

ÉCOLOGIE URBAINE

Connaissances, enjeux et défis de la biodiversité en ville

N. Machon, F. Di Pietro, V. Bertaudière-Montès,
L. Carassou, S. Muller, coord.



Écologie urbaine

Connaissances, enjeux et défis de la biodiversité en ville

Nathalie Machon, Francesca Di Pietro, Valérie Bertaudière-Montès,
Laure Carassou, Serge Muller, coordinateurs

Dans la collection Synthèses

Des contrats dans les filières agricoles, forêt-bois et halieutiques

Dialogue entre le droit, l'économie et la sociologie

Magrini M.-B., Aubin Brouté R.-J., Bouamra-Mechemache Z., Marty G., Vignes A., coord.
2025, 232 p.

Invasion et expansion d'insectes bioagresseurs forestiers

Quels risques pour la forêt française dans le contexte des changements globaux?

Robinet C., Saintonge F.-X., Tassus X., Brault S., coord.
2025, 312 p.

Pour citer cet ouvrage :

Machon N., Di Pietro F., Bertaudière-Montès V., Carassou L., Muller S., coord., 2025.
Écologie urbaine. Connaissances, enjeux et défis de la biodiversité en ville, Versailles,
éditions Quæ, 322 p., doi:10.35690/978-2-7592-4132-3.

Les éditions Quæ réalisent une évaluation scientifique des manuscrits avant publication
(<https://www.quae.com/store/page/199/processus-d-evaluation>).

La procédure d'évaluation est décrite dans Prism

(<https://directory.doabooks.org/handle/20.500.12854/25780>).

Le processus éditorial s'appuie également sur un logiciel de détection des similitudes et des textes
potentiellement générés par intelligence artificielle.

La diffusion en accès ouvert de cet ouvrage a été soutenue par la Direction pour la science ouverte
(DipSO) et l'unité de recherche Écosystèmes aquatiques et changements globaux (EABX) d'INRAE,
le Centre d'écologie et des sciences de la conservation (Cesco) du Muséum national d'Histoire naturelle,
le Laboratoire population-environnement-développement (LPED) d'Aix-Marseille Université, l'université
de Bordeaux et l'université de Tours.



Les versions numériques de cet ouvrage sont diffusées sous licence CC-by-NC-ND 4.0.

Éditions Quæ
RD 10, 78026 Versailles cedex
www.quae.com – www.quae-open.com

© Éditions Quæ, 2025

ISBN papier : 978-2-7592-4131-6
ISBN epub : 978-2-7592-4133-0

ISBN PDF : 978-2-7592-4132-3
ISSN : 1777-4624

Sommaire

Préface..... 9

PARTIE I
CONTEXTE GÉNÉRAL

Chapitre 1. La ville comme écosystème. Genèse et développements de l'écologie urbaine..... 12
Francesca Di Pietro
L'émergence de la ville dans les études écologiques 12
Apports théoriques à l'écologie urbaine 15
Débats et controverses 17
Enjeux actuels et perspectives 20

Chapitre 2. La ville, territoire d'enjeux pour la biodiversité 26
Luc Abbadie
Une expansion continue aux impacts multiples..... 26
Un bilan écologique difficile à établir 28
La ville, territoire d'enjeux planétaires 29
La ville, territoire de solutions d'intérêt planétaire..... 31
La ville, territoire de solutions systémiques..... 32

Chapitre 3. Les inégalités sociales d'accès à la biodiversité en ville 38
Marianne Cohen
Définir les inégalités sociales et l'accès à la biodiversité 38
Qu'entendre par biodiversité? 40
Définir la ville 41
Des notions clés pour croiser des données très différentes..... 42
Le *luxury effect* 43
Les services écosystémiques et la trame verte..... 44

PARTIE II
LE BIOTOPE URBAIN

Section 1. Spécificités des écosystèmes urbains

Chapitre 4. Les grandes caractéristiques des écosystèmes urbains..... 50
Sophie Joimel, Tania De Almeida, Sébastien Barot
La ville : diversité d'habitats terrestres et aquatiques..... 50
La fragmentation du paysage urbain..... 51
Un microclimat spécifique aux écosystèmes urbains..... 51
Les sols urbains : des sols remaniés, pollués, artificialisés..... 53
Pollutions atmosphérique et sonore 54

Chapitre 5. L'urbanisation, moteur de l'évolution des espèces.....58
Nathalie Machon
 Les pressions de sélection particulières à la ville58
 Les mécanismes en jeu.....59
 Pourquoi étudier les phénomènes évolutifs en ville ?.....62

Chapitre 6. Formes urbaines et biodiversité.....64
Xavier Lagurgue
 Formes urbaines.....65
 Morphologies urbaines et biodiversité.....69

Section 2. Les milieux urbains

Chapitre 7. Les arbres dans les écosystèmes urbains.....76
Serge Muller
 Les arbres et la forêt urbaine.....76
 Les différentes composantes de la forêt urbaine.....77
 La richesse en arbres dans les forêts urbaines.....78
 La biodiversité dans les forêts urbaines.....79
 Les services écosystémiques assurés par les arbres en ville.....80
 Quelles espèces d'arbres dans les villes de demain ?.....81

Chapitre 8. L'intérêt socio-écologique des friches urbaines85
Marion Brun, Francesca Di Pietro
 Les friches urbaines comme biotope85
 L'intérêt écologique des friches urbaines86
 Les friches urbaines comme socio-écosystèmes.....89

Chapitre 9. Diversité végétale du réseau viaire95
Valérie Bertaudière-Montès, Christine Robles, Nathalie Machon
 Caractéristiques des plantes et des rues.....95
 Des sciences participatives pour l'observation de la flore des rues.....96
 Résultats du programme « Sauvages de ma rue ».....97

Chapitre 10. Biodiversités et agriculture urbaine103
Sophie Joimel, Francesca Di Pietro, Jean-Noël Consalès
 Diversité des formes d'agriculture urbaine103
 Les espaces d'agriculture urbaine comme habitats pour la biodiversité en ville.....105
 Les espaces d'agriculture urbaine comme vecteur de continuités écologiques en ville.....108

Chapitre 11. Zoom – Les jardins pavillonnaires.....112
Audrey Marco, Valérie Bertaudière-Montès

Chapitre 12. Zoom – Les espaces verts d'entreprises116
Hortense Serret

Chapitre 13. Zoom – Les cours d'école végétalisées118
Nelly Faget

Chapitre 14. Zoom – Quelle biodiversité floristique dans les cimetières de nos villes et villages ?	120
<i>Jeanne Vallet</i>	
Chapitre 15. Zoom – Les toits végétalisés	122
<i>Frédéric Madre</i>	

PARTIE III DES BIOCÉNOSES ADAPTÉES À LA VILLE ?

Section 1. Les communautés végétales

Chapitre 16. Les espèces végétales urbaines	126
<i>Jeanne Vallet</i>	
Territoire d'étude et données	126
Calcul des indicateurs de spécialisation et de fréquence des espèces au milieu urbain	127
Quelles sont les espèces spécialistes des milieux urbains?	128
Quelles sont les espèces les plus fréquentes en milieu urbain ?	130
Chapitre 17. Dynamiques temporelles de la biodiversité : exemple des plantes poussant au pied des arbres d'alignement	134
<i>Nathalie Machon</i>	
Les déplacements des populations de plantes	134
Les métapopulations constituées des pieds d'arbres d'alignement	135
La dynamique des plantes dans les pieds d'arbres du quartier de Bercy à Paris	136
Les déplacements en pluie de graines ou en pas japonais	137
Chapitre 18. Les plantes invasives en ville	140
<i>Marianne Cohen, Maciej Nowak, Pierre Lubszynski, Marie Finocchiaro, Paloma Humbaire, Candice Mortier</i>	
Les plantes invasives, résultat d'un processus en quatre étapes	140
La ville, un havre pour les plantes invasives	142
Focus sur l'Île-de-France.....	143
Une répartition géographique préférentielle en milieu urbain et populaire.....	144
Les plantes invasives dans le bois de Boulogne et la Petite Ceinture.....	145

Section 2. Les communautés animales

Chapitre 19. Évolution des peuplements de poissons de la Seine dans la traversée de Paris	148
<i>Evelyne Tales, Jérôme Belliard, Céline Le Pichon</i>	
Qu'est-ce qu'un cours d'eau urbain?	148
Évolution fonctionnelle des peuplements de poissons dans la Seine à Paris de 1870 à 2000	149
Trajectoire des cours d'eau du bassin de la Seine.....	151
Évolution contemporaine des peuplements de poissons des cours d'eau de l'agglomération parisienne	152
L'homogénéisation biotique à l'échelle européenne	153

Chapitre 20. Zoom – Le rat des villes..... 155
Élodie Gloaguen

Chapitre 21. Zoom – Lépidoptères et gastéropodes en ville..... 159
Magali Deschamps-Cottin, Bruno Vila

Section 3. Les interactions biotiques en ville

Chapitre 22. Pollinisateurs et pollinisation en ville : menaces et opportunités 163
Isabelle Dajoz, Lise Ropars, Benoît Geslin

 Quelles sont les faunes urbaines de pollinisateurs ?
 Un état des lieux des connaissances..... 164
 Quelles mesures de gestion et de protection des pollinisateurs
 sont développées en ville ?..... 166

Chapitre 23. Les mycorhizes en milieu urbain..... 173
Laurent Palka, Yves Bertheau

 Quel statut de mycorhization en ville ?..... 174
 Le milieu urbain exerce-t-il un effet sur les mycorhizes ?..... 177
 Faut-il tenter de contrôler la mycorhization ?..... 178
 L'influence de la mycorhization est-elle surestimée ?..... 179

Chapitre 24. Le fonctionnement des sols urbains, de la biodiversité à leur gestion... 182
Tania De Almeida, Sophie Joimel, Jean-Christophe Lata, Sébastien Barot

 Enjeux généraux autour des sols urbains 182
 Caractéristiques des sols urbains 183
 Biodiversité des sols urbains 184
 Fonctionnement et santé des sols urbains 186
 Restauration des sols urbains..... 187
 Vers une gestion intégrée des sols urbains..... 188

**Chapitre 25. Biodiversité animale en ville : convergence des réponses des taxons
à l'urbanisation ?** 191
Frédéric Barraquand, Marie-Lise Benot, Laure Carassou

 Étude des tendances de la biodiversité animale à Bordeaux Métropole
 par l'application d'un échantillonnage multitaxons adaptatif 192
 Corrélations entre les distributions spatiales des grands taxons..... 193
 Relations entre diversité en espèces et urbanisation 194
 Quid des approches par taxons « substituts » ?..... 195

PARTIE IV

UNE MEILLEURE PRÉSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ EN VILLE

Chapitre 26. Propreté urbaine et biodiversité dans les espaces publics..... 200
Sabine Bognon, Aurélien Ramos, Natacha Rollinde de Beaumont

 Vers une gestion écologique des espaces publics ?..... 201
 Écologisation ou néo-hygiénisme : un service urbain à deux vitesses..... 203

Chapitre 27. Caractériser et cartographier les services écologiques en ville	211
<i>Didier Alard, Jérôme Cimon-Morin</i>	
Caractériser les modèles des services écologiques	211
Les services écologiques en zones urbaines	213
La séquestration du carbone sur la métropole de Bordeaux	214
La régulation du climat local en ville : une question et des données	215
Chapitre 28. Le zéro artificialisation nette et l'intégration de la biodiversité dans les projets d'aménagement	226
<i>Marc Barra</i>	
Zéro artificialisation nette : un dispositif complexe qui renvoie à la sobriété foncière	226
Densifier à tout prix : un risque pour la nature urbaine	227
Repenser les formes urbaines et les continuités écologiques : un impératif pour les aménageurs	228
Réensauvager nos quartiers	229
Architecture : des solutions éprouvées, d'autres à inventer	230
La biodiversité grise : les impacts indirects de l'aménagement sur le vivant	232
La coopération entre écologues, architectes et urbanistes : une nécessité	233
Déconstruire et renaturer : une option pour les aménageurs ?	233
Quels outils pour changer les pratiques ?	234
Chapitre 29. Ingénierie écologique des écosystèmes urbains	237
<i>Sébastien Barot, Xavier Raynaud, Jean-Christophe Lata, Luc Abbadie</i>	
En quoi l'ingénierie écologique peut-elle être profitable en milieu urbain ?	238
Exemple des toitures végétalisées	240
Exemple de l'agroécologie urbaine	243
Vers une ingénierie écologique à l'échelle des villes entières ?	245
Chapitre 30. Restaurer la connectivité pour améliorer la biodiversité	247
<i>Cécile Albert, Céline Clauzel, Tanguy Louis-Lucas, Yohan Sahraoui</i>	
Notions d'écologie des paysages urbains	248
Comment la connectivité est-elle analysée ?	252
Modéliser les réseaux écologiques pour évaluer la connectivité	253
Le paramétrage du modèle, un élément crucial	254
Combiner données de terrain et modélisation pour une approche plus robuste	255
Applications au milieu urbain	256
Chapitre 31. Réduire les effets de la pollution lumineuse sur la biodiversité	261
<i>Léa Mariton, Christian Kerbiriou, Isabelle Le Viol</i>	
L'importance majeure de la lumière naturelle pour la biodiversité	262
Quand la lumière artificielle vient perturber la biodiversité	263
Agir pour limiter les effets des LAN sur la biodiversité	266
Chapitre 32. Zoom – Lumière artificielle nocturne et biodiversité aquatique	274
<i>Caroline Roux, Laure Carassou</i>	

Chapitre 33. La participation des habitants à la renaturation de la ville 279
Richard Raymond

Nature en ville et part urbaine de la biodiversité, proposition de distinction 279

Accepter la nature en ville, du plébiscite aux limites 282

S'impliquer dans la renaturation de la ville,
réels engagements environnementaux ? 285

PARTIE V
CONCLUSION

**Chapitre 34. La biodiversité urbaine en pratique : le chercheur en écologie
comme acteur de la ville** 292
*Magali Deschamps-Cottin, Christine Robles, Audrey Marco,
Valérie Bertaudière-Montès, Bruno Vila*

Produire et diffuser des connaissances sur la biodiversité urbaine :
sensibiliser les acteurs sur leur territoire 294

S'impliquer dans les projets de territoire pour accompagner les acteurs
dans la mise en pratique de la biodiversité urbaine 296

Former académiquement les acteurs de la ville à la biodiversité urbaine
pour une meilleure compréhension de la complexité du vivant 298

Chapitre 35. De l'écologie urbaine à l'urbanisme écosystémique 304
Philippe Clergeau, Eduardo Blanco

La qualité de la biodiversité est gage de durabilité des systèmes 304

Qu'est-ce qu'un urbanisme plus écologique ? 307

Les objectifs d'un urbanisme écosystémique et régénératif 309

Glossaire 314

Liste des auteurs 319

Préface

Voici un ouvrage, coordonné par cinq scientifiques de renom – Nathalie Machon, Francesca Di Pietro, Valérie Bertaudière-Montès, Laure Carassou et Serge Muller –, qui nous propose une synthèse bien documentée des connaissances actuelles en matière de biodiversité urbaine mais aussi des enjeux et défis de son maintien sur le long terme.

Une soixantaine de scientifiques, spécialisés sur les questions urbaines, appartenant au monde des sciences de la nature ou des sciences sociales, vont se relayer au fil des chapitres pour nous expliquer avec précision et conviction la folle aventure de la biodiversité en ville, ce qu'elle est vraiment et le cheminement souvent difficile qu'elle subit dans un milieu si contraint, en interaction avec les humains qui y vivent.

Ce livre, très pédagogique, s'adresse à tous ceux qui souhaitent se documenter sur ces questions ou monter en compétence dans ce large champ qu'est l'écologie urbaine.

Tout au long de l'ouvrage, le lecteur découvre des faits scientifiques majeurs, certains inédits; une terminologie précise, adaptée et explicite; mais aussi une palette de réflexions plus poussées lui permettant d'approfondir le sujet et de devenir, lui-même, un potentiel acteur des enjeux de la ville de demain.

Le livre présente d'abord le contexte général, rappelant et qualifiant la ville comme un écosystème et un territoire d'enjeux pour la biodiversité, et identifiant également les inégalités sociales d'accès à la biodiversité. Il s'agit ici d'amener progressivement le lecteur à poser un regard nouveau sur ce que sont réellement les villes d'aujourd'hui et leurs dynamiques (ces « nouveaux écosystèmes », ou *novel ecosystems* en anglais, comme le mentionne très justement Francesca Di Pietro), et de sortir d'une vision d'un monde essentiellement construit : un monde où l'on transforme une matière première comme un produit fini, une forme en une substance. L'idée est de redonner une vie à la ville et de donner à réfléchir autrement ces espaces où une très grande partie des populations humaines mondiales se retrouvent aujourd'hui, et probablement encore plus demain. Comment aller vers un mode d'engagement avec la ville, et non vers un mode de construction de cette dernière? Comment passer du bâtir à l'habitabilité? Le monde habité n'est-il pas un champ continu de relations qui se déploient à travers le temps? Le livre s'emploie à nous le démontrer.

Trois parties viennent ensuite structurer l'ouvrage, tout d'abord autour (1) d'une description du biotope urbain (quelles caractéristiques? quelles formes?), de l'urbanisation comme moteur de l'évolution des espèces, mais aussi des différents types urbains (arbres, friches, espaces verts, réseau viaire, toitures végétalisées, espaces d'agriculture urbaine, parcs et cimetières); ensuite autour (2) de l'identification des biocénoses adaptées à la ville, qu'il s'agisse des communautés animales, végétales ou des interactions biotiques en ville; et enfin autour (3) d'une meilleure préservation de la biodiversité en ville avec des focus sur la propreté et la diversité dans les espaces publics, la cartographie des services écologiques que l'on y trouve, le Zan (zéro artificialisation nette)

et l'intégration de la biodiversité dans les projets d'aménagements, la place de l'ingénierie écologique comme façon d'intervenir, la restauration de la connectivité pour améliorer la biodiversité urbaine, les questions de la pollution lumineuse, mais aussi de l'impact de la lumière artificielle nocturne sur la biodiversité aquatique, et enfin le rôle et la participation des habitants quant à une « re-naturalisation » de la ville.

Le lecteur en sort grandi et informé sur ce que sont profondément nos villes et le type de biodiversité que l'on y rencontre ainsi que sur l'ensemble des menaces auxquelles elle est confrontée.

L'ouvrage se termine en évoquant (1) l'importance du chercheur en écologie comme partie prenante dans une nouvelle conception de la ville potentiellement renouvelée où les espaces urbains intégreraient haut et fort des espaces de nature, et en proposant ainsi (2) un nouvel urbanisme que l'on pourrait qualifier d'urbanisme écosystémique pluridisciplinaire où l'écologie aurait toute sa place. Pour y parvenir, le lecteur découvrira qu'il est possible de penser la ville de demain en passant de la ville durable à la ville régénérative. Philippe Clergeau et Eduardo Blanco nous expliquent cette notion de la façon suivante : « la ville régénérative vise la constitution d'écosystèmes les plus proches possibles de ceux qui existent dans des milieux plus naturels, c'est-à-dire capables de s'auto-entretenir grâce à la reconstitution permanente, après chaque perturbation, des réseaux écologiques (des chaînes alimentaires, par exemple) et de garder leurs propriétés sur le long terme ». Dont acte. Ainsi le lecteur comprend que la biodiversité doit être associée de façon plus prégnante à une conception écologique qui lui permettrait, en tant que telle, d'évoluer aussi à sa juste mesure. Comme l'écrit Luc Abbadie en introduction, « la qualité de la nature en ville, qui se mesure à sa diversité, à son autonomie fonctionnelle et à sa capacité évolutive, doit être une préoccupation constante de ceux qui fabriquent la ville ». Aux concepteurs de la ville de s'en emparer.

Ainsi, aujourd'hui, la ville se doit de devenir écologique au plus profond d'elle-même, pour notre survie mais aussi pour celle de tous les êtres vivants non humains qui nous accompagnent.

Nous sommes dans le pétrin, mais nous avons toutes les clefs entre nos mains pour accompagner ces changements de paradigme, de direction et de conception devenus hautement nécessaires. Rendre possible l'inimaginable. Tordre l'urbanisme. Suivons les orientations étonnantes que suggèrent les auteurs de cet ouvrage et faisons leur confiance, ce sont de réels passeurs de frontière.

Nathalie Frascaria-Lacoste

*Professeure en écologie évolutive et ingénierie écologique à AgroParisTech
Directrice du Laboratoire Écologie, société, évolution – université Paris-Saclay*

Partie I

Contexte général

Chapitre 1

La ville comme écosystème. Genèse et développements de l'écologie urbaine

Francesca Di Pietro

La présence d'éléments de nature dans la ville est une évidence pour beaucoup de citadins, mais sur le plan scientifique que sait-on des plantes et des animaux qui se développent plus ou moins spontanément en ville ? Les naturalistes puis les écologues ont longtemps ignoré la ville et ses habitants non humains, centrant leurs observations et leurs études sur des milieux moins anthropisés, comme les forêts ou les lacs. La nature en ville, cette nature banale, peu intéressante pour les scientifiques qui la jugeaient trop ordinaire ou trop évidente car dirigée par les humains, est néanmoins celle que la plupart des humains connaissent au quotidien ; elle est la première expérience de nature pour la plupart des enfants (Keith *et al.*, 2021). La reconnaissance de l'intérêt scientifique des communautés végétales et animales urbaines, dont la dynamique s'est avérée pas si claire, est le résultat d'une évolution des objets de l'écologie, cette branche de la biologie centrée sur les relations entre les organismes et leur environnement.

» L'émergence de la ville dans les études écologiques

La place des humains dans les écosystèmes légitimée théoriquement et pratiquement

L'écologie s'était développée depuis la première moitié du xx^e siècle sous le sceau du paradigme de l'équilibre de la nature (*balance of nature*, en anglais). Ce paradigme se réfère à l'idée générale qu'une entité naturelle a tendance à se maintenir dans un certain état ou à y revenir en cas de perturbation. Assimilée au terme *equilibrium* en sciences physiques, cette idée a eu un effet profond sur le développement de l'écologie ainsi que sur la conception des stratégies de conservation de la nature, car elle implique que pour étudier efficacement la nature ou la conserver avec succès, les sites d'étude doivent être localisés loin des actions humaines, facteur d'instabilité, ou exclure explicitement les humains des zones de conservation. Les humains étaient en effet considérés comme extérieurs aux écosystèmes pendant la majeure partie du xx^e siècle (McDonnell, 2011).

Le paradigme de l'équilibre de la nature a eu un impact significatif sur la recherche fondamentale et théorique en écologie, mais il n'a eu que peu ou pas d'effet sur la recherche appliquée, axée sur la résolution de problèmes pratiques dans les villes.

La discipline de l'écologie avait apporté relativement peu d'informations à la compréhension de l'écologie des zones urbaines, à l'exception de quelques études en Asie (Japon) ou en Europe (Grande-Bretagne, Allemagne). En Europe comme en Amérique du Nord ou ailleurs, la plupart des premières recherches conduites sur les villes étaient axées sur des questions appliquées, comme la dégradation des sols et des eaux ou les effets de la pollution. Elles ont constitué les fondements du nouveau champ des sciences de l'environnement (par exemple, la chimie de l'environnement, la toxicologie, etc.). Deux éléments ont modifié cette situation.

Sur le plan théorique, la critique de l'équilibre de la nature entre les années 1930 et 1950 a ouvert la voie à la transition – vers la fin des années 1960 et le début des années 1970 – vers une conception de la nature comme désordonnée et gouvernée par les perturbations, que certains auteurs qualifient de « changement de paradigme ». Ceci a conduit à l'affirmation, depuis les années 1980, du paradigme du non-équilibre de la nature, qui considère les systèmes écologiques comme pilotés par des processus plutôt qu'orientés vers un état final, et comme des systèmes ouverts potentiellement régulés par des forces extérieures. Ce paradigme de non-équilibre permet explicitement d'inclure les humains dans les écosystèmes étudiés. Si les écologues admettent aujourd'hui que la structure et la fonction des écosystèmes peuvent être régulées par des forces extérieures, les activités humaines doivent être considérées comme des agents importants de la modification des écosystèmes.

Sur le plan pratique, la prise de conscience que les actions humaines modifient le climat mondial, au travers de la publication des données sur l'augmentation du dioxyde de carbone dans l'atmosphère au début des années 1960, a été un aspect décisif dans l'inclusion des humains dans les composantes des écosystèmes. Peu à peu, on a reconnu qu'aucun écosystème n'était à l'abri des actions humaines. En outre, l'émergence du champ de l'écologie historique a montré que de nombreux écologues travaillaient en fait dans des zones qui avaient été transformées par des actions humaines depuis des siècles, voire des millénaires.

L'émergence du concept de « socio-écosystèmes », c'est-à-dire de systèmes intégrés couplant les sociétés et la nature, témoigne de la progressive reconnaissance, dans les processus régissant la dynamique des écosystèmes, des actions humaines, qui sont dès lors admises comme un facteur écologique majeur.

Les premiers travaux d'écologie urbaine

Les premières études d'écologie urbaine ont pris deux directions. Une première approche porte sur la ville entière comme unité d'étude et se centre sur les flux d'énergie et les cycles des nutriments (encadré 1.1). Une seconde approche porte sur différents biotopes à l'intérieur de la ville. Axée sur l'étude des organismes vivants en relation avec leur environnement dans les villes, elle s'inscrit dans la tradition des sciences de la nature. C'est de cette seconde approche qu'il sera question dans la suite de ce chapitre.

Les premières études internationales d'écologie urbaine ont été stimulées par le déploiement du programme de l'Unesco (Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture) « Man and the Biosphere » (MAB) dès 1974. Toutefois ces études n'ont pas motivé un nombre significatif d'écologues à poursuivre le développement de la discipline dans les années 1970 et 1980. Cela était très probablement dû au préjugé profondément ancré dans le domaine de l'écologie selon lequel les écosystèmes dominés

par les humains n'étaient pas des sujets légitimes d'études écologiques. Bien que l'environnement urbain ait longtemps été considéré comme indigne de la recherche écologique en raison de son « artificialité », le développement de l'écologie urbaine a connu une renaissance et acquis une légitimité au début des années 1990, stimulée en partie, à la fin de cette même décennie, par l'initiative de la National Science Foundation des États-Unis de financer deux programmes de recherche écologique à long terme (LTER, pour *Long Term Ecological Research*) sur des zones urbaines, l'un à Baltimore dans le Maryland, et l'autre à Phoenix en Arizona (États-Unis).

En Europe, c'est en Allemagne qu'Herbert Sukopp a été un pionnier de l'écologie urbaine dans les années 1970, en conduisant des études de la biodiversité dans tous les types d'occupation des sols au sein de la ville, en relation avec les spécificités des environnements urbains (Kowarik, 2020). Deux observations peuvent être faites à propos

Encadré 1.1. Deux conceptions de l'écologie urbaine non centrées sur la flore et la faune.

Une approche de l'écologie urbaine porte non pas sur les organismes, mais sur les substances et les flux de matières ; les flux d'énergie ont également été inclus à partir des années 1970, à la suite de la crise pétrolière. D'un point de vue quantitatif, les flux les plus importants sont ceux de l'énergie, de l'eau, de la nourriture et des matériaux de construction. Les avantages les plus importants de cette approche sont sa contribution à une meilleure compréhension de la manière dont les substances s'accumulent dans les différents compartiments de l'écosystème (par exemple, le sol urbain, la biomasse vivant dans ou à la surface du sol, les cours d'eau) et de la manière dont elles peuvent devenir dangereuses pour les plantes, les animaux et les êtres humains par exposition directe ou indirecte (par le biais des réseaux alimentaires, par exemple). En outre, l'identification et la quantification des flux de matières et d'énergie entre les régions du globe ont permis de mieux comprendre l'interconnexion des villes et des territoires, non seulement sur le plan économique, mais aussi en ce qui concerne les flux de ressources et la pollution de l'environnement.

En outre, l'écologie urbaine ne doit pas être confondue avec les études socio-écologiques de l'école de Chicago. Dans les années 1920, Chicago était à l'apogée de l'industrialisation et constituait un exemple typique des villes industrielles insalubres et à croissance rapide du XIX^e et du début du XX^e siècle en Amérique du Nord et en Europe, avec des immeubles à très forte densité, des déficits en matière d'approvisionnement en eau, d'évacuation des eaux usées et des déchets, une mauvaise qualité de l'air et un éclairage médiocre. Ces conditions et leurs conséquences ont incité le sociologue Robert E. Park à développer des études sur les relations entre la ville et la société, en particulier les conditions de vie des travailleurs industriels. Connus comme « école de Chicago », les travaux de Robert E. Park et Ernest W. Burgess ont tenté d'expliquer les processus de développement urbain de Chicago et leurs impacts sur les groupes sociaux au moyen d'une approche de recherche analogue à celle des sciences biologiques, utilisant des concepts théoriques de l'écologie animale et végétale comme la succession des assemblages, les filtres environnementaux, la symbiose, la compétition et l'adaptation. Ils ont expliqué des phénomènes tels que les phases de migration et de ségrégation des différentes classes de population à l'aide de « cycles d'invasion-succession » et de modèles de structure urbaine. Cette approche a été profondément critiquée en raison de son fondement biologique (Weiland et Richter, 2009).

de ces premiers travaux d'écologie urbaine. D'une part, ces études portaient un intérêt spécifique aux plantes et animaux en relation directe avec les actions humaines. Ainsi, l'essor de l'écologie urbaine a été marquant en Europe centrale, où la succession de la végétation sur les décombres après les bombardements de la Seconde Guerre mondiale a été étudiée dans de nombreuses villes (Sukopp, 2008). D'autre part, ces études se concentraient sur des biotopes spécifiques (espaces verts publics, friches urbaines, etc.) et étaient donc centrées sur la diversité écologique des villes à l'échelle des biotopes (Sukopp et Werner, 1983) et son corollaire : la cartographie des biotopes urbains (Sukopp et Weiler, 1988). Ce courant de l'écologie, appelé « école de Berlin », a développé une vision spatialement structurée de la ville en tant qu'écocomplexe (ensemble d'écosystèmes) résultant des interactions entre les humains et la nature, et abritant une richesse biologique étonnamment élevée (Kowarik, 2023). Ainsi, le développement de l'écologie urbaine a rencontré celui de l'écologie du paysage, fondée sur l'analyse de l'hétérogénéité spatiale des paysages et ses liens avec les communautés biologiques.

► Apports théoriques à l'écologie urbaine

Écologie urbaine et écologie du paysage

L'écologie du paysage voit la ville comme un paysage spatialement hétérogène composé de plusieurs taches d'habitat en interaction, au sein et au-delà des limites de la ville. Les zones urbaines se prêtent bien au premier modèle de l'écologie du paysage, influencé par la théorie insulaire (dont l'écologie du paysage était, à ses débuts, une extension en milieu continental), c'est-à-dire une structure spatiale composée d'une matrice, de taches d'habitat et de corridors. La matrice est constituée des éléments pérennes minéraux, les espaces imperméabilisés, bâtis (immeubles, hangars, etc.) et non bâtis (routes, parkings, etc.).

Les taches d'habitat sont les espaces végétalisés, qui sont très fragmentés et isolés dans les villes, car entourés de surfaces artificialisées. L'intensité de l'isolement est fonction de l'occupation du sol environnante (plus ou moins minérale) et de la hauteur des bâtiments : elle contraint les populations dans des sites de petite taille séparés les uns des autres par des constructions. Mais les taches d'habitat sont aussi très diversifiées : comparé au paysage rural, en particulier celui de grande culture, le paysage urbain possède une forte hétérogénéité spatiale. Il comporte une grande diversité d'habitats : selon un gradient décroissant d'intensité de gestion, nous pouvons citer les jardins potagers et ornementaux, les pelouses, les bois, les friches. Ceci induit une forte diversité inter-habitats (diversité β).

Matrice et taches d'habitat constituent une mosaïque diversement perméable aux espèces, perméabilité qui dépend des caractéristiques de chaque espèce, mais aussi du type de bâti urbain (par exemple, pour l'usage résidentiel : grand collectif entouré de pelouses, habitat pavillonnaire parsemé de jardins comportant plusieurs habitats, etc.), de la proportion et du type d'habitats végétalisés associés au bâti (pelouse, jardin, bois, etc.) et de la hauteur du bâti. Alors que les éléments minéraux sont relativement stables, les éléments non artificialisés possèdent une certaine variabilité temporelle : certains plus stables (par exemple, parcs publics), d'autres très temporaires (par exemple, friches urbaines, régulièrement imperméabilisées par des immeubles ou des parkings) (Clergeau, 2007). La gestion des espaces végétalisés, souvent très intensive, détermine en grande partie leur composition spécifique.

Les corridors sont les espaces de nature urbaine linéaire : alignement d'arbres, traversée urbaine des cours d'eau, etc. Il s'agit d'éléments peu fréquents en ville et dans beaucoup de paysages très anthropisés ; le renforcement de ces corridors est l'idée phare du projet de trame verte urbaine.

Ainsi émergent deux niveaux d'organisation : celui des habitats (le plus fréquemment étudié en écologie urbaine), et celui du paysage (comme un quartier avec ses jardins, ses maisons et ses avenues), qui diffère structurellement entre le centre et la périphérie de la ville. À ceux-là, il faut ajouter les niveaux englobants de l'agglomération (qui comprend des corridors qui relient les quartiers dans la ville et les lient aux zones rurales), considérée comme un niveau sous-régional, et celui encore plus global de la zone bioclimatique (Clergeau *et al.*, 2006).

Ce lien avec l'écologie du paysage est d'autant plus important sur le plan théorique que l'écologie urbaine ne procède pas d'un développement théorique spécifique.

Un champ en quête d'une théorie

L'écologie urbaine a-t-elle des principes distincts de ceux de l'écologie générale ? Si certains le nient, préconisant l'intégration de l'écologie urbaine dans l'ensemble des principes et des théories de l'écologie et la généralisation à partir de contextes écologiques, culturels et historiques précis de la ville (Forman, 2016), d'autres affirment que les principes de l'écologie urbaine peuvent également émerger d'une impulsion synthétique plus générale (Pickett et Cadenasso, 2017) et que l'écologie urbaine doit s'intégrer aux études urbaines pour être à même de guider le développement urbain à travers les diverses réalités des villes mondiales (Pickett *et al.*, 2024).

Dès les années 2000, plusieurs cadres théoriques de l'écologie urbaine ont été proposés, sans que cela constitue une théorie complète et mature. Toutefois des écologues urbains (principalement ceux ayant travaillé sur le programme LTER de Baltimore, Maryland, États-Unis) ont synthétisé certains principes généraux. Concernant la structure des villes et de son évolution dans le temps : (1) les villes sont des écosystèmes ; (2) les villes sont spatialement hétérogènes ; (3) les villes sont dynamiques. Concernant les processus écologiques dans les villes : (4) les processus humains et naturels interagissent très étroitement dans les villes ; (5) les processus écologiques sont toujours à l'œuvre et sont importants dans les villes (figure 1.1).

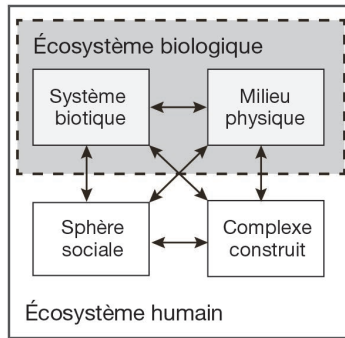


Figure 1.1. Illustration du premier principe de l'écologie urbaine : « les villes sont des écosystèmes » (sources : Cadenasso et Pickett, 2008).

Dans un long article fondateur (Pickett *et al.*, 2011), ces écologues synthétisent les conceptions de l'urbain et les caractéristiques des écosystèmes urbains, incluant le climat (notamment l'îlot de chaleur urbain et ses effets), l'hydrologie urbaine, les sols, mais aussi les organismes (flore et faune), la biogéochimie, et, enfin, les humains. Ces caractéristiques sont intégrées par des paramètres portant sur l'usage des sols (et incluant la planification urbaine), à l'échelle du bassin-versant, et à l'aide d'un cadre théorique basé sur la notion d'écosystème humain.

► Débats et controverses

Issue de plusieurs champs disciplinaires – l'écologie principalement, mais aussi la géographie et l'urbanisme –, la communauté des écologues urbains a connu des débats qui, dans le sillon des études précédentes, se sont focalisés sur deux aspects, l'un centré sur l'approche des biotopes urbains, l'autre sur les effets de l'urbanisation sur la biodiversité.

Gradient d'urbanisation ou paramètres de l'urbanisation : comment analyser la ville en écologie ?

Étant donné la diversité des habitats urbains, comment étudier la ville dans son ensemble ? Après la cartographie des biotopes urbains développée par l'école de Berlin, le gradient d'urbanisation a été la réponse à cette question. Depuis les années 2000, une multitude d'études analysant la variabilité des espèces le long d'un transect urbain-rural, et utilisant de simples classifications de l'occupation des sols pour quantifier les gradients d'urbanisation, ont été réalisées (figure 1.2). Cette approche, dominante en écologie urbaine, suppose que l'urbanisation et les changements environnementaux qu'elle induit diminuent selon un gradient linéaire du centre à la périphérie de la ville.

Ceci ne correspond pas toujours à la croissance non linéaire et complexe des villes contemporaines, largement reconnue dans la planification urbaine, mais pas en écologie urbaine (Ramalho et Hobbs, 2012). Ainsi, d'autres études prônent l'utilisation de mesures directes de l'urbanisation dans un lieu donné, afin d'expliquer sa diversité biologique, à l'aide de paramètres très diversifiés : (1) des paramètres spatiaux, tels que la composition d'occupation du sol autour des habitats étudiés et le nombre d'habitats et leur configuration dans des zones tampons de rayon varié (ces mesures permettent de caractériser le contexte paysager des habitats, c'est-à-dire la mosaïque des habitats environnant l'habitat urbain étudié); (2) des mesures physiques ou chimiques, telles que la concentration en polluants, ou encore des indicateurs du climat local; (3) des mesures démographiques, économiques ou urbanistiques, telles que la densité de population, le revenu médian, ou encore le nombre de permis de construire, ou la densité et l'augmentation de logements. Ces caractéristiques des milieux urbains, indépendantes les unes des autres, doivent être définies par un ensemble de variables distinctes.

L'intégration de paramètres diversifiés (incluant des variables démographiques, urbanistiques et économiques) permet de mieux intégrer la diversité biologique des habitats urbains à la ville et à ses dynamiques, et de faire le lien entre l'écologie des habitats urbains et les enjeux de planification et de gestion urbaines : les questions relatives au type d'habitat, de tissu urbain, de forme urbaine, de quartier, à l'âge du bâti, à la forme et la composition de ses espaces verts d'accompagnement, à la gestion des espaces verts urbains, à la ségrégation sociospatiale dans les villes, etc.

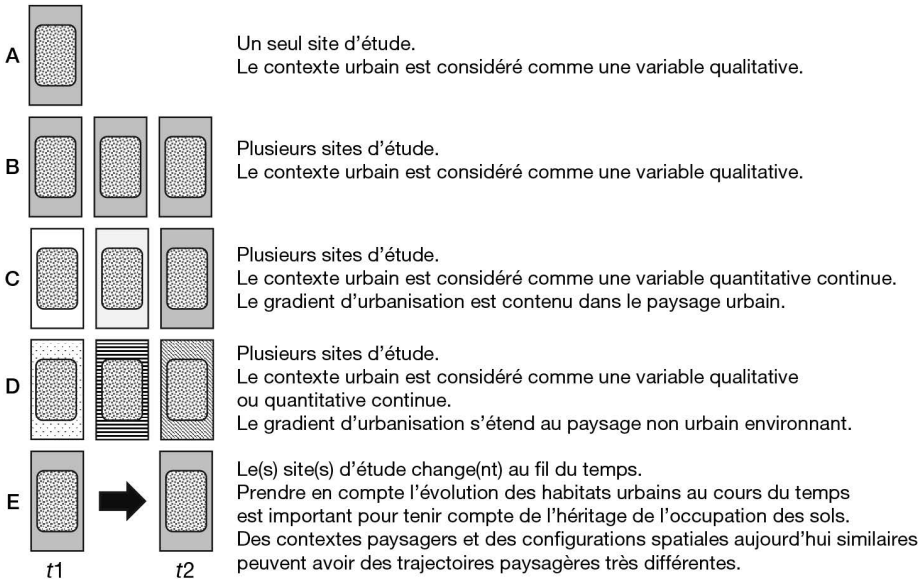


Figure 1.2. Cinq approches communément utilisées en écologie urbaine pour définir les sites d'études (sources : d'après McDonnell et Hahs, 2009 et Ramalho et Hobbs, 2012).

Le gradient d'urbanisation est présent dans les approches C et D, l'évolution historique dans l'approche E.

Effet de l'urbanisation sur la biodiversité : des constats contradictoires entre taxons et types biologiques

Une grande partie de la recherche conduite sur les écosystèmes urbains a été réalisée aux échelles de la population et de la communauté, la plupart de ces études se concentrant sur la distribution et l'abondance des organismes. Les groupes principalement étudiés sont les plantes et les oiseaux, et les études portent surtout sur la diversité taxonomique (Rega-Brodsky *et al.*, 2022).

Il apparaît que les effets de l'urbanisation sur les principaux paramètres de structure (richesse spécifique, abondance), ainsi que de types et traits biologiques, diffèrent selon les taxons. Des zones rurales ou périurbaines vers les zones urbaines, la richesse spécifique (ou diversité α), indicateur par ailleurs très critiquable, augmente pour les plantes, tandis que la richesse des espèces animales diminue (Faeth *et al.*, 2011).

Pour les plantes, il a été avancé que la richesse spécifique urbaine tient à la présence de nombreuses espèces exotiques, naturalisées ou envahissantes, introduites dans les villes involontairement ou pour différentes raisons, alimentaires ou ornementales notamment. Des études montrent toutefois que non seulement la richesse en espèces exotiques naturalisées, mais également la richesse en espèces indigènes, sont significativement plus élevées en ville : les villes peuvent être plus riches en espèces végétales, y compris en espèces indigènes, que les zones rurales; les espèces exotiques, quant à elles, peuvent conduire aussi bien à l'homogénéisation qu'à la différenciation entre les villes (Kowarik, 2011).

Sur le plan de la valeur patrimoniale, les communautés végétales urbaines sont composées majoritairement d'espèces généralistes ou introduites, et possèdent donc une faible valeur patrimoniale, à l'exception de quelques rares exemples. Il s'agit de

« nature ordinaire », c'est-à-dire d'espèces animales et végétales non concernées par des statuts de protection, car très fréquentes jusqu'à une époque récente, mais dont le déclin est désormais entamé.

Dans le sillon de ce débat sur les effets de l'urbanisation sur la biodiversité, une controverse riche de conséquences sur la planification porte sur la capacité des habitats urbains à mimer les caractéristiques des habitats « naturels » et à abriter des espèces adaptées, bref à constituer des habitats de substitution, analogues aux habitats préférentiels des espèces (Lundholm et Richardson, 2010).

En particulier pour la faune, les villes constituent-elles des habitats sûrs (c'est-à-dire des habitats plus ou également préférés par les espèces, sans coûts pour la forme physique, aussi appelée *fitness*) ou bien des pièges écologiques (c'est-à-dire des habitats plus ou également préférés, mais avec des coûts pour le *fitness* des espèces animales) ? Dans l'ensemble, une méta-analyse suggère que les habitats urbanisés fonctionnent davantage comme des sites sûrs que comme des pièges écologiques, principalement pour certaines espèces dont les caractéristiques leur ont permis de bien s'adapter aux zones urbaines. Ainsi, de nombreuses espèces étudiées préfèrent les habitats plus urbanisés à d'autres sites moins urbanisés, pour différentes raisons, dont la disponibilité de nourriture (Zuñiga-Palacios *et al.*, 2021).

En ce qui concerne la faune, les principaux taxons étudiés sont les oiseaux et les mammifères, tandis que les études sur l'herpétofaune (reptiles et amphibiens), les arthropodes et les poissons sont encore très peu nombreuses (Collins *et al.*, 2021).

