous avons choisi de mieux comprendre comment les acteurs des projets urbains en général et immobilier en particulier se saisissent de la notion de biodiversité. Cet entretien d'1h environ vise à comprendre (1) le métier que vous faites, (2) la manière dont vous traitez des questions de biodiversité dans vos pratiques professionnelles, (3) comment l'inclusion éventuelle de biodiversité pourrait être valorisée et (4) les perspectives personnelles que vous voyez concernant ces sujets. L'entretien sera anonymisé et ne sera pas retranscrit in extenso : seule votre fonction sera éventuellement mentionnée. Sauf indication contraire de votre part, nous ne donnerons pas le nom de votre entreprise / service. Dans ce cadre, acceptez-vous que je nous enregistre pour faciliter nos échanges? Cela permettra une discussion plus fluide et améliorera mon compte-rendu d'entretien pour compléter ma prise de notes.

Les questions en italiques ne sont pas systématiques posées, elles servent de relances pour approfondir un point.

**Phase 1 : le métier de promoteur, culture professionnelle** Est-ce que vous pouvez me parler de votre parcours? Est-ce que vous pouvez me parler de votre travail? et de la manière dont il s'intègre dans votre entreprise?

- *Quel est votre travail actuellement?*
- *Comment décririez-vous le métier de promoteur immobilier?*
- *Pouvez-vous me parler de votre entreprise, du groupe et du secteur dans lequel il évolue (secteur, concurrence, ...)?*
- *Votre entreprise est-elle semblable à d'autres du même secteur? Quelles sont ses particularités?*

Pouvez-vous me parler d'un des projets urbains emblématique/ projet type sur lequel vous avez travaillé?

- *Comment vous avez gagné le projet?*

- *Comment vous vous être démarqué?*
- *Vous en êtes à quelle étape actuellement?*
- *Quelles sont les parties prenantes du projet?*
- *Ce projet est-il représentatif des autres projets sur lesquels vous travaillez?*

**Phase 2 : Le promoteur et la biodiversité** Depuis quand la biodiversité est-elle devenue un enjeu dans le cadre de votre métier?

- *Comment est apparue la biodiversité dans votre métier?*
- *Est-elle apparue dans un premier temps dans les appels d'offre?*
- *Ou bien est-elle apparue dans un premier temps dans la réglementation?*

De qui provient (de quels acteurs/parties prenantes) la demande de biodiversité?

- *Client? Des élus? Des investisseurs? Des citoyens?*
- *Comment cette demande est-elle formulée?*
- *Comment vous la comprenez?*
- *Comment percevez-vous cette demande (contrainte, opportunité, autre...)?*

**Pause photo : A votre avis, vers quelle type de végétation s'oriente la demande des différents acteurs? Essayez d'expliquer pourquoi? Quelle photo correspondrait le plus à la notion de biodiversité?**

Est-ce que vous pouvez me décrire comment se passe un projet urbain lorsqu'il intègre une dimension biodiversité? Si ce n'est pas le cas dans votre entreprise, pouvez-vous me décrire ce que vous imaginez de cette intégration dans un tel projet?

- *Comment vous travaillez sur le sujet de la biodiversité dans votre organisation?*
- *Quels sont les acteurs qui la prennent en charge au sein de votre entreprise? A quelles étapes du projet?*
- *Quel est, selon vous, le rôle de la réglementation pour l'inclusion de la biodiversité dans vos projets?*
- *Quelle est votre expertise en interne? Si aucune, avec quels types d'experts travaillez-vous?*

**Phase 3 : Biodiversité dans les projets, développement durable, valorisation et labellisation.** Comment la biodiversité est traitée par rapport aux autres thématiques environnementales?

- *De manière général, réussissez-vous à articuler plusieurs thématiques environnementales? Si oui, comment pensez-vous que c'est utile / nécessaire? Pour quelles raisons?*
- *Est-ce que vous procédez à des équilibrages entre les thématiques ou les solutions?*

Comment traitez-vous les questions de biodiversité au regard d'autres thématiques environnementales?

- *Comment s'articulent ces questions dans vos projets? En particulier par rapport à leurs objectifs spécifiques?*
- *Selon quels critères se décident les arbitrages? (contexte du site, demande des élus, couleur politique, réglementation, demande des investisseurs, choix économiques, convictions personnelles, ...)*

Cherchez-vous à valoriser vos actions et solutions favorables à la biodiversité? Si oui, de quelle manière?

- *Passez-vous par la labellisation ?*
- *Selon vous la labellisation des projets est-elle largement pratiquée dans la promotion immobilière ?*
- *Comment vous positionnez-vous sur ce sujet par rapport à vos concurrents ?*
- *Outre la labellisation, disposez-vous d'autres outils de valorisation ?*
- *Est-ce que vous développez des outils en interne, ou des partenariats pour valoriser la biodiversité dans vos projets ? Pourquoi ? De quelle manière (= qui s'en occupe, à quelle étape du projet, etc.) ?*

**Phase 4 : Perspectives** Quelle seraient selon vous les solutions pour une intégration plus forte de la biodiversité dans les projets immobiliers ? Quel serait le rôle du promoteur dans l'intégration de la biodiversité par rapport à d'autres opérateurs urbains (gestionnaires, aménageurs, etc.) ?

## Annexe 2 : Diapositives de présentation de l'initiative BIG (OID)

**Activité**

Pour quels motifs intégrer la biodiversité dans vos activités ?

écosystème, vital  
pérennité  
sensibilisation  
aménagement nature

écosystème infiltrer pluie lutte îlots chaleur

responsabilité

extinction

incontournable  
valoriser nos actifs

crise climatique

liens avec la nature protéger le vivant !

prospérité humanité

BIG – Comité de lancement

26/01/2022

FIGURE 7.8 – Diapositive BIG 1.

## Activité

Quelles sont les principales difficultés que vous rencontrez ?



BIG – Comité de lancement

26/01/2022

FIGURE 7.9 – Diapositive BIG 1.

Qu'attendez-vous du Biodiversity Impulsion Group ?



BIG – Comité de lancement

26/01/2022

FIGURE 7.10 – Diapositive BIG 3.