La richesse spécifique de certains groupes, en particulier les oiseaux et les arthropodes, décline en milieu urbain, malgré l'augmentation de leur abondance (Faeth *et al.*, 2011). Pour les oiseaux, d'un point de vue taxonomique, les communautés vivant dans des habitats distincts sont plus similaires dans les sites les plus urbanisés et plus différentes dans les sites les moins perturbés. L'urbanisation tend à favoriser les espèces omnivores, granivores et nichant dans des cavités. L'urbanisation accrue entraîne généralement une augmentation de la biomasse aviaire, mais une réduction de la richesse. Les oiseaux réagissent à la composition et à la structure de la végétation, et les zones urbaines qui conservent une végétation indigène retiennent plus d'espèces indigènes que celles qui ne la conservent pas (Chace et Walsh, 2006).

Approches expérimentales ou observationnelles en écologie urbaine

Les schémas d'évolution de la biodiversité dans les villes tempérées sont aujourd'hui assez bien établis : en général, la richesse des espèces végétales augmente souvent dans les villes en raison de l'importation d'espèces exotiques, tandis que la richesse des espèces animales diminue. L'abondance de certains groupes, en particulier les oiseaux et les arthropodes, augmente souvent dans les zones urbaines malgré la diminution de la richesse des espèces. Or, les processus qui sous-tendent les modèles de biodiversité dans les villes sont discutés. C'est pour comprendre ces processus que certains écologues (principalement ceux ayant travaillé sur le programme LTER de Phoenix, en Arizona, aux États-Unis) s'appuient sur des études écologiques expérimentales et mécanistes¹,

1. En philosophie, le mécanisme, ou mécanicisme, est une conception matérialiste qui aborde l'ensemble des phénomènes suivant le modèle des liens de cause à effet. Cette conception rejette l'idée d'un finalisme, selon laquelle les phénomènes ont un but (une fin), objet d'étude de la téléologie (sources : Wikipédia, [https://fr.wikipedia.org/wiki/M%C3%A9canisme_\(philosophie\)](https://fr.wikipedia.org/wiki/M%C3%A9canisme_(philosophie))).

et pas seulement observationnelles, qu'ils qualifient de descriptives, pour expliquer les réponses adaptatives des espèces à l'urbanisation. Les relevés d'espèces et les mesures du paysage ne peuvent à eux seuls identifier les mécanismes par lesquels ces communautés sont constituées (Shochat *et al.*, 2006).

La question de la différence et éventuelle complémentarité entre approches expérimentales et approches observationnelles n'est pas spécifique à l'écologie urbaine, puisqu'elle a traversé l'ensemble du champ de l'écologie. Toutefois, elle a été débattue vigoureusement en écologie urbaine, où l'intégration des sciences sociales et urbaines est appelée par bien des écologues et semble divergente, ou en tout cas bien distincte, d'une approche mécaniste.

Écologie dans la ville, écologie de la ville, écologie pour la ville

Cette controverse permet d'identifier deux approches majeures des écosystèmes urbains : (1) une approche disciplinaire, à l'échelle de l'habitat, qualifiée d'écologie dans la ville; (2) une approche interdisciplinaire et multi-échelles intégrant les dimensions écologiques et humaines des écosystèmes urbains, qualifiée d'écologie de la ville (McDonnel, 2011).

L'écologie dans la ville se concentre sur les habitats terrestres et aquatiques au sein des villes, en tant qu'analogues des habitats non urbains. Le tissu urbain, en dehors des taches analogues, est considéré comme une matrice inhospitalière. L'écologie de la ville diffère de l'écologie dans la ville en ce qu'elle traite des mosaïques urbaines entières comme des systèmes socio-écologiques : elle intègre des composantes biologiques, sociales et construites. Un troisième paradigme, l'écologie pour la ville, est apparu en raison des préoccupations liées à la durabilité urbaine. Si l'écologie pour la ville inclut les connaissances générées par l'écologie dans la ville et l'écologie de la ville, elle considère les chercheurs comme une partie du système et reconnaît qu'ils peuvent aider à envisager et à faire progresser les objectifs sociaux de la durabilité urbaine (Pickett *et al.*, 2016) (figure 1.3).

► Enjeux actuels et perspectives

Trois directions caractérisent le développement actuel de l'écologie urbaine, désormais solidement ancrée et dotée de plusieurs revues internationales spécialisées : (1) sur le plan pratique, le renforcement du lien avec la gestion et la planification urbaines (écologie pour la ville); (2) sur le plan épistémologique, l'intégration avec les études urbaines et historiques; (3) sur le plan géographique, le développement des études dans des pays à forte croissance urbaine, comme ceux du Sud global.

Un lien étroit avec la gestion et la planification urbaines

La densité de population en ville fait des espaces verts urbains des lieux où les enjeux sont particulièrement pressants. L'écologie urbaine affiche donc un lien étroit avec la gestion et la planification urbaines. Elle est en effet sollicitée pour éclairer des problématiques de gestion urbaine, comme la pullulation d'espèces indésirables. Les études en écologie des maladies (centrées sur les interactions hôte-pathogène dans le contexte de leur environnement et de leur évolution) se développent (Collins *et al.*, 2021). L'écologie urbaine est également sollicitée pour répondre à des problématiques

Paradigme de l'écologie urbaine			
	Dans la ville Inventaires de biodiversité et d'autres composants et processus de l'écosystème. Interactions entre composants de l'écosystème	De la ville Biodiversité et autres composants de l'écosystème au sein des systèmes urbains. Interactions avec les facteurs socio-économiques, les comportements et les préférences humaines	Pour la ville Planification, conception et gestion pour des villes vivables, résilientes et biodiverses
Focus disciplinaire	Biotique	Socio-écologique	Transdisciplinaire Coproduit
Théorie de l'hétérogénéité	Taches/matrice Taches analogues	Mosaïque de taches Taches hybrides	Taches institutionnelles Structure de gouvernance
Technologie de cartographie	Basse résolution Basée sur les pixels	Haute résolution Orientée objet Limites adaptables	Adaptation Scénarios
Classification résultante	Vert vs gris Écotopes Limites grossières	Vert et gris Mosaïque urbaine complète	Équité Inerties Opportunités
Durabilité	Durabilité biotique Échelle de planification	Les trois piliers de la durabilité Échelle de conception	Planification, conception et gestion de la résilience
Écologie avec la ville Participation et coopération des acteurs, sciences participatives			

Figure 1.3. Trois approches de l'écologie urbaine : écologie dans la ville, écologie de la ville et écologie pour la ville, auxquelles s'ajoute une quatrième approche, l'écologie avec la ville (sources : d'après Pickett *et al.*, 2016, et Kowarik, 2023).

Le cadre noir correspond à l'écologie dans la ville; le cadre en points à l'écologie de la ville; et le cadre en pointillé à l'écologie pour la ville.

de planification urbaine, comme la conception de plans urbains faisant une part aux espaces semi-naturels. Toutefois, ce réseau d'espaces végétalisés en ville est loin d'être considéré comme une infrastructure urbaine à part entière, les projets urbains étant encore basés sur l'optimisation de l'occupation du sol ou sur la valeur esthétique de l'espace. L'articulation de l'écologie urbaine et de l'écologie du paysage a notamment abouti à l'émergence du concept de trame verte urbaine, un maillage végétalisé en ville (Clergeau, 2007).

Cette même densité de population implique que la planification des espaces verts doit répondre à des enjeux multifonctionnels, de natures sociale (accès aux espaces verts, éducation à l'environnement), environnementale (atténuation et adaptation au changement climatique et aux inondations, qualité de l'air et confort acoustique) et sanitaire (marche en ville, activités sportives, santé et bien-être), en plus des enjeux de nature écologique. Par exemple, une trame verte multifonctionnelle s'appuierait sur les chemins verts (*greenways*, en anglais), qui, conçus pour des fonctions récréatives, pourraient aussi avoir une fonction écologique en reliant des habitats isolés.

Cette nécessaire multifonctionnalité des espaces de nature en ville implique que leur planification et leur gestion ne devraient pas être conçues ni appliquées en ignorant les habitants. L'implication de ces derniers devrait être encouragée, tant dans la connaissance écologique des espaces verts, au travers des sciences participatives, qui associent sensibilisation du public et collecte de données scientifiques (chapitre 9, Des sciences participatives pour l'observation de la flore des rues), que dans la conception et l'aménagement, afin de répondre aux enjeux de justice environnementale. En effet, bien des études soulignent les inégalités écologiques en ville, le potentiel de biodiversité d'un quartier étant corrélé au revenu des ménages. Les quartiers populaires se trouvent souvent à proximité de friches urbaines, certes des espaces à forte biodiversité, mais également pourvus de sols pollués. L'écologie urbaine associée à cette implication des habitants a été appelée écologie avec la ville (figure 1.3).

L'intégration transdisciplinaire et historique à consolider

L'intégration des sciences naturelles et sociales dans l'étude des biotopes urbains, afin de réunir les thématiques de biodiversité urbaine et de nature en ville, est clamée par de nombreux écologues, dont certains définissent l'écologie urbaine comme intégrant «à la fois la recherche fondamentale et appliquée en sciences naturelles et sociales afin d'explorer et d'élucider les multiples dimensions des écosystèmes urbains» (McDonnell, 2011). L'écologie urbaine serait devenue une entreprise véritablement transdisciplinaire qui intègre les sciences écologiques, géographiques, sociales et de planification, plusieurs études s'attachant à analyser la perception qu'ont les citoyens de certaines caractéristiques des communautés ou des habitats. Toutefois, cette transdisciplinarité se développe récemment, les orientations disciplinaires centrées sur l'écologie restant dominantes jusqu'à une époque récente.

Selon certains auteurs, l'écologie urbaine doit adopter une perspective de changement et devenir rapidement une partie intégrante des études urbaines. Pour cela, elle doit conforter quatre orientations : (1) notre planète est urbanisée – l'urbanisation ne se limite pas aux villes elles-mêmes et l'urbain est aujourd'hui présent presque partout, ce qui implique des approches interdisciplinaires et multiscales; (2) la nature urbaine est hybride – la nature hybride des villes doit être mieux prise en compte, ce qui implique pour les gestionnaires de réintroduire la variabilité et la diversité, y compris en réduisant le contrôle et la gestion, en différenciant l'utilisation, l'accès et les droits à la ville, ainsi qu'en négociant des besoins divergents; (3) la transdisciplinarité est fondamentale pour fournir des solutions sociales, écologiques et technologiques inclusives permettant de « vivre en harmonie » avec la nature dans les villes – différents savoirs et expertises sont nécessaires pour concevoir des solutions qui renforcent les relations entre les humains et la nature; (4) une attention spécifique doit être portée à la relation des humains à la nature et aux non-humains (Pickett *et al.*, 2024).

Sur le plan de l'évolution historique, à l'échelle régionale, l'urbanisation se produit principalement par désertification rurale et étalement urbain (incluant à la fois l'extension urbaine et la diminution de la densité de population), plus ou moins freiné par des politiques publiques de densification urbaine, elles-mêmes sujettes à critiques. Les villes contemporaines s'étendent donc rapidement et d'une manière spatialement complexe et non linéaire. Ces dimensions temporelles restent peu étudiées en écologie urbaine (Ossola *et al.*, 2021). Une prise en compte de la dynamique temporelle est

cependant cruciale pour comprendre les effets de l'urbanisation sur la biodiversité. Dans des environnements aussi changeants que les villes, il est nécessaire de replacer les études écologiques dans l'analyse de l'évolution des villes, nourrie par une importante littérature enracinée en géographie urbaine (figure 1.2).

L'écologie urbaine dans le Sud global

Les changements de biodiversité dans les villes tempérées, en particulier celles des pays occidentaux, sont bien mieux étudiés que ceux des villes des autres zones bioclimatiques, notamment d'Afrique, d'Amérique du Sud et d'Asie, trois des continents qui s'urbanisent le plus rapidement (Collins *et al.*, 2021). Toutefois, depuis une décennie, l'écologie urbaine se développe dans les pays du Sud.

Une méta-analyse des études d'écologie urbaine conduites en Afrique révèle un faible nombre d'articles et une pénurie de connaissances sur l'écologie urbaine africaine. Si les études ont été conduites dans 72 % des pays africains, l'Afrique du Sud représente à elle seule près de 40 % de l'ensemble des articles publiés. Les études ont été menées soit au niveau de la ville (55 %), soit au niveau local ou national (34 %), ce qui suggère un manque de collaboration transnationale en matière de recherche. Il est intéressant de noter que seuls le produit intérieur brut (PIB) du pays ainsi que la taille et le statut de conservation des écorégions sont corrélés de manière significative avec le nombre de publications, ce qui suggère que l'effort de recherche est motivé par des raisons économiques et par l'importance des questions de protection de la nature dans l'écologie urbaine africaine (Awoyemi et Ibáñez-Álamo, 2023). De façon analogue, un état de l'art de l'écologie urbaine au Brésil montre que le nombre d'articles publiés est plus important dans les municipalités dont l'indice de développement humain, le nombre d'habitants et la superficie urbanisée relative sont plus élevés, ce qui souligne la rareté des études dans les zones à faible revenu (Sartori *et al.*, 2023).

Compte tenu de la vitesse et de l'ampleur de l'urbanisation dans les pays du Sud global, la réalisation d'études dans ces régions constitue un enjeu d'importance pour le développement de l'écologie urbaine dans les années à venir. Ces études ne devraient pas écarter la pauvreté et ses manifestations dans les villes.

*
**

Au cours de cinquante années de développement, l'écologie urbaine a clairement affirmé la pertinence des espaces urbains comme objet d'études écologiques. Cette évolution a conduit à reconnaître les villes comme un nouveau type d'environnement, avec des habitats et une composition spécifiques, particuliers aux milieux urbains et industriels. Les habitats urbains, loin d'être une dégradation des habitats « naturels », sont des habitats à part entière, originaux et soumis aux spécificités de la ville : isolement et diversité. Ces habitats font partie des habitats émergents (*novel ecosystems*, en anglais), comprenant des combinaisons sans précédent d'espèces indigènes et non indigènes, car les villes fournissent des habitats pour une gamme riche et diversifiée de plantes et d'animaux qui se retrouvent parfois dans des communautés improbables. Ceci est d'autant plus important que, avec l'urbanisation croissante, s'affirme l'importance des villes pour la conservation de la diversité biologique à l'échelle globale (Kowarik, 2011). Dans le continuum urbain-rural qui se fait jour, le développement de

l'écologie urbaine a ouvert la voie à une écologie des espaces anthropisés dans lesquels les activités humaines sont le facteur écologique majeur, aussi bien par la gestion directe au travers des activités agricoles et horticoles, que par la gestion indirecte au travers de la planification territoriale et de la conception des espaces.

L'essor de l'écologie urbaine n'a pas changé seulement le regard sur les objets de l'écologie, mais aussi le regard sur la nature elle-même, qui inclut désormais les espaces anthropisés.

► Références citées

- Awoyemi A.G., Ibáñez-Álamo J.D., 2023. Status of urban ecology in Africa: A systematic review, *Landscape and Urban Planning*, 233:104707, doi:10.1016/j.landurbplan.2023.104707.
- Cadenasso M.L., Pickett S.T.A., 2008. Urban Principles for Ecological Landscape Design and Management: Scientific Fundamentals, *Cities and the Environment*, 1(2), <https://digitalcommons.lmu.edu/cate/vol1/iss2/4/>.
- Chace J.F., Walsh J.J., 2006. Urban effects on native avifauna: a review, *Landscape and Urban Planning*, 74(1):46-69, doi:10.1016/j.landurbplan.2004.08.007.
- Clergeau P., 2007. *Une écologie du paysage urbain*. Rennes, éditions Apogée, 137 p.
- Clergeau P., Jokimäki J., Snep R., 2006. Using hierarchical levels for urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 21(12):659-660, doi:10.1016/j.tree.2006.09.001.
- Collins M.K., Magle S.B., Gallo T., 2021. Global trends in urban wildlife ecology and conservation, *Biological Conservation*, 261:109236, doi:10.1016/j.biocon.2021.109236.
- Faeth S.H., Bang C., Saari S., 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms, *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223(1):69-81, doi:10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x.
- Forman R.T.T., 2016. Urban ecology principles: are urban ecology and natural area ecology really different?, *Landscape Ecology*, 31:1653-1662, doi:10.1007/s10980-016-0424-4.
- Keith R.J., Given L.M., Martin J.M., Hochuli D.F., 2021. Urban children's connections to nature and environmental behaviors differ with age and gender, *Plos One*, 16:1-22, doi:10.1371/journal.pone.0255421.
- Kowarik I., 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation, *Environmental Pollution*, 159(8-9):1974-1983, doi:10.1016/j.envpol.2011.02.022.
- Kowarik I., 2020. Herbert Sukopp – an inspiring pioneer in the field of urban ecology, *Urban Ecosystems*, 23:445-455, doi:10.1007/s11252-020-00983-7.
- Kowarik I., 2023. Urban biodiversity, ecosystems and the city. Insights from 50 years of the Berlin School of urban ecology, *Landscape and Urban Planning*, 240:104877, doi:10.1016/j.landurbplan.2023.104877.
- Lundholm J.T., Richardson P.J., 2010. Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments, *Journal of Applied Ecology*, 47(5):966-975, doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01857.x.
- McDonnell M.J., 2011. The History of Urban Ecology. An Ecologist's Perspective, in Niemelä J., Breuste J.H., Elmqvist T., Guntenspergen G., James P., McIntyre N.E. (dir.), *Urban Ecology. Patterns, Processes, and Applications*, Oxford, Oxford Academic, 5-13.
- McDonnell M.J., Hahs A.K., 2009. Comparative ecology of cities and towns: past, present and future, in McDonnell M.J., Hahs A.K., Breuste J.H. (dir.), *Ecology of Cities and Towns: A Comparative Approach*, Cambridge, Cambridge University Press, 71-89.
- Ossola A., Cadenasso M.L., Meineke E.K., 2021. Valuing the Role of Time in Urban Ecology, *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9:1-13, doi:10.3389/fevo.2021.620620.
- Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., 2017. How many principles of urban ecology are there?, *Landscape Ecology*, 32:699-705, doi:10.1007/s10980-017-0492-0.
- Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Childers D.L., McDonnell M.J., Zhou W., 2016. Evolution and future of urban ecological science: ecology in, of, and for the city, *Ecosystem Health and Sustainability*, 2(7):11879038, doi:10.1002/ehs2.1229.

- Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M., Boone C.G., Groffman P.M. *et al.*, 2011. Urban ecological systems: scientific foundations and a decade of progress, *Journal of Environmental Management*, 92(3):331-362, doi:10.1016/j.jenvman.2010.08.022.
- Pickett S.T.A., Frantzeskaki N., Andersson E., Barau A.S., Childers D.L. *et al.*, 2024. Shifting forward: Urban ecology in perspective, *Ambio*, 53:890-897, doi:10.1007/s13280-024-02007-6.
- Ramalho C. E., Hobbs R.J., 2012. Time for a change: dynamic urban ecology, *Trends in Ecology and Evolution*, 27(3):179-188, doi:10.1016/j.tree.2011.10.008.
- Rega-Brodsky C.C., Aronson M.F.J., Piana M.R., Carpenter E.S., Hahs A.K. *et al.*, 2022. Urban biodiversity: State of the science and future directions, *Urban Ecosystems*, 25:1083-1096, doi:10.1007/s11252-022-01207-w.
- Sartori R.A., Gomes A., Narcizo A., Mata S., Cárcamo A.T. *et al.*, 2023. Urban ecology and biological studies in Brazilian cities: a systematic review, *Urban Ecosystems*, 26:547-558, doi:10.1007/s11252-022-01324-6.
- Shochat E., Warren P.S., Faeth S.H., 2006. Future directions in urban ecology, *Trends in Ecology and Evolution*, 21(12):660-661, doi:10.1016/j.tree.2006.09.007.
- Sukopp H., 2008. On the early history of urban ecology in europe, in Marzluff J.M., Shulenberger E., Endlicher W., Alberti M., Bradley G. *et al.* (dir.), *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature* New York, Springer, 79-97, doi:10.1007/978-0-387-73412-5_6.
- Sukopp H., Weiler S., 1988. Biotope mapping and nature conservation strategies in urban areas of the Federal Republic of Germany, *Landscape and Urban Planning*, 15(1-2):39-58, doi:10.1016/0169-2046(88)90015-1.
- Sukopp H., Werner P., 1983. Urban environment and vegetation, in Holzner W., Werger M.J.A., Ikusima I. (dir.), *Man's impact on vegetation*, New York, Springer, 247-260.
- Weiland U., Richter M., 2009. Urban ecology – brief history and present challenges, in Richter M., Weiland U. (dir.), *Applied Urban Ecology: A Global Framework*, Oxford, Blackwell Publishing Ltd.
- Zuñiga-Palacios J., Zuria I., Castellanos I., Lara C., Sánchez-Rojas G., 2021. What do we know (and need to know) about the role of urban habitats as ecological traps? Systematic review and meta-analysis, *Science of the Total Environment*, 780:146559, doi:10.1016/j.scitotenv.2021.146559.

Chapitre 2

La ville, territoire d'enjeux pour la biodiversité

Luc Abbadie

La concentration des populations humaines sur de petites surfaces est une des caractéristiques majeures de cette période désormais désignée par le terme *anthropocène* (Crutzen, 2002) pendant laquelle l'espèce humaine façonne à elle seule certaines conditions de vie de tous les organismes vivants hébergés sur la planète Terre. Si la ville est considérée comme une zone d'habitats humains très proches les uns des autres, voire contigus, alors le démarrage du phénomène d'urbanisation peut être daté de la fin du néolithique, il y a 8 000 ans, en diverses localités du Proche-Orient (Smith *et al.*, 2021). En Europe, les premières agglomérations importantes remontent peut-être à la fin du cinquième millénaire av. J.-C., mais plus sûrement à 600 av. J.-C., notamment en Gaule (Goudineau *et al.*, 1980).

► Une expansion continue aux impacts multiples

La quantification du phénomène urbain est très dépendante des variables retenues pour définir ce qu'est une ville, d'où une forte variabilité des estimations. Néanmoins, les tendances pour le passé comme pour le futur sont bien établies. Elles montrent que la part de la population vivant en ville a connu des hauts et des bas au cours de l'histoire, mais qu'elle a globalement suivi une courbe ascendante à la pente de plus en plus marquée, passant de 2 à 4 % en 3000 av. J.-C. à 10 % en 1700 et 29 % en 1950 (Véron, 2006). En 2022, 57 % de la population mondiale, 75,3 % de la population européenne² et 82 % de population française³ vivait en ville.

En matière de surface, les zones urbanisées couvraient aux alentours de 0,5 % de la surface des continents sur la période 2000-2018, soit un total de 802 232 km², contre 1,8 % en Europe (Huang *et al.*, 2021). La dynamique d'urbanisation est très rapide. Par exemple, entre 1970 et 2000, 58 000 km² auraient été urbanisés (Seto *et al.*, 2011), avec un taux d'expansion partout supérieur ou égal au taux de croissance des populations humaines ce qui, au passage, suggère l'absence d'amélioration de l'efficacité d'usage des surfaces. D'autres auteurs arrivent à un taux de croissance de 9 687 km² par an sur la période 1985-2015 (Liu *et al.*, 2020) ou à une expansion de 125 000 km² sur 1970-2010 (Güneralp *et al.*, 2020). Pour les temps à venir, toutes les estimations

2. Fourreau F., 2024. L'explosion urbaine dans le monde, *Statista*, <https://fr.statista.com/infographie/26877/urbanisation-monde-evolution-part-de-la-population-urbaine-par-continent/>.

3. Groupe de la banque mondiale, 2025. Population urbaine (% du total), <https://donnees.banquemondiale.org/indicateur/SP.URB.TOTL.IN.ZS>.

donnent une très forte croissance des surfaces urbanisées, allant par exemple de 40 à 67 % entre 2013 et 2050 et de 200 % entre 2013 et 2100 (Li *et al.*, 2019) à 190 % entre 2000 et 2030 (Seto *et al.*, 2011), en passant par 78 à 171 % entre 2015 et 2050 (Huang *et al.*, 2021 ; Seto *et al.*, 2011), ce qui nous mènerait à un taux d'urbanisation en 2050 situé approximativement entre 0,9 et 1,5 % de la surface totale des continents.

D'un point de vue surfacique, le phénomène d'urbanisation pourrait apparaître comme marginal, aujourd'hui comme demain. Il n'en est rien pour de multiples raisons. La première est que les chiffres cités ci-dessus sont rapportés à la surface totale des continents, y compris les zones qui sont constamment couvertes de glace, soit 19 millions de kilomètres carrés sur 149. La deuxième est que les villes ont été implantées, du moins jusqu'à récemment, dans des zones de forte productivité biologique et par conséquent, le plus souvent, de biodiversité élevée. Il faut donc s'attendre à des impacts sur l'environnement disproportionnés en regard de la surface urbanisée. La troisième raison est que les villes ne sont pas isolées les unes des autres, elles sont interconnectées par les infrastructures de transport et les réseaux d'énergie. S'il est question de comprendre comment l'organisation et le fonctionnement des écosystèmes et de la biodiversité sont affectés par les activités humaines, alors il est plus pertinent de prendre en compte le degré d'artificialisation⁴ de la surface des continents, au-delà du simple taux d'urbanisation. Entre 2000 et 2020, l'artificialisation des continents a progressé de 50 % pour atteindre 4,3 millions de kilomètres carrés en 2020, soit 2,9 % de la surface continentale. En Europe, la surface artificialisée est de 610 000 km², avec une progression de 23 % entre 2000 et 2020 (Potapov *et al.*, 2022). En France, le taux d'artificialisation du territoire en 2018 est de 7,9 %. Cette surface a augmenté de 1,5 % par an en moyenne de 1982 à aujourd'hui, mais montre des signes de ralentissement avec un taux tombé à 1,2 % sur les dix dernières années⁵.

La quatrième raison qui rend l'impact de l'urbanisation sur l'environnement et la biodiversité plus important que ce que laisserait penser la surface qu'occupent les villes, c'est bien évidemment la demande en ressources, de toutes natures, nécessaires à la vie des citoyens, ressources qui proviennent quasi exclusivement de territoires qui ne sont pas urbains. Cette dépendance en matière de nourriture, de matériaux, d'énergie a été quantifiée par les études de métabolisme urbain ou de métabolisme territorial qui mesurent ce que les villes importent, consomment, transforment, stockent ou exportent. Ces études montrent que les villes se caractérisent par une circulation linéaire et non cyclique des matières (Barles, 2017a) avec, en amont, une tendance à la diminution des stocks de ressources, combustibles fossiles par exemple, et en aval la constitution de produits, comme les gaz à effet de serre, dont l'accumulation nuit au fonctionnement du système Terre. Toutefois, cette situation n'est pas spécifique aux villes, elle caractérise au contraire les sociétés industrielles dans leur ensemble (Barles, 2017b).

4. On reprend ici la définition de l'artificialisation telle qu'elle est précisée dans l'article 192 de la loi Climat et résilience (Loi n° 2021-1104 du 22 août 2021 portant lutte contre le dérèglement climatique et renforcement de la résilience face à ses effets), à savoir « l'altération durable de tout ou partie des fonctions écologiques d'un sol, en particulier de ses fonctions biologiques, hydriques et climatiques, ainsi que de son potentiel agronomique par son occupation ou son usage ». Cela recoupe le concept de *built-up land* qui regroupe toutes les surfaces consacrées au logement, aux activités commerciales et aux infrastructures ; cela ne comprend donc pas les zones dédiées à la production alimentaire.

5. Boutchenik B. (coord.), Colin S., Fendrich Y., Lefranc S., Mathieu B. *et al.*, 2022. Chiffres clés du logement. *DataLab*, <https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/edition-numerique/chiffres-cles-du-logement-2022/pdf/Chiffres-cles-logement-2022.pdf>.

►► Un bilan écologique difficile à établir

Dès lors, se pose une question simple : en quoi l'impact d'un citoyen se différencie-t-il de celui d'un non-citadin, particulièrement en Europe de l'Ouest où culturellement et matériellement, les personnes résidant dans les territoires dits ruraux ressemblent étrangement à celles résidant dans les territoires dits urbains ? Du point de vue de l'impact sur l'environnement, le problème ne se réduit-il pas à la problématique de l'agrégation des individus ? Et, dans une perspective de minimisation de ces impacts, existerait-il, pour un contexte donné, une étendue, une géométrie et une connectivité d'agréats désirables ? Un des dénominateurs communs à ces trois variables est le nombre d'habitants au kilomètre carré, ce qui soulève une nouvelle question, celle de la densité urbaine optimale qui permettrait de gagner sur toutes les dimensions de la nécessaire transition écologique, question insuffisamment traitée et qui mériterait une approche scientifique dépassionnée.

S'il n'existe pas « un » schéma de ville idéale valable partout et tout le temps (Paquot, 2020), il existe probablement « des » villes idéales, en tout cas du point de vue de la qualité de vie offerte à leurs habitants et de leur impact sur l'environnement et la biodiversité. L'enjeu qui s'impose désormais aux individus comme à leurs organisations, c'est le retour à une Terre viable, le retour dans les limites de la planète (Schneider, 2010). L'enjeu n'est pas seulement quantitatif, mais il l'est nécessairement. Il s'agit en effet de minimiser la consommation de ressources et la production de déchets. Pour concevoir les démarches à mettre en place et évaluer leur efficacité, on recourt fréquemment à l'analyse du métabolisme urbain ou à l'établissement de bilans carbone. Les deux sont efficaces et peuvent constituer une première approche, mais elles font l'impasse, ou à peu près, sur la problématique de la biodiversité et peinent à prendre en compte les impacts indirects des villes sur leur environnement plus ou moins distant (Barles, 2017a). Le concept d'empreinte écologique est plus intégratif puisqu'il tend à prendre en compte davantage de pressions exercées par un ou des humains sur les milieux naturels et anthropisés, mais n'explicite pas non plus la dimension biodiversité et demeure critiquable sur certaines variables utilisées. Les analyses de cycle de vie tendent elles aussi vers une vision systémique mais, conçues à l'origine pour évaluer les impacts de produits ou de procédés, elles demeurent défailtantes sur la biodiversité.

La conclusion de tout cela est assez claire : il n'existe pas aujourd'hui de méthode simple pour établir un bilan environnemental, ou mieux un bilan écologique⁶, complet de tel produit, de tel procédé ou de telle situation. Cela explique sans doute pourquoi le débat sur la densification relève bien davantage du passionnel que du rationnel. En fait, il n'y a pas vraiment de débat, en particulier dans la communication des pouvoirs publics et de leurs agences opérationnelles qui présentent systématiquement la densification, les hautes densités, comme la solution pour rendre les villes écologiques.

Regrouper un grand nombre de personnes sur une petite surface est avantageux : cela permet d'artificialiser moins de sols, d'économiser de l'énergie et des matériaux et par conséquent des émissions carbonées par la réduction des distances de transport quotidien des personnes, de réduire les émissions polluantes, etc. Mais une forte densité engendre aussi un grand nombre d'inconvénients : cela crée des zones défavorables à la biodiversité et des obstacles à la mobilité des espèces, augmente le coût énergétique

6. L'expression « bilan écologique » semble préférable à celle de « bilan environnemental », car elle renvoie plus clairement au concept de transition écologique et souligne la dimension vivante du bilan.

et carboné du transport des ressources (nourriture, énergie, matériaux, eau) et des déchets, concentre la pollution et le bruit dans les lieux où habitent les personnes, accroît localement l'intensité et la fréquence des extrêmes de température, déséquilibre le cycle de l'eau vers le ruissellement, etc. Il y a donc deux catégories de processus de sens opposés, et un compromis à rechercher. Sans entrer dans le détail, le même problème se pose pour les dimensions sociales, à savoir l'offre d'emploi, l'expérience de nature, l'entraide sociale, la sécurité, etc. Le bilan n'est donc pas aussi clair que certains veulent bien le dire (Ahmed *et al.*, 2020) et, en fonction de l'équilibre entre les dimensions verticales et horizontales de la ville ainsi que des caractéristiques des territoires qui l'entourent, il existe des aires urbaines où la densification est désirable, d'autres où elle ne l'est pas, et sans doute quelques endroits qu'il faudrait dédensifier.

► La ville, territoire d'enjeux planétaires

L'érosion de la biodiversité et le réchauffement climatique sont deux crises planétaires majeures qui se jouent dans tous les territoires, et notamment dans les villes pour une part non négligeable. Pratiquement partout dans le monde, les indicateurs sont au rouge, pour les animaux comme pour les plantes même si, dans le cas des secondes, les données sont moins nombreuses et sous-estiment très probablement la réalité. Les nombres établis par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN)⁷ et repris par la Plate-forme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES)⁸ indiquent que 1 % des espèces de reptiles et de poissons, 1,7 % des espèces d'oiseaux, près de 2 % des espèces de mammifères et près de 2,5 % des espèces d'amphibiens ont disparu depuis 1500. D'autres travaux, qui intègrent les invertébrés, aboutissent à un taux d'extinction de 7,5 à 13 % des espèces recensées à ce jour, soit 150 000 à 260 000 animaux disparus depuis 1500 (Cowie *et al.*, 2022). Ces valeurs suggèrent que le taux mondial d'extinction des espèces est de plusieurs dizaines à plusieurs centaines de fois supérieur au taux moyen des 500 derniers millions d'années. Cette dynamique d'extinction s'est aggravée au cours des dernières décennies comme le montre l'Indice planète vivante du Fonds mondial pour la nature (WWF)⁹ calculé à partir du suivi de 32 000 populations de mammifères, d'oiseaux, d'amphibiens, de reptiles et de poissons d'eau douce et marins. Il fait état d'une chute de l'effectif moyen des populations de vertébrés de 69 % entre 1970 et 2018¹⁰. Quant aux végétaux, l'UICN a inscrit 40 000 arbres, dont 34 % des conifères, dans sa liste rouge des espèces menacées¹¹.

Ces tendances négatives sont confirmées par une étude portant sur 170 espèces d'oiseaux communs suivis pendant 37 ans sur plus de 20 000 sites dans 28 pays européens. Entre 1980 et 2016, les effectifs des populations d'oiseaux ont décliné de 25,4 % en moyenne, avec – 56,8 % en milieu agricole, – 27,8 % en milieu urbain et – 17,7 % en milieu forestier (Rigal *et al.*, 2023). En France, le Suivi temporel des oiseaux communs (Stoc)¹² montre la même

7. *International Union for the Conservation of Nature (IUCN)*, en anglais.

8. *International Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, en anglais

9. *World Wildlife Fund*, en anglais.

10. WWF, 2022. *Rapport planète vivante 2022 – Pour un bilan « nature » positif*, Gland, WWF, 118 p., https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2022-10/LPR%202022%20VFINAL_Page_pageBD.pdf.

11. UICN, 2016. La liste rouge mondiale des espèces menacées, <https://uicn.fr/liste-rouge-mondiale/>.

12. Vigie Nature, <https://www.vigienature.fr/fr/suivi-temporel-des-oiseaux-communs-stoc>.

dynamique : les effectifs des oiseaux communs spécialistes des milieux agricoles d'une part et urbains de l'autre ont diminué au rythme de 1 % par an entre 1990 et 2021 au profit des espèces généralistes qui ont augmenté d'un peu plus de 19 % sur la même période. Le milieu forestier échappe à la tendance avec des effectifs actuels pratiquement identiques à ceux de 1990, probablement en raison de l'expansion des surfaces boisées et de pressions anthropiques moindres en milieux forestiers comparées à celles des milieux agricoles. Pour les mammifères, il n'existe pas de suivi à l'échelon national, sauf pour les chauves-souris qui ont subi une perte moyenne d'abondance de 43 % entre 2006 et 2021¹³!

Les causes de l'effondrement de la biodiversité, toutes en interaction, sont désormais bien connues et hiérarchisées (IPBES, 2019). Dans les milieux continentaux, terrestres et aquatiques, le changement d'utilisation des terres est la cause principale au travers de l'expansion spatiale des zones urbaines (Seto *et al.*, 2012) et des infrastructures de transport mais, avant tout, de l'agriculture. De nombreux processus expliquent ce constat : la réduction des surfaces habitables pour de nombreuses espèces de la flore et de la faune spontanée, la plus ou moins grande intensité de la production agricole, l'homogénéisation des paysages (Martin *et al.*, 2020), la réduction des ressources alimentaires disponibles pour les animaux (Mata *et al.*, 2021) et le recours aux pesticides dans les champs. Sur ce dernier point, des travaux (Rigal *et al.*, 2023) démontrent même que l'usage des pesticides combiné à celui des fertilisants est le facteur explicatif numéro un du déclin des populations d'oiseaux en Europe, et que cela demeure significatif en dehors des parcelles cultivées elles-mêmes.

La deuxième cause du déclin de la biodiversité est l'exploitation directe des milieux dans son intensité comme dans ses modalités. Pour les continents, l'impact sur la biodiversité passe principalement par l'exportation de biomasse sous forme de produits alimentaires et de bois ce qui réduit d'autant les ressources pour les animaux sauvages et les micro-organismes du sol (voir la quantification de l'appropriation de la production primaire par les humains; Haberl *et al.*, 2004). L'homogénéisation des milieux exploités est également à l'origine d'un affaiblissement de la biodiversité, en particulier dans les milieux d'agriculture intensive, mais aussi dans les forêts exploitées. Ainsi, la richesse spécifique des forêts françaises, plantations comprises, est par exemple bien inférieure à ce qu'elle pourrait ou devrait être : 47 % de la surface forestière est considérée comme monospécifique, 34 % comporte deux essences, 14 % trois essences et seulement 5 % comporte quatre essences et plus alors que plus de 190 espèces sont possibles, dont 142 espèces feuillues¹⁴.

La troisième cause de la crise de la biodiversité est le changement climatique, dont on attend un accroissement de l'impact dans les décennies à venir au travers de l'augmentation de l'intensité et de la fréquence des événements climatiques extrêmes, en particulier les sécheresses et les incendies (Duffy *et al.*, 2022); du déplacement vers le nord dans l'hémisphère Nord de la niche climatique des espèces qui, en raison de capacités de dispersion insuffisamment rapide de nombre d'entre elles, conduit à leur extinction (Urban, 2015), à la déstabilisation des réseaux d'interactions au sein des communautés (Bascompte *et al.*, 2019) et à des décalages phénologiques entre

13. OFB, 2025. Bulletin de Santé du Végétal, Note nationale biodiversité – chauves-souris, <https://draaf.auvergne-rhone-alpes.agriculture.gouv.fr/note-nationale-biodiversite-chauves-souris-a6152.html>.

14. Institut national de l'information géographique et forestière, 2025. La diversité des peuplements forestiers, <https://inventaire-forestier.ign.fr/spip.php?rubrique78>.

espèces (Cohen *et al.* 2018); ainsi que de la prolifération de pathogènes (Raza et Bebbber, 2022).

Quatrième cause, la pollution. Celle de l'atmosphère se manifeste par les phénomènes de pluies acides et d'eutrophisation des eaux ainsi que par la contamination des sols par des molécules organiques et des métaux. La pollution des eaux par l'azote, le phosphore, les pesticides, les résidus de médicaments et les molécules organiques résistantes à la dégradation microbienne entraînent de profondes modifications dans le fonctionnement des écosystèmes et les caractéristiques de certains organismes¹⁵. La pollution par le plastique qui concerne tous les milieux et tous les organismes est sans doute la pollution planétaire la plus massive jamais observée, aux conséquences presque totalement inconnues à ce jour. Dans les milieux d'eau douce, la pollution est le troisième facteur explicatif du déclin de la biodiversité, avant le changement climatique (IPBES, 2019).

Enfin, la cinquième cause de l'effondrement de la biodiversité est l'introduction, qui ne cesse de s'accélérer, d'espèces exotiques envahissantes qui, en particulier, menacent aujourd'hui les espèces endémiques sur un cinquième de la surface terrestre (IPBES, 2019). En France, en 2021, on comptait 30 espèces animales (écureuil gris, ragondin, rat musqué, etc.) et 36 espèces végétales exotiques (ambrosie à feuilles d'armoise, jussie, etc.) considérées comme envahissantes (OFB, 2022).

» La ville, territoire de solutions d'intérêt planétaire

En quoi les territoires urbains peuvent-ils être mobilisés pour la transition écologique dans sa dimension biodiversité mais aussi climat, énergie, ressources, pollution, etc., aussi bien en ce qui concerne l'atténuation des crises environnementales que l'adaptation à ces crises, de l'échelle globale à l'échelle locale ?

En raison des surfaces qu'elles occupent, des surfaces qu'elles exploitent « ailleurs » pour la production de leurs ressources et de la part, le plus souvent croissante, de la population mondiale qu'elles abritent, les villes jouent un rôle tout aussi important que les zones agricoles et forestières dans la génération des problèmes environnementaux et des solutions à ces problèmes; c'est particulièrement vrai pour la question de la biodiversité en tant que telle. Le premier défi en ce qui la concerne, c'est de remettre des habitats à la disposition des espèces. Lorsque l'on considère l'Europe du Nord-Ouest par exemple, on s'aperçoit que l'essentiel de la surface est occupée par des agglomérations et des zones de grandes cultures, *a priori* peu accueillantes pour la biodiversité. Pourtant, les villes disposent d'atouts pour accueillir une grande variété d'organismes vivants. En effet, contrairement aux territoires ruraux dédiés à une production agricole intensive, elles présentent une très grande hétérogénéité structurale (Beninde *et al.*, 2015) et offrent des milieux extrêmement variés, constituant fréquemment des lieux de coexistence d'espèces qui ailleurs n'appartiennent pas aux mêmes communautés. Maintenir ou enrichir la biodiversité des villes est à portée de main : en témoigne la grande diversité des espèces qui existe dans Paris intra-muros avec, par exemple, 637 espèces végétales sauvages¹⁶.

15. Certaines molécules organiques, comme les phtalates, le bisphénol A, etc., perturbent la sexualité des organismes aquatiques, jusqu'à engendrer un changement de sexe chez des poissons et des mollusques.

16. <https://cdn.paris.fr/paris/2021/05/28/054a67fb23704daa554278f29cdfdcf9.pdf>.

Le second défi est la mobilité des espèces. En effet, la capacité des espèces à suivre la zone climatique avec laquelle elles sont compatibles est tout simplement la condition *sine qua non* de leur persistance. Encore faut-il que leurs déplacements ne soient pas rendus trop difficiles ou impossibles en raison des obstacles que peuvent potentiellement constituer les zones urbaines comme les zones agricoles. Il y a là une problématique de perméabilité des villes aux espèces qui doivent pouvoir les traverser et s'y installer provisoirement au cours de leur grande migration. Pour relever ces deux défis, les actions concrètes à mener sont les mêmes et sont aujourd'hui bien identifiées, elles relèvent de la connectivité intracités et intercités, ainsi qu'avec la périphérie rurale (Canedoli *et al.*, 2018); mais aussi de la surface et de la typologie des parcs et jardins, y compris des jardins privés, en passant par les plantations d'alignement, les murs et toits végétalisés (Lundholm, 2015) et les façades hétérogènes des bâtiments (voir figure 29.1).

► La ville, territoire de solutions systémiques

Réduire ou interrompre l'érosion de la biodiversité, c'est aussi traiter la question de la sobriété énergétique et du déséquilibre des grands cycles biogéochimiques, au premier rang desquels celui du carbone. Renaturer les zones urbaines constitue une réponse appropriée à l'impératif de décarbonation de nos sociétés et, pour une part, au souci d'indépendance énergétique. Il est maintenant bien établi que la présence de patchs verts en ville, parcs, jardins et friches, de couverts végétaux sur les toits (figure 29.1) et de végétation arborée dans les rues constitue un climatiseur qui modère l'intensité de l'îlot de chaleur urbain (Gunawardena *et al.*, 2017), abaisse par conséquent la température moyenne de l'air (Rendon *et al.*, 2024) et modère les écarts de température nyctéméraux et intersaisonniers (Imram *et al.*, 2019), réduisant ainsi les transferts de chaleur ou de froid dans les bâtiments (Perez *et al.*, 2017) et les besoins en chauffage et climatisation très énergivores (Bevilacqua, 2021). Cette végétation urbaine, et singulièrement les arbres présentant une surface de feuillage élevée (Schwab *et al.*, 2021), modère l'intensité des températures caniculaires, surtout la nuit (Upreti *et al.*, 2017), période de repos cruciale pour l'atteinte de la bonne santé (Gasparini *et al.*, 2015). Il faut rappeler que l'îlot de chaleur urbain, qui est positivement lié à la densité des constructions (Eymard, 2020; Li *et al.*, 2020) et négativement à celle de la couverture arborée (Zhou *et al.*, 2023), augmente l'intensité et la fréquence des extrêmes de température (Wei *et al.*, 2022). À titre d'exemple, signalons une étude récente qui classe Paris comme étant la ville la plus dense d'Europe et la métropole du Grand Paris comme une des agglomérations les moins dotées en couverture arborée de France, en 45^e position selon l'Agence européenne pour l'environnement¹⁷. Or, une étude récente (Masselot *et al.*, 2023) identifie Paris comme l'une des toutes premières villes européennes en ce qui concerne les risques d'excès de mortalité humaine en cas de canicule. Préserver et augmenter la couverture arborée, celle des arbres à la ramure développée notamment (Lungman *et al.*, 2023), revient à pratiquer une politique de santé publique, particulièrement nécessaire dans les villes denses.

L'efficacité de la fonction de refroidissement de la végétation est très dépendante de la disponibilité en eau qui, elle-même, contrôle partiellement l'intensité de la transpiration. Or, en raison de l'imperméabilisation massive des sols en zone urbaine,

17. European Environment Agency, 2021 (mis à jour en 2024). *Urban tree cover*, <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/dashboards/urban-tree-cover>.

les arbres, en particulier les arbres d'alignement, connaissent un stress hydrique plus ou moins permanent qui a pour effet évident de réduire leur impact effectif sur l'ambiance thermique des villes, mais diminue aussi leur vitesse de croissance (Percival, 2023), les rend plus sensibles à certains pathogènes (Haase et Hellwig, 2022) et impacte nécessairement les réseaux trophiques locaux, un aspect aujourd'hui encore peu exploré (figure 2.1). Le manque d'eau peut aussi affecter la résistance de la couverture arborée des villes en cas de pics de températures très élevés, même brefs, qui sont à même d'entraîner une défoliation très rapide des arbres (Esperon-Rodriguez *et al.*, 2021), anéantissant du même coup leur effet rafraîchissant de l'atmosphère.



Figure 2.1. Arbres d'alignement (crédits : Luc Abbadie).

Les arbres d'alignement peuvent subir des stress hydriques s'ils sont plantés dans des espaces trop imperméabilisés. Les pavés semi-perméables peuvent être une solution.

Le sol en tant que composante de l'écosystème urbain est encore mal intégré dans la conception de la ville. Il est pourtant à la base du « bon » fonctionnement des communautés animales et végétales épigées¹⁸, c'est-à-dire de leur diversité et de leur dynamique de population. De plus, il accueille les racines, les micro-organismes qui constituent les acteurs primaires du recyclage du carbone, de l'azote, du phosphore et autres éléments biogènes, ainsi qu'une faune souterraine qui, entre autres, contribue fortement à la structuration du sol, notamment à sa porosité.

Le sol, c'est aussi un compartiment clé du cycle de l'eau et, en milieu urbain, il est la réserve d'eau accessible à la végétation en général, et aux arbres en particulier. Par conséquent, en améliorant la composante infiltration du cycle de l'eau, il réduit les risques que présente l'excès de ruissellement vis-à-vis des personnes et des biens (Berland *et al.*, 2017). Enfin, le sol, lorsqu'il est vivant et qu'il soutient une couverture végétale significative, accumule sous forme organique une quantité de carbone non négligeable par rapport à l'évolution de la chimie de l'atmosphère et déterminante pour sa fertilité. Les enjeux de réduction de l'imperméabilisation, notamment au travers de l'objectif de Zéro artificialisation nette (ZAN) et de désimperméabilisation massive des villes partout où les infrastructures souterraines et la nature du sous-sol le permettent, constituent de fait des composantes majeures des politiques de renforcement de la résilience des villes vis-à-vis des aléas climatiques et de la crise de la biodiversité.

La renaturation des villes comporte de nombreux autres intérêts en matière d'atténuation de l'ampleur des changements environnementaux et d'adaptation aux modifications des conditions de vie que ceux-ci entraînent. Dans le domaine de la santé, au-delà de l'abaissement des températures, la végétation contribue à réduire la concentration de certains polluants dans l'air, mais peut aussi, parfois, l'accroître localement (Grote *et al.*, 2016). Cette difficulté illustre la nécessité de toujours prendre le temps de considérer les dis-services que peut engendrer l'introduction de la biodiversité en ville avant de passer à l'action. Or, il en existe de nombreux comme l'émission de composés organiques volatils (Bao *et al.*, 2023), la prolifération d'espèces dites indésirables, l'atteinte à certaines infrastructures souterraines, l'émission de certains pollens allergisants, etc. À ce propos, il est aussi important de souligner que la maximisation de la diversité, en espèces et en génotypes, permet souvent de réduire l'intensité de ces dis-services. La biodiversité semble également avoir des effets positifs directs sur la santé physiologique et la santé psychologique, mais ceux-ci doivent encore être mieux quantifiés, et isolés d'autres facteurs potentiellement confondants (Marseille *et al.*, 2021).

Une mention particulière doit être faite à propos de l'agriculture urbaine (chapitre 10) : si celle-ci présente des enjeux économiques et de souveraineté alimentaire modestes en regard des objectifs à atteindre, sauf dans le cas non négligeable des personnes à faibles revenus qui peuvent trouver dans les jardins partagés une source d'alimentation bon marché (Orsini *et al.*, 2013), elle fournit une contribution très significative à la cohésion sociale, notamment grâce aux opportunités d'insertion qu'elle offre à des personnes marginalisées (Oh *et al.*, 2022). L'agriculture urbaine, c'est aussi l'accueil d'une biodiversité générée par les humains, digne d'intérêt pour elle-même autant que pour les services écosystémiques qu'elle peut délivrer. Enfin, l'agriculture urbaine permet de pratiquer et de comprendre la « nature » dans un contexte où les occasions de se confronter à la biodiversité sont et demeureront limitées.

18. Le terme *épigé* signifie « qui vit à la surface du sol ».

*
**

Beaucoup de penseurs, de gestionnaires, de militants s'accordent à considérer que l'enjeu ultime de la transition écologique, c'est la reconnexion des humains à la nature, au monde vivant, aux non-humains. En d'autres termes, cesser de mettre ce qui nous entoure à distance, internaliser ou réinternaliser la nature et la biodiversité dans les valeurs sociales, adopter une attitude de coexistence à la place d'une attitude au mieux d'ignorance, au pire de domination. En ce sens, la qualité de la nature en ville, qui se mesure à sa diversité, à son autonomie fonctionnelle et à sa capacité évolutive, doit être une préoccupation constante de tous ceux qui fabriquent la ville.

► Références citées

- Ahmed Z., Zafar M.W., Ali S., Danish, 2020. Linking urbanization, human capital, and the ecological footprint in G7 countries: an empirical analysis, *Sustainable Cities and Society*, 55(6):102064, doi:10.1016/j.scs.2020.102064.
- Bao X., Zhou W., Xu L., Zheng Z., 2023. A meta-analysis of plant volatile organic compounds emissions of different plant species and responses to environmental stress, *Environmental Pollution*, 318:120886, doi:10.1016/j.envpol.2022.120886.
- Barles S., 2017a. Écologie territoriale et métabolisme urbain : quelques enjeux de la transition socio-écologique, *Revue d'Économie Régionale et Urbaine*, décembre(5):819-836, doi:10.3917/eru.175.0819.
- Barles S., 2017b. Métabolismes urbains, in Euzen A., Eymard L., Gaill F., *Le développement durable à découvert*, Paris, CNRS Editions, 118-119.
- Bascompte J., Garcia M.B., Ortega R., Rezende E.L., Pironon S., 2019. Mutualistic interactions reshuffle the effect of climate change on plants across the tree of life, *Science Advances*, 5(5):eaav2539, doi:10.1126/sciadv.aav2539.
- Beninde J., Veith M., Hochkirch A., 2015. Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation, *Ecology Letters*, 18(6):581-592, doi:10.1111/ele.12427.
- Berland A., Shiflett S.A., Shuster S.E., Garmestani A.S., Goddard H.C. et al., 2017. The role of trees in urban stormwater management, *Landscape and Urban Planning*, 162:167-177, doi:10.1016/j.landurbplan.2017.02.017.
- Bevilacqua P., 2021. The effectiveness of green roofs in reducing building energy consumptions across different climates. A summary of literature results, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 151:111523, doi:10.1016/j.rser.2021.111523.
- Canedoli C., Manenti R., Padoa-Schioppa E., 2018. Birds biodiversity in urban and periurban forests: environmental determinants at local and landscape scales, *Urban Ecosystems*, 21:779-793, doi:10.1007/s11252-018-0757-7.
- Cohen J.M., Lajeunesse M.J., Rohr J.R., 2018. A global synthesis of animal phenological responses to climate change, *Nature Climate Change*, 8:224-228, doi:10.1038/s41558-018-0067-3.
- Cowie R.H., Bouchet P., Fontaine B., 2022. The sixth mass extinction: fact, fiction or speculation?, *Biological Reviews*, 97:640-663, doi:10.1111/brv.12816.
- Crutzen P.J., 2002. Geology of mankind, *Nature*, 415:23.
- Duffy K., Gouhier T.C., Ganguly A.R., 2022. Climate mediated shifts in temperature fluctuations promote extinction risk, *Nature Climate Change*, 12:1037-1044, doi:10.1038/s41558-022-01490-7.
- Esperon-Rodriguez M.E., Power S.A., Tjoelker M.G., Marchin R.M., Rymer P.D., 2021. Contrasting heat tolerance of urban trees to extreme temperatures during heatwaves, *Urban Forestry et Urban Greening*, 66:127387, doi:10.1016/j.ufug.2021.127387.
- Eymard L., 2020. Canicule et urbanisme : arrêtons de densifier nos villes!, *The Conversation*, 142504.
- Gasparini A., Guo Y., Hashizume M., Lavigne E., Zanobetti A., Schwartz J., 2015. Mortality risk attributable to high and low ambient temperature: a multicountry observational study, *The Lancet*, 386(9991):369-375, doi:10.1016/S0140-6736(14)62114-0.

- Goudineau C, Février P.A., Fixot M., 1980. Le réseau urbain, *in* Duby G., 1980. Histoire de la France urbaine. La ville antique, des origines au IX^e siècle, Paris, éditions du Seuil, 71-137.
- Grote R., Samson R., Alonso R., Humberto Amorim J., Cariñanos P. *et al.*, 2016. Functional traits or urban trees: air pollution mitigation potential. *Frontiers in Ecology*, 14(10):543-550, doi:10.1002/fee.1426.
- Gunawardena K.R., Wells M.J., Kershaw T., 2017. Utilising green and bluespace to mitigate urban heat island intensity, *Science of the Total Environment*, 584-585:1040-1055, doi:10.1016/j.scitotenv.2017.01.158.
- Güneralp B., Reba M., Hales B.U., Wentz E.A., Seto K.C., 2020. Trends in urban expansion, density, and land transitions from 1970 to 2010: a global synthesis, *Environmental Research Letters*, 15(4):044015, doi:10.1088/1748-9326/ab6669.
- Haase D., Hellwig R., 2022. Effects of heat and drought stress on the health status of six urban street tree species in Leipzig, Germany, *Trees, Forests and People*, 8:100252, doi:10.1016/j.tfp.2022.100252.
- Haberl H., Schulz N.B., Plutzer C., Heinz Erb K., Krausmann F. *et al.*, 2004. Human appropriation of net primary production and species diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102(2):213-218, doi:10.1016/j.agee.2003.07.004.
- Huang X., Huang J., Wen D., Li J., 2021. An updated MODIS global urban extent product (MGUP) from 2001 to 2018 based on an automated mapping approach, *International Journal of Applied Earth Observations and Geoinformation*, 95:102255, doi:10.1016/j.jag.2020.102255.
- Imram H.M., Kala J., Ng A.W.M., Muthukumar S., 2019. Effectiveness of vegetated patches as green infrastructure in mitigating urban heat island effects during a heatwave event in the city of Melbourne, *Weather and Climate Extremes*, 25:100217, doi:10.1016/j.wace.2019.100217.
- IPBES (International Platform on Biodiversity and Ecosystem Services), 2019. Global Assessment Report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, IPBES Secretariat, 1 144 p., doi:10.5281/zenodo.3831673.
- Li Y., Schubert S., Kropp J.P., Rybski D., 2020. On the influence density and morphology on the Urban Heat Island intensity, *Nature Communications*, 11:2647.
- Li X., Zhou Y., Eom J., Yu S., Asrar G.S., 2019. Projecting global urban area growth through 2010 based on historical time series data and future shared socio-economic pathways, *Earth's Future*, 7(4):351-362, doi:10.1029/2019EF001152.
- Liu X.P., Xu X., Xuecao L., Huang Y., 2020. High-spatio-temporal resolution mapping of global urban change from 1985 to 2015, *Nature Sustainability*, 3(7):564-570, doi:10.1038/s41893-020-0521-x.
- Lundholm J.T., 2015. Green roof plant species diversity improves ecosystem multifunctionality, *Journal of Applied Ecology*, 52(3):726-734, doi:10.1111/1365-2664.12425.
- Lungman T., Cirach M., Marando F., Pereira Barboza E., Khomenko S. *et al.*, 2023. Cooling cities through urban green infrastructure: a health impact assessment of European cities, *The Lancet*, 401:577-589a, doi:10.1016/S0140-6736(22)02585-5.
- Marselle M.R., Lindley S.J., Cook P.A., Bonn A., 2021. Biodiversity and health in the urban, environment, *Current Environmental Health Reports*, 8:146-156, doi:10.1007/s40572-021-00313-9.
- Martin A.E., Collins S.J., Crowe S., Gitard J., Naujokaitis-Lewis I. *et al.*, 2020. Effects of farmland heterogeneity on biodiversity are similar to-or even larger than-the effects of farming practices, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 288:106698, doi:10.1016/j.agee.2019.106698.
- Masselot P., Mistry M., Vanoli J., Schneider R., Lungman T. *et al.*, 2023. Excess mortality attributed to heat and cold: a health impact assessment study in 854 cities in Europe, *Lancet Planet Health*, 7(4):e271-e281, doi:10.1016/S2542-5196(23)00023-2.
- Mata L., Andersen A.N., Morán-Ordóñez A., Hahs A.K., Backstrom A. *et al.*, 2021. Indigenous plants promote insect biodiversity in urban greenspaces, *Ecological Applications*, 31(4):e02309, doi:10.1002/eap.2309.
- OFB (Office français de la Biodiversité), 2022. *Les espèces exotiques envahissantes, une menace pour la biodiversité*, Vincennes, Office français de la Biodiversité, 8 p.

- Oh R.R.Y., Zhang Y., Nghiem (le) T.P., Chang C.C., Tan C.L.Y. *et al.*, 2022. Connection to nature and time spent in gardens predicts social cohesion, *Urban Forestry & Urban Greening*, 74:127655, doi:10.1016/j.ufug.2022.127655.
- Orsini F., Kahane R., Nono-Womdim R., Gianquinto G., 2013. Urban agriculture in the developing world: a review, *Agronomy for Sustainable Development*, 33:695-720, doi:10.1007/s13593-013-0143-z.
- Paquot T., 2020. *Mesure et démesure des villes*, Paris, CNRS Éditions, 312 p.
- Percival G.C., 2023. Heat tolerance of urban trees – A review, *Urban Forestry et Urban Greening*, 86:128021, doi:10.1016/j.ufug.2023.128021.
- Perez G., Coma J., Sol S., Cabeza L.F., 2017. Green facade for energy savings in buildings: the influence of leaf area index and façade orientation on the shadow effect, *Applied Energy*, 187(C):424-437, doi:10.1016/j.apenergy.2016.11.055.
- Potapov P., Hansen M.C., Pickens A., Hernandez-Serna A., Tyukavina A. *et al.*, 2022. The Global 2000-2020 Land Cover and Land Use Change dataset derived from the Landsat archive: first results, *Frontiers in Remote Sensing*, 3:856903, doi:10.3389/frsen.2022.856903.
- Raza M.R., Bebbler D.P., 2022. Climate change and plant pathogens, *Current Opinion in Microbiology*, 70:102233, doi:10.1016/j.mib.2022.102233.
- Rendon P., Love N., Pawlak C., Yost J., Ritter M., Doremus J., 2024. Street tree diversity and urban heat, *Urban Forestry & Urban Greening*, 91:128180, doi:10.1016/j.ufug.2023.128180.
- Rigal S., Dakos V., Alonso H., Auniņš A., Benkő Z. *et al.*, 2023. Farmland practices are driving bird population decline across Europe, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120(21): e2216573120, doi:10.1073/pnas.2216573120.
- Schneider A., 2010. Mapping global urban areas using MODIS 500-m data: new methods and datasets based on “urban ecoregion”, *Remote Sensing of Environment*, 114:1733-1746, doi:10.1016/J.RSE.2010.03.003.
- Schwab J., Meier R., Mussetti G., Seneviratne S., Bürgi C., Davin E.L., 2021. The role of urban trees in reducing land surface temperatures in European cities, *Nature Communications*, 12:6763, doi:10.1038/s41467-021-26768-w.
- Seto K.C., Fragkias M., Güneralp B., Reilly M.K., 2011. A meta-analysis of global urban land expansion, *Plos One*, 6(8):e23777, doi:10.1371/journal.pone.0023777.
- Seto K.C., Güneralp B., Hutrya L.R., 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40): 16083-16088, doi:10.1073/pnas.1211658109.
- Smith M.E., Lobo J., Peeples M.A., York A.M., Stanley B.W. *et al.*, 2021. The persistence of ancient settlements and urban sustainability, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(20): e20181551118, doi:10.1073/pnas.2018155118.
- Upreti R., Wang Z., Yang J., 2017. Radiative shading effect of urban trees on cooling the regional built environment, *Urban Forestry & Urban Greening*, 26:18-24, doi:10.1016/j.ufug.2017.05.008.
- Urban M.C., 2015. Accelerating extinction risks from climate change, *Science*, 348(6234):571-573, doi:10.1126/science.aaa4984.
- Véron J., 2006. *L'urbanisation du monde*, Paris, La Découverte, 128 p.
- Wei C., Chen W., Lu Y., Blaschke T., Pezng J., Xue D., 2022. Synergies between urban heat island and urban heat wave effects in 9 global mega-regions from 2003 to 2020, *Remote Sensing*, 14(1):70, doi:10.3390/rs14010070.
- Zhou W., Yu W., Zhang Z., Cao W., Wu T., 2023. How can urban green spaces be planned to mitigate urban heat island effect under different climatic backgrounds? A threshold-based perspective, *Science of the Total Environment*, 890:164422, doi:10.1016/j.scitotenv.2023.164422.

Chapitre 3

Les inégalités sociales d'accès à la biodiversité en ville

Marianne Cohen

La question des inégalités sociales d'accès à la biodiversité en ville est un point important à élucider afin de concevoir des politiques publiques pouvant les corriger, et que cet enjeu soit partagé par le plus grand nombre. À l'heure où certains médias parlent d'accaparement par les catégories aisées des quartiers les plus verdoyants, dans lesquels l'effet des canicules est atténué, il convient de préciser les termes du titre de ce chapitre. Dans ce qui suit, nous allons donc présenter ces notions et les discuter à la lumière d'études bibliographiques de travaux de recherche réalisés dans divers contextes géographiques, y compris d'études auxquelles nous avons participé (Chamberlain *et al.*, 2020; Cohen *et al.*, 2012; Kuras *et al.*, 2020; Leong *et al.*, 2018). Nous présenterons aussi les différentes notions mobilisées pour croiser les données sociales, décrivant les inégalités entre les ménages, et les données écologiques, décrivant la biodiversité. Le nombre important d'articles que nous avons recensés sur cette thématique, sans prétention d'exhaustivité, témoigne de l'attention croissante de la communauté scientifique à cette question et de la nécessité de la partager avec un large lectorat.

» Définir les inégalités sociales et l'accès à la biodiversité

Inégalités sociales, voilà un terme qui semble assez clair et qui a été défini par les sociologues et les économistes (Galland et Lemel, 2024), mais dont la mesure est pourtant moins triviale qu'il n'y paraît lorsque l'on envisage de le comparer avec la biodiversité (encadrée 3.1). Outre le revenu moyen ou médian, on peut s'intéresser au mode de vie des ménages, car l'accès à la biodiversité n'aura pas le même sens pour un ménage possédant une résidence secondaire, dans laquelle il peut se rendre les week-ends (ou en temps de pandémie), et un ménage ne pouvant compter que sur la biodiversité associée à son lieu de résidence. De là l'intérêt de coupler l'approche statistique des inégalités avec des enquêtes auprès des ménages, ce qui a été réalisé dans quelques études (Cohen *et al.*, 2012).

Puisque l'on s'intéresse à l'accès à la «biodiversité», un paramètre de distance est souvent pris en considération en utilisant des systèmes d'information géographique (SIG). Il est possible de réduire cette distance au maximum, et de considérer que ces inégalités sociales d'accès peuvent être mesurées au sein même des unités résidentielles dans lesquelles la biodiversité est mesurée par des inventaires floristiques et faunistiques, ou dans des espaces verts publics situés à leur strict voisinage (Cohen *et al.*, 2012), bien qu'une telle approche fasse fi de l'inégale mobilité des ménages.

Encadré 3.1. Comment caractériser les inégalités sociales ?

Il est possible d'appréhender les inégalités sociales par le revenu moyen ou médian, une donnée collectée en France par l'Institut national de la statistique et des études économiques (Insee) et accessible à l'échelle des îlots regroupés pour l'information statistique (Iris), ce qui permet de réaliser des cartes. Cette aggrégation spatiale correspond approximativement à 2000 ménages afin de garantir la confidentialité des données. La moyenne ou la médiane du revenu ne nous diront toutefois pas si, dans un Iris où le revenu moyen des ménages est élevé, résident des ménages modestes habitant les logements les plus exigus et les moins confortables (par exemple, les anciennes «chambres de bonne» situées sous les toits des immeubles haussmanniens des quartiers bourgeois parisiens). Pour affiner l'analyse, on peut s'intéresser aux profils socioprofessionnels. Les catégories socio-professionnelles, auparavant au nombre de 41, ont été depuis agrégées par l'Insee en sept catégories. Ces catégories simplifiées renseignent incomplètement sur les inégalités sociales. Par exemple, les artisans, commerçants et chefs d'entreprise sont regroupés dans une même catégorie, de même les retraités, quel que soit leur métier d'origine, alors que leurs revenus et leurs modes de vie peuvent être très différents. Il faut demander la levée du secret statistique pour obtenir des données désagrégées en 41 catégories. D'autres travaux vont prendre en compte les aides financières afin de déterminer des poches de pauvreté, et de les opposer à des Iris où les revenus sont les plus élevés, selon un gradient particulièrement marqué et croissant à l'échelle de la métropole du Grand Paris (Boussard *et al.*, 2017).

Assez aisé en France, l'accès aux données sur les revenus des ménages est inégal selon les pays. Ainsi pour le Grand Londres, les statistiques sur le revenu des ménages sont moins récentes que dans la métropole du Grand Paris. Lorsque les statistiques ne sont pas en libre accès, il faut s'appuyer sur une bonne connaissance de la diversité culturelle de la population des quartiers en partie liée au niveau d'aisance des ménages, ainsi que sur l'observation des pratiques afin d'explorer indirectement le lien entre inégalités sociales et biodiversité dans l'espace public. Aux États-Unis, plusieurs études ont intégré l'origine ethnique des habitants des quartiers afin d'affiner l'appréhension des inégalités sociales, voire un ensemble de paramètres, de façon à caractériser des groupes sociaux associés avec différents niveaux de biodiversité végétale et aviaire dans les espaces résidentiels et de petits parcs (Kinzig *et al.*, 2001, cité par Leong *et al.*, 2018).

L'approche par la proximité aux espaces verts est aisément réalisable en utilisant des images de télédétection ou des cartes d'occupation des sols, en déterminant, avec un SIG, des zones tampons autour des espaces verts correspondant à la mobilité piétonne des citadins et les croisant avec une carte des revenus moyens ou médians. Dans les villes où les quartiers verdoyants sont habités par des ménages aisés, de nombreux travaux ont conclu à des inégalités sociales d'accès à ce qui est improprement appelé la «biodiversité», et qui correspond plutôt aux espaces verts ou aux arbres d'alignement. C'est pourquoi nous n'avons pas considéré dans ce chapitre les études s'appuyant exclusivement sur la couverture végétale pour tester le lien entre biodiversité et aisance des ménages.

Un autre point important est le statut foncier des espaces contenant la biodiversité. Selon qu'il s'agisse d'espaces publics, de zones protégées d'accès libre ou payant, de jardins privés ou encore d'espaces non ouverts au public, l'accès sera plus ou moins

sélectif pour les habitants d'un quartier. À l'échelle internationale, près de la moitié des études ayant traité du lien entre biodiversité et inégalités sociales ont été réalisées dans des zones résidentielles d'usage privatif et seulement 20 % dans des espaces publics, d'après l'étude bibliographique d'Evan Kuras et ses coauteurs (Kuras *et al.*, 2020). Dans la ville de Paris, les logements étant essentiellement collectifs, l'accès à la biodiversité s'opère par l'espace public. Si l'étude s'étend à la métropole du Grand Paris, dans laquelle la proportion de logements individuels croît avec la distance aux limites de Paris¹⁹, il faudra aussi tenir compte des jardins privatifs. Ceci suppose d'y accéder pour réaliser des inventaires floristiques et faunistiques et d'y mener des enquêtes afin de comprendre le sens que les jardiniers donnent aux assemblages d'espèces végétales qu'ils ont créés et tolérés dans leurs jardins.

►► Qu'entendre par biodiversité ?

Nous en arrivons au troisième terme du titre de notre chapitre, celui de *biodiversité*, qui, dans les milieux urbains, n'est pas aussi consensuel qu'on pourrait le penser. L'école américaine d'écologie urbaine prend en considération l'ensemble des espèces natives (indigènes, dans la terminologie scientifique) et exotiques (Leong *et al.*, 2018), ce que nous désignons par biodiversité *sensu lato* (BSL), alors que d'autres auteurs vont plutôt insister sur la proportion d'espèces natives, voire ne considérer que ces dernières pour quantifier la biodiversité urbaine *sensu stricto* (BSS; Cohen *et al.*, 2012). Dans certaines études (non retenues dans cet article), les auteurs associent la présence d'un espace vert à la « biodiversité », sans avoir réalisé d'inventaires floristiques ou faunistiques.

En effet, en ville, une grande partie des végétaux ont été achetés et plantés, ils sont souvent exotiques et ont été choisis pour leur valeur ornementale : c'est une biodiversité horticole. Par exemple, dans la ville de Paris, les inventaires floristiques réalisés dans les espaces verts en intégrant les espèces végétales natives et exotiques (BSL) montrent une proportion plus importante d'espèces exotiques (par exemple, *Pelargonium* sp. et *Choisya ternata*) dans les jardins privés que dans les jardins publics (Cohen *et al.*, 2014). L'étude de la biodiversité dans les espaces publics réalisée avec le Conservatoire national botanique du Bassin parisien s'est quant à elle fondée exclusivement sur les espèces natives spontanées (BSS), avec quelques exceptions pour les arbres plantés s'ils constituaient un habitat pour la faune (Cohen *et al.*, 2012). Selon les habitants que nous avons interrogés, les espaces verts urbains abritent un « grand nombre de plantes et d'animaux » (BSL), ce qui n'a été que partiellement vérifié par les inventaires botaniques limités aux espèces végétales natives spontanées dans les espaces publics (BSS).

Alors que la proportion d'espèces natives et exotiques, et la différenciation entre espèces spécialistes et généralistes, ont fortement mobilisé les études d'écologie urbaine, cette typologie ne recouvre pas toujours l'opposition entre les espèces plantées et celles s'étant développées spontanément, du fait d'une certaine évolution de la conception et de la gestion des jardins urbains. Ainsi, dans les villes de climat chaud et aride, la mode du *xero-landscaping*, avec la plantation d'espèces succulentes dans les nouveaux quartiers aisés proches du désert, a accompagné la généralisation de la climatisation, l'ombrage des arbres n'étant plus nécessaire, et explique l'abondance des oiseaux et des lézards natifs du désert (par exemple, *Urosaurus ornatus*; Lerman et Warren, 2011,

19. Atelier parisien d'urbanisme (Apur), 2019. *Types de logements à la parcelle*, <https://www.apur.org/fr/logement-hebergement/evolution-parc-logements/types-logements-parcelle>.

Ackley *et al.*, 2015, cités par Leong *et al.*, 2018). Dans les espaces publics, certaines municipalités implantent des espèces natives adaptées au climat aride (par exemple, *Prosopis cineraria*), l'irrigation intensive des plantes exotiques facilitant en parallèle l'installation spontanée d'espèces herbacées communes exigeantes en eau (Cohen *et al.*, 2021 ; Leong *et al.*, 2018). Dans des villes au climat moins contraignant, les habitants continuent de choisir des arbres d'ombrage (par exemple, *Arecastrum romanoffianum*) dans les quartiers les plus chauds de Los Angeles (Avolio *et al.*, 2015, cité par Leong *et al.*, 2018). Dans les régions tempérées, cette écologisation de la conception des jardins et de leur entretien passe par la mise en place de jardins naturels où sont semées des espèces natives (figure 3.1), et par l'arrêt de l'usage des herbicides, ce qui favorise l'installation d'espèces spontanées, généralement assez communes (cosmopolites dans la terminologie scientifique ; Cohen *et al.*, 2012). Cette tendance, d'abord mise en place par les municipalités dans les espaces publics, se diffuse peu à peu dans les jardins privés avec l'interdiction des produits phytosanitaires, et en fonction de la tolérance des jardiniers à ce qu'ils nomment «herbes folles» ou «mauvaises herbes». Dans des études menées dans des pays du Sud ou dans des jardins communautaires, le choix des végétaux diffère selon le modèle culturel de jardin auquel adhèrent les ménages aisés (jardin colonial, constitué d'espèces exotiques) et modestes (jardin autochtone, constitué d'espèces utilitaires, par exemple *Carica papaya* – Bigirimana *et al.*, 2012, Davoren *et al.*, 2016 –, à usage spirituel, par exemple, *Tagetes erecta* – Clarke et Jenerette, 2015, cités par Leong *et al.*, 2018).



Figure 3.1. Jardin naturel dans le 20^e arrondissement à Paris (crédits : Marianne Cohen).

Le jardin naturel à visée pédagogique a reconstitué plusieurs écosystèmes franciliens dans le 20^e arrondissement parisien.

» Définir la ville

Finissons cet inventaire par la *ville*, là encore un terme qui semble évident, mais qui n'est toutefois pas défini de façon homogène (encadré 3.2). Les études d'écologie urbaine ont souvent fait l'hypothèse d'un rôle positif de la distance au centre et négatif de la

densité urbaine pour la biodiversité, et ont étendu leurs études le long de gradients allant du centre-ville jusqu'aux limites du périurbain. Ce mode d'échantillonnage n'a toutefois pas été systématiquement appliqué dans les études traitant des inégalités sociales d'accès à la biodiversité.

Encadré 3.2. La ville, une pluralité de définitions

Chaque pays va définir la ville en fonction de seuil de population et de distance minimale entre des constructions ou d'autres critères. À l'échelle européenne, le programme Corine Land Cover lancé en 1990 avait pour ambition de mesurer le phénomène d'urbanisation, mais a buté sur le phénomène des noyaux de péri-urbanisation du fait de la résolution des images de télédétection. En France, l'Insee définit la ville par un bâti espacé de moins de 200 mètres et un seuil de 2000 habitants*. À l'intérieur d'une ville, des zonages sont réalisés selon la fonctionnalité des espaces, sans prendre forcément en compte leur matérialité. Ainsi, les zones pavillonnaires associant bâti et jardins sont classées comme « zone d'habitation » et les jardins y sont considérés comme des « vacants » susceptibles d'être exhaustivement urbanisés, accentuant encore l'artificialisation des villes et le recul de la biodiversité, comme cela a été discuté lors des récentes « Rencontres pavillonnaires » organisées par l'Apur**.

* Insee, 2025. Base des unités urbaines 2020, <https://www.insee.fr/fr/information/4802589>.

** Apur, 2023. *Rencontres pavillonnaires*, <https://www.apur.org/fr/agenda/rencontres-pavillonnaires>.

► Des notions clés pour croiser des données très différentes

Si l'on s'intéresse maintenant à l'ensemble du titre de notre chapitre, d'autres questions émergent. Nous avons déjà évoqué les questions de méthode, les SIG, les statistiques et des modèles plus sophistiqués pouvant être utilisés dans les travaux scientifiques pour mettre à jour ces *inégalités sociales d'accès à la biodiversité en ville*. Si l'on compare différents travaux réalisés sur cette thématique, on peut voir que des notions vont être mobilisées pour croiser des données de natures différentes, appartenant à divers registres disciplinaires des sciences humaines et sociales ainsi que des sciences de la nature. La recherche des bons termes, permettant de faire le lien entre ces registres, est l'un des défis de la recherche interdisciplinaire. Il faut d'abord se méfier des faux amis, ainsi la notion d'injustice environnementale a été très documentée aux États-Unis ainsi qu'à l'échelle mondiale, où il a été démontré que les ménages les plus modestes ou appartenant aux minorités ethniques habitaient des quartiers pollués. Toutefois, ce terme s'applique plus difficilement à la biodiversité, en particulier du fait de son association (probablement abusive) avec des espaces verts appréciés du public (voir par exemple les enquêtes de l'Union nationale des entreprises du paysage, Unep²⁰). On peut malgré tout s'interroger sur l'effet d'atténuation ou, au contraire, de confirmation des inégalités sociales de l'accès à la biodiversité (Kinzig et Grove, 2001). D'autres notions vont être plus largement mobilisées, comme le *luxury effect*, les services écosystémiques et l'infrastructure verte.

20. Unep, 2024. *Les entreprises du paysage*, <https://www.lesentreprisesdupaysage.fr/>.

► Le *luxury effect*

Commençons par le *luxury effect*, à savoir la relation positive entre l'aisance des ménages et la biodiversité, une hypothèse que souhaitent vérifier de nombreux travaux scientifiques à la suite d'une étude pionnière réalisée à Phoenix, Arizona (Hope *et al.*, 2003, cité par Leong *et al.*, 2018). Cette étude a démontré une corrélation positive entre le revenu des ménages et la richesse en plantes ligneuses pérennes, pour la plupart exotiques et plantées (BSL). Toutefois, corrélation ne signifie pas causalité, de nombreux paramètres sous-tendant cette relation. D'après les 34 études que nous avons consultées, le *luxury effect* est généralement vérifié, mais il dépend du contexte et de la méthodologie choisie, du type d'échantillonnage (intégrant ou non des zones non urbaines) et des définitions de la biodiversité (BSL *versus* BSS). Ainsi, il est positif dans plus de 80 % des études réalisées dans des terrains résidentiels privés, et seulement dans 40 % de celles réalisées dans les espaces publics d'après l'étude bibliographique d'Evan Kuras et ses coauteurs (Kuras *et al.*, 2020). Deux paramètres amplifient cet effet, l'aridité du climat et la dominance des espèces exotiques, alors que c'est l'inverse dans des études prenant en considération les espèces natives. Ainsi, Dan Chamberlain et ses coauteurs (Chamberlain *et al.*, 2020) ont calculé que l'abondance des précipitations et la prise en compte des espèces natives atténuent l'intensité du *luxury effect* ($-0,07$ et $-0,01$ respectivement), alors que celle des espèces exotiques l'amplifie ($+0,015$).

Ces « modérateurs » ou « amplificateurs » se cumulent et interagissent, dévoilant le sens du *luxury effect* ou son inexistence. Dans les terrains privés, bien que certaines études négligent de le préciser, les espèces présentes sont généralement exotiques et les végétaux plantés, ce qui confère un caractère très anthropisé à la biodiversité (BSL), qui obéit dès lors à des contingences économiques (coût d'implantation, taille du foncier, temps de loisir), agronomiques (nécessité d'une irrigation dans les régions arides) et culturelles, sous-tendant le *luxury effect*. Inversement, les paramètres modérateurs, espace public, climat tempéré et prise en compte de la seule flore locale (BSS) se cumulent à Paris (Cohen *et al.*, 2012) où la relation statistique entre revenu des ménages et richesse floristique en espèces natives spontanées (BSS) n'est pas significative.

D'une manière générale, le taux de couverture végétale, la présence ou la proximité d'habitats de qualité, l'altitude (dans les régions arides) et la taille du parcellaire, supérieurs dans les quartiers aisés, interfèrent avec le *luxury effect*. Or, ces critères peuvent aussi exercer une influence directe sur la biodiversité, indépendamment de l'aisance des ménages. L'effet positif de la couverture végétale est d'ailleurs mentionné dans près de la moitié des études que nous avons analysées, ceux de la taille du parcellaire de propriété, des pratiques et des paramètres culturels ou encore des effets d'héritage de l'histoire de l'occupation des sols (effet d'héritage, *legacy effect*, en anglais) le sont dans un cas sur cinq (Leong *et al.*, 2018). Cet effet peut alors être annulé, voire inversé, dans la même proportion (figure 3.2). Dans la ville de Johannesburg, l'héritage de la planification urbaine, consistant à séparer les populations des quartiers par des plans d'eau, a permis de maintenir la diversité des oiseaux (par exemple, *Ploceus velatus*, *Pycnonotus tricolor*, *Prinia subflava*) entre les espaces verts grâce à la présence de ces zones humides, ce qui explique l'absence de *luxury effect* (Howes et Reynolds, 2021). Cela rejoint le résultat de Dan Chamberlain et ses coauteurs concernant l'atténuation du *luxury effect* avec l'abondance des précipitations (Chamberlain *et al.*, 2020).

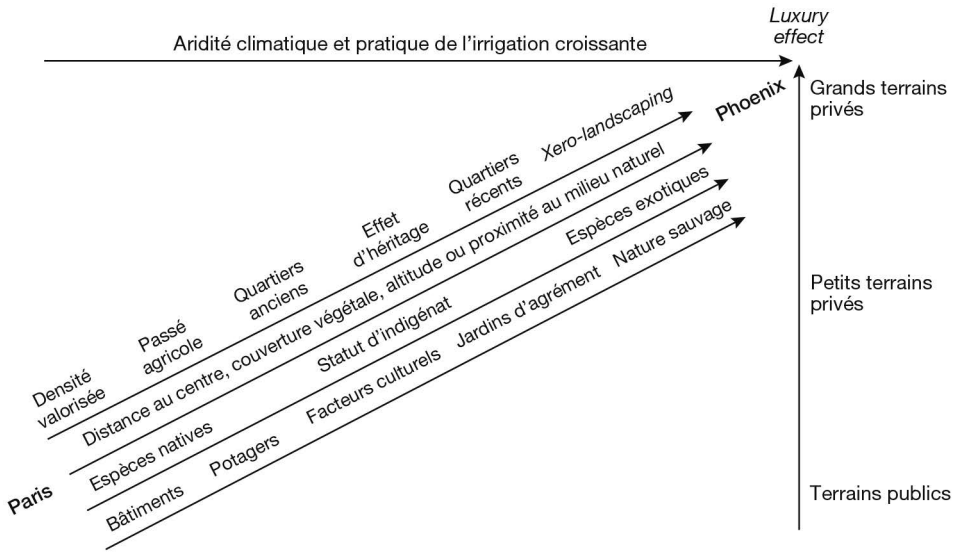


Figure 3.2. Facteurs secondaires intervenant dans l'intensité du *luxury effect* (sources : Leong *et al.*, 2018 ; Cohen *et al.*, 2012 ; Roussel et Alexandre, 2021. Réalisation : Marianne Cohen).

N'est pas figurée l'aisance des ménages, qui est la variable principale testée dans toutes les configurations.

Dans la ville de Paris, l'effet d'héritage correspond aux différentes époques auxquelles s'est construite et étendue la ville, et en particulier au modèle d'urbanisme monumental, moderniste, hygiéniste et destiné à la bourgeoisie industrielle mis en place par le baron Haussmann au XIX^e siècle. La végétation y était circonscrite à quelques figures, tels l'arbre d'alignement, le square et le parc. Ces quartiers denses sont toujours habités par des ménages aisés, ce que l'on appelle le « paradoxe haussmannien », qui contribue à expliquer l'absence de relation statistique entre revenu des ménages et richesse floristique en espèces natives spontanées. Au contraire, l'Est parisien, qui conserve un héritage de quartier de faubourgs, outre de nombreux milieux semi-naturels riches en espèces natives, spontanées ou plantées (BSS dans la Petite Ceinture, le cimetière du Père-Lachaise, le jardin naturel), est habité par des ménages plus modestes (Cohen *et al.*, 2012). L'effet d'héritage est confirmé lorsque l'on change d'échelle. Ainsi, il existe une relation statistique positive entre la richesse floristique (BSL) et les revenus des ménages dans les communes périphériques de Paris, qui ont été construites plus tardivement en obéissant à des modèles d'urbanisme plus modernes (Roussel et Alexandre, 2021). Dans d'autres villes européennes anciennes ayant été confrontées à cet impératif de modernisation et d'extension au-delà de leur noyau originel, d'autres choix ont été faits, c'est le cas dans le quartier de l'Eixample à Barcelone, quadrillé d'alignements d'arbres, ou dans la ville de Londres, où les grands parcs ont subsisté y compris au centre-ville, outre une véritable ceinture verte aux limites de l'agglomération, alors qu'elle est très fragmentée aux confins de la métropole du Grand Paris.

► Les services écosystémiques et la trame verte

En ville, la notion de *services écosystémiques* (chapitre 27) permet de faire la part des choses entre la caractérisation de la valeur écologique des assemblages d'espèces

végétales et animales, qui se réfère à un service de soutien, et des services directement utiles aux habitants dans les espaces publics. Les services d'approvisionnement peuvent concerner les jardins partagés, mais leur contribution à l'alimentation (et à la biodiversité) est limitée. Leur intérêt réside plutôt dans la régulation hydroclimatique (ombrage, absorption des eaux de pluie) et les services socioculturels qu'ils rendent (éducation, bien-être), en contribuant avec d'autres types d'espaces verts et de communautés biotiques au bien-être, à la reconnexion avec la terre et aux liens sociaux avec le voisinage. C'est là un point essentiel : la biodiversité n'a d'importance sociale que si elle est perçue par les habitants, c'est-à-dire uniquement si ces derniers la différencient de la « verdure ».

Les enquêtes dirigées par Étienne Grésillon (Grésillon *et al.*, 2012) sur les pratiques et représentations de la biodiversité urbaine dans Paris, dont le premier volet concernant le 20^e arrondissement a été publié, ont montré que les différents types de communautés végétales constituées d'espèces natives spontanées, les seules inventoriées dans l'étude écologique (BSS), ne suscitaient pas toutes le même consensus positif parmi les enquêtés. Ainsi, alors que les bois, les parcs et jardins, ainsi que les squares sont unanimement appréciés, les friches étaient associées par certains habitants à la saleté, à l'abandon et au manque de soin. Nous en avons tenu compte pour évaluer les services culturels rendus par les différents types de communautés végétales constituées d'espèces natives spontanées (BSS). Ces services sont plus importants dans les quartiers de l'Est parisien, habités par des ménages plus modestes que ceux du centre et de l'Ouest parisien, à la fois parce que la morphologie des faubourgs (bâti hétérogène, maisons avec jardins, ruelles pavées, présence de grands espaces verts boisés tel le cimetière du Père-Lachaise, etc.) est plus favorable aux services hydroclimatiques (présence d'arbres) et de soutien (richesse en espèces natives spontanées, BSS), et parce que les habitants de ces quartiers sont moins réticents face à la présence de végétation spontanée (service culturel). Depuis lors, cette enquête a été étendue au 16^e arrondissement et réactualisée jusqu'en 2024, grâce à la participation des étudiants de licence et master géographie (université Paris-Cité et Sorbonne Université). Le traitement en cours suggère une perception croissante dans le temps de la biodiversité *sensu lato* par les différentes catégories socioprofessionnelles, en lien avec leur bien-être (Gros *et al.*, en cours).

Une autre notion est mobilisée, celle de trames vertes et bleues, promues par le Grenelle de l'environnement en 2007. Là encore, il s'agit d'une notion hybride, car les corridors écologiques facilitant potentiellement la circulation des espèces (animales dans la plupart des travaux) peuvent également avoir d'autres fonctions intéressantes pour les populations humaines : fournir une infrastructure pour des mobilités douces (vélo, marche) limitant la pollution, les dépenses de carburant et l'impact carbone des villes ; participer à des « corridors de fraîcheur » pour limiter l'effet d'îlot de chaleur urbain ; améliorer l'état de santé mentale (bien-être) et physique (lutte contre la sédentarité, atténuation des effets sanitaires des chaleurs intenses), et être ainsi particulièrement inspirantes pour les aménageurs. Ce concept a été présenté dans une acception large (Ahern, 2007) après avoir été théorisé en écologie du paysage trente ans plus tôt (Forman et Godron, 1986). Malgré son intérêt, cette notion est encore peu associée à celle d'inégalités sociales, car cela exige de documenter les pratiques des habitants utilisant ces infrastructures vertes afin de vérifier l'effectivité de leurs effets sur les habitants des différentes catégories sociales. Malgré tout, une première approximation

consiste à vérifier les types de ménages concernés par cette infrastructure, en réalisant une zone tampon autour des corridors, comme de nombreuses études l'ont déjà fait, pour mesurer l'accès aux espaces verts.

*
**

Au terme de ce chapitre, l'accès à la biodiversité de proximité, ordinaire, constitue un atout face aux vulnérabilités de la ville qui nous sont peu à peu révélées par la crise sanitaire et la multiplication des épisodes climatiques extrêmes (canicules, orages et inondations). L'accès à la biodiversité des espaces publics naturels et semi-naturels (les espèces natives et exotiques poussant spontanément dans les fissures de trottoirs, aux pieds des arbres, dans les cimetières, les friches ainsi que les parties les moins entretenues des parcs et jardins et des bois) constitue un élément de la qualité de vie des citoyens, tout autant qu'une solution fondée sur la nature pour mieux s'adapter aux défis environnementaux contemporains. Le cas particulier de la ville de Paris apparaît de façon flagrante lorsque l'on traite des inégalités sociales d'accès à la biodiversité constituée par les espèces natives spontanées. Cette spécificité est exagérée par rapport à l'opposition entre les villes américaines et européennes, mettant en évidence le *paradoxe haussmannien*. Contrairement à d'autres villes, comme Londres, les parcs à Paris sont de petite taille, isolés, et ont été établis en périphérie sur d'anciennes carrières non constructibles, plus rarement sur d'anciens jardins royaux ou appartenant autrefois à la noblesse, à l'exception de l'Est parisien. Le fait que l'accès à ces aménités ne soit pas réservé aux ménages les plus aisés constitue un atout pour les aménageurs et les décideurs politiques.

► Références citées

- Ahern J., 2007. Green infrastructure for cities: The spatial dimension, in Novotny V., Brown P., *Cities of the Future: Towards Integrated Sustainable Water and Landscape Management*, Londres, JWA Publishing, doi:10.2166/9781780405308.
- Boussad N., Martinez C., Insee Île-de-France, Moreau E., Roger S., Apur, 2017. *Métropole du Grand Paris : des écarts de revenus encore élevés malgré la redistribution*, Institut national de la statistique et des études économiques, Insee Analyses Ile-de-France, n° 54, www.insee.fr/fr/statistiques/2578384.
- Chamberlain D., Reynolds C., Amar A., Henry D., Caprio E., Batáry P., 2020. Wealth, water, and wildlife: Landscape aridity intensifies the urban luxury effect, *Global Ecology and Biogeography*, 29(9):1595-1605, doi:10.1111/geb.13122.
- Cohen M., Baudoin R., Dajoz I., Godron M., Grésillon E. *et al.*, 2014. Les jardins des deux quartiers parisiens : biodiversité, gestion et appropriation habitantes, in Menozzi M.J. (dir.), *Les jardins dans la ville entre nature et culture*, Rennes, Presses universitaires de Rennes, 289-305, doi:10.4000/lectures.16370.
- Cohen M., Baudoin R., Palibrk M., Persyn N., Rhein C., 2012. Urban biodiversity and social inequalities in built-up cities: new evidences, next questions. The example of Paris, France, *Landscape and Urban Planning*, 106(3):277-287, doi:10.1016/j.landurbplan.2012.03.007.
- Cohen M., Dubucs H., Clauzel C., Grésillon E., Kyriasis T., 2021. Verdir une ville désertique ? Entre politique urbaine, pratiques habitantes et matérialité écologique. Le cas d'Abu Dhabi, Émirats arabes unis, *L'Espace Géographique*, 50(3):136-152, doi:10.3917/eg.503.0136.
- Forman R.T.T., Godron M., 1986. *Landscape Ecology*, New York, John Wiley et Sons Inc, 619 p.
- Galland O., Lemel Y., 2024. *Sociologie des inégalités*, Collection U, Armand Colin, 368 p.
- Grésillon E., Cohen M., Lefour J., Goeldner L., Simon L., 2012. Les trames vertes et bleues habitantes : un cheminement entre pratiques et représentations. L'exemple de la ville de Paris (France), *Développement durable et territoires*, 3(3), doi:10.4000/developpementdurable.9470.

- Howes C., Reynolds C., 2021. Absence of a Luxury Effect on bird alpha diversity in a rapidly developing African city, but surrounding landscape is key, *Landscape and Urban Planning*, 213(4): 104095, doi:10.1016/j.landurbplan.2021.104095.
- Kinzig A.P., Grove J.M., 2001. Urban-suburban ecology, in Cook E.M., Hale R.L., Kinzig A., Grove J.M., *Encyclopedia of Biodiversity*, New York, Academic Press, 733-745, doi:10.1016/B0-12-226865-2/00278-9.
- Kuras E.R., Warren P.S., Zinda J.A., Aronson M.F.J., Cilliers S. *et al.*, 2020. Urban socioeconomic inequality and biodiversity often converge, but not always: A global meta-analysis, *Landscape and Urban Planning*, 198:103799, doi:10.1016/j.landurbplan.2020.103799.
- Leong M., Dunn R.R., Trautwein M.D., 2018. Biodiversity and socioeconomic in the city: a review of the luxury effect, *Biology Letters*, 14(5):20180082, doi:10.1098/rsbl.2018.0082.
- Roussel F., Alexandre F., 2021. Landscape ecological enhancement and environmental inequalities in peri-urban areas, using flora as a socio-ecological indicator – The case of the greater Paris area, *Landscape and Urban Planning*, 210:104062, doi:10.1016/j.landurbplan.2021.104062.

Partie II

Le biotope urbain

Chapitre 4

Les grandes caractéristiques des écosystèmes urbains

Sophie Joimel, Tania De Almeida, Sébastien Barot

Si l'écologie urbaine apparaît dans les années 1920, ce n'est que 50 ans plus tard que la ville commencera à être perçue comme un écosystème à part entière (Efese, 2018), c'est-à-dire comme un ensemble d'êtres vivants en interaction entre eux (biocénose) et avec leur habitat (biotope). Par ailleurs, l'écosystème urbain a la particularité d'être fortement dépendant des activités humaines et d'être très minéral du fait de l'ensemble des bâtiments et infrastructures qui composent la ville.

► La ville : diversité d'habitats terrestres et aquatiques

Il est possible de considérer la ville comme une multitude d'habitats en lien avec la diversité d'espaces de nature qui y sont présents. Il n'existe pas de typologie faisant consensus pour ces habitats urbains (de Groot *et al.*, 2002). Si les parcs et jardins, les friches ou encore les forêts urbaines se retrouvent fréquemment dans les listes d'habitats urbains, d'autres habitats plus récents sont parfois absents comme les toits végétalisés ou les accompagnements de voiries (ronds-points et arbres d'alignement, par exemple). Par ailleurs, de nombreux milieux aquatiques sont présents en ville : aussi bien des espaces rémanents (mares et étangs, par exemple) que des ouvrages de gestion des eaux pluviales (noues et bassins, par exemple) ou de loisirs (fontaines, par exemple). Or, souvent, les typologies intègrent seulement les espaces à caractère naturel, et pas les ouvrages artificiels. Sans compter que certains habitats comme des parcs anciens peuvent être intermédiaires entre plusieurs catégories.

Selon l'échelle spatiale à laquelle on se positionne, l'écosystème urbain peut ainsi être appréhendé à l'échelle de l'espace de nature (c'est-à-dire de l'habitat ; jardin, par exemple), de la ville (incluant la matrice minérale hétérogène, liée aux différentes surfaces imperméabilisées) ou encore de la ville dans son territoire (Efese, 2018). Ces écosystèmes urbains présentent de nombreuses différences de biotope avec les milieux naturels, tant pour les conditions climatiques que pour les propriétés du sol ou encore de l'hydrologie (Buyantuyev et Wu, 2010 ; Morel *et al.*, 2005). Certaines de ces caractéristiques sont liées aux nombreuses pressions s'exerçant sur les écosystèmes urbains, telles que l'imperméabilisation des sols, la fragmentation des espaces ou encore la pollution des différents compartiments de l'écosystème (sol, eau, air)²¹.

21. Gouvernement français. Les écosystèmes urbains, Biodiversité.gouv.fr, <https://biodiversite.gouv.fr/les-ecosystemes-urbains>.

► La fragmentation du paysage urbain

Depuis 2007 et le Grenelle de l'environnement, le rôle de la fragmentation des habitats dans l'érosion de la biodiversité a été souligné²². La fragmentation du paysage (chapitre 30) fait référence à la division ou à la séparation physique ou fonctionnelle des espaces de nature. Lié aux activités humaines, ce processus se produit lorsque des barrières telles que les routes, les infrastructures urbaines, ou encore les zones industrielles, divisent un paysage en fragments plus petits et isolés.

Cette fragmentation n'est pas seulement physique, ni limitée à une vision 2D des photographies aériennes. Par exemple, le compartiment du sol, le compartiment aquatique et le compartiment aérien sont aussi soumis à cette fragmentation par la présence d'obstacles : bâti, y compris en profondeur (tunnels, par exemple), écluses, barrages, éoliennes. De même, les pollutions chimique, lumineuse ou sonore peuvent aussi être vues comme des barrières, sources de fragmentation.

La fragmentation implique une modification de la surface des espaces verts en ville. De nombreux indicateurs (*normalized difference vegetation index*, *green view index*, *Husqvarna urban green space index*, par exemple) ont été utilisés pour quantifier cette surface, chacun d'eux avec des limites liées aux méthodes employées. Grâce à ces indicateurs, il est toutefois possible de mesurer la proportion d'espaces verts au sein des villes. Cette proportion varie de 10 à 40 % d'espaces verts en moyenne dans les villes (Fuller et Gaston, 2009), avec une très forte disparité entre les villes, au niveau mondial, mais aussi au sein des territoires nationaux. Paris et New York affichent ainsi respectivement seulement 8,8 % et 13,5 % d'espaces verts, contre 25 % et 29 % à Montréal et Oslo²³. En France, la surface moyenne d'espaces verts urbains est de 31 m² par habitant, mais varie entre 102 m² à Angers (soit 14 %) et 28 m² à Paris²⁴.

Avec ces chiffres relativement faibles, les espaces de nature apparaissent alors comme des îles au milieu d'espaces imperméabilisés. Ils forment des espaces discontinus, voire dispersés, avec peu de connectivité entre eux, limitant la dispersion des espèces d'un espace à l'autre.

► Un microclimat spécifique aux écosystèmes urbains

Le climat est défini par les valeurs moyennes de variables météorologiques (température, vent, par exemple) à un endroit donné sur au moins 30 ans. Or, les villes possèdent un microclimat spécifique induisant des modifications des températures, en lien avec des altérations du bilan radiatif et des mouvements d'air, ainsi que des précipitations (figure 4.1).

Les îlots de chaleur urbains

L'un des phénomènes emblématiques en milieu urbain, faisant l'objet de nombreuses études du fait de son incidence sur le bien-être des citoyens, est celui des îlots de

22. Romain Sordello, Regard R72, SFE, 2017, <https://sfecologie.org/regard/r72-mai-2017-r-sordello-corridors-ecologiques/>.

23. Treepedia, <https://senseable.mit.edu/treepedia>.

24. Union nationale des entreprises du Paysage, 2023. Palmarès Unep 2014 des villes les plus vertes de France.

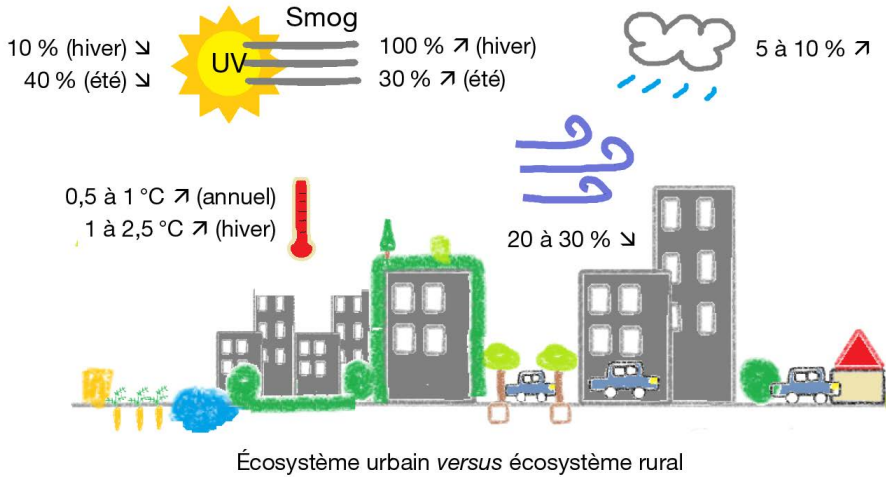


Figure 4.1. Principales modifications des variables climatiques en milieu urbain par rapport au milieu rural (sources : Ramade, 2002 ; Efese, 2018).

chaleur urbains (ICU). Il consiste en une augmentation des températures dans les centres urbains par rapport aux zones moins denses. Cette augmentation est liée à la rétention de chaleur en journée par le bâti, chaleur qui est ensuite libérée la nuit, avec des températures de l'air et de surface nettement plus élevées que celles à l'extérieur de la ville (Arnfield, 2003) : + 2,5 °C en moyenne à Paris, pouvant atteindre + 10 °C dans des conditions caniculaires²⁵. Amplifiés en période de canicule, ces îlots de chaleur peuvent aussi masquer la variabilité saisonnière (Shochat *et al.*, 2006) et biogéographique. En adoucissant l'hiver dans les zones tempérées ou en accroissant le stress hydrique des plantes dans les milieux arides, les îlots de chaleur urbains peuvent être à l'origine de l'allongement ou de la diminution de la période de croissance des plantes en ville (Shochat *et al.*, 2006). L'augmentation des températures dans la ville n'est toutefois pas uniforme. La présence d'espaces de nature ou le type de bâti modulent ces îlots de chaleur. De nombreuses études ont ainsi mesuré des écarts de températures pouvant aller jusqu'à 6 °C dans les parcs par rapport aux zones construites environnantes (Arnfield, 2003). La taille des parcs, la nature de la végétation, ainsi que la forme de la ville sont autant de facteurs pouvant influencer le rôle des parcs dans la mitigation des îlots de chaleur (Musy, 2012).

Cette augmentation de la chaleur en ville s'accompagne d'une réduction du nombre de jours de gel et d'une augmentation de la pluviométrie. Par exemple, à Paris (station Montsouris), on dénombrait 54,6 jours de gel entre 1871 et 1900 contre 19,3 jours entre 2001 et 2019²⁶. De plus, une pluviométrie de l'ordre de 5 à 10 % supérieure en milieu urbain qu'alentour est mesurée (Eitminaviciute, 2006).

25. Apur, 2012, https://www.apur.org/sites/default/files/documents/page-de-base/fichiers-attaches/rappprt_activites_apur_2017.pdf?openfile_analytics=1609.

26. Ville de Paris, 2021. Actualisation du diagnostic de vulnérabilité de Paris aux changements climatiques et à la raréfaction des ressources – Cahier 2 : les évolutions climatiques à Paris, <https://cdn.paris.fr/paris/2021/09/22/6d6a66155c140789f580a3baa183612f.pdf>.

La pluviométrie

L'augmentation de la pluviométrie va dépendre des climats et des saisons. En réalité, l'eau est surtout inégalement répartie au sein de la ville. Les sols de certains espaces ne sont pas à même de conserver une réserve hydrique, du fait de l'imperméabilisation ou du tassement des sols. Les villes sont les championnes du ruissellement nécessitant la création d'ouvrages spécifiques (noues et bassins, par exemple), et induisent ponctuellement des épisodes d'inondations, ayant tendance à augmenter avec le changement climatique. Ce ruissellement a aussi des conséquences sur la qualité de l'eau puisque celle-ci se charge alors en polluants sur les surfaces imperméabilisées. Métalliques, phytosanitaires ou hydrocarbures, les polluants peuvent ensuite se retrouver dans les espaces aquatiques ou les sols. Un autre risque majeur lié à la pollution est l'eutrophisation, due aux excès de phosphore ou d'azote dans les eaux, en provenance des égouts ou de l'agriculture, impliquant une forte turbidité, un manque d'oxygène dissous et la mort de certains organismes, déséquilibrant les réseaux trophiques (prolifération des algues et diminution du benthos, par exemple).

Les mouvements d'air

Aux modifications de température et de pluviométrie s'ajoutent les modifications des mouvements d'air. La vitesse et le trajet des vents sont fortement perturbés à cause de la présence de bâtiments qui font obstacle sous diverses formes (Tsoka, 2017). Ainsi, la vitesse moyenne du vent dans la matrice urbaine est significativement plus faible qu'à l'extérieur de la ville. Cette influence a un rôle global sur la structure verticale de l'atmosphère, avec un effet au niveau de la surface du sol, mais aussi à des hauteurs plus importantes. Par exemple, au centre des villes, les températures près du sol sont généralement plus chaudes qu'en périphérie (Pigeon *et al.*, 2008).

Ces modifications du microclimat ont une incidence sur la biodiversité. Les printemps plus précoces, des saisons sans gel plus longues et des chutes de neige réduites peuvent affecter les dates de reproduction des organismes vivants, les premières floraisons, et plus globalement la santé des plantes, des oiseaux et des insectes. D'autres espèces, parfois exotiques, peuvent au contraire s'adapter à ce milieu et prospérer dans ces hivers plus chauds (Wilby et Perry, 2006).

► Les sols urbains : des sols remaniés, pollués, artificialisés

Les sols sont en grande majorité support des infrastructures (voirie et bâti, par exemple) et sont de ce fait imperméabilisés. Cependant, il existe aussi une variété de sols non imperméabilisés qui sont le support d'espaces végétalisés. Ainsi, il est difficile de définir les sols urbains, qui ne forment pas un groupe homogène. Ces sols présentent une forte variabilité horizontale, mais aussi verticale, liées à leurs fréquents changements d'usage, induisant des apports de matériaux exogènes, des remaniements, des imperméabilisations et des pollutions par des contaminants aussi bien organiques (hydrocarbures, par exemple) qu'inorganiques (cadmium, plomb, cuivre et zinc, par exemple). À l'inverse, certains sols urbains sont des sols relictuels de sols agricoles ou forestiers, et ne présentent pas d'altérations de propriétés et de fonctions. Le chapitre 24 détaille plus précisément les caractéristiques de ces sols urbains.

► Pollutions atmosphérique et sonore

Pollution atmosphérique

En ville, si la pollution est principalement intérieure (dans le bâti), des transferts de polluants extérieurs (dans les rues) sont aussi présents. Ozone, gaz carbonique, oxydes d'azotes (NOx), microparticules, voire radon ou méthane, autant de polluants dont les concentrations peuvent augmenter dans le milieu urbain. Deux familles de polluants peuvent être distinguées : les polluants directement émis (primaires), tels que les oxydes, les hydrocarbures ou les métaux ; et les polluants provenant de la réaction chimique entre ces différents gaz (secondaires), tels que les dioxydes ou l'ozone (le dioxyde d'azote faisant partie de ces deux catégories).

Ces pollutions sont liées au trafic routier, aux industries diverses et variées, ou encore au chauffage domestique. Pendant le confinement de 2020 lié à la crise du Covid-19, la qualité de l'air s'était nettement améliorée (de -30 à -75 % pour les émissions d'oxyde d'azote selon les villes françaises²⁷), ce qui illustre le rôle majeur du trafic automobile sur cette pollution, même si la pollution aux particules fines est également liée à l'agriculture et à certains modes de chauffage.

Ces polluants peuvent jouer un rôle indirect (augmentation des gaz à effet de serre agissant sur le climat) ou direct, en induisant une perte d'habitats pour la biodiversité, une diminution de la croissance foliaire des végétaux, ou encore une eutrophisation et acidification de l'air, de l'eau et du sol (Efese, 2018). Les espèces sont plus ou moins tolérantes à la pollution atmosphérique. Dans le cas des pollutions atmosphériques extrêmes, notamment au dioxyde de soufre, très peu, voire aucune espèce de lichens (utilisés comme bio-indicateurs de la qualité de l'air) n'est observée.

Ces pollutions atmosphériques, la plupart du temps invisibles, deviennent visibles par le biais du brouillard, dont la fréquence augmente de 100 % en ville par rapport à la campagne en hiver. Le smog (contraction de *smoke*, qui signifie fumée en anglais, et de *fog*, dont la signification est brouillard), participant à la création de brouillard, est dû principalement à l'ozone et aux particules fines. Il se forme lorsqu'une masse d'air chaud se positionne au-dessus d'une couche d'air plus froide. Les mouvements de l'air vont alors s'arrêter, piégeant la couche froide et ses particules. Par ailleurs, en ville, du fait de la limitation des mouvements d'air horizontaux, la pollution peut alors stagner et s'accumuler à certains endroits. Toutefois, le smog pourra se déplacer au gré de ces vents et induire une pollution à plus large échelle, y compris en dehors des villes. De la simple irritation du nez, en passant par des affections chroniques, jusqu'à la décompensation respiratoire, le smog est réputé pour sa toxicité pour la santé humaine et l'environnement. De nombreux décès peuvent ainsi être imputés à la pollution atmosphérique (1 décès sur 20 selon l'Organisation mondiale de la santé, OMS)²⁸.

Pollution sonore

« Les oiseaux ne s'entendent plus chanter »²⁹, et pour cause, le bruit est omniprésent en ville. Voitures, trains, avions, engins de chantier, ou tout simplement bruits de voisinage ;

27. AirParif, 2023. *L'observatoire de la qualité de l'air en Île-de-France*, <https://www.airparif.fr/>.

28. Vadeboncoeur A., 18/12/2025. Le smog, cette pollution qui tue, *L'actualité*, <https://lactualite.com/sante-et-science/le-smog-cette-pollution-qui-tue/>.

29. Mouchon F., 28/01/2018. *Le Parisien*.

les organismes vivants en ville sont soumis à un bruit de fond continu, dont le nombre de décibels dépendra de la localisation (en centre urbain ou en périphérie, près d'une zone industrielle ou dans une zone résidentielle). La circulation routière représente 80 % du fond sonore (Efese, 2018). En moyenne, le niveau sonore atteint 50 à 75 dB(A) en zone urbaine, il est souvent au-dessus des 60 dB(A), ce qui constitue une réelle gêne pour les citadins (figure 4.2). Même la nuit, cette trame de fond sonore ne s'arrête pas. 30 % de la population européenne vivrait dans des niveaux dépassant 55 dB la nuit. Or, l'OMS considère que des bruits supérieurs à 40 dB(A) la nuit et à 50-55 dB(A) en journée impliquent des effets sur la santé (troubles du sommeil et retards dans les apprentissages, par exemple). Sans compter que le bruit des villes ne s'arrête pas à la limite de celles-ci. Aux États-Unis, le bruit d'origine anthropique dépasse le niveau sonore naturel dans 63 % des zones naturelles protégées (Buxton *et al.*, 2017).

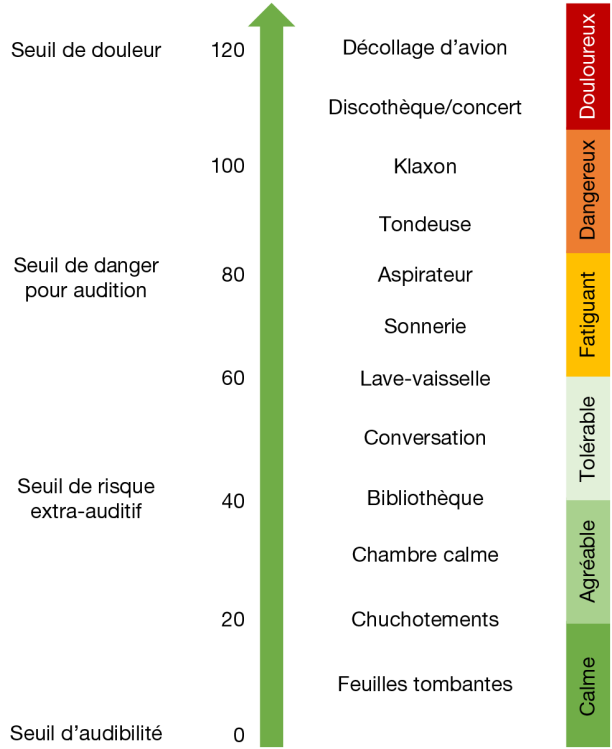


Figure 4.2. Échelle du bruit en dB(A) : risques, exemples et perception (sources : modifié d'après BruitParif).

Cette pollution sonore peut avoir une incidence sur les organismes, notamment ceux dépendant fortement des sons pour la communication ou pour se repérer dans l'espace (par exemple les oiseaux et les chauves-souris). Plus globalement, les bruits peuvent être source de stress, effrayant certaines espèces, ou ayant des impacts sur la santé des organismes (pertes auditives et pertes de repères dans l'espace, par exemple)³⁰.

30. Bruitparif, mars 2020. *Rapport Bruit et Biodiversité*, <https://www.arb-idf.fr/nos-travaux/publications/bruit-et-biodiversite/>.

Des effets sur le comportement ont aussi été démontrés au travers d'une difficulté de communication, de modifications sur la reproduction ou encore de difficultés alimentaires, non seulement chez les oiseaux (Isaksson *et al.*, 2018), mais aussi chez les amphibiens, les poissons ou les mammifères terrestres et marins.

Ces pollutions caractéristiques du milieu urbain ont un impact prégnant sur la biodiversité des villes. La pollution lumineuse a également un effet majeur qui sera développé dans le chapitre 31 sur la trame noire.

*
**

Les villes représentent un biotope spécifique dont les caractéristiques dépendent à la fois de leur emplacement géographique, des données physico-chimiques locales, mais aussi des activités humaines qui s'y déroulent. Elles façonnent des paysages, incluant des espaces de nature qui sont réduits en surface et en diminution, morcelés, parfois isolés. La biodiversité s'installant en ville doit faire face à une modification du climat et à des pollutions diverses des différents compartiments. Les types d'habitats « naturels », leurs configurations ou les pratiques humaines sont autant de facteurs qui modèlent toute la biocénose urbaine.

► Références citées

- Arnfield A.J., 2003. Two decades of urban climate research: a review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island, *International Journal of Climatology*, 23(1):1-26, doi:10.1002/joc.859.
- Buxton R.T., McKenna M.F., Mennitt D., Frstrup K., Crooks K. *et al.*, 2017. Noise pollution is pervasive in U.S. protected areas, *Science*, 356(6337):531-533, doi:10.1126/science.aah4783.
- Buyantuyev A., Wu J., 2010. Urban heat islands and landscape heterogeneity: linking spatiotemporal variations in surface temperatures to land-cover and socioeconomic patterns, *Landscape Ecology*, 25(1):17-33, doi:10.1007/s10980-009-9402-4.
- Groot R.S. (de), Wilson M.A., Boumans R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services, *Ecological Economics*, 41(3):393-408, doi:10.1016/S0921-8009(02)00089-7.
- Efese (Évaluation française des écosystèmes et des services), Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, 2018. Les écosystèmes urbains, THEMA Analyse – Biodiversité. Paris, La Documentation française.
- Eitminaviciute I., 2006. Microarthropod communities in anthropogenic urban soils. 2. Seasonal dynamics of microarthropod number in crossing curb soils, *Zool. Zhurnal*, 85(11):1309-1320.
- Fuller R.A., Gaston K.J., 2009. The scaling of green space coverage in European cities, *Biology Letters*, 5(3):352-355, doi:10.1098/rsbl.2009.0010.
- Isaksson C., Rodewald A.D., Gil D., 2018. Editorial: Behavioural and Ecological Consequences of Urban Life in Birds, *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6, doi:10.3389/fevo.2018.00050.
- Morel J.L., Schwartz C., Florentin L., Kimpe (de) C., 2005. Urban soils, in Morel J.L., Schwartz C., Florentin L., Kimpe (de) C., *Encyclopedia of Soils in the Environment*, Elsevier Ireland Ltd, 202-208, doi:10.1016/B0-12-348530-4/00305-2.
- Musy M., 2012. L'étude des microclimats urbains : champ de recherche à l'interface entre climatologie, urbanisme et génie-civil, *VertigO*, hors-série 12, doi:10.4000/vertigo.11841.
- Pigeon G., Lemonsu A., Masson V., Hidalgo J., 2008. De l'observation du microclimat urbain à la modélisation intégrée de la ville, *La Météorologie*, 62:39-47.
- Ramade F., 2002. *Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement*, 2^e éd., Paris, Dunod, 1 100 p.

Shochat E., Warren P.S., Faeth S.H., McIntyre N.E., Hope D., 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology, *Trends in Ecology & Evolution*, 21(4):186-191, doi:10.1016/j.tree.2005.11.019.

Tsoka S., 2017. Investigating the Relationship Between Urban Spaces Morphology and Local Microclimate: A Study for Thessaloniki. *Procedia Environ. Sci., Sustainable synergies from Buildings to the Urban Scale*, 38:674-681, doi:10.1016/j.proenv.2017.03.148.

Wilby R.L., Perry G.L.W., 2006. Climate change, biodiversity and the urban environment: a critical review based on London, UK, *Progress in Physical Geography : Earth and Environment*, 30(1):73-98, doi:10.1191/0309133306pp470ra.

Chapitre 5

L'urbanisation, moteur de l'évolution des espèces

Nathalie Machon

L'urbanisation s'étend à un rythme effréné pour accueillir des citadins toujours plus nombreux. De ce fait, des habitats naturels disparaissent et d'autres sont fortement modifiés. Pour les espèces vivant dans les villes, les processus évolutifs et écologiques fondamentaux sont transformés, avec des impacts importants sur la santé humaine et sur les écosystèmes. Puisque les villes ont des propriétés environnementales particulières et souvent différentes de celles des régions qui les entourent, elles agissent également de façon singulière sur l'évolution des espèces qu'elles abritent en créant des pressions de sélection qui leur sont propres.

► Les pressions de sélection particulières à la ville

Les caractéristiques particulières du milieu urbain décrites au chapitre 4 (effet d'îlot de chaleur, artificialisation des sols, pollution lumineuse, chimique, etc.) ont une incidence sur le devenir des espèces animales et végétales qui les peuplent. Les activités humaines (utilisation des biocides/pesticides, jardinage, nettoyage) impriment elles-mêmes une forte empreinte sur les espèces animales et végétales qui partagent les mêmes territoires et provoquent consciemment ou inconsciemment des impacts forts sur la biodiversité.

De plus, par raréfaction des espaces disponibles, les villes mettent en présence des communautés d'organismes qui n'évoluent pas habituellement dans les mêmes milieux et provoquent des interactions originales entre espèces. L'arrivée régulière d'espèces exotiques aux propriétés reproductives et migratrices importantes modifie fortement les assemblages d'espèces.

L'extension des zones urbaines dégrade et fragmente le paysage sur de vastes territoires. Ce développement urbain diminue la quantité totale d'habitats naturels disponibles pour les non-humains et augmente leur isolement les uns par rapport aux autres. De ce fait, les populations animales et végétales peuplant les territoires concernés par l'urbanisation subissent des réductions de taille et des pertes de diversité génétique, dont les conséquences sont l'émergence de populations génétiquement originales.

Par leur développement rapide et la variété de milieux qui les caractérisent, les villes constituent ainsi des points chauds de l'évolution. En effet, les espèces animales et végétales subissent des pressions locales diverses qui créent des adaptations rapides et localisées, conduisant à l'émergence de variants originaux par rapport à leurs conspécifiques ruraux et, ainsi, à l'émergence de nouvelles espèces (Johnson et Munshi-South, 2017).

► Les mécanismes en jeu

Le phénomène d'évolution est un changement de fréquences alléliques dans une population d'une génération à l'autre. La mutation, la dérive génétique, la migration et la sélection naturelle ou sexuelle sont les forces qui peuvent modifier les fréquences alléliques des populations (Smith, 1993). L'évolution causée par ces mécanismes sur certains organismes est de plus en plus documentée dans les villes (figure 5.1).

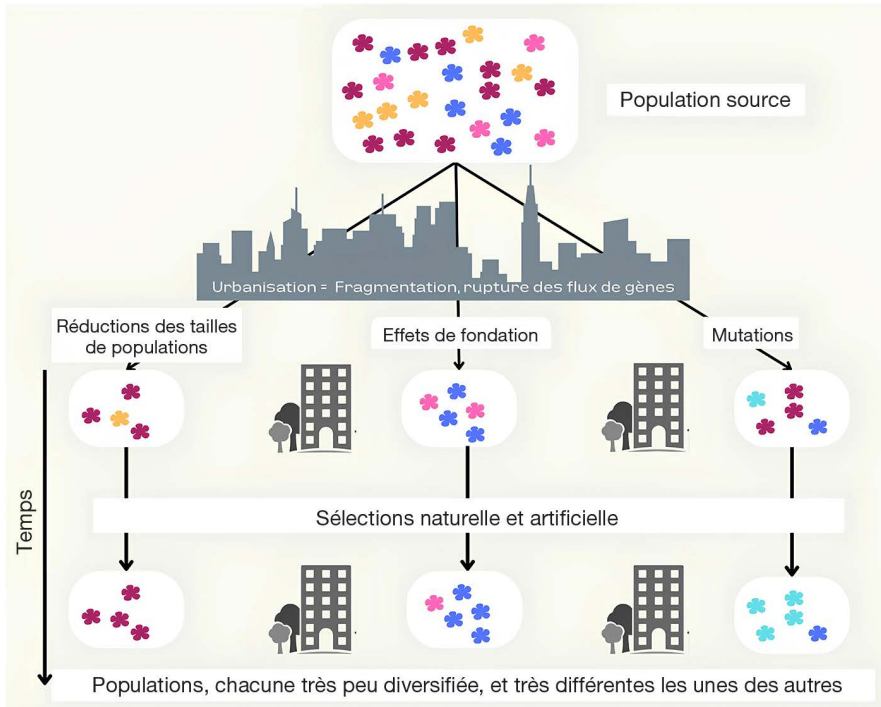


Figure 5.1. Les processus évolutifs en ville.

À partir de grandes populations sources, les populations urbaines sont menacées du fait de leur petite taille, de leur isolement, des forts effets de fondation et de dérive et des mutations délétères qu'elles subissent. Ces processus mènent à de petites populations très homogènes génétiquement.

La mutation se produit généralement à des échelles de temps beaucoup plus longues que le processus d'urbanisation – surtout pour les espèces les plus longévives (comme les arbres) – et est donc peu susceptible de provoquer un changement substantiel en réponse à l'urbanisation par elle-même. Cependant, certaines pollutions urbaines mutagènes augmentent les taux de mutation : radiations radioactives (observées autour de Tchernobyl ou Fukushima), ou certains hydrocarbures cancérigènes, par exemple, occasionnent des taux de mutation plus élevés chez les plantes, les animaux et les bactéries, qui peuvent acquérir de nouvelles mutations bénéfiques ou délétères et conduire à l'émergence de variants, plus fréquemment qu'ailleurs (Mousseau et Møller, 2014).

L'urbanisation entraîne souvent le phénomène de dérive génétique, qui provoque des changements aléatoires dans les fréquences alléliques d'une génération à l'autre. La dérive génétique est très marquée dans les petites populations isolées, et son

influence augmente lorsque l'urbanisation entraîne une réduction des tailles de population et un plus grand isolement des populations entre elles par rupture des flux de gènes. Ce phénomène est dû à (1) la perte d'habitats naturels due à la fragmentation, (2) aux effets fondateurs³¹ associés à l'établissement de nouvelles populations dans la matrice urbaine, et (3) aux réductions sévères des effectifs dues aux pressions de sélection exercées par les activités humaines (l'utilisation de pesticides par exemple).

Ainsi, les populations de souris à pattes blanches (*Peromyscus leucopus*) à New York, aux États-Unis, sont rapidement devenues différenciées les unes des autres une fois que les populations existant avant l'urbanisation ont été isolées dans les parcs urbains (Munshi-South et Kharchenko, 2010). Ce phénomène impacte souvent les espèces animales et végétales ayant une faible capacité de dispersion (micromammifères, insectes, amphibiens, etc.) et fortement canalisées par le bâti.

Les effets fondateurs peuvent également conduire à l'émergence de variants. Le moustique domestique (*Culex pipiens*) a divergé dans les métros de Londres, de Chicago ou de New York en des formes distinctes, isolées reproductivement et moins diversifiées génétiquement que les populations de surface (Byrne et Nichols, 1999). L'utilisation de pesticides pour contrôler la prolifération de nuisibles conduit à des réductions régulières de la taille de leurs populations qui produisent des phénomènes similaires. Par exemple, les punaises de lit (*Cimex lectularius*) montrent peu de diversité génétique au sein des populations, mais sont fortement différenciées entre elles (Saenz *et al.*, 2012).

De nombreux exemples de différenciation génétique de populations urbaines par perte d'habitats et isolement par le bâti sont documentés dans la littérature : lézards des murailles, bourdons ou même certains oiseaux territoriaux (Johnson et Munshi-South, 2017). Étant donné la rapidité et l'ampleur de l'urbanisation en cours à travers le monde, de nouveaux variants urbains d'une large gamme d'organismes sont susceptibles d'émerger dans les décennies à venir.

Évidemment, les organismes vivant en ville subissent une sélection « naturelle » particulière, liée aux caractéristiques induites par l'environnement urbain. On la dit « naturelle » lorsqu'elle est induite non intentionnellement par les activités humaines. L'étude de Kettlewell (Kettlewell, 1955), devenue très célèbre, concerne la phalène du bouleau (*Biston betularia*). Ce papillon de nuit existe sous deux formes principales : une forme claire, blanche avec des taches noires, et une forme sombre, presque entièrement noire, appelée forme mélanique. Jusqu'au XIX^e siècle, la forme claire était prédominante, car le papillon se camouflait bien contre les troncs d'arbres clairs, couverts de lichen. La révolution industrielle en Angleterre a entraîné une pollution massive due à la combustion de charbon, qui a couvert les arbres de suie noire. Les papillons clairs sont alors devenus plus visibles pour les prédateurs, tandis que la forme mélanique est devenue mieux camouflée sur les troncs sombres. En quelques dizaines d'années, la population de phalènes est devenue majoritairement noire, les clairs étant alors davantage mangés par les oiseaux. Cette sélection a été à nouveau inversée après la réduction de la pollution au milieu des années 1980, avec une sélection plus forte contre la morphologie sombre par rapport à celle du type initial.

31. Lorsqu'une nouvelle population est créée à partir d'un nombre relativement restreint d'immigrants, ces derniers apportent une partie seulement de la diversité présente dans la population d'origine.

L'urbanisation peut également modifier la sélection sur la morphologie des animaux. Par exemple, elle a transformé la morphologie du bec de certains oiseaux, comme les roselins familiers (*Carpodacus mexicanus*), qui se nourrissent de graines de tournesol dans les mangeoires des villes, un aliment plus gros et plus dur que ceux qu'ils trouvent dans leur habitat naturel désertique environnant. Ce changement de régime alimentaire a entraîné une sélection pour des becs plus longs et plus larges dans la population urbaine, des traits associés à une force de morsure plus élevée. En revanche, les populations non urbaines du désert ont connu une sélection pour des becs plus courts de largeur intermédiaire (Badyaev, 2008).

Enfin, l'urbanisation peut affecter la sélection sur les traits de dispersion, comme observé chez la crépide de Nîmes (*Crepis sancta*; Cheptou *et al.*, 2008). Cette plante produit à la fois des graines dispersantes (avec des pappus) et des graines non dispersantes (sans pappus) (figure 5.2). Dans les environnements ruraux, où l'habitat est moins fragmenté et où les conditions sont plus favorables à la colonisation de nouvelles zones, la dispersion à longue distance est avantageuse. Les plantes rurales de *Crepis sancta* tendent à produire plus de graines dispersantes que de graines non dispersantes, ce qui permet à la plante d'étendre son territoire et d'exploiter de nouvelles ressources. Dans l'environnement urbain, cependant, la situation est différente. Les villes sont caractérisées par des surfaces imperméables (comme le béton et l'asphalte) qui ne sont pas propices à la germination des graines. Les plantes qui dispersent trop leurs graines dans de telles zones ont peu de chances de les voir germer et d'assurer leur descendance. Au pied des arbres d'alignement par exemple, mieux vaut germer à proximité de sa plante mère plutôt que de se retrouver dans le caniveau. Du fait de ce phénomène sélectif induit par l'artificialisation du sol, les crépides des villes produisent davantage de graines non dispersantes.

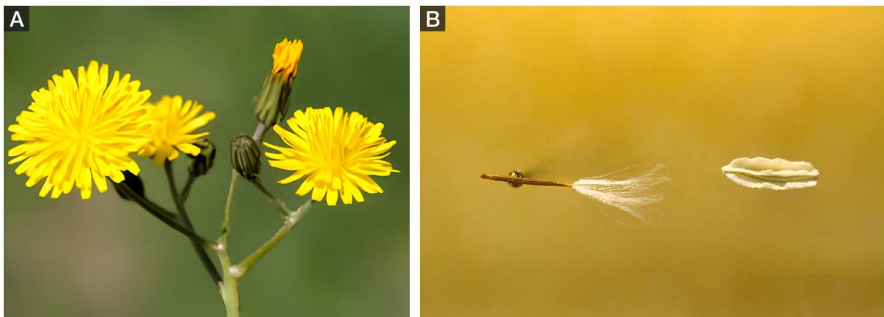


Figure 5.2. Fleurs (A) et fruits (B) de *Crepis sancta* (crédits : A, Tela Botanica; B, Éric Imbert/ISEM/CNRS Images).

L'application de la génétique moléculaire a permis d'identifier des gènes favorisés par la sélection en réponse à l'urbanisation. Par exemple, des modifications de gènes associés à des fonctions immunitaires, toxicologiques ou métaboliques sont observées et suggèrent que l'urbanisation implique des variations de l'exposition aux pathogènes, aux produits chimiques ou aux ressources alimentaires. Les gènes affectant le caractère de certains animaux sont aussi modifiés. Les merles et les cygnes, par exemple, se montrent nettement moins méfiants dans les zones urbaines qu'en milieu rural, et le portent dans leur génome.

L'émergence de formes résistantes aux pesticides est également un exemple classique de sélection artificielle en action en ville. Ces produits exercent une pression de sélection qui favorise les individus possédant des traits génétiques leur permettant de survivre et de se reproduire. Les blattes, les punaises de lit, les poux, les rats et autres organismes jugés nuisibles sont régulièrement exposés à des biocides lors de campagnes d'éradication. Initialement, la plupart des animaux ciblés étaient sensibles et mouraient lorsqu'ils étaient exposés à ces produits. Cependant, quelques-uns survivaient grâce à une forme génétique qui leur conférait une certaine résistance. Ces organismes résistants se reproduisaient davantage, et leurs progénitures héritaient de cette résistance. À chaque génération, le nombre de résistants augmentait, jusqu'à ce que le produit devienne inefficace pour contrôler la population. Le désherbage des « mauvaises herbes », l'utilisation d'antibiotiques, la stérilisation de certains oiseaux ou au contraire l'apport d'espèces particulières choisies pour leur esthétique ou leurs usages sont d'autres pressions de sélection qui modèlent la biodiversité urbaine année après année.

Les exemples exposés ici fournissent des preuves directes que des populations animales ou végétales s'adaptent constamment en réponse à l'urbanisation. Certaines espèces urbaines sont d'ailleurs devenues progressivement anthropodépendantes (Hulme-Beaman *et al.*, 2016), c'est-à-dire incapables de vivre de façon autonome dans le milieu naturel. La souris domestique (*Mus musculus*), le rat noir (*Rattus rattus*) et le rat brun (*Rattus norvegicus*) sont particulièrement inféodés aux espaces bâtis. Les cafards (*Blatella germanica*, par exemple) sont présents dans les habitations à l'échelle mondiale. Ces omnivores opportunistes ne peuvent plus se nourrir que des déchets alimentaires trouvés dans les rues, les cuisines, les poubelles et les décharges, ils ne peuvent plus vivre et se reproduire que dans les égouts ou autres constructions urbaines (Johnson et Munshi-South, 2017).

► Pourquoi étudier les phénomènes évolutifs en ville ?

La prise en compte des phénomènes évolutifs liés à la ville permet de mieux répondre à certaines problématiques de santé humaine. Comme l'a démontré la pandémie de coronavirus 2019 (Covid-19), la concentration humaine dans les villes peut faciliter la propagation et l'évolution de certaines maladies (des zoonoses, par exemple). Il est impératif de mieux comprendre ces phénomènes. Par exemple, le moustique tigre asiatique envahissant (*Aedes albopictus*), un vecteur connu des virus du chikungunya et de la dengue, est susceptible d'envahir tous les pays européens à la faveur du réchauffement climatique et de sa bonne adaptation à l'environnement urbain (Torina *et al.*, 2023).

En comprenant comment les organismes pathogènes s'adaptent au milieu urbain, il devient possible de développer des stratégies de contrôle plus efficaces, de surveiller les résistances émergentes, et de concevoir des interventions sanitaires adaptées au contexte urbain. En éclaircissant les facteurs favorisant les zoonoses, les politiques d'urbanisme peuvent être mieux orientées pour réduire ces risques. En étudiant comment les facteurs environnementaux, tels que les changements climatiques, influencent les processus évolutifs, il est possible de mieux comprendre leurs effets à long terme et d'adopter des mesures pour minimiser ces impacts.

En somme, intégrer les connaissances sur les évolutions biologiques en milieu urbain permet de mieux anticiper et de répondre aux défis de santé publique et de préservation de la biodiversité liés à la vie en ville.

► Références citées

- Badyaev A.V., Young R.L., Oh K.P., Addison C., 2008. Evolution on a local scale: developmental, functional, and genetic bases of divergence in bill form and associated changes in song structure between adjacent habitats, *Evolution*, 62(8):1951-1964, doi:10.1111/j.1558-5646.2008.00428.x.
- Byrne K., Nichols R.A., 1999. *Culex pipiens* in London Underground tunnels: differentiation between surface and subterranean populations, *Heredity*, 82(1):7-15, doi:10.1038/sj.hdy.6884120.
- Cheptou P.O., Carrue O., Rouifed S., Cantarel A. 2008. Rapid evolution of seed dispersal in an urban environment in the weed *Crepis sancta*, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(10):3796-3799, doi:10.1073/pnas.0708446105.
- Hulme-Beaman A., Dobney K., Cucchi T., Searle J.B., 2016. An ecological and evolutionary framework for commensalism in anthropogenic environments, *Trends in Ecology et Evolution*, 31(8):633-645, doi:10.1016/j.tree.2016.05.001.
- Johnson M.T., Munshi-South J., 2017. Evolution of life in urban environments, *Science*, 358(6363):eaam8327, doi:10.1126/science.aam8327.
- Kettlewell H.B.D., 1955. Selection experiments on industrial melanism in the Lepidoptera, *Heredity*, 9(3):323-342, doi:10.1038/HDY.1955.36.
- Mousseau T.A., Møller A.P., 2014. Genetic and ecological studies of animals in Chernobyl and Fukushima, *Journal of Heredity*, 105(5):704-709, doi:10.1093/jhered/esu040.
- Munshi-South J., Kharchenko K., 2010. Rapid, pervasive genetic differentiation of urban white-footed mouse (*Peromyscus leucopus*) populations in New York City, *Molecular Ecology*, 19(19):4242-4254, doi:10.1111/j.1365-294X.2010.04816.x.
- Saenz V.L., Booth W., Schal C., Vargo E.L., 2012. Genetic analysis of bed bug populations reveals small propagule size within individual infestations but high genetic diversity across infestations from the eastern United States, *Journal of medical entomology*, 49(4):865-875, doi:10.1603/me11202.
- Smith J.M., 1993 *The theory of evolution*. Cambridge, Cambridge University Press, 380 p.
- Torina A., La Russa F., Blanda V., Peralbo-Moreno A., Casades-Martí L. *et al.*, 2023. Modelling time-series *Aedes albopictus* abundance as a forecasting tool in urban environments, *Ecological Indicators*, 150:110232, doi:10.1016/j.ecolind.2023.110232.

Chapitre 6

Formes urbaines et biodiversité

Xavier Lagurgue

Les enjeux contemporains de la durabilité et de la résilience des milieux habités amènent les sciences du vivant à entrer en jeu dans les pratiques urbaines aux côtés des sciences humaines et sociales, des sciences de l'espace et des sciences de l'ingénieur. Cette entrée en urbanisme de l'écologie scientifique suscite un regard nouveau sur les dynamiques de fonctionnement des milieux urbains qui étaient traditionnellement arbitrées au bénéfice exclusif des humains. Considérer le vivant comme agissant dans la ville, au travers des services écosystémiques qu'il apporte et des aménagements qu'il demande pour fonctionner, ne relève pas simplement d'un nouveau point de vue qui s'ajouterait aux autres comme une couche de complexité supplémentaire³². L'écologie rebat les cartes de l'urbanisme en réorganisant en profondeur des dynamiques interdisciplinaires déjà présentes. Prenant le pas, sans les remplacer, sur les tracés produits par la géographie et l'urbanisme, la notion de forme urbaine apparaît alors, ou plutôt réapparaît, tandis que l'histoire de la ville, frappée de complexité et d'accélération croissante, l'avait plutôt délaissée dans la période contemporaine. Cela étant, à l'inverse de la biodiversité dont la définition proposée par l'écologie scientifique semble communément acceptée – la biodiversité est la diversité de la vie à tous ses niveaux d'organisation biologique –, la notion de forme urbaine peine à se définir. Évidentes de prime abord, les formes urbaines, dont la perception immédiate devrait faire consensus, se révèlent bien différentes selon le point de vue duquel on les considère. Les proportions des pleins et des vides qui régissent les rapports entre les masses bâties d'un quartier parlent au paysagiste et à l'architecte, mais beaucoup moins à l'écologue et à l'historien. Quant au promeneur et à l'habitant pour qui les formes urbaines sont perçues depuis le sol, ce sont encore pour eux d'autres registres sensibles qui sont convoqués. Autant de points de vue, autant de formes urbaines!

Afin d'envisager la notion de forme dans une perspective interdisciplinaire, nous commencerons par balayer le sujet (sans l'épuiser, loin de là) en considérant des exemples, des points de vue et des échelles variés, des moyens de perception et de représentation ainsi que des approches théoriques. Partant de là, nous nous appuierons dans un deuxième temps sur certains des résultats du programme de recherche Biodiversité, aménagement urbain et morphologie (Baum)³³. Un état de l'art des relations entre biodiversité et formes urbaines a été établi par une « cartographie systématique » des connaissances scientifiques produites sur le périmètre des pays occidentaux, Europe et Amérique du Nord.

32. <https://ite.sorbonne-universite.fr/urbanisme-ecologique>.

33. Le programme, piloté par le Plan urbanisme construction architecture (Puca) et la Fondation pour la recherche sur la biodiversité (FRB), a commencé en 2019 et s'est clôturé en 2024.

Il est ainsi apparu que ces liens étaient faiblement étudiés et qu'en tout état de cause, les connaissances établies sur les fonctionnements des écosystèmes en milieu urbain étaient encore loin de pouvoir nourrir l'urbanisme opérationnel (chapitres 16 et 30). Baum a ensuite lancé un appel à projets qui a réuni plus de quarante candidatures et permis de retenir six équipes de recherche, toutes pluridisciplinaires, pour explorer différentes hypothèses reliant formes urbaines et biodiversité. Cette deuxième partie rend compte, avec un regard d'architecte, de certains des résultats obtenus. Nous concluons en précisant l'intérêt des formes urbaines pour l'écologie.

► Formes urbaines

La notion de forme en urbanisme

Qu'est-ce qu'une forme urbaine? Avançons qu'elle est l'expression d'une réalité physique dont la perception est à la fois une question d'échelle, de point de vue et d'outil. Commençons par quelques exemples. À l'échelle du quartier ou d'ensembles urbains plus vastes, les plans de villes nouvelles ont souvent produit des formes identifiées par époques. Leurs modes d'organisation procèdent d'une idée, d'une doctrine porteuse de solutions aux problèmes d'une période, mais aussi d'un pouvoir politique à même de planifier et de mettre en œuvre un tracé dans l'espace et dans le temps. Si l'on observe la cité médiévale de Pérouges (Ain) vue du ciel, l'ovoïde de l'aggrégation des maisons de ville, entouré de champs, dans une campagne verdoyante est immédiatement identifiable par sa forme (figure 6.1A). L'historien américain Lewis Mumford qui passe pour le père de la notion de morphologie urbaine, et qui fut avant l'heure un pourfendeur de l'étalement urbain dans lequel il voyait les causes d'un possible effondrement sociétal et environnemental, précise d'ailleurs que le « premier sens du mot *town* est un lieu clos ou fortifié » (Mumford, 2023). Il s'agissait bien, à l'époque des bastides, de se garder des attaques extérieures. Quand Louis XIV commande à Jules Hardouin Mansard les plans de la place Vendôme, il attend à la fois un plan parfaitement ordonné et le dessin des façades qui entourent la place, voulue comme un modèle formel d'ordonnement. Au milieu du XIX^e siècle, Jean Baptiste André Godin (Dos Santos, 2016) s'inspire des théories de Fourier pour édifier, à Guise, un familistère dédié à l'efficacité du modèle industriel. Dans les années 1970, la ville nouvelle de Cergy-Pontoise, première des cinq villes nouvelles de la région parisienne imaginée par Michel Jaouën et Bertrand Warnier, commande à Dani Karavan l'étude d'un « axe majeur » qui structure le paysage urbain et fait forme par son tracé viaire, dans la grande tradition de la ville classique (figure 6.1B). La ville nouvelle de Mazdar, conçue en 2000 à Dubaï par Norman Foster, s'inscrit dans un carré parfait. Une forte densité bâtie contrastait avec les alentours³⁴. Il s'agissait alors pour les Émirats arabes unis de créer une ville nouvelle modèle, en particulier sur le plan énergétique. Plus proche de nous, le projet The Line, en Arabie Saoudite, perpétue cette approche formaliste en s'inscrivant dans un tracé parfaitement linéaire en plein désert.

Qu'ils soient produits par la volumétrie bâtie, la structure viaire ou le paysage, les exemples de formes urbaines, on le voit, ne manquent pas (figure 6.1). Tous ont en commun d'être issus d'une démarche de planification (Lagurque et Bertolini, 2020).

34. Jusqu'à ce que l'étalement urbain combiné à une faible occupation ne vienne diluer cette figure idéale dans le magma urbain contemporain.

A



B



Figure 6.1. Cité médiévale de Pérouges (A) et axe majeur de Cergy-Pontoise (B) (sources : dessins de Xavier Lagurgue).

La Cité médiévale de Pérouges (A) s'inscrit dans un ovoïde dense. L'ensemble bâti fait forme dans le paysage agricole. L'axe majeur de Cergy-Pontoise (B) structure quant à lui le paysage de l'intérieur. Le dessin à partir de vues du ciel permet d'extraire ces formes urbaines caractéristiques et immédiatement identifiables.

Avec le recul du temps, les formes issues de ces projections témoignent plus ou moins explicitement des enjeux qui ont présidé à leur mise en œuvre : organisation militaire, expression symétrique de l'autorité gouvernante, mais aussi organisation sociale, volonté hygiéniste d'Haussmann à Paris ou encore amélioration de la circulation par Cerda à Barcelone. « La forme suit la fonction », disait l'architecte américain Louis Sullivan (Sullivan, 1896). Au siècle précédent, Darwin et Lamarck avaient bataillé pour déterminer si, dans l'évolution des espèces, la fonction créait l'organe ou si, à l'inverse, l'organe créait la fonction. Ce rapport de la forme à la fonction fut une idée que les sciences du vivant partagèrent avec celles de l'espace, on ne s'étonnera donc pas que l'écologie fonctionnelle cherche aujourd'hui dans la ville les formes les plus propices au fonctionnement des écosystèmes. Peut-être est-ce à partir de ce tropisme classificateur commun aux architectes et aux écologues, mais aussi et surtout en réaction à la théorie moderne outrageusement simplificatrice du début du ^{xx}e siècle qui sectorisa la ville par fonctions, que naquit, dans les années 1960 en Italie, la « typo-morpho », doctrine qui étudie la ville au travers de l'association des types architecturaux et des morphologies urbaines. Saverio Muratori à Venise puis à Rome, et Aldo Rossi à sa suite, réinstallèrent l'histoire au fondement de la théorie urbaine, face à la *tabula rasa* moderniste. Gianfranco Caniggia parle alors de « lecture de ville ». En France, c'est à partir de l'École d'architecture de Versailles que l'architecte Jean Castex, l'architecte-urbaniste Philippe Panerai et le sociologue Jean-Charles Depaul diffusèrent les idées et méthodes de la « typo-morpho » en considérant comme insécables trois éléments fondamentaux du tissu urbain que sont : le parcellaire, le réseau de voirie et le bâti. Pour approfondir ce thème morphologique, on se reportera aux travaux sur les motifs et les mesures de la ville durable de Georges Salat (Salat *et al.*, 2011), ingénieur, universitaire et haut



Kinshasa, République démocratique du Congo



Houston, États-Unis



Lagos, Nigeria



Venise, Italie

Figure 6.2. Quatre formes urbaines issues des réseaux viaires de grandes métropoles dans le monde (sources : illustrations produites par Alana Cole, Benjamin Silva, Louna Jay, étudiants du master BAT-UrbaBio, Paris, MNHN 2023).

Ces réseaux apparaissent comme des abstractions graphiques. Sans la légende, il serait bien difficile d'identifier la ville dont ils proviennent.

fonctionnaire, à ceux du géographe Albert Lévy (Levy, 2005), ainsi qu'à la catégorisation des rapports entre formes et significations, ou encore à la production contemporaine du laboratoire UMR7309, Amup (Architecture, morphologie urbaine et projet) de l'École nationale supérieure d'architecture de Strasbourg (Ensas).

Cela étant, si des formes urbaines ont structuré des villes médiévales et classiques et s'observent encore aujourd'hui, sous certaines conditions de gouvernance, dans des villes contemporaines, il suffit d'une promenade sur Google Earth au-dessus de la périphérie de n'importe quelle métropole occidentale pour comprendre qu'il y a belle lurette que les villes se développent par juxtaposition, sans forme d'ensemble, dans un apparent chaos que Rem Koolhaas qualifiait dans les années 2000 de *junk space* (espace-bordel) (Koolhaas, 2011). La complexité des faits et des processus urbains dans l'espace et dans le temps a explosé les limites des formes physiques discernables. Philippe Panerai lui-même, dans son dernier opus *La ville de demain* (Panerai, 2022), finit par délaisser la notion de forme urbaine qui « désigne à la fois la forme de la ville, dans une vision globale où se mêlent le dessin de son plan, le jeu avec le site géographique, les effets pittoresques qui lui donnent son caractère et les formes des éléments qui la composent [...] » pour lui préférer celle de tissu urbain (qui « désigne plutôt une réflexion sur le jeu entre le tracé des rues [figure 6.2] et les bâtiments sur leurs parcelles »). Alors : *exit* la forme urbaine ? Pas tout à fait, disons plutôt : une parmi d'autres. Tout est affaire de sens et d'intention. Car le milieu urbain est l'artefact par excellence, l'endroit dans lequel s'agrègent les transformations humaines, mobiles et immobiles, qui toutes procèdent d'un art, d'un savoir-faire et qui toutes, par conséquent, sont porteuses de sens. Le philosophe John Dewey considérerait l'intention comme centrale dans l'attribution du sens à la chose perçue. Même dans le contexte théorique contemporain d'un urbanisme adaptatif (Clergeau, 2015), qui « valorise un nouveau modèle d'action en rupture avec une approche prévisionniste » (Arab, 2018), la forme reste signifiante et conserve la vertu médiatrice de porter en elle les marques de la transformation entre un avant constaté et un après projeté. La notion de forme, successivement résultat d'observations et production collective d'un devenir urbain, constitue ainsi pour l'écologie, une clé d'entrée dans la pratique du projet. Elle permet d'abord de communiquer au sein d'un collège pluridisciplinaire, mais elle est aussi prétexte pour l'écologie à installer ses propres enjeux, comme la planification indispensable au déploiement des fonctionnements naturels dans la diachronie des milieux urbains (GUE, 2022).

La représentation des formes urbaines

Du planisphère de Mercator au ^{xvi}e siècle à la carte Michelin, « la carte et le territoire » ont entretenu des rapports à peu près constants, la carte extrayant du territoire des éléments remarquables qu'elle représente en plan pour informer le voyageur de leurs positions relatives. Mais avec l'informatique, les possibilités d'extraction de données se sont soudainement multipliées à l'infini. Les systèmes d'information géographiques ne se contentent plus d'informer le monde réel, ils documentent l'ensemble des sciences pour lesquelles l'espace constitue un terrain d'étude. La même disponibilité d'information se retrouve à toutes les échelles, du plus grand des territoires au plus petit des objets dessinés. Pour saisir les faits urbains, la peinture et la littérature, la photographie, puis le cinéma, la vidéo, et désormais les technologies de l'information sont

autant de médias qui s'additionnent sans se remplacer, mais en précisant pour chacun des domaines de pertinence. Suivant en cela l'histoire des techniques, les possibilités de représentation s'enrichissent également au fil de l'apparition de nouveaux outils manuels, optiques et informatiques. Leur nombre entraîne leur spécialisation et leur spécialisation augmente les niveaux d'abstraction des données extraites et représentées. Dans l'histoire des allers et retours entre le réel et ses représentations, ce nouveau millénaire voit ainsi les formes perçues et représentées exploser en autant de moyens de perception et de représentation – et de combinaison de l'un et de l'autre – qu'il y a de points de vue, d'outils disponibles et d'intentions d'observation ou de transformation. C'est dans ce contexte que l'écologie va introduire dans le champ de l'urbanisme ses données propres, certaines visualisables en plans et coupes, d'autres livrées au travers de graphes et de graphiques plus abstraits. On peut alors se demander si pour l'écologie, partie prenante dans la planification urbaine, les formes issues des lectures morphologiques des urbanistes constituent encore un enjeu. C'est ce que nous allons tenter de déterminer en observant les résultats du programme de recherche Baum, qui s'est achevé en 2024.

► Morphologies urbaines et biodiversité

L'état de l'art établi par le programme Baum

La question de recherche lancée en 2020 par le programme Baum se résumait ainsi : « comment concilier densification du bâti, organisation des constructions, et déploiement dans la matrice construite de la ville d'un réseau d'espaces à caractère naturel, propice à l'accueil et au maintien de la biodiversité la plus riche possible ? ». Pour tenter de répondre à cette question fut d'abord entreprise une cartographie systématique, une évaluation critique ainsi qu'une synthèse narrative, permettant, selon un protocole normalisé et publié, d'établir l'état des connaissances scientifiques internationales sur les relations entre les morphologies urbaines choisies et la biodiversité. Le champ d'étude a été limité à l'échelle des quartiers de villes occidentales situées dans la zone géographique tempérée. Avec un corpus pris en compte de plus de 20 000 publications, et une équation de recherche qui a permis de réduire l'évaluation critique à 109 puis à 28 articles pertinents, ce corpus établi en 2020 par Morgane Flégeau constitue l'état de l'art le plus complet et le plus récent qui soit disponible. On se reportera à l'ouvrage de référence (Flégeau *et al.*, 2020) pour une information complète. Nous ne retiendrons ici que les principaux indicateurs répertoriés dans la littérature.

Premier constat, les articles traitant à la fois d'écologie et d'urbanisme sont majoritairement le fait d'écologues travaillant en milieu urbain, beaucoup plus rarement d'urbanistes s'intéressant aux non-humains. De fait, les descripteurs de la morphologie urbaine, dont on a vu qu'ils pouvaient poser un problème, même à des urbanistes, restent nombreux et très variables avec des appellations non homogènes. Il est encore utile de préciser que les moyens déployés par les recherches en écologie concernent majoritairement deux axes, les études de terrain et la modélisation. Ces manières d'aborder le cadre bâti sont bien sûr déterminantes pour la sélection des indicateurs morphologiques.

Côté « habitants », les études concernent à 80 % des espèces animales, dont 60 % d'oiseaux, mais aussi des arthropodes, insectes, mammifères, reptiles et amphibiens. Les espèces végétales ne comptent que pour 5 % des publications, les questions de

connectivité, de services écosystémiques, de milieux comme le sol constituent des singularités³⁵. De façon cohérente avec les méthodes de l'écologie scientifique, abondance et richesse spécifique structurent les études sur le vivant.

Considérons maintenant les principaux indicateurs de morphologie urbaine présents dans la littérature. Au premier rang d'entre eux se trouve le gradient d'urbanisation – urbain dense, périurbain et périurbain relâché –, qui permet de situer un quartier dans la théorie de la connectivité (Burel et Baudry, 1999). Directement rattachées, se trouvent les notions de densité du bâti (on parle aussi de degré de compacité) ainsi que le couple composition-configuration (ce par quoi le sol est occupé et la distribution de ces occupations dans l'espace). Les articles qui s'intéressent plus précisément aux caractéristiques morphologiques évoquent la largeur des rues, la hauteur des bâtiments, la continuité des fronts bâtis.

Le végétal, considéré comme habitat, est principalement caractérisé par le couvert arboré et par son niveau de connectivité avec les « réserves » de biodiversité environnantes. C'est dans ce registre que les études modélisatrices ayant recours aux graphes paysagers caractérisent le plus précisément les milieux urbains. Elles étudient la capacité de certains espaces « nœuds » à constituer des réserves de biodiversité et la capacité des espaces à parcourir, représentés par des lignes, à faciliter ou non les déplacements par type d'espèces.

Tous ces indicateurs morphologiques, bien que variés, restent insuffisants pour rendre compte de la complexité des formes urbaines évoquées en première partie. Dans l'état des savoirs occidentaux, les liens entre formes urbaines et biodiversité concernent ainsi principalement l'occupation du sol, considérée à la fois d'un point de vue quantitatif (densité, compacité, résistance) et qualitatif (rapports bâti-non bâti, couvert végétal, connectivité). Quant à déterminer si certaines formes urbaines, au sens typomorphologique, seraient plus capables que d'autres d'accueillir la biodiversité, nous en sommes loin.

Deux quasi-certitudes se dégagent cependant de cet état de l'art : la biodiversité décroît globalement en fonction du gradient d'urbanisation en allant de la périphérie vers les centres urbains. Mais il est aussi établi, et ce deuxième point nuance le premier, que le tissu pavillonnaire, avec son maillage de jardins en cœur d'îlot, peut se révéler particulièrement accueillant pour l'avifaune.

C'est ici que le programme Baum vient apporter un complément d'enquête dans lequel les résultats négatifs sont aussi instructifs que les hypothèses validées.

Les premiers résultats du programme Baum

Le programme Baum a sélectionné et accompagné six équipes sur six sujets différents : (1) BioRev'Aix (Aix-Marseille Université) sur l'évaluation de la capacité du réseau viaire de la ville d'Aix-en-Provence à être support de fonctionnements urbanistiques et écologiques à l'échelle du quartier ; (2) Réaumur (université Marie et Louis Pasteur) sur l'influence des morphologies urbaines sur les communautés d'insectes pollinisateurs et leurs interactions avec la flore locale, à l'échelle du quartier, sur l'agglomération dijonnaise, puis au niveau national ; (3) Evolville (CNRS-LIVE) sur l'évaluation de la diversité

35. Données issues de la restitution de Morgane Fléreau en séance de travail du programme Baum du 29 janvier 2020.

fonctionnelle des écosystèmes dans différents contextes de densification urbaine et de gestion à l'échelle du quartier, dans l'agglomération strasbourgeoise; (4) Frugacité (Arep) sur l'analyse de l'articulation entre morphologie urbaine et biodiversité selon une typologie de quartiers dépendant de leur position sur un gradient de densité urbaine, avec pour terrain d'étude les quartiers autour des gares de la ligne N du Transilien; (5) Tram'Biosol (Sol Paysage) sur la distribution des communautés lombriciennes selon l'histoire des quartiers et de leurs infrastructures, ainsi que sur l'évolution des fonctions biologiques des sols; et (6) Morphobiot (Ensa Toulouse) sur l'évaluation de la capacité de cinq tissus résidentiels toulousains, observés à l'échelle de l'îlot, à accueillir et maintenir une biodiversité urbaine, en lien avec les continuités écologiques métropolitaines.

Ces six recherches font désormais l'objet d'un ouvrage de synthèse (Carré et Clergeau, 2025) et les lignes qui suivent n'en donnent qu'un reflet partiel, focalisé sur les connaissances ayant directement trait aux relations entre biodiversité et formes urbaines. Nous envisageons pour cela trois approches transversales : (1) à partir des espèces, (2) à partir des formes urbaines et enfin (3) à partir des représentations des relations fonctionnelles entre espèces et environnement.

Espèces et morphologies urbaines

On constate que des indicateurs de type surfacique restent pertinents pour des espèces non mobiles comme les vers de terre, les escargots et les plantes. Un rayon (*buffer*) de l'ordre de 300 mètres, qui s'affranchit totalement des hauteurs et des formes bâties, s'est finalement révélé pertinent pour étudier la structure des populations d'espèces peu mobiles (figure 6.3). Dans ces situations statiques, la pression urbaine ou le gradient d'urbanisation qui s'exprime par différents ratios comme la densité bâtie ou la densité d'habitants restent pertinents. Tram'Biosol a montré que, sur le



Figure 6.3. Rayon de 300 mètres et gradient d'urbanité (sources : projet Evolville (s. d.), gradients environnementaux urbains).

Le gradient d'urbanité qui rend compte de la densité bâtie et le rayon de 300 mètres restent des outils privilégiés pour les travaux de terrain en écologie urbaine. La première ligne représente le rayon de 300 mètres. Le gradient d'urbanité est observable entre les trois colonnes (de plus dense à moins dense de gauche à droite) avec l'importance croissante de l'emprise du bâti dans le cadre observé.

plateau de Saclay³⁶ et sur des sols urbanisés depuis une trentaine d'années, les types et les formes d'aménagements urbains n'impactent pas l'abondance ni la diversité des vers de terre. Réaumur a obtenu un résultat comparable pour les pollinisateurs qui ne semblent pas influencés par les questions morphologiques et pour lesquels le gradient d'urbanisation et la densité bâtie restent des indicateurs pertinents. Même chose pour BioRev'Aix qui n'a pu établir de liens solides entre la morphologie bâtie des îlots et la biodiversité des rues adjacentes considérées par tronçons comparables. Enfin, les plantes acclimatées aux milieux urbains, étudiées par Evolville sur l'agglomération strasbourgeoise, ont montré trois types de comportement : soit une disparition par excès de contraintes, soit une plasticité phénotypique, soit enfin une adaptation plus profonde, d'ordre génétique, avec la transmission à la descendance de traits adaptatifs comme la diminution de la taille (chapitre 7). Là encore, la densité bâtie dans un rayon de 300 mètres s'est révélée un indicateur plus pertinent que la morphologie urbaine.

En revanche, et somme toute logiquement, les oiseaux étudiés par Morphobiot, les écureuils étudiés par BioRev'Aix ou les hérissons chez Frugacité, qui sont des espèces mobiles, semblent plus sensibles, selon le cas, à la hauteur des bâtiments, à l'ouverture des fronts bâtis, ainsi qu'à la composition de figures associant le végétal au bâti. Pour ces espèces, l'évaluation de l'impact des espaces bâtis sur leur capacité de déplacement se fait en rapportant des formes urbaines à l'échelle de leurs capacités fonctionnelles. Ainsi, les villes de la pie bavarde, de la chauve-souris, de l'humain, du renard et du rat, sont-elles fondamentalement différentes. Pour ces espèces mobiles, souvent carnivores ou omnivores, les chemins de déplacement liés aux fonctions vitales, comme la recherche de nourriture, le repos, la migration et la reproduction, sont potentiellement directement impactés par les formes urbaines au sens entendu en urbanisme.

Formes urbaines identifiées

Morphobiot a commencé sa recherche en sélectionnant des échantillons différenciés de tissus urbains allant du lotissement aux grands ensembles pour mener ses observations sur la faune aviaire. Ce choix s'est révélé payant, car il associe des espèces à forte capacité de déplacement avec des morphologies bâties très différentes. Un résultat qui reste à confirmer par de plus amples études concerne les maisons alignées sur la rue, constituant un front bâti discontinu et dont l'arrière de la parcelle se trouve libéré pour le jardin. Dans la mesure où la parcelle conserve une largeur suffisante pour limiter les effets de bordure et d'effarouchement, cette configuration se révèle particulièrement propice à l'accueil de certains oiseaux et de certains insectes (voir projet Réaumur) qui trouvent dans cet aménagement un cœur d'îlot verdoyant relativement protégé de l'activité humaine. D'autre part, les espaces ouverts produits par la doctrine moderne avec des barres de logements en cœur d'îlot associées à un couvert végétal diversifié, comprenant les trois strates herbacées, arbustives et de hautes tiges, se sont également révélés favorables à la faune aviaire. Le programme a ainsi pu avancer l'hypothèse qu'il existe des situations relationnelles forme bâti-végétal³⁷ dans lesquelles le bâti est associé au végétal dans des ensembles à caractère ouvert qui constituent des habitats privilégiés.

36. D'autres études complémentaires sur des sites divers permettront de généraliser ces premiers résultats.

37. Comme pour l'ensemble du programme Baum, se reporter à l'étude, sur le site du Puca.

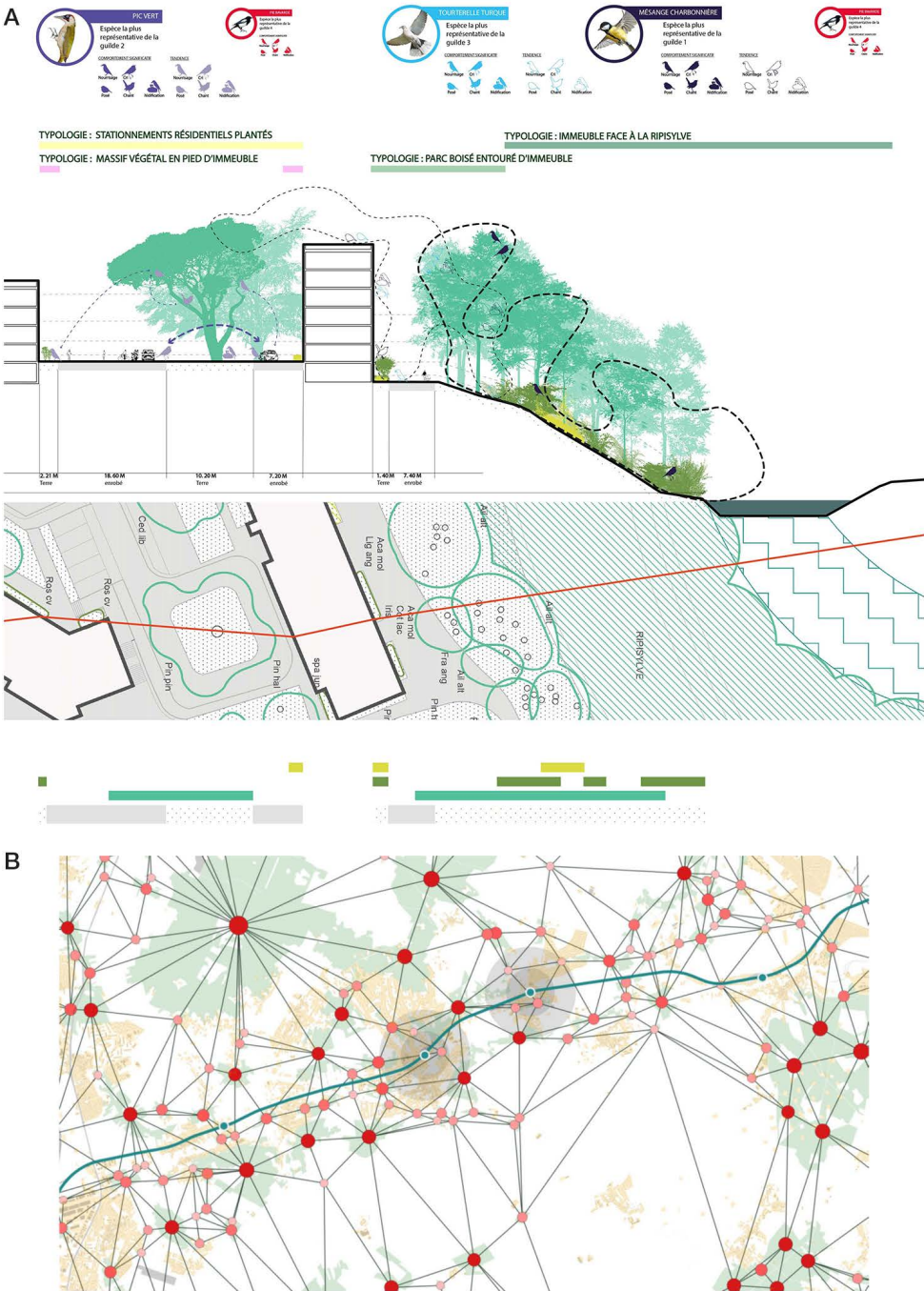


Figure 6.4. Formes bâti-végétal (A) et modélisation des nœuds-habitats et des liens-distances et difficultés de déplacement pour une espèce donnée (B) (sources : Morphobiot, 2023. Grand dessin des formes « bâti-végétal » sur le site d'Ancely. Projet Reamur, 2022. Graphab). Ces représentations constituent les deux modalités émergentes de représentation des formes urbaines du programme Baum.

Représentation

Les formes bâties, infrastructures viaires et bâtiments, facilitent ou s'opposent aux déplacements de façon différente en fonction des espèces. La modélisation informatique appliquée à la théorie des graphes travaillant en nœuds-habitats et lignes-déplacements a permis, pour quatre des six programmes, d'appréhender une échelle fine de fonctionnement (figure 6.4A). En conférant à des caractéristiques bâties des capacités à favoriser ou à freiner leurs déplacements, elle permet de modéliser concomitamment la morphologie du biotope et les traits fonctionnels des espèces. Parallèlement, le plan et la coupe restent les outils privilégiés de la description des espaces urbains (figure 6.4B). Les dessins de l'architecte et du paysagiste qui alimentent la connaissance des existants, comme celle des projets à venir, conservent cette qualité de créer le lien entre les disciplines opératives de l'aménagement, les sciences humaines et les sciences de la nature. À la condition qu'aux dessins et aux modélisations correspondent des observations écologiques de terrain, ces deux modes de représentation se complètent et se nourrissent l'un l'autre.

*
**

Existe-t-il des formes urbaines accueillantes pour la biodiversité ? Nous avons apporté à cette question quelques éléments de réponse. L'écologie urbaine s'est d'abord intéressée à la notion d'habitat et y a associé la notion de biodiversité. Un pied d'arbre, un mur végétalisé, un square, une friche permettent de quantifier des surfaces en matière de fonctionnement écologique et de connectivité. Mais dès lors que l'on a souhaité affiner ces fonctionnements au niveau des espèces, des indicateurs précis sont apparus. Pour évaluer l'impact des formes urbaines sur le fonctionnement des populations animales ou végétales, des facteurs explicatifs ont été recherchés tant du côté du bâti que du vivant afin de nourrir les modélisations des fonctionnements écologiques. L'un des grands enseignements du programme Baum a consisté à mettre en relation les traits fonctionnels de certaines espèces avec des caractéristiques de la morphologie bâtie. Ainsi commencent à émerger des critères de caractérisation du bâti ou d'ensembles « bâti-végétal³⁸ », dont on sait qu'ils influencent certains comportements en fonction de capacités motrices et sensorielles spécifiques.

Les formes urbaines ne seront peut-être pas le Graal de l'écologie urbaine, mais on commence à mieux cerner leur domaine de pertinence dans l'étude des espèces en fonction de leur mobilité. Reste encore à associer aux habitats et aux morphologies les usages des espaces et leurs modalités de gouvernance, à toutes les échelles, pour espérer caractériser de façon plus complète les socio-écosystèmes urbains.

►► Références citées

Arab N., 2018. Pour une théorie du projet en urbanisme, *Revue européenne des sciences sociales*, 56(1):219-240, doi:10.4000/ress.4050.

Burel F., Baudry J., 1999. *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*, Paris, Technique et documentation, 359 p.

Carré S., Clergeau C. (dir.), 2025. *Morphologie urbaine et biodiversité*, Rennes, Éditions Apogée, 208 p.

38. Notion due au programme de recherche Morphobiot (2024).

- Clergeau P., 2015. *Manifeste pour la ville biodiversitaire. Changer pour un urbanisme inventif, écologique et adaptatif*, Rennes, Éditions Apogée, 70 p.
- Dos Santos J., 2016. *L'utopie en héritage. Le Familistère de Guise (1888-1968)*, Perspectives historiques, Tours, Presses universitaires François-Rabelais, 452 p.
- Fléreau M., Clergeau P., Soubelet H., Carré S. (dir.), 2020. *Formes urbaines et biodiversité. Un état des connaissances*, La Défense, éditions du Puca, 106 p. (coll. Réflexions en partage)
- Groupe sur l'urbanisme écologique (GUE), 2022. *Réinventer la ville avec l'écologie. Frottements interdisciplinaires*, Rennes, Éditions Apogée, 152 p. (Coll. Écologies urbaines)
- Koolhaas R., 2011. *Junkspace. Repenser radicalement l'espace urbain*, Paris, Payot, 128 p. (coll. Manuels Payot)
- Lagurue X., Bertolini G., 2020. Formes urbaines de végétalisation, in Clergeau P. (dir.), *Urbanisme et biodiversité. Vers un paysage vivant structurant le projet urbain*, Rennes, Éditions Apogée, 167-175. (coll. Écologies urbaines)
- Levy A., 2005. Formes urbaines et significations : revisiter la morphologie urbaine, *Espaces et sociétés*, 122(3):25-48, doi:10.3917/esp.122.0025.
- Mumford L., 2023. *Histoire naturelle de l'urbanisation*, Paris, PUF, 128 p. (coll. Classiques de l'écologie)
- Panerai P., 2022. *La ville de demain*, Paris, PUF, 144 p. (coll. La ville en débat)
- Salat S., Labbé F., Nowacki C., 2011. *Les villes et les formes. Sur l'urbanisme durable*, Paris, Hermann, CSTB, 544 p.
- Sullivan L.H., 1896. The tall Office Building Artistically Considered, *Lippincott's Magazine*, 57:403-409.

Chapitre 7

Les arbres dans les écosystèmes urbains

Serge Muller

Que seraient les villes et les écosystèmes urbains sans les arbres? Pourtant, ceux-ci ne constituent pas une composante indispensable des villes. Certaines rues, places ou certains espaces urbains sont effectivement totalement minéralisés et dépourvus d'arbres.

Mais les arbres apportent une composante végétale essentielle au paysage urbain, à la biodiversité et au bon fonctionnement d'écosystèmes urbains plus ou moins boisés. Ils modifient les conditions environnementales et climatiques des villes, et sont en outre des supports très importants pour le développement de leur biodiversité. Enfin, ils représentent un élément fondamental de la perception anthropique des écosystèmes urbains.

» Les arbres et la forêt urbaine

Plutôt que de considérer les arbres individuellement dans les écosystèmes urbains, il apparaît bien plus pertinent sur le plan écologique d'appréhender globalement les arbres d'une ville comme une forêt urbaine, certes très fragmentée.

Ce concept de forêt urbaine a été défini par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, pour *Food and Agriculture Organization* en anglais) comme «un réseau ou un système incluant toutes les surfaces boisées, les groupes d'arbres et les arbres individuels se trouvant en zone urbaine et périurbaine, y compris, donc, les forêts, les arbres des rues, les arbres des parcs et des jardins, et les arbres d'endroits abandonnés» (Salbitano *et al.*, 2017).

Il s'agit évidemment d'une forêt particulière, bien différente d'une forêt classique, en particulier au niveau du substrat et du sol, qui est discontinu et en général bien dissemblable de celui des autres forêts. En revanche, le taux de recouvrement de la canopée (c'est-à-dire la couronne des arbres), qui est variable selon les villes et les parties de chaque ville, se rapproche de celui de certaines forêts (dans des régions à climat très sec, par exemple) ou de certains de leurs stades de régénération, soit naturelle après une perturbation (incendie, tempête), soit artificielle après une coupe de renouvellement de la forêt.

Ainsi, l'indice de canopée (pourcentage de recouvrement de la canopée) de Montréal est de 20%, celui de New York de 21%, celui de Lyon de 27% et celui de Paris intra-muros (sans les bois de Boulogne et Vincennes) de 14% (21% avec les bois). De nombreuses villes affichent des objectifs d'accroissement du taux de recouvrement de la canopée, et donc de densification de la forêt urbaine, au cours des prochaines décennies, afin en particulier de mieux faire face aux canicules estivales prévues du fait du changement climatique en cours.

► Les différentes composantes de la forêt urbaine

La forêt urbaine est constituée de divers types de peuplements d'arbres en ville :

- les « vraies » forêts, plus ou moins dégradées, en contexte urbain ou périurbain, à l'image des bois de Boulogne et de Vincennes pour Paris;
- les microforêts (type Miyawaki) ou les forêts plus grandes créées à des fins de boisements denses au sein des villes (encadré 7.1);
- les arbres des squares urbains, des jardins (y compris botaniques) et des parcs créés à des fins récréatives pour l'agrément des populations urbaines par des plantations d'arbres sur des surfaces plus ou moins grandes, de quelques centaines de mètres carrés pour les plus petites à quelques dizaines d'hectares pour les plus grandes. C'est le cas, par exemple pour Paris, des parcs haussmanniens de Monceau (8 ha), de Montsouris (15 ha) et des Buttes-Chaumont (25 ha);

Encadré 7.1. Les microforêts urbaines

Un type de peuplement urbain relativement récent, qui se rapproche des jardins et des bosquets urbains, correspond aux microforêts urbaines Miyawaki. Ce sont de petits espaces de quelques centaines à quelques milliers de mètres carrés présentant des plantations ligneuses denses. Ce type de forêt urbaine a été conçu au Japon par le botaniste A. Miyawaki. Il est fondé sur le concept de végétation naturelle potentielle, élaboré par R. Tüxen (1956) et développé en France par J.M. Géhu à partir des années 1970. Ces microforêts correspondent à des plantations très denses de mélanges d'essences indigènes (3 à 4 petits plants ligneux au mètre carré – « petits » correspondant à une taille comprise entre 30 et 80 cm), dans l'objectif de favoriser une croissance et une dynamique végétale rapides des plants ligneux, en vue de reconstituer la végétation potentielle naturelle en quelques décennies. Ces microforêts se distinguent des parcs et des squares par la densité du peuplement ligneux qui ne permet pas d'en faire des espaces de récréation pour les populations citadines, si ce n'est éventuellement en bordure. Cette approche a connu un grand succès populaire au Japon et dans d'autres pays asiatiques (Miyawaki, 2004). Elle a été importée en Europe il y a quelques décennies, sous l'impulsion de l'association belge Urban forest. D'autres structures (entreprises ou associations) ont été créées pour réaliser et promouvoir ce type de peuplement ligneux en France (Boomforest, Colibri Forest, Ecotree, MiniBigForest, Permafforest, Semeurs de Forêts, TreesEveryWhere, etc.) ou ont adopté cette démarche (Reforest'action). Grâce à une communication très active et un discours parfois pseudo-scientifique, voire fallacieux (croissance 10 fois plus rapide, 10 fois plus de biodiversité, etc.), ainsi qu'à l'implication (bénévole) du public, en particulier des scolaires, et aux budgets participatifs des communes, cette méthode connaît depuis quelques années un engouement populaire très important en France (à Bordeaux, Grenoble, Lille, Lyon, Metz, Mulhouse, Nancy, Nantes, Paris, Rennes, Strasbourg, Toulouse, etc.). Un ouvrage a même été récemment consacré à la présentation de cette technique (Lewis, 2023). Toutefois, les rares bilans publiés pour le moment montrent des résultats qui sont loin des promesses (Schirone *et al.*, 2011), ce qui conduit à des réserves très fortes de la part des chercheurs (Castagneyrol *et al.*, 2021) et des adeptes de la naturalité, qui considèrent que ces projets « relèvent plus du marketing vert que de l'écologie » (Génot, 2021). Ce type de peuplement conduisant à des bosquets denses peut toutefois trouver sa place dans certains espaces urbains (bordures de voies de communication, comme le boulevard périphérique à Paris) et s'inscrire dans une approche globale de forêt urbaine.

- les arbres des cimetières, pouvant représenter des surfaces et un nombre d'arbres importants, à l'image des 44 hectares et des 3 916 arbres du cimetière du Père-Lachaise (Paris);
- les alignements d'arbres dans les rues, avenues et boulevards ou les arbres des places, plantés afin de créer un cadre végétal et de l'ombrage bienfaisant aux citoyens (figure 7.1),
- les friches boisées plus ou moins pérennes, correspondant à des forêts sauvages qui se sont installées spontanément sur des espaces libérés par les activités humaines, comme la Petite Ceinture, correspondant à l'ancienne voie ferrée entourant Paris.

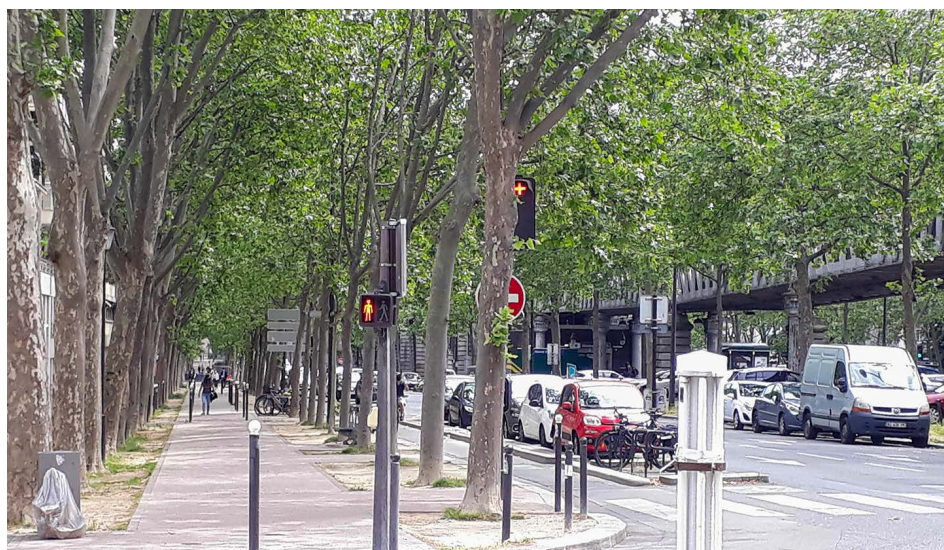


Figure 7.1. Double alignement monospécifique de platanes, boulevard Blanqui à Paris (13^e arrondissement) (crédits : Serge Muller).

► La richesse en arbres dans les forêts urbaines

La richesse en essences ligneuses est en général bien plus élevée dans les forêts urbaines des climats tempérés que dans les « vraies » forêts correspondantes en zone rurale. Alors que le nombre d'espèces d'arbres indigènes dans l'ensemble des forêts françaises est d'un peu plus de 100 espèces, et que ce nombre s'abaisse à environ 25 espèces dans les forêts d'Île-de-France, le nombre total d'espèces d'arbres, indigènes et exotiques, dans la ville de Paris est d'environ 700 espèces répertoriées dans l'*open data* de la ville³⁹. On considère en général qu'une forêt tempérée classique présente une diversité ligneuse élevée lorsqu'elle compte de l'ordre d'une dizaine d'essences mélangées pour 10 hectares, alors que celle du parc Monceau (de 8,4 ha) à Paris est supérieure à 150 essences ligneuses.

Il en est de même dans les autres grandes villes dans le monde, en particulier dans les zones tempérées, à la suite de l'acclimatation en ville de nombreuses espèces originaires de diverses régions biogéographiques.

39. Paris. Les données, [opendata.paris.fr](https://opendata.paris.fr/explore/dataset/les-arbres), <https://opendata.paris.fr/explore/dataset/les-arbres>.

La ville de Paris comporte ainsi plus d'une centaine d'essences américaines (des genres *Abies*, *Acer*, *Fraxinus*, *Magnolia*, *Picea*, *Quercus*, etc.) et davantage encore d'essences originaires du continent asiatique (souvent les mêmes genres, mais avec des espèces différentes). Il s'y ajoute aussi des espèces méditerranéennes et du Moyen-Orient (comme des chênes *Quercus castaneifolius*, *cerris*, *frainetto*, *ilex*, *suber*, etc.) suffisamment tolérantes aux températures basses hivernales.

Mais certaines essences exotiques peuvent également profiter des conditions urbaines pour s'étendre et devenir envahissantes (chapitre 21). Ainsi, plusieurs espèces d'arbres présentes en ville sont considérées comme des invasives potentielles ou même avérées. C'est le cas de l'ailante (*Ailanthus glandulosa*) qui a été classé en 2019 comme espèce exotique envahissante préoccupante pour l'Union européenne, en application du règlement européen n° 1143/2014 sur les espèces exotiques envahissantes. Des plantations d'ailante avaient toutefois été réalisées au cours du xx^e siècle dans différentes villes, dont à Paris au boulevard de l'hôpital (5^e arrondissement), à l'avenue Pierre de Coubertin (13 et 14^e arrondissement) ou avenue du Président Wilson (16^e arrondissement), où elles forment actuellement de beaux peuplements arborescents. Mais, du fait de son caractère invasif en milieu naturel désormais officialisé au niveau de l'Union européenne (UE), l'introduction et donc la plantation de cette essence sont désormais interdites sur le territoire national par l'Arrêté ministériel du 10 mars 2020 relatif à la prévention de l'introduction et de la propagation des espèces végétales exotiques envahissantes sur le territoire métropolitain. Ses peuplements actuels en ville, résultant de plantations antérieures, doivent ainsi être contrôlés afin d'empêcher leur expansion vers des milieux naturels. Il en est de même dans les autres pays de l'UE.

► La biodiversité dans les forêts urbaines

La présence des arbres dans les villes induit le développement d'une biodiversité microbienne, fongique, floristique et faunistique liée aux arbres et aux conditions environnementales urbaines.

Ainsi, la présence des lichens corticoles (c'est-à-dire poussant sur les écorces) en ville est fortement dépendante des arbres supports, mais aussi de la qualité de l'air, comme cela a bien été montré, pour les arbres du jardin du Luxembourg à Paris, d'abord leur régression, puis leur disparition du fait de l'accroissement de la pollution de l'air (Nylander, 1866), et enfin leur réapparition progressive avec l'amélioration de la qualité de l'air (Seaward et Letrouit-Galinou, 2007). Les apports de matériaux de revêtement sur le sol et les mises en suspension de poussières qui résultent de la fréquentation humaine interviennent également dans la composition du peuplement lichénique corticole (Lebreton *et al.*, 2021).

L'entomofaune de ces forêts urbaines est également largement dépendante de la nature des espèces ligneuses présentes, ainsi que de la structure et des stades de développement des peuplements ligneux, permettant la présence de cortèges d'insectes pollinisateurs, mais aussi d'espèces phyllophages (à savoir qui mangent le feuillage), xylophages (qui mangent le bois), saproxyliques (mangeant le bois en décomposition), etc. (Zagatti, 2011).

L'avifaune présente dépend des ressources alimentaires procurées par les arbres et leurs hôtes (entomofaune par exemple), mais aussi des sites de nidification potentiels, tant pour les espèces qui construisent des nids de branchages dans les arbres

que pour celles qui recherchent ou creusent des cavités appropriées dans leurs troncs (Canedoli *et al.*, 2018). Les arbres âgés, offrant davantage de ressources alimentaires et de sites de nidification, apparaissent globalement plus favorables pour l'avifaune que les jeunes arbres (Barth, *et al.*, 2015).

Des espèces animales exotiques ont également colonisé récemment les forêts urbaines. Le meilleur exemple est sans doute celui de la perruche à collier, qui a envahi au cours des vingt dernières années les forêts urbaines de toutes les grandes villes d'Europe de l'Ouest (Mori *et al.*, 2017). Cette espèce est considérée par certains scientifiques comme une espèce invasive ayant un impact négatif sur la biodiversité (Berthier *et al.*, 2017), mais des études récentes (White *et al.*, 2019; Deguines *et al.*, 2020) ont conclu que l'espèce n'avait pas d'impact négatif significatif sur les populations des autres espèces aviennes urbaines.

► Les services écosystémiques assurés par les arbres en ville

Les arbres des villes et les forêts urbaines assurent de nombreux services écosystémiques. On peut évoquer en premier le stockage du carbone. En effet, la photosynthèse conduit, par l'absorption de dioxyde de carbone (CO₂) atmosphérique, à la séquestration du carbone par les arbres sous forme de biomasse végétale pendant leur croissance jusqu'à leur maturité (l'arbre émet ensuite du carbone pendant sa phase de sénescence). Selmi (2014) a montré que les arbres de Strasbourg stockent 128 000 tonnes de carbone et en capturent environ 3 700 tonnes par an. Ce stockage varie selon les essences, les principales présentes dans l'aire d'étude étant le hêtre, le noisetier et le frêne élevé, et surtout selon les dimensions des arbres, allant de 19 kg pour un arbre de 10 centimètres de diamètre à hauteur de poitrine, jusqu'à 5 700 kg pour un diamètre de 110 centimètres. Ce phénomène d'absorption du carbone contribue ainsi à l'atténuation du réchauffement climatique.

Un autre intérêt des arbres est la lutte contre les îlots de chaleur urbains, ces secteurs des villes où les températures ont, du fait du caractère très minéral du milieu, des valeurs supérieures de plusieurs degrés par rapport aux zones végétalisées avoisinantes. Ainsi, les centres des villes sont recouverts de dômes de chaleur où la différence de température avec les milieux non urbanisés proches atteint 4 à 5 °C. Lors de la canicule d'août 2003, la nuit, il faisait 8 °C moins chaud dans les campagnes d'Île-de-France qu'au centre de Paris.

Les arbres contribuent également à purifier l'atmosphère en absorbant des polluants et en fixant des particules fines. Les études menées sur la ville de Strasbourg par Selmi *et al.* (2016) indiquent un taux d'élimination des polluants par les arbres publics à Strasbourg de 6 grammes par mètre carré et par an, comparable à celui de New York (6,7 g), mais plus faible qu'à Los Angeles (23,1 g). Toutefois, la proportion de polluants éliminés par rapport à ceux émis apparaît assez modeste à Strasbourg, par exemple 0,03 % pour le monoxyde de carbone (CO), 0,5 % pour le dioxyde de soufre (SO₂), 0,5 % pour le dioxyde d'azote (NO₂). Les valeurs obtenues en 2011 dans un parc à Shanghai, une ville davantage polluée, sont un peu plus élevées (2,6 % pour NO₂, 5,3 % pour SO₂, etc.).

Cet effet faiblement positif peut toutefois être remis en question par le ralentissement de la circulation de l'air et de la diffusion des polluants par les arbres dans les villes (Vos *et al.*, 2013). En conséquence, les urbanistes devraient davantage prendre en

compte les modalités de circulation de l'air dans la conception de leurs projets et les opérations de végétalisation. Mais l'amélioration de la qualité de l'air en ville nécessite avant tout de maîtriser les sources de pollution.

De nombreuses études sur l'impact positif des arbres sur la santé et le bien-être humain ont été réalisées ces dernières années. Déjà en 1984, Ulrich avait montré dans un hôpital de Pennsylvanie que la convalescence de patients postopératoires était plus rapide lorsqu'ils avaient une vue sur des arbres que sur un mur de briques. Une synthèse sur les bénéfices de la présence d'arbres et d'espaces verts pour la santé des populations a été publiée par Lee et Maheswaran (2011).

En 2015, Kardan et coauteurs ont établi à Toronto, au Canada, une relation significative entre une densité plus importante d'arbres dans les rues et la perception d'une meilleure santé par la population. Sur le plan économique, on a constaté à Angers une hausse du prix de vente moyen des appartements liée à l'augmentation de la densité d'espaces verts en périphérie. Ces différents résultats montrent bien la perception très positive qu'a une majorité de citoyens de la présence d'arbres et d'espaces verts boisés à proximité de leurs habitations, ce qui constitue certainement un important service rendu par les arbres à l'humain.

Cependant, il faut également relever quelques aspects négatifs liés à la présence des arbres dans les villes. On parle parfois de « dis-services », correspondant aux fonctions des écosystèmes perçues comme négatives pour le bien-être humain.

Par exemple, les arbres émettent des composés organiques volatils (COV), qui, combinés avec des oxydes d'azote émis par la combustion des hydrocarbures produits par les véhicules, conduisent à la production d'ozone. Les productions de COV varient selon les espèces. Ainsi, des chercheurs de l'université du Colorado, aux États-Unis, ont comparé les émissions de neuf espèces d'arbres à Denver (Colorado) et mis en évidence des taux variant de 0,07 µg/g/h pour l'érable à sucre (*Acer saccharum*) à 6,61 µg/g/h pour le marronnier glabre (*Aesculus glabra*) (Curtis *et al.*, 2014). En conséquence, dans les zones polluées par les oxydes d'azote, on doit choisir des espèces les moins productrices de COV pour minimiser la production d'ozone.

Les allergies dues au pollen de certaines espèces (bouleaux, aulnes, saules, etc.) constituent une autre nuisance importante. Les services municipaux doivent leur préférer, dans les zones sensibles, des espèces de substitution non ou peu allergisantes (copalmes, érables, féviers, micocouliers, sophoras, etc.).

► Quelles espèces d'arbres dans les villes de demain ?

La plupart des grandes villes affichent des politiques d'accroissement de la canopée urbaine et d'augmentation du nombre des arbres, ceci principalement dans l'objectif de lutter contre les îlots de chaleur urbains et d'adapter les villes aux canicules annoncées. Des outils ont été développés pour aider les services municipaux dans le choix des essences les mieux adaptées. C'est le cas de l'outil Sésame⁴⁰ pour la France.

Les espèces adaptées aux températures plus élevées et surtout aux sécheresses prolongées sont de plus en plus privilégiées. Cet objectif apparaît assez contradictoire avec le

40. Sésame, 2025. <https://sesame.cerema.fr/>.

parti pris, encore affiché par certaines municipalités, de privilégier les essences locales, car un grand nombre d'entre elles ne sont plus adaptées aux conditions climatiques actuelles et surtout futures.

Ainsi, le plan biodiversité 2018-2024 de la ville de Paris⁴¹ recommande de privilégier les espèces indigènes régionales pour les plantations, en oubliant que les conditions écologiques en ville ne sont pas celles des espaces naturels de l'Île-de-France et que le changement climatique en cours rendra encore plus problématique l'adéquation d'un grand nombre d'essences indigènes (comme *Acer pseudoplatanus*, *Fagus sylvatica*, *Quercus robur*, etc.) aux conditions climatiques des prochaines décennies.

De nombreuses espèces d'arbres actuellement largement présentes dans les villes sont, d'ailleurs, menacées par le changement climatique. Dans une étude portant sur 3129 espèces d'arbres et d'arbustes présentes dans 164 villes à travers 78 pays, Esperon-Rodriguez *et al.* (2022) ont mis en évidence que deux tiers de ces espèces pourraient être en situation de risque à l'échéance 2050 si des mesures importantes d'atténuation du changement climatique n'étaient pas mises en œuvre d'ici là. Malgré les lacunes de connaissance sur les réactions d'un grand nombre d'espèces ligneuses au stress, hydrique en particulier, les résultats montrent que 56 à 65 % des espèces étudiées sont déjà en situation de risque.

Pour ce qui est de la France, cinq villes ont été prises en compte dans cette étude (Paris, Lyon, Bordeaux, Montpellier et Grenoble) avec 506 espèces d'arbres et d'arbustes présentes dans ces villes. Selon Lenoir (2022), « à l'horizon 2050, 71 % des espèces d'arbres et arbustes de ces cinq villes françaises seront en situation de risque vis-à-vis de l'augmentation des températures moyennes annuelles, 69 % des espèces seront à risque vis-à-vis de la diminution du cumul des précipitations annuelles et 49 % des espèces seront à risque pour les deux phénomènes à la fois ». Raison de plus pour expérimenter l'adaptation possible d'autres essences exotiques aux conditions climatiques prévues pour la deuxième moitié du *xxi*^e siècle (Muller, 2022). Dans ce contexte, les jardins botaniques et arboretums situés à proximité des villes constituent des sites d'expérimentation tout à fait appropriés (Hirons *et al.*, 2021).

*
**

Ainsi, malgré quelques contraintes et inconvénients, les arbres assurent des fonctions essentielles dans les villes (Castagneyrol *et al.*, 2024). Ce rôle est de plus en plus reconnu par les populations citadines et leurs élus, ce qui conduit à des « plans arbres » ou « plans canopée » ambitieux mis en place par les municipalités, afin de rendre les villes plus vivables et plus agréables pour les populations citadines.

41. Ville de Paris, Direction des espaces verts et de l'environnement, Agence d'écologie urbaine, 2019. *Plan biodiversité de Paris 2018-2024*, <https://cdn.paris.fr/paris/2021/02/17/fbb551749cd-3dabdf2b730d5f4097629.pdf>.

► Références citées

- Barth B.J., FitzGibbon S.I., Wilson R.S., 2015. New urban developments that retain more remnant trees have greater bird diversity, *Landscape and Urban Planning*, 136(6):122-129, doi:10.1016/j.landurbplan.2014.11.003.
- Berthier A., Clergeau P., Raymond R., 2017. De la belle exotique à la belle invasive. Perceptions et appréciations de la Perruche à collier (*Psittacula krameri*) dans la métropole parisienne, *Annales de géographie*, 716(4):408-434, doi:10.3917/ag.716.0408.
- Canedoli C., Manenti R., Padoa-Schioppa E., 2018. Birds biodiversity in urban and periurban forests: environmental determinants at local and landscape scales, *Urban Ecosystems*, 21(4):779-793, doi:10.1007/s11252-018-0757-7.
- Castagneyrol B., Muller S., Paquette A. (coord.), 2024. *De l'arbre en ville à la forêt urbaine*, Versailles, éditions Quæ, Presses de l'Université du Québec, 188 p. (coll. Synthèses)
- Castagneyrol B., Porté A., Plomion C., 2021. Méthode Miyawaki : pourquoi les « microforêts » ne sont pas vraiment des forêts, *The Conversation*, <https://theconversation.com/methode-miyawaki-pourquoi-les-microforets-ne-sont-pas-vraiment-des-forets-155091>.
- Curtis A.J., Helmig D., Baroch C., Daly R., Davis S., 2014. Biogenic volatile organic compound emissions from nine tree species used in an urban tree-planting program, *Atmospheric Environment*, 95:634-643, doi:10.1016/j.atmosenv.2014.06.035.
- Deguignes N., Lorrilière M., Dozières A., Bessa-Gomes C., Chiron F., 2020. Any despot at my table? Competition among native and introduced bird species at garden birdfeeders in winter, *Science of the Total Environment*, 734:139263, doi:10.1016/j.scitotenv.2020.139263.
- Esperon-Rodriguez M., Tjoelker M.G., Lenoir J., Baumgartner J.B., Beaumont L.J. *et al.*, 2022. Climate change increases global risk to urban forests, *Nature Climate Change*, 12(10):950-955, doi:10.1038/s41558-022-01465-8.
- Génot J.C., 2021. Les plantations Miyawaki ou l'illusion d'une nature maîtrisée. Canopée, forêts vivantes, <https://www.canopee-asso.org/les-plantations-miyawaki-ou-lillusion-dune-nature-maitrisee/>.
- Hirons A.D., Watkins J.H.R., Baxter T.J., Miesbauer J.W., Male-Muñoz A. *et al.*, 2021. Using botanic gardens and arboreta to help identify urban trees for the future, *Plants People Planet*, 3(2):182-193, doi:10.1002/ppp3.10162.
- Kardan O., Gozdyra P., Misic B., Moola F., Palmer L.J. *et al.*, 2015. Neighborhood greenspace and health in a large urban center, *Scientific Reports*, 5:11610, doi:10.1038/srep11610.
- Lebreton E., Rivat S., Leblond S., Meyer C., 2021. Inventaire des lichens corticoles dans trois sites parisiens et dans l'arboretum de Chèvreloup (Yvelines), *Naturae*, 23:321-332, doi:10.5852/naturae2021a23.
- Lee A., Mahreswaran R., 2011. The health benefits of urban green spaces: a review of the evidence, *Journal of Public Health*, 33(2):212-222, doi:10.1093/pubmed/fdq068.
- Lenoir J., Dielenberg J., Esperon-Rodriguez M., Tjoelker M.G., Gallagher R., 2022. Climat: d'ici 2050, 71 % des espèces d'arbres en situation de risque à Paris, Bordeaux, Montpellier et Grenoble, *The Conversation*, <https://theconversation.com/climat-dici-2050-71-des-especes-darbres-en-situation-de-risque-a-paris-bordeaux-montpellier-grenoble-et-lyon-190511>.
- Lewis H., 2023. *La révolution des mini-forêts. La méthode Miyawaki*, Éditions Eyrolles, 260 p.
- Miyawaki A., 2004. Restoration of living environment based on vegetation ecology. Theory and practice, *Ecological Research*, 19:83-90, doi:10.1111/j.1440-1703.2003.00606.x.
- Mori E., Grandi G., Menchetti M., Tella J.L., Jackson H.A. *et al.*, 2017. Worldwide distribution of non-native Amazon parrots and temporal trends of their global trade, *Animal Biodiversity and Conservation*, 40(1):49-62, doi:10.32800/abc.2017.40.0049.
- Muller S., 2022. À Paris, quels arbres pour adapter la ville au changement climatique, *The Conversation*, <https://theconversation.com/a-paris-quels-arbres-pour-adapter-la-ville-au-changement-climatique-190030>.
- Nylander W., 1866. Les lichens du jardin du Luxembourg, *Bulletin de la Société botanique de France*, 13(7):364-371, doi:10.1080/00378941.1866.10827433.

Salbitano F., Borelli S., Conigliaro M., Chen Y. 2017. *Directives sur la foresterie urbaine et périurbaine*, Études FAO: Forêts n° 178, Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), Rome, 176 p.

Schirone B., Salis A., Vessella F. 2011. Effectiveness of the Miyawaki method in Mediterranean forest restoration programs, *Landscape and Ecological Engineering*, 7(1):81-92, doi:10.1007/s11355-010-0117-0.

Seaward M.R.D., Letrouit-Galinou M.A., 2007. Lichen recolonization of trees in the Jardin du Luxembourg, Paris, *The Lichenologist*, 23(2):181-186, doi:10.1017/S0024282991000324.

Selmi W., 2014. *Services écosystémiques rendus par la végétation urbaine : application d'approches d'évaluation à la ville de Strasbourg*, thèse de doctorat, université de Strasbourg, 332 p.

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

Tüxen R., 1956. Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angew. Pflanzensoziologie*, 13:5-42.

Ulrich R.S., 1984. View through a window may influence recovery from surgery, *Science*, 224(4647): 420-421, doi:10.1126/science.6143402.

Vos P.E.J., Maiheu B., Vankerkom J., Janssen S., 2013. Improving local air quality in cities: To tree or not to tree?, *Environmental Pollution*, 183:113-122, doi:10.1016/j.envpol.2012.10.021.

White R.L., Strubbe D., Dallimer M., Davies Z.G., Davis A.J.S. *et al.*, 2019. Assessing the ecological and societal impacts of alien parrots in Europe using a transparent and inclusive evidence-mapping scheme, *NeoBiota*, 48:45-69, doi:10.3897/neobiota.48.34222.

Zagatti P., 2011. Les habitats des insectes en forêt, *Insectes*, 162(3):5-8.

Chapitre 8

L'intérêt socio-écologique des friches urbaines

Marion Brun, Francesca Di Pietro

L'extension des zones urbaines génère des écosystèmes dits « nouveaux » (*novel ecosystems*, en anglais), car ils ne peuvent pas être considérés comme une variation ni une dégradation des écosystèmes non urbains, ceux que l'écologie a plus traditionnellement étudiés : bois, lacs, prairies, etc. (Kowarik, 2011). Ces écosystèmes sont radicalement liés aux actions anthropiques, dont ils sont issus : actions qui relèvent de l'échelle de la ville (destination des surfaces urbaines, zonage, protection contre les risques naturels ou technologiques, conception de trames vertes, etc.) ou actions à l'échelle de l'espace végétalisé lui-même (gestion, entretien, etc.). Parmi les écosystèmes urbains, la particularité des friches urbaines est d'être ceux qui sont le moins soumis aux secondes (actions à l'échelle de l'espace végétalisé), et d'être donc les plus à même de refléter l'influence des premières (actions à l'échelle de la ville).

► Les friches urbaines comme biotope

En effet, les friches urbaines sont définies par : (1) l'absence d'un usage manifeste; (2) la localisation à l'intérieur de l'espace urbanisé (qui, de façon pratique, peut être identifié par la tâche urbaine : espace partiellement ou totalement couvert par une zone bâtie dite continue, c'est-à-dire dont les constructions, séparées de moins de 200 mètres entre elles, présentent une continuité); (3) la présence d'une végétation soumise à une gestion rare ou irrégulière, qui se développe par conséquent de façon relativement incontrôlée. Au-delà de ces trois caractéristiques, il faut souligner que les friches urbaines couvrent une grande diversité de situations urbaines (on les trouve dans les villes denses de grande dimension comme dans les villes petites et moyennes peu denses), de localisations urbaines (présentes en centre-ville, en périphérie, et tout au long du gradient urbain), de dimensions (espaces interstitiels ou vastes zones pouvant marquer des pans entiers d'une ville), de propriétaires (entités publiques, entreprises, particuliers), d'affectation dans les documents d'urbanisme et de destination dans les projets urbains (zones urbaines, à urbaniser, naturelles, agricoles). Issues de processus très divers qui prennent place à différents moments historiques, tels que l'étalement urbain, avec sa conséquente intégration à la ville d'espaces agricoles abandonnés, la désindustrialisation ou le renouvellement urbain (Di Pietro et Brun, 2024), les friches urbaines sont observées sur des sols tout aussi diversifiés : sols anciennement artificialisés, souvent pollués, ou bien sols agricoles et semi-naturels. La végétation qui s'y développe en porte la trace et est, elle aussi, variée : les friches urbaines forment le plus souvent non pas un habitat, mais une gamme d'habitats (figure 8.1).



Figure 8.1. Friche urbaine (crédits : Cécile Mattoug).

Les friches urbaines sont généralement constituées d'une gamme d'habitats variés.

Ainsi, les friches urbaines constituent souvent les espaces urbains les plus riches en espèces (Bonthoux *et al.*, 2014), bien que celles-ci soient en partie constituées d'espèces exotiques, voire invasives, et que ces communautés végétales ne soient pas exemptes de phénomènes de colonisation par quelques espèces hégémoniques particulièrement bien adaptées à un type de sol.

Dans ce chapitre, nous allons traiter de l'intérêt écologique des friches urbaines, qui constituent à la fois des habitats et des supports de déplacement pour de nombreuses espèces végétales et animales, puis de leur intérêt pour les habitants et de leur place dans la planification urbaine.

►► L'intérêt écologique des friches urbaines

La considérable variété de situations dans lesquelles apparaissent et évoluent les friches urbaines offre une grande diversité de conditions écologiques pour l'accueil d'une biodiversité riche. Ainsi, les friches urbaines présentent un intérêt écologique intrinsèque, mais également un intérêt en tant que réseau d'habitats favorables à la biodiversité à l'échelle d'un territoire.

Les friches urbaines comme réservoirs de biodiversité

Les friches urbaines sont formées d'un assemblage d'habitats variés dont les dynamiques dépendent de processus naturels (conditions physico-chimiques, pédologiques et biologiques, notamment de successions végétales), eux-mêmes régis par des dynamiques anthropiques variées. Ces dynamiques relèvent des conditions d'apparition de la friche (l'usage antérieur du sol) et de la gestion – ou plutôt de l'absence ou de l'irrégularité de la gestion – durant le temps d'abandon de la friche, autrement appelé *temps de veille*.

Du fait de ces situations diverses, les friches accueillent des assemblages d'espèces uniques, créant de nouveaux écosystèmes. En comparaison avec d'autres espaces ouverts de même surface, les friches urbaines abritent autant, voire plus, de biodiversité et les groupes taxonomiques terrestres les plus communs y sont presque tous représentés. La diversité végétale est composée d'espèces spontanées ayant colonisé la friche une fois les activités de gestion arrêtées, qui coexistent avec des espèces cultivées ou domestiques présentes du fait de l'activité passée (Muratet *et al.*, 2021). La diversité animale (d'oiseaux et d'invertébrés) est comparable ou plus importante que dans les autres espaces verts urbains. Au-delà de l'identité des espèces, les friches accueillent en général une plus grande abondance d'individus (une plus forte densité) que les autres espaces verts urbains (McKinney, 2021).

Ainsi, on peut observer – parfois au sein d'une même friche – divers types de sols conduisant à des habitats variés. Sur les sols issus de la déconstruction de zones bâties, des communautés végétales comprenant des espèces pionnières, capables de s'installer sur des sols nus (espèces rudérales), permettront l'installation de plantes vivaces au cours du temps, formant des milieux prairiaux. Ces communautés pourront se développer et permettre à leur tour d'accueillir des espèces ligneuses, allant jusqu'à former des fourrés et présenter progressivement des stades arbustifs et arborés. Les espaces issus de l'abandon de terres non imperméabilisées (anciens parcs ou anciens jardins, ou bien anciens champs cultivés) présenteront moins d'espèces rudérales, plus d'espèces horticoles ou cultivées et seront déjà dominés par des communautés de poacées. Ils pourront également évoluer dans le temps, notamment en l'absence d'intervention humaine, et présenter différents stades successionnels, le tout formant des taches de végétation hétérogènes. Cette coexistence de différents assemblages d'espèces induit des successions végétales moins perturbées que dans les autres espaces urbains (Machon, 2021). Au fil des successions végétales, des animaux colonisent ces espaces, car ils trouvent des habitats ou des ressources alimentaires adaptés à leurs exigences écologiques.

De manière générale, les friches urbaines accueillent des espèces majoritairement communes. Néanmoins, comparativement à d'autres espaces ouverts en ville, la relativement faible fréquentation humaine, due à l'irrégularité de la gestion et au caractère souvent fermé des sites, favorise des plantes dites urbanophobes, qui sont généralement peu observées en ville. Ainsi, des espèces rares ou en déclin en ville, sensibles aux perturbations anthropiques, peuvent trouver refuge dans les friches, offrant ainsi un habitat complémentaire aux squares, parcs et jardins.

Les friches accueillent également des espèces non natives, exotiques, voire des espèces dites invasives, en plus grande quantité par rapport aux autres espaces de nature urbains : 20% *versus* 17% sur l'ensemble des Hauts-de-Seine (Muratet *et al.*, 2007), 24% *versus* 19% à Bruxelles (Godefroid et Koedam, 2007). Cette coexistence entre espèces indigènes et espèces non natives « voyageuses » constitue de nouveaux assemblages mêlant espèces spontanées, cultivées, domestiquées, au sein desquels une forme d'autorégulation s'opère. C'est ce que l'on peut observer dans certaines friches de territoires moyennement denses, où des espèces exotiques et invasives sont présentes avec des fréquences relativement faibles, ou similaires à celles des espèces indigènes, sans avoir de caractère dominant au sein des friches. Le rôle prépondérant attribué aux friches dans la dispersion des espèces non natives, de même que l'impact de ces espèces sur les autres communautés d'espèces, doivent donc être relativisés (Brun *et al.*, 2023).

Deux revues de littérature⁴² visant à examiner le rôle des friches dans le maintien de la biodiversité en ville et évaluer les différents facteurs responsables de la biodiversité des friches montrent que les processus affectant la biodiversité fonctionnent à deux niveaux différents.

– Au niveau local, la superficie de la friche, l'âge, le sol, le microclimat et la structure de la végétation sont les facteurs dominants pour expliquer la biodiversité observée. Comme dans d'autres environnements, la richesse des espèces augmente avec la taille de la friche. La diversité des caractéristiques des sols conduit également à des communautés végétales différentes. L'usage antérieur du sol de la friche est également crucial car, au travers de son effet sur la banque de graines du sol, il détermine ces facteurs locaux. Au-delà des sols et des conditions d'apparition de la friche, les dynamiques temporelles influencent fortement les dynamiques végétales des friches, notamment l'âge : les friches d'âges différents comprennent différents stades de végétation, allant d'espaces pionniers à des stades préforestiers, elles abritent donc différentes communautés faunistiques et floristiques. Le temps de veille des friches urbaines (c'est-à-dire leur durée de vie à l'état d'abandon), parfois relativement long, permet aux communautés végétales d'atteindre un stade de maturation qui leur confère cet intérêt écologique. La richesse spécifique est optimale lorsque les friches atteignent un âge moyen d'une dizaine d'années (Muratet *et al.*, 2007).

– Au niveau du paysage, la diversité taxonomique des communautés végétales résulte de divers héritages de l'utilisation des sols : elle est plus faible dans les espaces anciennement agricoles et dans les terrains vagues apparus dans les quartiers transformés au fil du temps pour la création de logements, ce qui suggère l'influence de l'hétérogénéité de l'occupation des sols sur la diversité végétale. Les caractéristiques urbaines, en particulier le contexte urbain, influencent également la diversité fonctionnelle des communautés végétales de diverses manières (Brun *et al.*, 2023).

Ces caractéristiques paysagères – actuelles comme héritées – ont une influence sur la diversité, notamment végétale des friches, mais dans une moindre mesure que les caractéristiques locales (Bonthoux *et al.*, 2014).

Les friches urbaines comme supports de déplacement pour les espèces

La connectivité du paysage est un enjeu majeur pour réduire les obstacles et faciliter les déplacements des espèces dans la matrice minérale. À cette échelle, des études montrent que l'intérêt des friches en ville réside également dans les connectivités qu'elles présentent entre elles ou avec d'autres habitats. Les espèces, notamment végétales, peuvent, par la présence de friches, se disperser vers les habitats favorables au sein de la matrice urbaine défavorable. Des études conduites en France, en région parisienne et en région Centre-Val de Loire, ont montré que les friches urbaines présentent des communautés végétales plus similaires si elles sont proches les unes des autres, indiquant que les plantes migrent d'une friche à l'autre, le tout formant un réseau fonctionnel. Cette connectivité a été vérifiée en Île-de-France seulement pour les friches d'une taille supérieure à 2500 m² (Muratet *et al.*, 2007). En région Centre-Val de Loire,

42. Une première revue de littérature (Bonthoux *et al.*, 2014) a synthétisé 37 études principalement effectuées en Europe. La seconde revue de littérature (McKinney, 2021), reprenant les méthodes d'analyse de la première, a recueilli les synthèses de 31 études, principalement d'Amérique du Nord.

la diversité des communautés végétales est également influencée par les caractéristiques urbaines : les communautés végétales sont plus similaires dans les contextes faiblement urbanisés, et plus diversifiées dans les zones fortement urbanisées, ce qui suggère l'effet de barrière du tissu urbain bâti pour la circulation des espèces végétales (Brun et Di Pietro, 2021).

Ces études montrent que les plantes se déplacent donc entre les taches d'habitats que forme le réseau de friches, malgré l'imperméabilité relative de la matrice urbaine alentour, mais elles pointent aussi que ces connectivités sont elles-mêmes dépendantes de la distance qui sépare les friches, de leurs dimensions propres, du niveau de végétalisation de la matrice urbaine ainsi que des caractéristiques des occupations du sol entourant les friches, que l'on soit en milieu urbain dense ou bien diffus (Muratet *et al.*, 2013). Pour les animaux, les déplacements nécessaires pour s'alimenter, se reproduire et coloniser d'autres espaces peuvent ainsi être freinés par la matrice minérale que représente le milieu urbain, qui crée une barrière à ces mouvements. Ainsi, les friches entourées de murs, de bâtiments, ou contenues entre de grandes rues imperméables, restreignent les capacités de dissémination des espèces qui ne peuvent pas voler (Machon, 2021).

Il paraît donc crucial de considérer les friches urbaines comme un ensemble à l'échelle d'une tache urbaine entière : l'omniprésence des friches crée un réseau d'habitats qui constituent des éléments de corridors discontinus à préserver pour favoriser les connectivités, si tant est que leur durée en tant que friche soit suffisante pour l'accueil de communautés d'espèces.

Les friches peuvent ainsi être conçues comme des refuges de biodiversité en ville. La cohabitation des formes de vie (végétales, animales non humaines, mais également humaines) crée des espaces de forte hétérogénéité, que ce soit à l'intérieur de la friche ou, si l'on considère le réseau potentiel de friches, à l'échelle de la ville. Il paraît donc important de préserver cette hétérogénéité de structure et de composition, qui caractérise la friche comme un socio-écosystème unique en ville. Globalement, le lien entre dynamiques écologiques et dynamiques anthropiques dans les friches est saillant, ce qui induit des approches socio-écologiques de ces espaces.

► Les friches urbaines comme socio-écosystèmes

Les multiples fonctions des friches urbaines pour les villes et leurs habitants

Si les friches urbaines ne font pas l'objet d'usages officiels, ces espaces urbains ne sont pas dépourvus d'usages informels. Les travaux sur la fréquentation des friches urbaines montrent que c'est bien leur caractère informel qui constitue leur intérêt majeur pour les usagers (figure 8.2).

Les friches deviennent ainsi des espaces verts informels documentés depuis le début du ^{xx}e siècle, en opposition au caractère normatif du parc haussmannien, un modèle d'espace vert public ayant émergé dans la seconde partie du ^{xix}e siècle en France et exporté dans bien des pays d'Europe et du monde au cours du siècle suivant (Tritsmans, 2021). En outre, l'intimité permise par ces espaces peut autoriser des pratiques illicites ou perçues comme telles (consommation de drogue, sexualité hors du contrôle social), bien que l'assimilation de ces espaces aux activités illicites soit une exagération largement amplifiée par la presse (Cannon, 2017).



Figure 8.2. Friche urbaine et aspect informel (crédits : Cécile Mattoug).

L'aspect informel des friches urbaines constitue un intérêt majeur pour leurs usagers.

Discrets voire furtifs dans les villes peu denses, ces usages peuvent être intenses, voire générer une véritable compétition pour l'espace entre différents usagers dans les espaces urbains denses. Dans les zones peu denses, les usages sont souvent le fait d'individus adultes habitant à proximité des friches et les fréquentant pour des usages de passage ou de promenade, seul ou avec un animal de compagnie. Dans les zones plus denses, les usages sont souvent le fait de groupes d'adultes, pour des usages parfois vitaux, comme l'hébergement (Mattoug, 2021) ou l'activité agricole (Muçi et Dorso, 2021). Dans ces cas, on peut assister à des dynamiques d'appropriation de l'espace de la friche urbaine par un groupe, avec la conséquente éviction d'autres groupes humains. Quel que soit le contexte urbain, les friches urbaines peuvent être également fréquentées par des groupes d'enfants ou d'adolescents (Rivière, 2016). En outre, les friches, considérées comme des espaces de nature moins normée (Tritsmans, 2015), peuvent revêtir une valeur sociale en constituant des supports de pratiques sociales et culturelles (Rupprecht *et al.*, 2015) ainsi qu'une valeur socio-écologique, car elles sont en mesure de favoriser des expériences quotidiennes de nature.

Les représentations positives des friches par les habitants sont associées aux qualités de liberté ou aux pratiques, notamment récréatives, mises en œuvre sur ces espaces (cheminement, promenade ou jeux de plein air). À l'inverse, le caractère vacant de ces espaces – reflété par la végétation spontanée – peut susciter une dépréciation de la part des habitants. Les friches sont alors perçues comme des espaces abandonnés et en déshérence (Brun *et al.*, 2018). Ces représentations ambiguës sont également fortement liées à la végétation : les stades successionnels les plus appréciés sont

ceux intermédiaires, car une étroite relation existe entre les représentations qu'ont les habitants des friches, leur assimilation par ceux-ci à des espaces naturels, et leurs usages, notamment récréatifs. Les services – ou dis-services – rendus par les friches suggèrent la nécessité de trouver un équilibre entre nature sauvage et nature maîtrisée, lié à la densité urbaine.

Enfin, les friches urbaines, en tant qu'espaces végétalisés en ville, ont des fonctions environnementales importantes pour l'infiltration des eaux pluviales, et donc pour la lutte contre les inondations, pour l'atténuation du changement climatique (en tant que puits de carbone potentiels), et, pour les plus boisées d'entre elles, pour l'adaptation au changement climatique (en tant qu'îlots de fraîcheur). Les friches urbaines sont donc des espaces d'intérêt pour la biodiversité et l'environnement urbains; or, ce sont aussi des espaces par essence temporaires, détruits et créés régulièrement par les différentes étapes du processus d'urbanisation.

Les friches dans la planification urbaine

Depuis quelques décennies, les politiques publiques de la plupart des pays d'Europe préconisent la densification des villes (Zéro artificialisation nette, ZAN), afin de réduire l'étalement urbain, avec son corollaire de consommation de sol en marge des villes et de consommation d'énergie liée aux déplacements, et afin d'atteindre une masse critique d'habitants pour réduire les coûts des transports en commun ainsi que des services et équipements urbains.

Dans cette perspective, les friches urbaines non imperméabilisées seraient des réserves foncières à urbaniser afin de densifier les villes : c'est la principale conception des friches urbaines manifestée par les personnels des services techniques des villes (Brun *et al.*, 2019). Ainsi, si certaines études indiquent que l'intérêt écologique des friches urbaines est renforcé par la stabilité, voire l'augmentation, de leur nombre (Kattwinkel *et al.*, 2011), d'autres alertent sur le fait que les friches sont les premiers espaces à être visés dans les politiques de densification, réduisant drastiquement leur nombre (Muratet *et al.*, 2021). En outre, l'accélération de leur réutilisation (diminuant leur temps d'existence) ne leur permettrait pas d'atteindre le stade de succession le plus propice à l'accueil de communautés variées. Malgré la prise de conscience récente de l'intérêt que présentent les friches pour favoriser les trames vertes, car elles sont disséminées partout en ville et participent à renforcer les connectivités écologiques, les dynamiques actuelles de densification urbaine pourraient conduire à une baisse potentielle de leur nombre.

De plus, la densification urbaine sur les friches urbaines se heurte, dans les villes déjà denses, à l'opposition de certains habitants et aux critiques de la densité (Faburel, 2019), accompagnées du constat de la diversité d'usages informels et de fonctions écologiques et environnementales des friches urbaines, mentionnée plus haut. Le besoin d'espaces verts moins formalisés est exprimé par une partie des habitants des villes, notamment dans les quartiers les plus sujets à la gentrification, tandis que dans bien de quartiers populaires, les friches urbaines restent synonymes de sols pollués et de sites dangereux (Bambra *et al.*, 2014). Si les friches urbaines ne peuvent pas compenser la faiblesse des espaces verts publics, ni réparer les inégalités écologiques et environnementales dans des villes radicalement marquées par la ségrégation socio-spatiale, elles sont néanmoins érigées en modèle dans certains parcs et jardins, où un coin « sauvage », ou en tout cas moins entretenu, est de plus en plus souvent aménagé.

Ceci traduit le besoin d'espaces ouverts potentiellement appropriables par les habitants, humains et non humains, mais aussi, selon d'autres habitants, la volonté des pouvoirs publics de réaliser des économies sur la gestion des espaces verts, notamment dans les quartiers populaires.

Ainsi, à l'opposé des politiques d'entraves, principalement observées dans des espaces urbains denses, émergent des politiques de laisser-faire vis-à-vis des pratiques informelles, voire de préservation, menant à des préconisations contradictoires et divergentes quant aux trajectoires des friches urbaines. Le maintien sur le long terme d'un réseau de friches spatialement dynamique pourrait constituer une solution fondée sur la nature pour faire face aux changements globaux. La renaturation spécifique aux friches urbaines constitue donc un élément crucial au cœur des villes. La reconquête de ces espaces par la biodiversité se confronte à la mise en place du ZAN : le maintien des friches auparavant agricoles ou semi-naturelles permettrait de compenser les surfaces artificialisées ailleurs, tandis que les friches issues de la désindustrialisation et du renouvellement urbain, aux sols précédemment artificialisés, sont les plus fragiles face aux objectifs de densification.

D'un point de vue social, en se soustrayant à l'ordre urbain et en offrant au vivant humain et non humain des espaces inédits, présentant une complexité d'habitats écologiques, les friches offrent à la ville une complémentarité écologique et sociale aux autres espaces mieux définis.

En ville, les friches sont des espaces hybrides, aux potentiels écologiques et sociologiques considérables, offrant des refuges pour certains humains et non-humains. Elles peuvent permettre de préserver la biodiversité dans un monde s'urbanisant rapidement, et constituent donc des éléments essentiels pour mettre en œuvre des solutions fondées sur la nature.

Le devenir des friches urbaines interroge ainsi non seulement sur le bien-fondé des politiques de densification urbaine, mais plus généralement sur celui de l'alternative « densification ou étalement urbain ». Les friches urbaines questionnent également la doctrine de l'urbanisme entendu comme conception d'espaces uniquement ou principalement bâtis, d'une part, et les approches de la conservation de la biodiversité en présence d'intenses activités humaines et d'une forte demande d'espaces verts, d'autre part, la mise sous cloche par des « réserves de biodiversité urbaine » étant peu envisagée. Des démarches d'urbanisme attentives aux fonctions multiples de l'espace, et accompagnant les usages en place par des opérations de faible envergure (panneaux explicatifs, chemins d'accès, bancs, etc.) sont encore rares (Unt et Bell, 2014).

*
**

Dans une perspective de réconciliation entre la ville et la nature, afin de répondre aux profonds besoins de nature que manifestent les citoyens, il est essentiel de caractériser la valeur des friches pour les humains comme pour les non-humains, afin de les intégrer pleinement aux enjeux et actions de renaturation dans la fabrique de la ville.

► Références citées

- Bambra C., Robertson S., Kasim A., Smith J., Cairns-Nagi J.M. *et al.*, 2014. Healthy land? An examination of the area-level association between brownfield land and morbidity and mortality in England, *Environment and Planning A: Economy and Space*, 46:433-454, doi:10.1068/a46105.
- Bonthoux S., Brun M., Di Pietro F., Greulich S., Bouché-Pillon S., 2014. How can wastelands promote biodiversity in cities? A review, *Landscape and Urban Planning*, 132:79-88, doi:10.1016/j.landurbplan.2014.08.010.
- Brun M., Bonthoux S., Di Pietro F., 2023. Crossed influences of land use legacies and current landscape contexts on vacant lot plant communities, *Landscape Ecology*, 38(9):2381-2398, doi:10.1007/s10980-023-01692-0.
- Brun M., Di Pietro F., 2021. Urban wastelands' contribution to ecological connectivity, in Di Pietro F., Robert A. (dir.), *Urban Wastelands. A Form of Urban Nature?*, Cham, Springer Nature, 73-93, doi:10.1007/978-3-030-74882-1_4.
- Brun M., Di Pietro F., Bonthoux S., 2018. Residents' perceptions and valuations of urban wastelands are influenced by vegetation structure, *Urban Forestry Urban Greening*, 29:393-403, doi:10.1016/j.ufug.2017.01.005.
- Brun M., Di Pietro F., Martouzet D., 2019. Les délaissés urbains : supports de nouvelles pratiques et représentations de la nature spontanée? Comparaison des représentations des gestionnaires et des habitants, *Nouvelles Perspectives en sciences sociales*, 14:153-184, doi:10.7202/1062509ar.
- Cannon J., 2017. La zone entre classes laborieuses et classes dangereuses : les marges parisiennes de la Belle Époque à la fin des années 1970, *Espaces et sociétés*, 171(4):37-54, doi:10.3917/esp.171.0037.
- Di Pietro F., Brun M., 2024. Friches urbaines : intervenir ou laisser faire?, in Boisseuil D., Kramp U., Lefeuvre M.P., Serrano J. (dir.), *Espaces à saisir. Interstices et communs urbains*, Éditions Peter Lang, 121-148.
- Faburel G., 2019. *Les métropoles barbares*. Lorient, Le passager clandestin, 432 p.
- Godefroid S., Koedam N., 2007. Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas, *Landscape Ecology*, 22(8):1227-1239, doi:10.1007/s10980-007-9102-x.
- Kattwinkel M., Biedermann R., Kleyer M., 2011. Temporary conservation for urban biodiversity, *Biological Conservation*, 144(9):2335-2343, doi:10.1016/j.biocon.2011.06.012.
- Kowarik I., 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation, *Environmental Pollution*, 159(8-9):1974-1983, doi:10.1016/j.envpol.2011.02.022.
- Machon N., 2021. Urban Wastelands Can Be Amazing Reservoirs of Biodiversity for Cities, in Di Pietro F., Robert A. (dir.), *Urban Wastelands. A Form of Urban Nature?*, Cham, Springer Nature, 11-26, doi:10.1007/978-3-030-74882-1_1.
- Mattoug C., 2021. Dwelling in an Urban Wasteland: Struggles for Resources, in Di Pietro F., Robert A. (dir.), *Urban Wastelands. A Form of Urban Nature?*, Cham, Springer Nature, 123-142, doi:10.1007/978-3-030-74882-1_6.
- McKinney M.L., 2021. Strategies for Increasing Biodiversity Conservation in Cities Using Wastelands: Review and Case Study, in Di Pietro F., Robert A. (dir.), *Urban Wastelands. A Form of Urban Nature?*, Cham, Springer Nature, 47-72, doi:10.1007/978-3-030-74882-1_3.
- Muçi S., Dorso F., 2021. Long-Standing Wastelands, in Di Pietro F., Robert A. (dir.), *Urban Wastelands. A Form of Urban Nature?*, Cham, Springer Nature, 143-164, doi:10.1007/978-3-030-74882-1_7.
- Muratet A., Lorrillière R., Clergeau P., Fontaine C., 2013. Evaluation of landscape connectivity at community level using satellite-derived NDVI, *Landscape Ecology*, 28(1):95-105, doi:10.1007/s10980-012-9817-1.
- Muratet A., Machon N., Jiguet F., Moret J., Porcher E., 2007. The role of urban structures in the distribution of wasteland flora in the Greater Paris Area, France, *Ecosystems*, 10(4):661-671, doi:10.1007/s10021-007-9047-6.
- Muratet A., Muratet M., Pellaton M., Brun M., Baude M. *et al.*, 2021. Wasteland, a refuge for biodiversity, for humanity, in Di Pietro F., Robert A. (dir.), *Urban Wastelands. A Form of Urban Nature?*, Cham, Springer Nature, 95-120, doi:10.1007/978-3-030-74882-1_5.

Rivière C., 2016. « Les temps ont changé ». Le déclin de la présence des enfants dans les espaces publics au prisme des souvenirs des parents d'aujourd'hui, *Les Annales de la Recherche Urbaine*, 111: 6-17, doi:10.3406/aru.2016.3219.

Rupprecht C.D.D., Byrne J.A., Ueda H., Lo A.Y., 2015. "It's real, not fake like a park": Residents' perception and use of informal urban green-space in Brisbane, Australia and Sapporo, Japan, *Landscape and Urban Planning*, 143:205-218, doi:10.1016/j.landurbplan.2015.07.003.

Tritsmans B., 2015. Versatile green: an alternative perspective on urban green space in late nineteenth-century Antwerp, *Urban History*, 42(1):89-112, doi:10.1017/S0963926814000509.

Tritsmans B., 2021. Unscripted spaces. Urban green space and terrains vagues in historical perspective. Antwerp (Belgium) c. 1900, in Di Pietro F., Robert A. (dir.), *Urban Wastelands. A Form of Urban Nature?*, Cham, Springer Nature, 339-360, doi:10.1007/978-3-030-74882-1_16.

Unt A.L., Bell S., 2014. The impact of small-scale design interventions on the behaviour patterns of the users of an urban wasteland, *Urban Forestry Urban Greening*, 13(1):121-135, doi:10.1016/j.ufug.2013.10.008.

Chapitre 9

Diversité végétale du réseau viaire

Valérie Bertaudière-Montès, Christine Robles, Nathalie Machon

Les espaces urbains comportent un réseau viaire très diversifié qui regroupe l'ensemble des voies de circulation terrestres aménagées pour permettre les déplacements humains dans une ville (rues publiques et privées, boulevards, impasses, autoroutes, chemins, etc.). Par ce réseau circulent les biens et les personnes, mais c'est également le support des dynamiques floristiques et faunistiques en ville en contribuant à la dispersion des espèces et en leur procurant des habitats (pieds d'arbre, zones herbeuses, murs, fissures de bitume et pavés, talus d'infrastructures, massifs arbustifs, plates-bandes).

Les rues des villes peuvent être toutefois considérées comme des habitats écologiques particuliers. En effet, ce sont des environnements extrêmement artificiels qui présentent des caractéristiques spécifiques, telles qu'un revêtement très minéral, la présence de bâtiments, de trottoirs et d'éclairages urbains, des sols compacts et pollués, qui diffèrent considérablement des caractéristiques de la plupart des habitats naturels. Malgré les défis, les rues peuvent offrir des niches écologiques spécifiques pour certaines espèces végétales et animales. Certaines plantes spontanées, par exemple, peuvent s'épanouir dans les fissures du béton ou entre les pavés, exploitant ces micro-environnements pour survivre et se reproduire. Ainsi, de nombreuses espèces végétales occupent ces espaces et sont exposées à de nombreuses contraintes sur leurs populations.

» Caractéristiques des plantes et des rues

En premier lieu, outre l'ensemble des contraintes urbaines décrites dans le chapitre 4, les plantes des rues sont soumises à diverses pressions humaines assez fortes, telles que le piétinement, l'écrasement par les véhicules qui stationnent sur les trottoirs, la circulation routière et la pollution qu'elle engendre. Les immeubles induisent des ombrages plus ou moins intenses qui réduisent la quantité de lumière accessible aux végétaux pour leur photosynthèse.

Les plantes qui poussent dans les rues sont, pour la plupart, des plantes spontanées, qui peuvent jouer un rôle important dans l'écosystème urbain (Omar *et al.*, 2019). En premier lieu, elles contribuent à la biodiversité de la ville et fournissent des habitats pour divers insectes, oiseaux et autres petits animaux. Elles sont souvent bien adaptées aux conditions urbaines difficiles, telles que la pollution, le manque d'eau et les sols dégradés. Capables de survivre dans des environnements perturbés, leur présence renforce la résilience de la flore urbaine. À leur petit niveau, d'une part, elles fixent le dioxyde de carbone (CO₂) lors de la photosynthèse et libèrent de l'oxygène, comme toutes les plantes ; et d'autre part, elles absorbent une partie des gaz polluants.

En outre, dans les villes denses, les plantes des rues peuvent ajouter une touche de verdure à des espaces urbains souvent artificialisés, ce qui peut améliorer l'esthétique de la ville et le cadre de vie procurant un sentiment de bien-être aux résidents, bien que le référentiel lié à l'entretien reste prédominant dans la manière de percevoir cette végétation qui est particulièrement dépréciée dans les espaces végétalisés interstitiels. Les éléments paysagers qui constituent leurs environnements, les services que cette végétation peut rendre, mais aussi la dimension sensible de la relation qu'on peut entretenir avec elle (voir, ressentir, se souvenir, évoquer un usage) font en effet partie des éléments qui rendent cette végétation plus aimable (Marco *et al.*, 2014). La flore spontanée des rues offre également des opportunités pédagogiques pour sensibiliser les citoyens à la biodiversité, à l'écologie et à la nature en milieu urbain.

Au regard de la diversité des rues, liée d'une part à leurs dimensions, orientations, aménagements (en particulier le type de revêtement et les surfaces de sol nu), en lien avec leurs contextes urbanistiques, ainsi que d'autre part aux pratiques de gestion et aux perturbations associées, l'étude de la flore du réseau viaire nécessite un très grand nombre d'observations. Ces dernières permettront de révéler l'hétérogénéité ou à l'opposé l'homogénéisation biotique qui s'exercent, et de suivre l'évolution de cette flore (Wittig et Becker, 2010).

► Des sciences participatives pour l'observation de la flore des rues

Collecter un nombre de données important n'est réalisable que sur un pas de temps long et à large échelle spatiale, avec des moyens essentiels à sa réalisation. La recherche participative se révèle une solution efficace qui permet de mobiliser les citoyens et les réseaux associatifs pour collecter des données, qui seront ensuite traitées par les organismes de recherche partenaires, ceci d'autant plus que, depuis les années 2000, les sciences participatives bénéficient de nouveaux moyens de communication pour collecter et échanger des données, en plus des outils traditionnels (flore, herbier, etc.). Cela permet d'augmenter considérablement le volume d'informations collectées, notamment grâce à l'utilisation de l'outil numérique comme des applications sur *smartphone* ou des plates-formes Internet spécifiques.

Ainsi, le programme « Sauvages de ma rue »⁴³ est un programme scientifique participatif qui vise à sensibiliser et mobiliser les citoyens pour la préservation de la biodiversité en milieu urbain. Lancé en France en 2009 par le Muséum national d'Histoire naturelle (Paris) et animé par l'association Tela Botanica, ce projet encourage les habitants des villes à reconnaître et recenser la flore spontanée qui pousse dans les rues (Machon *et al.*, 2012).

L'objectif principal de « Sauvages de ma rue » est d'inventorier les plantes sauvages qui se développent spontanément dans les rues. Les participants sont invités à devenir des « observateurs de la biodiversité urbaine » en identifiant les espèces de plantes rencontrées dans leur environnement proche. Le programme est ouvert à tous, quels que soient l'âge et le niveau en botanique. Il offre l'opportunité de participer concrètement à la connaissance et la protection de la biodiversité.

43. Tela Botanica. *Sauvages de ma rue*, <https://www.tela-botanica.org/projets/sauvages-de-ma-rue/>.

Le programme repose sur une plate-forme collaborative en ligne où les participants peuvent saisir leurs observations botaniques et les partager avec la communauté. Ces données sont ensuite rassemblées, triées et utilisées à des fins scientifiques pour mieux comprendre la composition et la distribution de la flore urbaine dans les différentes villes françaises et les interactions entre ces plantes et leur environnement.

« Sauvages de ma rue » est une occasion pour les citoyens de renouer avec la nature et d'apprécier la diversité des plantes qui coexistent dans les villes. Ce programme est également utilisé par des associations et des écoles comme outil pour initier différents acteurs à la botanique. En sensibilisant le public à la richesse de la biodiversité urbaine, le programme encourage les collectivités locales à prendre des mesures de préservation et de gestion durable de leurs espaces publics.

Les questions qui interpellent les scientifiques concernent la diversité des espèces de plantes présentes dans les rues et les facteurs qui influencent leur distribution. En effet, comprendre les facteurs qui favorisent ou limitent la présence de certaines espèces dans les rues peut aider à développer des stratégies de gestion et de préservation de la biodiversité en milieu urbain.

» Résultats du programme « Sauvages de ma rue »

Après plus de 10 ans, 100 000 données ont été récoltées, représentant 2 400 taxons, inventoriés dans 470 communes⁴⁴. À titre d'exemple, pour l'année 2022, 118 personnes ont contribué à fournir 5 938 observations. Au total, 523 espèces végétales (79 familles) ont été observées dans les rues de 108 villes en France.

Les 10 taxons les plus fréquemment observés sont par ordre décroissant le pissenlit (*Taraxacum* sp.), le laiteron maraîcher (*Sonchus oleraceus*), le séneçon vulgaire (*Senecio vulgaris*), le pâturin annuel (*Poa annua*), l'oxalis corniculé (*Oxalis corniculata*), la laitue scariote (*Lactuca serriola*), le plantain lancéolé (*Plantago lanceolata*), la verge-rette du Canada (*Erigeron canadensis*), le lierre (*Hedera helix*) et la renouée des oiseaux (*Polygonum aviculare*) (figure 9.1).

Excepté l'oxalis, ils appartiennent aux cinq familles végétales qui regroupent le plus d'espèces dans nos villes, avec par ordre d'importance décroissante les Astéracées, les Poacées, les Caryophyllacées, les Scrophulariacées, les Brassicacées et les Fabacées. Les Astéracées ont un mode de dissémination des graines anémochore, c'est-à-dire par le vent. Elles sont ainsi favorisées en milieu urbain qui est très fragmenté et qui présente de fortes barrières à la dispersion des diaspores par le bâti (Knapp *et al.*, 2008). La production très abondante de petits fruits secs avec un pappus contenant une graine (akènes), ainsi que leur transport sur de faibles ou longues distances, permettent de compenser l'aspect aléatoire de la dispersion par les flux d'air, favorisant la probabilité d'atterrir dans un milieu d'accueil favorable à leur germination. Le vent est également le principal vecteur du pollen chez les Poacées. Cette pollinisation dite anémophile, qui implique aussi une production très abondante de pollen, permet d'augmenter le succès reproducteur (rencontre des gamètes) de ces espèces (Desaegher *et al.*, 2019). En comparaison, les espèces entomogames, dont le pollen est transporté par les insectes, sont défavorisées car les milieux urbains fournissent peu d'habitats pour les insectes pollinisateurs (Benvenuti, 2004).

44. Les données actualisées sont disponibles sur le site www.tela-botanica/projets/sauvages-de-ma-rue/.

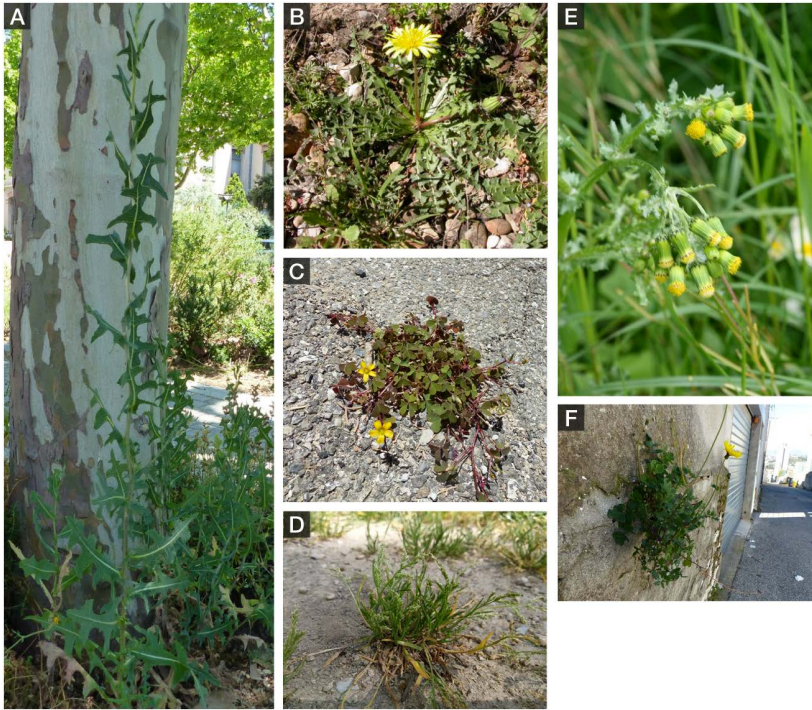


Figure 9.1. Taxons photographiés par les observateurs de « Sauvages de ma rue » (crédits : Valérie Montès, Renaud Jégat).

A : *Lactuca serriola*; B : *Taraxacum* sp.; C : *Oxalis corniculata*; D : *Poa annua*; E : *Senecio vulgaris*; F : *Sonchus oleraceus*.

Les plantes en rosette, notamment chez certaines Astéracées, montrent une grande résistance au piétinement et peuvent ainsi se maintenir dans les rues et pieds des arbres, là où d'autres espèces auront plus de difficultés à protéger leur bourgeon apical de l'écrasement régulier. La rosette de feuille basale protège en effet le bourgeon localisé au sommet de la tige qui a un développement réduit. De ce bourgeon émergera la hampe d'inflorescence portant les capitules.

La forte représentation de ces familles végétales en ville est toutefois proportionnelle à la quantité d'espèces que comporte chaque famille au sein des spermatophytes ou plantes à graines en France : 800 espèces d'Astéracées, 470 espèces de Poacées, 225 espèces de Caryophyllacées, 250 espèces de Brassicacées, 175 espèces de Scrophulariacées et 360 espèces de Fabacées (Thomas *et al.*, 2016). Le fait que certaines espèces paraissent surreprésentées en ville n'implique pas forcément qu'elles le soient.

Certaines plantes, telles que les Fabacées, ont par ailleurs la capacité de coloniser plus facilement les milieux incultes au sol pauvre en nutriments. Grâce à des symbioses racinaires avec des bactéries fixatrices d'azote (par exemple, du genre *Rhizobium*), elles optimisent l'utilisation des ressources du milieu.

Ces observations sur la représentation des familles végétales faites au niveau national sont donc le plus souvent vraies au niveau régional. Par exemple, dans les villes de Marseille et d'Aix-en-Provence, la dominance des Astéracées, des Poacées et des

Caryophyllacées est avérée. Des différences et des spécificités régionales existent toutefois en relation avec le contexte biogéographique. Ainsi, les villes peuvent partager un lot d'espèces communes, souvent apparaissant dans les dix espèces les plus fréquentes, sous l'influence d'un processus d'homogénéisation biotique. Ce processus, qui se traduit souvent par le remplacement au cours du temps des espèces natives par des espèces exotiques, conduit à une sélection d'espèces en ville en relation avec les fortes perturbations du milieu et l'introduction involontaire d'espèces non indigènes.

Parallèlement, le contexte biogéographique assure le développement d'un cortège d'espèces locales différentes. L'analyse comparative de la flore des murs et des fissures révèle en effet que les communautés végétales des villes appartenant à des régions biogéographiques similaires sont plus proches entre elles que de celles des autres régions.

Le dendrogramme (figure 9.2) fournit une représentation hiérarchique de la similarité entre la flore des différentes villes. Des villes de la région méditerranéenne (Nîmes, Montpellier, Marseille, Aix-en-Provence) peuvent être regroupées, car leurs branches se rejoignent sur le même nœud du graphique, et sont donc proches floristiquement. De surcroît, plus les branches sont courtes verticalement entre deux villes, plus leur flore est partagée, à l'instar de Marseille et Aix-en-Provence.

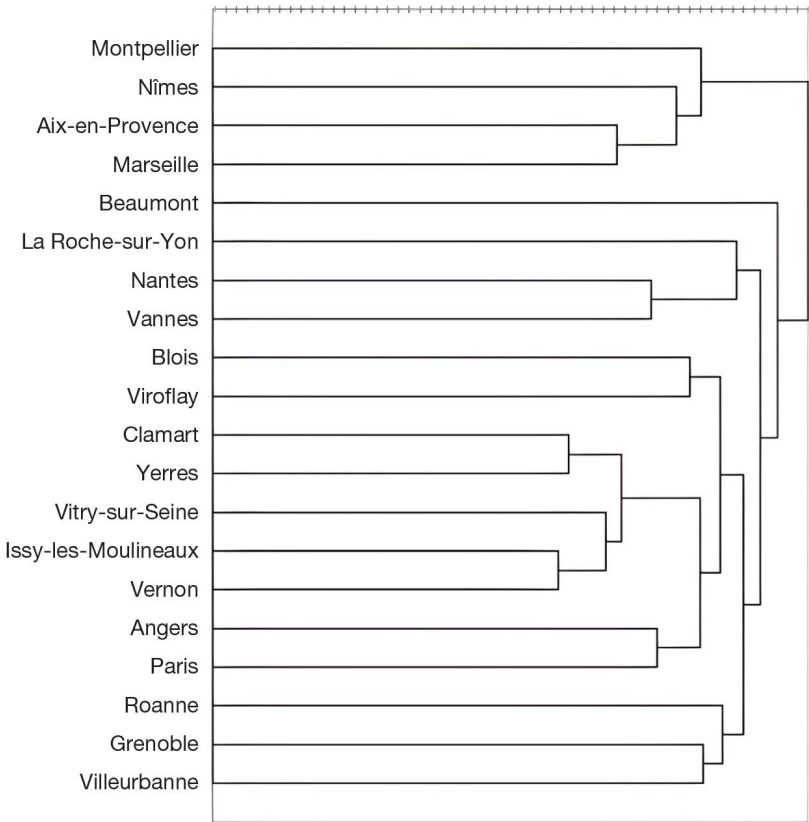


Figure 9.2. Représentation hiérarchique de la similarité floristique de différentes villes françaises (sources : Chloé Duffaut, 2022, stage de master 1, MNHN).

Ainsi, les observations sur 5 % du total des rues de Marseille et Aix-en-Provence (respectivement 238 et 84 rues), qui regroupent respectivement 421 espèces réparties en 68 familles et 241 espèces réparties en 59 familles, montrent que parmi les dix espèces les plus fréquemment observées dans ces villes, la pariétaire de Judée (*Parietaria judaica*), le laiteron (*Sonchus* sp.), le faux millet (*Oloptum miliaceum*), l'orge des rats (*Hordeum murinum*), le paturin annuel (*Poa annua*), le sisymbre velaret (*Sisymbrium irio*) et le lilas d'Espagne (*Centranthus ruber*) sont toutes présentes dans plus de 25 % des relevés. Six d'entre elles sont communes aux deux villes. La plus fréquente, la pariétaire de Judée, est présente dans 66 % des rues à Aix-en-Provence et 72 % à Marseille. Cette espèce euryméditerranéenne qui nécessite des hivers doux peut également se développer dans des villes non méditerranéennes en raison de l'îlot de chaleur urbain, mais dans ce cas, elle ne domine pas les communautés.

À l'instar de la pariétaire, une autre espèce méditerranéenne, le lilas d'Espagne, est classée dans les dix espèces les plus fréquentes pour la ville de Marseille (avec une fréquence de 28 %), et montre également une fréquence de 24 % à Aix-en-Provence, même si elle n'y apparaît qu'au 23^e rang en raison d'un nombre plus important d'espèces codominantes. Au sein d'une région donnée, les résultats peuvent donc différer selon les villes suivant l'étendue de leur réseau viaire, leur gestion et leurs caractéristiques urbanistiques.

Des facteurs inhérents au contexte paysager permettent d'autre part la présence d'espèces spécifiques à certains écosystèmes.

À Marseille, il a par exemple été observé, dans les rues de la zone littorale, des espèces halotolérantes telles que le crithme maritime (*Crithmum maritimum*) dans les fissures, le lagure ovale (*Lagurus ovatus*) au pied des arbres, la jusquiame blanche (*Hyoscyamus albus*) et l'astérolide maritime (*Pallenis maritima*) dans les anfractuosités des trottoirs, alors que leur habitat naturel est la frange littorale soumise aux embruns salés.

Dans les rues périphériques des quartiers proches des collines calcaires, des espèces caractéristiques de la garrigue se développent, telles que la clématite brûlante (*Clematis flammula*), le brachypode rameux (*Brachypodium retusum*), l'asperge sauvage (*Asparagus acutifolius*) et la germandrée dorée (*Teucrium aureum*). Dans les zones d'anciennes terres agricoles, le salsifis des prés (*Tragopogon pratensis*), l'urosperme de Daléchamps (*Urospermum delachampii*) et la véronique des champs (*Veronica arvensis*) s'observent aisément au pied des arbres (figure 9.3).

Ces différences induisent une similarité faible entre les communautés végétales des rues de la périphérie et celles du centre-ville. Ainsi, pour Marseille et Aix-en-Provence, moins de 30 % de similarité est mesurée avec l'indice de Jaccard, qui évalue la proportion d'espèces communes aux deux zones.

De la même façon, la richesse spécifique, c'est-à-dire le nombre total d'espèces, diminue depuis les zones périphériques vers le centre urbain de manière significative.

Cela peut s'expliquer d'une part par la relation écologique entre la diversité des habitats et la richesse spécifique. Plus la diversité d'habitats est grande, héritée de l'aménagement et de l'équipement du réseau viaire, eux-mêmes sous l'influence des formes urbaines, plus le nombre d'espèces végétales dans les rues est élevé. En centre urbain dense, le nombre d'habitats est souvent réduit aux seuls pieds d'arbres et fissures. Cette faible richesse spécifique peut aussi s'expliquer par des contraintes abiotiques et des perturbations plus importantes en centre-ville, ainsi que par des modes de gestion différenciés.

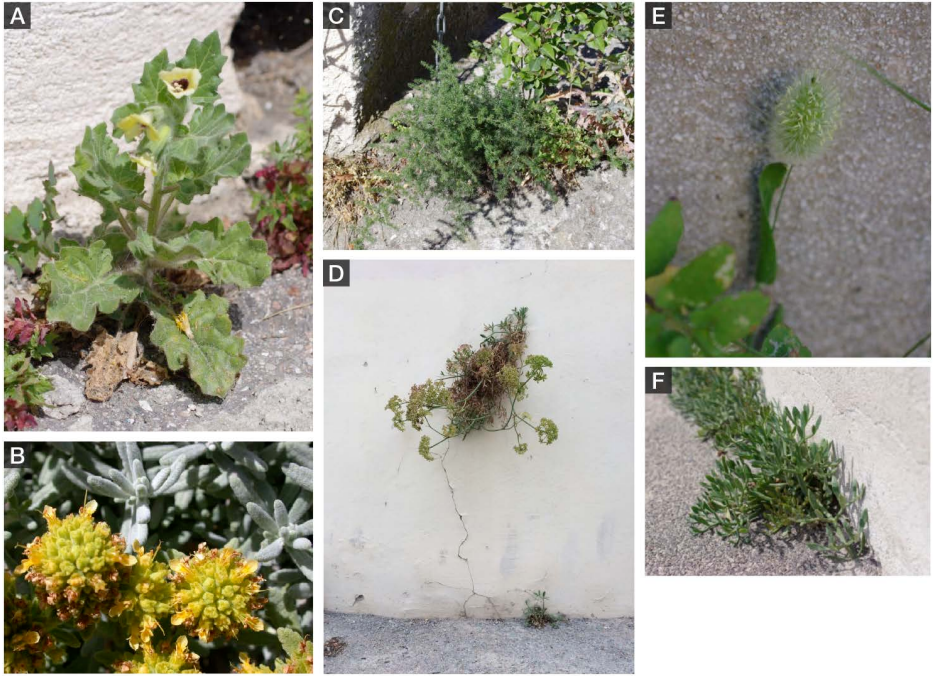


Figure 9.3. Quelques taxons caractéristiques des collines calcaires et de la zone littorale, observés dans les rues de Marseille (Bouches-du-Rhône) (crédits : Valérie Montès, Pauline Bravet).

A : *Hyoscyamus albus*; B : *Teucrium aureum*; C : *Asparagus acutifolius*; D : *Crithmum maritimum*; E : *Lagurus ovatus*; F : *Crithmum maritimum*.

D'une manière générale, peu d'espèces arrivent en effet à se développer dans un grand nombre d'habitats de la rue. La majorité des espèces ne colonise qu'un seul habitat.

Ainsi pour la ville de Marseille, seules 17 espèces considérées comme généralistes colonisent sept habitats différents alors que 143 espèces, plus spécialistes, n'en occupent qu'un seul. Parmi celles qui se développent dans un grand nombre d'habitats, on recense les espèces les plus fréquentes, ce qui pourrait expliquer leur abondance en milieu urbain. L'habitat dans lequel la flore urbaine spontanée a été identifiée majoritairement est la fissure de trottoir, avec plus de 55 % d'observations. En périphérie, davantage d'espèces sont observées sur les murs et aux pieds des arbres.

Ces variations ne traduisent pas systématiquement une préférence écologique des espèces pour certains habitats, mais davantage la disponibilité en habitats au sein de la rue. Ainsi, lorsque le nombre d'habitats de la rue augmente, le pourcentage d'observations de plantes dans les fissures diminue. Cela montre l'importance des fissures comme habitat lorsque la rue présente peu d'habitats disponibles pour la végétation, mais souligne l'importance de la diversité des habitats pour accueillir une plus grande diversité d'espèces.

D'autre part, la présence au sein des villes de réservoirs de biodiversité, telles que les friches, permet d'assurer un processus de dispersion continu des diaspores végétales de ces milieux vers les rues adjacentes. La comparaison des communautés végétales au sein des friches et dans leurs rues de proximité immédiate montre cependant la faible

similarité entre ces deux communautés. Il est probable que les espèces des friches soient éliminées des habitats viaires par des perturbations du milieu jouant un rôle de filtre environnemental, telles que les pratiques de gestion ou le piétinement.

Le programme « Sauvages de ma rue » a donc permis de montrer que la flore spontanée du réseau viaire terrestre est riche et composée en premier lieu d'un cortège d'espèces très communes, adaptées aux conditions micro-stationnelles contraignantes des habitats de la rue. L'homogénéité des perturbations et des aménagements induit une homogénéisation biotique, qui se traduit par des communautés végétales très similaires dans les différents centres urbains denses en région tempérée. Une diversité floristique régionale s'exprime toutefois, notamment dans les zones périphériques des villes. Elle est à mettre en relation avec des contextes biogéographiques différents et des modes d'occupation du sol différenciés aux marges des agglomérations (agriculture, forêts, zone littorale, etc.). Les processus de dispersion depuis les zones limitrophes et la diversité des habitats de la rue, observés dans des tissus urbains périphériques plus lâches, permettent la colonisation du réseau viaire par quelques espèces plus spécifiques.

► Références citées

- Benvenuti S., 2004. Weed dynamics in the Mediterranean urban ecosystem: ecology, biodiversity and management, *Weed Research*, 44(5):341-354, doi:10.1111/j.1365-3180.2004.00410.x.
- Desaegher J., Nadot S., Machon N., Colas B., 2019. How does urbanization affect the reproductive characteristics and ecological affinities of street plant communities?, *Ecology and Evolution*, 9(17):9977-9989, doi:10.1002/ece3.5539.
- Knapp S., Kuehn I., Wittig R., Ozinga W.A., Poschlod P., Klotz S., 2008. Urbanization causes shifts in species' trait state frequencies, *Preslia*, 80(4):375-388.
- Machon N., Motard E., Arnal G., Lévy J., 2012. *Sauvages de ma rue : guide des plantes sauvages des villes de France*, Paris, Le Passage, Museum national d'histoire naturelle, 416 p.
- Marco A., Menozzi M.J., Léonard S., Provendier D., Bertaudière-Montès V., 2014. Nature sauvage pour une nouvelle qualité de vie : perception citadine de la flore spontanée dans les espaces publics, *Méditerranée*, 123:133-143, doi:10.4000/mediterranee.7483.
- Omar M., Schneider-Maunoury L., Barré K., Al Sayed N., Halwani J., Machon N., 2019. Colonization and extinction dynamics among the plant species at tree bases in Paris (France), *Ecology and Evolution*, 9(15):8414-8428, doi:10.1002/ece3.4954.
- Thomas R., Busti D., Maillart M., 2016. *Petite flore de France. Belgique, Luxembourg, Suisse*, Paris, Belin, 462 p.
- Wittig R., Becker U., 2010. The spontaneous flora around street trees in cities—A striking example for the worldwide homogenization of the flora of urban habitats, *Flora*, 205(10):704-709, doi:10.1016/j.flora.2009.09.001.

Chapitre 10

Biodiversités et agriculture urbaine

Sophie Joimel, Francesca Di Pietro, Jean-Noël Consalès

L'agriculture urbaine est de plus en plus étudiée, notamment au prisme de la multifonctionnalité, des services écosystémiques, voire des solutions fondées sur la nature. En suivant les revues réalisées, il est alors possible de recenser les bénéfices qu'elle fournit et de comprendre comment ils sont étudiés au travers de cinq catégories d'analyse, en interaction : (1) la sécurité alimentaire et nutritionnelle ; (2) la santé ; (3) l'inclusion sociale et la justice ; (4) la durabilité économique et environnementale ; (5) les aspects écologiques (Orsini *et al.*, 2020).

C'est dans cette dernière catégorie que se situe ce chapitre qui appelle à dépasser certaines considérations généralement établies en matière d'écologie urbaine. Par-delà les seules valeurs attribuées, en ville, à la biodiversité spontanée, elle invite à interroger, et par extension à reconnaître, les valeurs de la biodiversité cultivée ou, autrement dit, de l'agrobiodiversité urbaine. Concrètement, cela revient à établir les liens qui se tissent ou tendent à se tisser entre les différentes formes d'agriculture et de biodiversité urbaines. Dans cet objectif, ce chapitre présente (1) la diversité de l'agriculture urbaine qui peut influencer (2) leur fonction d'habitat et (3) leur rôle dans les continuités écologiques en ville. Enfin, elle conclura sur le potentiel de l'agriculture urbaine dans la fabrique de villes biodiversitaires.

► Diversité des formes d'agriculture urbaine

Au fur et à mesure que se développent, partout dans le monde, des projets qui s'en réclament pleinement, l'agriculture urbaine passe du stade de concept scientifique discuté à celui de phénomène spatial indiscutable. De fait, son institutionnalisation est telle que, partout dans le monde, le terme d'agriculture urbaine est couramment employé par une grande diversité d'acteurs citoyens (élus, gestionnaires, habitants, etc.) pour désigner les différents espaces qui, à l'intérieur des villes, sont mobilisés, cultivés et exploités à des fins productives ou agricoles : jardins collectifs, bacs de culture, toits potagers, pâturages urbains, forêts comestibles, microfermes, etc.

Les jardins collectifs tels que les jardins familiaux ou les jardins partagés font partie des formes les plus étudiées (encadré 10.1, figure 10.1).

À ces formes amatrices, s'ajoutent aussi des formes (semi)professionnelles, telles que les microfermes, désignant, selon Morel et Léger (2016), de petites exploitations dont la production principale est le maraîchage et dont la surface est inférieure à 1,5 hectare par équivalent temps plein (ETP) de travail. Selon Daniel (2017), elles se présentent comme des lieux de production de denrées alimentaires qui se caractérisent par

une large gamme d'activités. En effet, celles-ci se situent entre les dimensions sociales et environnementales des jardins collectifs, et les dimensions économiques des exploitations périurbaines tournées vers les circuits courts.



Figure 10.1. Jardins familiaux dans l'agglomération tourangelles (crédits : Francesca Di Pietro).

Encadré 10.1. Les jardins familiaux et partagés : les formes d'agriculture urbaine les plus étudiées

Les jardins familiaux, nommés ainsi au cours des années 1950 en France et en Suisse francophone, sont les héritiers des jardins ouvriers, nés au début du XIX^e siècle en Angleterre et diffusés dans plusieurs pays d'Europe dans le cadre du paternalisme industriel, qui voyait dans le jardinage une façon de lier au patronat la jeune classe ouvrière, en l'écartant alors du mouvement ouvrier organisé et du « cabaret ». Occupant de vastes surfaces et installés d'abord sur des fonciers d'entreprises, puis sur des surfaces généralement communales, les jardins familiaux sont caractérisés par la division de l'espace en parcelles individuelles de tailles égales, attribuées par le gestionnaire du jardin à des jardiniers particuliers. Le gestionnaire est généralement une association de jardiniers, plus rarement la commune ou des établissements publics comme la SNCF ou l'hôpital. Face à la pression de l'urbanisation, la surface des jardins familiaux diminue globalement dans les agglomérations européennes. En France, on observe un mouvement centrifuge dans la localisation des jardins familiaux (Consalès *et al.*, 2018), relégués parfois sur des surfaces anciennement industrielles et aux sols pollués par des éléments traces métalliques et des polluants organiques.

Les jardins partagés, émergés aux États-Unis dans les années 1960, prennent leur essor en France dans les années 1990. Occupant les petites surfaces des interstices urbains, ils sont souvent organisés autour de zones destinées à différentes productions alimentaires (verger, potager, production de fleurs, etc.), sans différenciation parcellaire individuelle. Ils connaissent récemment de multiples variantes (jardins de pieds d'immeubles, jardins de rues, jardins informels, etc.), et sont parfois intégrés à des parcs publics sous-utilisés. Promouvant l'aspect collectif du jardinage plus que la productivité du jardin, les jardins partagés sont censés favoriser des liens sociaux de proximité ; ils sont gérés par des associations, voire des collectifs informels, souvent ancrés dans un quartier. Du fait de leur faible dimension et de leur statut juridique peu contraignant, les jardins partagés sont plus précaires que les jardins familiaux et ont ainsi la faveur des autorités communales, pour qui ils ne représentent pas un obstacle à la réalisation d'un projet d'urbanisation.

Du fait de la pression foncière, les jardins collectifs comme les microfermes urbaines peuvent aussi prendre place sur les toits végétalisés, alors nommés toits potagers (figure 10.2), présentant une forte variabilité en matière de taille, de gestion ou de substrat.



Figure 10.2. Exemple de toit potager en bacs (crédits : INRAE/Christophe Maitre).

En raison de cette hétérogénéité de formes, il est donc difficile de définir de manière générique l'agriculture urbaine, sans se heurter à la forte variabilité de sens qui peut affecter les mots « agriculture » et « urbaine » suivant les situations (encadré 10.2). C'est pourquoi cette contribution se focalise sur les espaces d'agriculture intra-urbains.

Encadré 10.2. Définition de l'agriculture urbaine

Le terme « agriculture » renvoie à des oppositions ou à des complémentarités de projets de production végétale. Le terme « urbaine » renvoie, quant à lui, à des conceptions de la ville qui peuvent fluctuer en fonction des contextes territoriaux. Ainsi, en France, il existe des interprétations plus ou moins géographiquement restrictives du caractère urbain d'un territoire. Selon les critères choisis, celui-ci peut, en effet, tout autant désigner une vaste métropole dans son ensemble que les seuls espaces centraux et l'immédiate périphérie des villes. Dans le premier cas, l'agriculture urbaine peut alors répondre à la définition large et intégrative (Nahmias et Le Caro, 2012, p. 13). Dans le second cas, la dimension spatiale de l'agriculture urbaine reste uniquement cantonnée aux espaces intra-urbains.

» Les espaces d'agriculture urbaine comme habitats pour la biodiversité en ville

Nous distinguons ici la biodiversité, entendue comme diversité des espèces spontanées, de l'agrobiodiversité, entendue comme la diversité des espèces cultivées et donc plantées ou semées intentionnellement par les jardiniers. Cette notion se rapproche

de celle d'agrobiodiversité, qui se définit comme « l'ensemble des composantes de la diversité biologique liées à l'alimentation, à l'agriculture et au fonctionnement des écosystèmes agricoles. Elle rassemble les plantes et les animaux domestiqués, mais aussi tous les parents sauvages, les prédateurs et les organismes vivants aidant à la production agricole (auxiliaires de cultures), les espèces fourragères et autres plantes non semées dans les champs (adventices) avec qui ils interagissent » (Raimond et Garine, 2020, p. 23).

Si, en France, les premières références à la biodiversité en agriculture urbaine datent de 1996, l'essor n'a démarré qu'en 2007 et a connu un accroissement constant, restant toutefois autour de 1 % des articles traitant de la biodiversité urbaine. De ce fait, il existe en réalité très peu d'études sur la biodiversité de l'agriculture urbaine (entre 24 à 35 publications; Clucas *et al.*, 2018; Royer *et al.*, 2023). Parmi celles-ci, seulement 19 à 24 articles réalisent une réelle quantification de la biodiversité. Sans compter que certaines références vont généraliser leurs conclusions à partir d'autres espaces végétalisés, comme les parcs. Dès lors, un amalgame est souvent fait entre ces secteurs et les espaces d'agriculture urbaine qui sont pourtant gérés de manière différente (par exemple, une gestion individuelle de la parcelle dans les jardins familiaux). Par ailleurs, afin de conclure sur le rôle de l'agriculture urbaine en tant que support de biodiversité, une approche fréquente consiste à comparer les niveaux de biodiversité de ces espaces et ceux d'autres milieux urbains, voire de milieux ruraux (par exemple, agricoles, forestiers). Toutefois, la généralisation des résultats se heurte à la typologie des espaces verts, rarement commune. Ainsi, une friche ou un terrain vague utilisés comme points de comparaison peuvent avoir une signification très large et différente selon la ville où l'étude a été menée. Enfin, les études ne portent pas toujours sur le fonctionnement écologique des espaces d'agriculture urbaine, mais s'intéressent plutôt aux facteurs socio-économiques influençant la diversité végétale.

S'il peut exister un *a priori* négatif sur le milieu urbain, les espaces agricoles en ville sont au contraire souvent perçus comme un lieu refuge pour la biodiversité par rapport au reste des espaces urbanisés (par exemple, Lin et Egerer, 2017). L'agriculture urbaine est ainsi vue comme une opportunité de restaurer ou maintenir des habitats en ville du fait de (1) une structure végétale souvent complexe, y compris sur des surfaces de petite taille, (2) une diversité de source de nourriture pour les animaux du fait des différents types de microhabitats, et (3) des surfaces moins imperméabilisées que d'autres espaces urbains. Par ailleurs, en tant que lieux d'introduction d'espèces horticoles, les espaces d'agriculture urbaine peuvent participer à la conservation de l'agrobiodiversité (Consalès *et al.*, 2015). Doit-on alors en conclure que ces espaces servent d'habitat pour une grande diversité d'organismes ?

Rien n'est moins sûr puisque dans le même temps, de nombreuses contaminations organiques et inorganiques sont possibles dans les sols des espaces agricoles urbains, contaminations liées non seulement à l'environnement urbain, mais aussi aux pratiques intensives (par exemple, fortes teneurs en cuivre dans les jardins familiaux, liés à l'usage de sulfate de cuivre et de chaux, à savoir de bouillie bordelaise). Ces contaminations sont susceptibles d'affecter la capacité d'accueil de la biodiversité des espaces d'agriculture urbaine. Par ailleurs, la gestion intensive de ces espaces (Joimel *et al.*, 2021), la matrice paysagère, la taille du jardin, ou encore l'ensoleillement sont autant de facteurs pouvant influencer leur rôle sur la biodiversité (Makinson *et al.*, 2017).

Ainsi, dans les études sur les jardins familiaux, la composition de la flore spontanée dépend de l'organisation spatiale et fonctionnelle des jardins (Borysiak *et al.*, 2017), mais aussi des pratiques horticoles. Ces pratiques sont liées à l'usage de pesticides, certes interdits pour les usages non agricoles depuis 2019 en France, bien que parfois encore utilisés, mais aussi à des pratiques intensives de désherbage ou de travail du sol (motoculteur, par exemple; Di Pietro et Gosset, 2024). Ces pratiques intensives peuvent être liées à une faible diversité des plantes spontanées (Di Pietro *et al.*, 2024), bien que d'autres études mettent au contraire en avant une forte biodiversité dans les jardins familiaux (Joimel, 2015). Dominants en nombre dans la littérature, ces résultats sur les jardins familiaux diffèrent toutefois des autres formes d'agriculture urbaine. Ainsi, dans les jardins partagés, l'agrodiversité et la diversité des plantes spontanées sont corrélées; en outre, la richesse spécifique est liée négativement à l'imperméabilité du sol du jardin (Seitz *et al.*, 2022). Dans les microfermes urbaines, les rares résultats démontrent plutôt une faible biodiversité végétale et une faible biodiversité du sol.

Cette variabilité entre les formes d'agriculture urbaine peut aussi se superposer à une variabilité de réponses en fonction du groupe taxonomique. Par exemple, lors d'une étude dans des microfermes urbaines en pleine terre ou sur toiture, la biodiversité de collemboles (un groupe d'arthropodes) était plus élevée au sein des sites en toitures qu'en pleine terre, tandis que c'était l'inverse pour les plantes (projet Semoirs). Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus dans les jardins familiaux (Joimel *et al.*, 2019). Si les communautés de collemboles et de plantes présentent des caractéristiques communes au sein des jardins familiaux (à savoir, communautés riches, espèces communes et principalement indigènes), une homogénéité fonctionnelle a été observée uniquement pour les plantes. Est-ce pour autant que tous les groupes taxonomiques vont avoir leur propre patron de distribution dans les espaces d'agriculture urbaine? Il semble surtout que ces différences mettent en évidence la dichotomie de réponses de la biodiversité aérienne par rapport à la biodiversité souterraine, dichotomie qui n'est pas propre à l'agriculture urbaine. Ainsi, en observant uniquement différents groupes d'organismes du sol (par exemple, micro-organismes, collemboles, nématodes), la réponse aux facteurs édaphiques au sein des toitures potagères était similaire pour tous les groupes (Joimel *et al.*, 2022). De même, les oiseaux et plantes forment un patron de réponse différent par rapport aux insectes et lichens dans les vergers urbains (Horák *et al.*, 2018).

Ces différences entre biodiversité aérienne et souterraine peuvent avoir deux origines.

1) La biodiversité végétale est fortement reliée aux pratiques des jardiniers, puisque c'est cette biodiversité que les jardiniers cultivent. En plantant des espèces choisies, ou en désherbant les « mauvaises herbes », le jardinier va avoir une action directe sur les communautés végétales en favorisant une espèce par rapport à une autre. En revanche, les pratiques des jardiniers sur les organismes du sol sont plus indirects, en influençant la qualité des sols, comme démontré sur les toitures potagères. Toutefois, ces études mettent surtout en évidence une divergence de réponse aux facteurs abiotiques uniquement pour les plantes spontanées, alors que les plantes cultivées répondent de la même manière que les autres groupes d'organismes du sol (collemboles et nématodes, par exemple).

2) Une autre hypothèse permettant d'expliquer les différences entre la biodiversité aérienne et souterraine est à relier aux facteurs environnementaux. Plutôt que des

facteurs locaux, liés aux pratiques ou aux caractéristiques du sol, ce sont les facteurs paysagers qui influencent la capacité de dispersion des organismes et l'existence d'une continuité écologique fonctionnelle pour ces organismes, et permettent la présence de la biodiversité sur un site d'agriculture urbaine. Cette hypothèse est étayée par des études réalisées à la fois dans des microfermes urbaines et dans des vergers urbains. Ainsi, si les collemboles et les micro-organismes montrent un niveau de biodiversité plus élevé sur les toitures, ce sont les plantes et la macrofaune qui sont plus riches en pleine terre. Autrement dit, les organismes de plus petites tailles se plaisent sur les toitures tandis que les organismes de plus grande taille apprécient la pleine terre. Or, la taille peut influencer la dispersion avec une dispersion passive par le vent pour les collemboles, parfois sur de longues distances ou de grandes hauteurs (Joimel *et al.*, 2018) et une dispersion active pour les vers de terre (macrofaune) plus restreinte. En verger urbain, les taxons d'insectes ayant des exigences similaires en matière d'habitat réagissent pourtant différemment à l'environnement dans des parcelles hétérogènes de vergers traditionnels (Horak *et al.*, 2013).

Finalement, il existe très peu de facteurs d'influence en agriculture urbaine qui vont affecter tous les groupes taxonomiques de la même façon et des études supplémentaires sont nécessaires pour mieux les discriminer. En effet, les études actuelles tendent à se concentrer sur certains groupes taxonomiques (par exemple, plantes, abeilles) et sur quelques pays (par exemple, États-Unis, France, Pologne). Ce constat est à mettre en parallèle avec la représentation de la biodiversité dans les espaces d'agriculture urbaine. Les acteurs interrogés (bailleurs sociaux, collectivités territoriales) évoquent bien volontiers le rôle de l'agriculture urbaine pour les plantes contrairement à la biodiversité des sols ou aux micromammifères. Ce manque de visibilité de certains groupes taxonomiques, tant au niveau scientifique qu'institutionnel, représente ainsi une limite forte aux conclusions sur le rôle des espaces d'agriculture urbaine en tant qu'habitat pour la biodiversité en ville.

► Les espaces d'agriculture urbaine comme vecteur de continuités écologiques en ville

Un des enjeux majeurs de la conservation de la biodiversité en ville est la restauration et la conservation de continuités écologiques entre les habitats. C'est grâce à cette connectivité que les espèces peuvent assurer l'ensemble de leur cycle de vie en se déplaçant d'un espace à l'autre pour se reproduire ou s'alimenter. Même pour les espèces à faible mobilité, cette connectivité est nécessaire pour favoriser la résilience des écosystèmes. Il existe plusieurs types de continuités écologiques : (1) les corridors linéaires, bandes continues de végétation naturelle similaire (ripisylves et chemins de fer, par exemple) ; (2) les corridors discontinus (en pas japonais), où des éléments séparés spatialement sont suffisamment proches pour former un réseau d'habitats relais entre les habitats sources ; et (3) les corridors en mosaïque, où le regroupement d'habitats diversifiés crée de la connectivité (Burel et Baudry, 1999).

Les espaces agricoles urbains peuvent jouer un rôle dans les continuités écologiques en ville. Ils sont souvent situés dans une diversité d'espaces urbains et peuvent ainsi être présents dans des espaces centraux comme périphériques, constructibles ou pas (figure 10.3). Dans ce dernier cas, il s'agit souvent de surfaces inondables, situées à proximité de cours d'eau, ou bien à proximité immédiate de voies de communication

(routes rapides, voies ferrées). Si certains espaces agricoles, bien qu'isolés les uns des autres (toits potagers, par exemple), peuvent relier des espaces entre eux et constituer ainsi des corridors discontinus, d'autres forment des infrastructures linéaires suivant le tracé des cours d'eau et des voies de communication.



Figure 10.3. Localisation de quelques jardins familiaux dans le sud de l'agglomération tourangelle (crédits: Francesca Di Pietro).

Les numéros indiquent l'emplacement de quelques jardins à proximité de voies de communication (voies rapides et ferrées) ou de cours d'eau.

En fonction de cette localisation et de la forme d'agriculture urbaine, les espaces cultivés peuvent former un réseau fonctionnel. Lorsqu'ils sont localisés à la marge des villes, et le long des infrastructures de transport, les jardins familiaux permettent une continuité écologique potentielle considérable, compte tenu de leur faible surface (Di Pietro *et al.*, 2018).

En outre, un agencement d'espaces d'agriculture urbaine proches les uns des autres peut fonctionner comme un corridor en mosaïque.

*
**

Face à l'urgence environnementale actuelle, de plus en plus d'attentes se font jour en faveur d'une fabrique urbaine réellement écologique. Assurément, celle-ci passe par une plus grande intégration d'espaces de biodiversité dans l'aménagement des villes et des territoires. Or, eu égard au désengagement progressif des pouvoirs publics

de la régie urbaine, se pose, dans le même temps, la question de la gestion de ces espaces de biodiversité. Dans ce contexte, il convient alors de se demander si les espaces d'agriculture urbaine ne représentent pas une réponse tangible à ce problème urbanistique puisqu'ils engagent des initiatives d'ordre privé (associatives ou entrepreneuriales) tout en favorisant le bien commun (services écosystémiques) et notamment l'agrobiodiversité.

Le rôle de ces espaces d'agriculture urbaine dans la conservation de la biodiversité est toutefois limité par des pratiques parfois intensives et par de faibles continuités écologiques. Le nombre réduit de preuves quantitatives limite cependant notre compréhension des facteurs (dé)favorisant la biodiversité, sous toutes ses facettes. Il convient donc de s'atteler à les enrichir à l'échelle de l'habitat, mais aussi de la ville, en considérant à la fois la biodiversité aérienne et souterraine, et non seulement la biodiversité végétale. Cette connaissance permettra alors d'appuyer le développement de l'agriculture urbaine dans l'aménagement des villes.

► Références citées

- Borysiak J., Mizgajski A., Speak A., 2017. Floral biodiversity of allotment gardens and its contribution to urban green infrastructure, *Urban Ecosystems*, 20(2):323-335, doi:10.1007/s11252-016-0595-4.
- Burel F., Baudry J., 1999. *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*, Tec et Doc, 360 p.
- Clucas B., Parker I.D., Feldpausch-Parker A.M., 2018. A systematic review of the relationship between urban agriculture and biodiversity, *Urban Ecosystems*, 21(4):635-643, doi:10.1007/s11252-018-0748-8.
- Consalès J.N., Cordier F., Blanchart A., Schwartz C., Séré G., Vandenbroucke P., 2018. Des documents de planification et d'urbanisme aux politiques publiques dédiées : la prise en compte des jardins collectifs dans sept agglomérations françaises, *VertigO*, hors-série 31, doi:10.4000/vertigo.21487.
- Consalès J.N., Joimel S., Cordier F., Jareno C., Chenot É.D., Schwartz C., 2015. De l'argument à l'action : la biodiversité au service des jardins familiaux, *Projets de paysage*, 13, doi:10.4000/paysage.9603.
- Daniel A.C., 2017. *Fonctionnement et durabilité des micro-fermes urbaines. Une observation participative sur le cas des fermes franciliennes*, rapport de recherches AgroParistech Chaire Écoconception des espaces bâtis, p. 70.
- Di Pietro F., Gosset S., 2024. Diversité horticole des jardins familiaux et déterminants socio-démographiques. Les jardiniers face à l'évolution des normes horticoles, *Territoire en mouvement*, 61-62:1-20, doi:10.4000/11t86.
- Di Pietro F., Gosset S., Coly R., 2024. Des plantes et des jardiniers dans la ville. Socio-écologie des jardins familiaux, *Développement durable et Territoires*, 15(1):1-25, doi:10.4000/120cm.
- Di Pietro F., Mehdi L., Brun M., Tanguay C., 2018. Community Gardens and Their Potential for Urban Biodiversity, in Glatron S., Granchamp L. (dir.), *The Urban Garden City*, Cham, Springer Nature, 131-151, doi:10.1007/978-3-319-72733-2_7.
- Horak J., Peltanova A., Podavkova A., Safarova L., Bogusch P. et al., 2013. Biodiversity responses to land use in traditional fruit orchards of a rural agricultural landscape, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 178:71-77, doi:10.1016/j.agee.2013.06.020.
- Horák J., Rom J., Rada P., Šafářová L., Koudelková J. et al., 2018. Renaissance of a rural artifact in a city with a million people: Biodiversity responses to an agro-forestry restoration in a large urban traditional fruit orchard, *Urban Ecosystems*, 21(2):263-270, doi:10.1007/s11252-017-0712-z.
- Joimel S., 2015. *Biodiversité et caractéristiques physico-chimiques des sols de jardins associatifs urbains français*, thèse de doctorat, sciences agronomiques, université de Lorraine, 309 p.
- Joimel S., Cortet J., Consalès J.N., Branchu P., Haudin C.S. et al., 2021. Contribution of chemical inputs on the trace elements concentrations of surface soils in urban allotment gardens, *Journal of Soils and Sediments*, 21(1):28-337, doi:10.1007/s11368-020-02784-z.

- Joimel S., Grard B., Auclerc A., Hedde M., Le Doaré N. *et al.*, 2018. Are Collembola “flying” onto green roofs?, *Ecological Engineering*, 111:117-124, doi:10.1016/j.ecoleng.2017.12.002.
- Joimel S., Grard B., Chenu C., Cheval P., Mondy S. *et al.*, 2022. One green roof type, one Technosol, one ecological community, *Ecological Engineering*, 175:106475, doi:10.1016/j.ecoleng.2021.106475.
- Joimel S., Schwartz C., Maurel N., Magnus B., Machon N. *et al.*, 2019. Contrasting homogenization patterns of plant and collembolan communities in urban vegetable gardens, *Urban Ecosystems*, 22(3):553-566, doi:10.1007/s11252-019-00843-z.
- Lin B.B., Egerer M.H., 2017. Urban agriculture – An opportunity for biodiversity and food provision in urban landscapes, in Ossola A., Niemelä J., *Urban Biodiversity*, Londres, Routledge.
- Makinson J.C., Threlfall C.G., Latty T., 2017. Bee-friendly community gardens: Impact of environmental variables on the richness and abundance of exotic and native bees, *Urban Ecosystems*, 20(2):463-476, doi:10.1007/s11252-016-0607-4.
- Morel K., Léger F., 2016. A conceptual framework for alternative farmers’ strategic choices: The case of French organic market gardening microfarms, *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 40(5):466-492, doi:10.1080/21683565.2016.1140695.
- Nahmías P., Le Caro Y., 2013. Pour une définition de l’agriculture urbaine : réciprocité fonctionnelle et diversité des formes spatiales. *Environnement urbain*, 6:1-16.
- Orsini F., Pennisi G., Michelon N., Minelli A., Bazzocchi G. *et al.*, 2020. Features and Functions of Multifunctional Urban Agriculture in the Global North: A Review, *Frontiers in Sustainable Food Systems, Sec. Agroecology and Ecosystem Services*, 4, doi:10.3389/fsufs.2020.562513.
- Raimond C., Garine E., 2020. Agrobiodiversité, in Alexandre F., Argounès F., Bénos R., Blanchon D., Blot F. *et al.* (dir.), *Dictionnaire critique de l’Anthropocène*, Paris, CNRS Éditions.
- Royer H., Yengue J.L., Bech N., 2023. Urban agriculture and its biodiversity: What is it and what lives in it? *Agriculture, Ecosystems et Environment*, 346:108342, doi:10.1016/j.agee.2023.108342.
- Seitz B., Buchholz S., Kowarik I., Herrmann J., Neuerburg L. *et al.*, 2022. Land sharing between cultivated and wild plants: urban gardens as hotspots for plant diversity in cities, *Urban Ecosystems*, 25:927-939, doi:10.1007/s11252-021-01198-0.

Chapitre 11

Zoom – Les jardins pavillonnaires

Audrey Marco, Valérie Bertaudière-Montès

L'habitat individuel est l'une des formes résidentielles les plus représentées dans les périphéries des villes françaises. Selon l'Insee, il constitue 55 % des logements, soit un peu plus de 20 millions d'habitations en France métropolitaine en 2021. Bien qu'assorti d'un espace de nature, il a fait l'objet de très peu d'études écologiques, les premières remontant au début des années 2000 en région méditerranéenne. Le jardin qui accompagne l'habitat individuel accueille pourtant une diversité de formes végétales aux physionomies très variables du fait de la multiplicité des facteurs qui influencent la structure et la composition de la végétation. Ces formes végétales présentent des motifs récurrents, tels que la haie, la pelouse, les massifs végétaux, les plates-bandes ornementales, le potager, les pots et jardinières, qui constituent autant d'habitats écologiques pour de nombreuses espèces animales et végétales (figure 11.1). La faible stratification de ces formes végétales, caractérisées surtout par leur dimensionnement à échelle humaine (quelques mètres d'envergure), est à relier aux usages domestiques au jardin. Leur agencement traduit par ailleurs les valeurs d'esthétisme projetées sur ces espaces (Marco, 2017).

Ces espaces jardinés montrent des associations originales d'espèces cultivées et spontanées, de diverses origines géographiques, certaines pouvant être héritées d'une occupation antérieure au jardin (Marco *et al.*, 2008). On y observe des plantes d'ornement, fruitières et potagères, mais aussi des cortèges d'espèces herbacées spontanées affectionnant les milieux ouverts et de lisière voire de boisements, ainsi que des adventices de culture (Muratet *et al.*, 2011). La richesse floristique y est donc souvent élevée (plusieurs centaines d'espèces en moyenne) et se caractérise par une forte hétérogénéité végétale (Marco *et al.*, 2008 ; Bossu, 2015). Toutefois, ces compositions peuvent être marquées par l'itération de certaines espèces entre jardins.

En ce qui concerne la flore cultivée, il a été montré que l'olivier (*Olea europea*), l'iris (*Iris germanica*), le rosier (*Rosa* sp.), mais aussi le laurier-rose (*Nerium oleander*) et le lilas (*Syringa vulgaris*), sont des espèces très fréquentes des devantures des jardins privés méditerranéens. Elles participent à l'élaboration d'une norme floristique, issue le plus souvent de pratiques de plantation relevant d'échanges et de dons entre les jardiniers amateurs, mais aussi de plantations adaptées aux conditions climatiques locales (Marco *et al.*, 2010). Ces pratiques peuvent également être influencées par la filière horticole, ainsi que par des contraintes réglementaires de végétalisation, conduisant par exemple à la constitution de haies monospécifiques standardisées dans certains lotissements : le laurier-cerise (*Prunus laurocerasus*), le troène à feuilles ovales (*Ligustrum ovalifolium*) ou encore le thuya géant (*Thuja plicata*) font partie des espèces qui y sont les plus anciennement observées (Frileux, 2013). Dans ces jardins,

il peut aussi y avoir des pratiques de plantation mimétiques au regard des compositions végétales réalisées dans les espaces publics ou diffusées par les médias spécialisés dans le jardinage et l'univers du jardin.

En ce qui concerne la flore spontanée, qui est influencée par les fortes perturbations du milieu, en lien avec les usages et les pratiques d'entretien, ainsi que par la densité du bâti environnant le jardin, cette similarité floristique est également observée. Ainsi, en région méditerranéenne, les jardins des centres-villes comportent plus d'espèces végétales compétitrices et rudérales se disséminant de préférence par endozoochorie, ce qui est lié aux plus fortes barrières à la dispersion créées par la hauteur des habitations. Les sols de ces jardins de centre-ville comportent aussi des teneurs en nitrate plus importantes. Les jardins périurbains montrent quant à eux une plus forte similarité floristique associée à un plus grand nombre d'espèces végétales spontanées exotiques, qui y trouvent plus d'habitats pour leur développement (Bossu *et al.*, 2014).

Du point de vue de leur dynamique, ces communautés végétales cultivées et spontanées sont en permanence soumises aux pratiques des jardiniers amateurs. Le désherbage des « mauvaises herbes » est courant dans ces jardins où le désir de « faire propre » reste de mise. Les politiques publiques tentent de faire évoluer ces pratiques par la réglementation. Ainsi, la loi Labbé (2018), dite loi « Zéro phyto » prévoit une interdiction d'usage et une restriction de vente de tous les produits phytosanitaires de synthèse dans les jardins et espaces végétalisés et les infrastructures (Jevi). Les jardiniers amateurs expérimentent aujourd'hui de nouveaux rapports au végétal et à l'animal (Frileux et Paillocher, 2024) en mobilisant des formes de savoir variées : des savoirs empiriques, des savoir-faire jardiniers ou des savoirs écologiques experts. Il sera intéressant de voir dans quelques années comment ces nouvelles dispositions réglementaires et pratiques jardinières qui se veulent plus respectueuses de la nature améliorent réellement la qualité écologique de ces espaces.

Au-delà de la flore, les inventaires naturalistes et les dispositifs de sciences participatives au jardin ont également permis de décrire ces dernières années la diversité faunistique associée à ces espaces (oiseaux, papillons, hérissons, bourdons, etc.). Les études actuelles appréhendent les relations fonctionnelles entre la faune et la végétation en présence, en lien avec les pratiques de gestion à l'œuvre, afin de déterminer si les jardins constituent des sites de nourrissage, de nidification et de reproduction importants pour ces espèces (Levé, 2018). Il a toutefois déjà été montré que cette matrice pavillonnaire alliant bâti et végétation constitue un maillage propice à la dispersion et à la circulation d'espèces végétales et animales, contrairement à la matrice urbaine dense, largement bâtie et peu perméable. Ainsi, à l'échelle d'un quartier, le réseau formé par l'ensemble des jardins privés peut constituer un véritable potentiel pour concevoir une trame verte urbaine, notamment en fournissant des espaces relais pour les principaux réservoirs de biodiversité (parc, boisement, etc.) situés plus en périphérie de la ville (Muratet *et al.*, 2011 ; Deschamps-Cottin *et al.*, 2013 ; Riboulot-Chetrit, 2015 ; Flégeau *et al.*, 2020). Sa qualité d'accueil du vivant peut toutefois varier en fonction des connexions qu'il établit avec le réseau des continuités écologiques territoriales, son histoire urbaine, sa composition et sa configuration spatiale, ainsi que les structures végétales et pratiques habitantes qui s'y déploient. C'est ce que les récents travaux du projet de recherche Morphobiot conduits dans le cadre du programme Biodiversité, aménagement urbain et morphologie (Baum ; chapitre 6) ont pu démontrer au regard



Figure 11.1. Exemples de motifs et d'espèces végétales récurrents des jardins pavillonnaires méditerranéens (crédits : A. Marco).

de l'avifaune. Aujourd'hui, les qualités écologiques du tissu pavillonnaire sont fragilisées par les dernières lois françaises sur la densification urbaine (loi Alur, 2014; loi Climat et résilience, 2021). Ces dispositions prévoient notamment une réduction des surfaces perméables du jardin et une division du parcellaire qui conduisent indéniablement à une diminution des couverts herbacés et d'arbres de grande envergure, ainsi qu'à une disparition du réseau de haies végétales au profit de limites grillagées et bâties. Les conséquences sont préjudiciables pour les espèces dépendantes de ces habitats. Le dérèglement climatique suscite également de nouvelles réflexions tant sur la gestion des espaces naturels urbains (Simonet et Blanc, 2012), que sur la gestion domestique des jardins. En particulier, les nouveaux arrêtés formulés pour faire face aux sécheresses estivales invitent les habitants à s'orienter vers des modes de gestion plus extensifs et plus frugaux en eau, qui sont parfois peu compatibles avec les souhaits de nature qu'ils projettent sur ces espaces.

► Références citées

- Bossu A., 2015. *Rôle des jardins privés dans l'homogénéisation floristique et la connectivité des paysages urbanisés méditerranéens*, thèse de doctorat, spécialité Écologie végétale, Aix-Marseille Université, 220 p.
- Bossu A., Marco A., Manel S., Bertaudière-Montes V., 2014. Effects of built landscape on taxonomic homogenization: Two case studies of private gardens in the French Mediterranean, *Landscape and Urban Planning*, 129:12-21.
- Deschamps-Cottin M., Barthélémy C., Bertaudière-Montès V., Blight O., Bossu A. *et al.*, 2013. Natures urbaines à Marseille : quels possibles pour une trame verte ?, in Clergeau P., Blanc N. (coord.), *Trames vertes urbaines, de la recherche scientifique au projet urbain*, Paris, éditions le Moniteur, 47-74.
- Flégeau M., Clergeau P., Soubelet H., Carré S. (dir.), 2020. *Formes urbaines et biodiversité. Un état des connaissances*, Paris, édition Puca, 106 p. (coll. Réflexions en partage)
- Frileux P., 2013. *Le bocage pavillonnaire. Une ethnologie de la haie*, Paris, Créaphis Éditions, 287 p.
- Frileux P., Paillocher E., 2024. Petits arrangements avec le vivant dans le bocage pavillonnaire, *Développement durable et Territoires*, 15(1), doi:10.4000/120cl.
- Levé M., 2018. *Les jardins domestiques, espaces de passage des insectes pollinisateurs et de leurs rencontres avec les habitants.e.s*, thèse de doctorat, spécialité Interdisciplinarité, université Sorbonne-Paris-Cité, Paris, 429 p.
- Marco A., 2017. Le vert privé, in Barthélémy C., Bertaudière-Montes V., Consales J.N., Deschamps-Cottin M., Goiffon M. *et al.*, *Petit atlas d'une ville-nature. Jardins urbains et cultures buissonnières à Marseille*, Marseille, Wildproject, 71-73.
- Marco A., Barthelemy C., Dutoit T., Bertaudière-Montès V., 2010. Bridging Human and Natural Sciences for a Better Understanding of Urban Floral Patterns: the Role of Planting Practices in Mediterranean Gardens, *Ecology and Society*, 15(2), doi:10.5751/ES-03360-150202.
- Marco A., Dutoit T., Deschamps-Cottin M., Mauffrey J.F., Vennetier M., Bertaudière-Montès V., 2008. Gardens in urbanizing rural areas reveal an unexpected floristic diversity related to housing density, *Compte Rendus Biologies*, 331(6):452-465.
- Murat A., Obriot F., Motard E., 2011. La flore spontanée des jardins privés en ville. *Le Biodiversitaire*, (5):81-85.
- Riboulot-Chetrit M., 2015. Les jardins privés : de nouveaux espaces clés pour la gestion de la biodiversité dans les agglomérations ? *Articulo*, hors-série 6, doi:10.4000/articulo.2696.
- Simonet G., Blanc N., 2012. L'adaptation de la gestion des espaces naturels urbains aux changements de la variabilité climatique régionale : exemple de Paris et Montréal, *VertigO*, hors-série 12, doi:10.4000/vertigo.11861.

Chapitre 12

Zoom – Les espaces verts d’entreprises

Hortense Serret

Face à la responsabilité de nombreux secteurs économiques dans l'érosion de la biodiversité (IPBES, 2019), de nouvelles réglementations européennes, telles que la *Corporate sustainability reporting directive* (CSRD)⁴⁵, rendent désormais obligatoire l'affichage des performances dites « extra-financières » des entreprises, dont la biodiversité fait partie (Efrag, 2024). Ces organisations doivent donc mettre en place des plans d'action pour limiter leurs effets négatifs et améliorer leurs pratiques existantes. Cela implique d'agir à différents niveaux :

- sur les approvisionnements, en choisissant par exemple des matières premières plus durables ou des fournisseurs plus responsables ;
- sur leurs propres activités, en améliorant les méthodes de production, les processus internes ou la gestion des sites (bureaux, usines, etc.) ;
- sur l'utilisation et la fin de vie de leurs produits ou services, en concevant des produits plus durables, réparables ou faciles à recycler, ou en limitant leur impact lors de l'usage par les clients.

Pour de nombreuses entreprises, les actions en faveur de la biodiversité, les plus faciles à mettre en œuvre, peuvent être réalisées au niveau de leurs emprises foncières. En Île-de-France, 20% des entreprises possèdent des espaces verts qui occupent 8700 hectares (Serret *et al.*, 2014). Ces espaces sont souvent peu gérés (Snep *et al.*, 2011 ; Serret *et al.*, 2014) : pas d'arrosage, pas de produits phytosanitaires, zones de prairies fauchées une ou deux fois par an, friches, boisements. Ils offrent ainsi des opportunités d'habitats fonctionnels pour la biodiversité locale. Ils peuvent en outre significativement contribuer au maintien et au renforcement des continuités écologiques au niveau régional (Serret *et al.*, 2014).

De nombreuses organisations prennent donc des engagements sur leurs sites existants afin d'en faire des « relais de biodiversité » au travers d'actions permettant d'améliorer leur potentiel écologique : conversions de pelouses en prairies, plantations de haies et d'arbustes indigènes et à intérêt pour la faune, végétalisation des bassins, des toitures ou des murs, installations d'aménagements pour la faune, réduction de la pollution lumineuse, gestion écologique, etc. L'efficacité de ces actions dépend néanmoins en grande partie des espaces fonciers disponibles.

Les effets positifs de la présence d'espaces verts ou de « nature » sur le lieu de travail pour la santé physique et mentale des employés sont désormais bien documentés

45. La CSRD est une directive de la Commission européenne publiée en 2022 et entrant progressivement en application à partir du 1^{er} janvier 2024.

(Kaplan, 1993, 2007; Largo-Wight *et al.*, 2011; Lottrup *et al.*, 2013). Grâce à eux, l'entreprise peut aussi contribuer à recréer du lien entre les travailleurs eux-mêmes et avec la biodiversité urbaine. Nos travaux menés auprès d'une soixantaine d'entreprises ont montré que les collaborateurs préfèrent les zones de prairies et les zones boisées aux pelouses bien tondues. Ils aiment ces espaces, non pas seulement pour leur valeur esthétique, mais pour leur valeur fonctionnelle, c'est-à-dire leur capacité à accueillir du vivant qu'ils se plaisent à observer (Serret, 2014).

En (re)créant une attention au vivant au travers de leurs espaces verts, les organisations peuvent également jouer un rôle pour (re)mobiliser les travailleurs autour des enjeux globaux liés à la biodiversité, car on s'engage davantage à protéger la nature si on y est sensible ou relié (Nisbet, 2009).

Les espaces verts d'entreprises peuvent donc contribuer à la biodiversité urbaine et devenir un vecteur pour sensibiliser et mobiliser les travailleurs autour des enjeux liés à la biodiversité. Toutefois, les « gains écologiques » générés par l'ensemble des mesures mises en place sur les sites méritent d'être nuancés au regard des énormes pressions générées par les activités principales des entreprises (fournisseurs d'énergies fossiles, aéroports, etc.).

» Références citées

- Efrag, 2024. *Europe's voice in corporate reporting*, <https://www.efrag.org/lab6#subtitle1>.
- IPBES (International Platform on Biodiversity and Ecosystem Services), 2019. Global Assessment Report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn, IPBES Secretariat, 1 144 p., doi:10.5281/zenodo.3831673.
- Kaplan R., 1993. The role of nature in the context of the workplace, *Landscape and Urban Planning*, 26(1-4):193-201, doi:10.1016/0169-2046(93)90016-7.
- Kaplan R., 2007. Employees' reactions to nearby nature at their workplace: The wild and the tame, *Landscape and Urban Planning*, 82(1-2):17-24, doi:10.1016/j.landurbplan.2007.01.012.
- Largo-Wight E., Chen W.W., Dodd V., Weiler R., 2011. Healthy Workplaces: The Effects of Nature Contact at Work on Employee Stress and Health, *Public Health Reports*, 126(suppl 1):124-130, doi:10.1177/00333549111260S116.
- Lottrup L., Grahn P., Stigsdotter U.K., 2013. Workplace greenery and perceived level of stress: Benefits of access to a green outdoor environment at the workplace, *Landscape and Urban Planning*, 110:5-11, doi:10.1016/j.landurbplan.2012.09.002.
- Nisbet E.K., Zelenski J.M., Murphy S.A., 2009. The Nature Relatedness Scale: Linking Individuals' Connection With Nature to Environmental Concern and Behavior, *Environment and Behavior*, 41(5):715-740, doi:10.1177/0013916508318748
- Serret H., 2014. *Les espaces verts d'entreprise : quels enjeux pour la biodiversité urbaine ?*, thèse de doctorat, Muséum national d'Histoire naturelle, 250 p.
- Serret H., Raymond R., Foltête J.C., Clergeau P., Simon L., Machon N., 2014. 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*, 131(1):27-35, doi:10.1016/j.landurbplan.2014.07.003.
- Snep R.P.H., WallisDeVries M., Opdam P., 2011. Conservation where people work: A role for business districts and industrial areas in enhancing endangered butterfly populations?, *Landscape and Urban Planning*, 103(1):94-101, doi:10.1016/j.landurbplan.2011.07.002.

Chapitre 13

Zoom – Les cours d'école végétalisées

Nelly Faget

Dans le cadre de l'adaptation des villes au changement climatique, les politiques publiques de planification urbaine proposent de plus en plus souvent de mettre en place des solutions fondées sur la nature. En France comme à l'étranger, des programmes de végétalisation des cours d'école ont vu le jour. Les surfaces asphaltées et parfois peu ombragées des cours contribuent en effet à l'îlot de chaleur urbain et sont peu adaptées aux périodes de fortes chaleurs. Le programme Cours Oasis, initié par la ville de Paris en 2019, a pour objectif de transformer plus de 600 écoles, soit une surface de 70 hectares de cours, pour en faire des îlots de fraîcheur. Une partie de la cour est alors désasphaltée pour y implanter différentes typologies de sols perméables aux eaux de pluie (pleine terre végétalisée, copeaux pour les espaces de jeux, pavages en bois, etc.). La végétalisation mise en place doit permettre de rafraîchir la cour grâce à l'évapotranspiration des végétaux et de dépolluer l'air (Ademe *et al.*, 2022; Delaunay *et al.*, 2022). Au-delà de ces services écosystémiques de régulation (Millenium Ecosystem Assessment, 2005), les cours végétalisées répondent également à des objectifs pédagogiques centrés sur le bien-être des enfants. La recherche a montré les nombreux bénéfices de la diversité des sols et de l'intégration de relief en matière de motricité, d'activité physique et de possibilité de développer l'imaginaire. Les espaces végétalisés ont pour vocation de reconnecter les enfants à la nature dans leurs cours et d'endiguer l'extinction de l'expérience constatée par la communauté scientifique dans l'ensemble du monde occidental et particulièrement chez les plus jeunes (Pyle et Lefèvre, 2016). Le contact avec des espaces végétalisés est en effet très bénéfique pour la santé physique et mentale des enfants (Van Dijk *et al.*, 2018). Cette végétalisation s'accompagne souvent d'initiatives éducatives autour des espaces plantés, tels que des ateliers de jardinage pédagogique ou des temps de classe en extérieur. Ces projets ont pour objectif de faire de l'école un lieu de découverte du vivant pour tous les enfants, dans l'idée de limiter les inégalités dans l'accès à des espaces verts que connaissent certaines familles de milieux défavorisés (Baró *et al.*, 2021). Enfin, le réaménagement de la cour et l'installation de mobilier ludique permettent de dégenrer la cour en permettant une répartition des filles et des garçons plus équilibrée. Les cours végétalisées font souvent l'objet d'une conception partagée impliquant la communauté éducative (enseignants, direction, animateurs périscolaires, parents d'élève) dans des temps de concertation, et des enfants volontaires autour d'ateliers de coconstruction des projets. Ceci a pour but de fédérer l'ensemble des acteurs de la cour dans cette transformation pour que le projet soit approprié et investi de façon pérenne.

Quelle place pour la biodiversité ? Les cours d'école végétalisées constituent un milieu très anthropisé, aux surfaces réduites, mais hautement fréquentées. Le mélange entre espèces ornementales, flore spontanée ou espèces exotiques envahissantes colonisant

certain habitats, fait des cours des espaces caractéristiques du milieu urbain. Permettre une cohabitation avec le vivant dès l'enfance en milieu scolaire pourrait donc permettre une meilleure acceptation de la présence de nature en ville et contribuer à renforcer la place de celle-ci dans l'espace urbain.

Cette expérimentation dans les cours d'école prend place dans le cadre plus global des solutions fondées sur la nature en milieu urbain, qui se heurtent parfois à des réticences liées aux représentations du vivant et à la place laissée à celui-ci (Delaunay *et al.*, 2022). Accueillir davantage de biodiversité ne peut que s'accompagner d'une gestion écologique des milieux et d'un certain aménagement de l'espace, permettant aux espèces spontanées de s'y installer et de favoriser les pollinisateurs locaux. La présence de flore spontanée peut parfois être un impensé de ces projets d'aménagement qui s'appuient sur des palettes végétales relativement standardisées répondant à des impératifs d'entretien, d'esthétique et de non-toxicité pour les enfants. Si ces critères sont à prendre en compte au vu des contraintes posées par le milieu et ses usagers, le fait de laisser certains espaces en libre évolution offre de nombreux bénéfices à la fois pour la biodiversité et pour l'expérience de nature des enfants, tout en permettant une gestion minimale, à l'inverse de plantes ornementales plus exigeantes.

► Références citées

- Ademe, Tribu, CRH-ENSAPVS, Cescio-MNHN, 2022. *Recré : Renaturation des espaces des cours vers la résilience écologique*, Paris.
- Baró F., Camacho D.A., Pérez Del Pulgar C., Triguero-Mas M., Anguelovski I., 2021. School greening: Right or privilege? Examining urban nature within and around primary schools through an equity lens, *Landscape and Urban Planning*, 208, 104019, doi:10.1016/j.landurbplan.2020.104019.
- Delaunay F., Ramos A., Lagurgue X., Blanc S., Machon N., Akiki É., 2022. La renaturation des sols des écoles parisiennes au prisme des services écosystémiques : élaboration d'un outil d'aide à la décision dans le cadre du programme cours Oasis de la ville de Paris, *Projets de paysage*, 27, doi:10.4000/paysage.31301.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Washington, D.C., Island Press.
- Pyle R.M., Lefèvre M., 2016. L'extinction de l'expérience, *Écologie & Politique*, 53(2):185-196, doi:10.3917/ecopo1.053.0185.
- Van Dijk-Wesselius J.E., Maas J., Hovinga D., Van Vugt M., Van Den Berg A.E., 2018. The impact of greening schoolyards on the appreciation, and physical, cognitive and social-emotional well-being of schoolchildren: A prospective intervention study, *Landscape and Urban Planning*, 180:15-26, doi:10.1016/j.landurbplan.2018.08.003.

Chapitre 14

Zoom – Quelle biodiversité floristique dans les cimetières de nos villes et villages ?

Jeanne Vallet

Alors que la France possède plus 40 000 cimetières et que leurs surfaces cumulées dépassent les 20 000 hectares, la biodiversité dans les cimetières a jusqu'à présent fait l'objet de peu d'intérêt. Durant ces vingt dernières années, le Conservatoire botanique national du Bassin parisien a régulièrement mené des inventaires dans ces espaces verts très particuliers ; ainsi, à ce jour, il dispose d'inventaires floristiques dans 817 cimetières d'Île-de-France soit près de la moitié des cimetières de cette région (Vallet, 2024).

Sur l'ensemble des 817 cimetières inventoriés, 731 espèces végétales spontanées (c'est-à-dire non plantées et non semées) ont été observées, correspondant à pas loin de la moitié de la flore spontanée observée au ^{xxi}e siècle en Île-de-France. Ce chiffre non négligeable par rapport à la superficie des cimetières peut probablement s'expliquer par le fait qu'il y a une diversité importante de microhabitats dans les cimetières, comme des murs, des zones très ensoleillées et des zones ombragées, des zones enherbées ou encore des zones minérales.

16% de ces espèces sont exotiques, ce qui est une proportion environ équivalente aux paysages urbains en général (chapitre 16). Onze de ces espèces appartiennent à la catégorie des « avérées implantées » de la liste des plantes exotiques envahissantes d'Île-de-France et douze à la catégorie des « potentielles implantées » (chapitre 18). Ces chiffres sont plutôt inférieurs à ce qui a été observé dans d'autres cimetières d'Europe (Italie : Buldrini *et al.*, 2023 ; Pologne : Nowińska *et al.*, 2020), peut-être du fait des pratiques funéraires. En effet, en Île-de-France, les tombes sont plutôt décorées avec des plantes en pots, souvent peu rustiques, comme les chrysanthèmes.

Parmi les espèces indigènes, 69 peuvent être considérées comme patrimoniales : 7 sont protégées, 39 sont menacées et 51 sont déterminantes pour les Zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (Znieff) en Île-de-France. Deux de ces espèces patrimoniales, *Veronica triphyllos* et *V. acinifolia*, ne sont plus connues dans toute la région Île-de-France que du cimetière d'Ivry-sur-Seine. Ces espèces patrimoniales sont principalement liées à des habitats anthropiques, mais plus de la moitié sont des espèces de pelouses sèches calcicoles ou acidiphiles (figure 14.1). 114 cimetières, soit 13 % des cimetières inventoriés, hébergent au moins une espèce patrimoniale. Pour finir de brosser ce portrait général de la flore des cimetières, notons que 13 espèces d'orchidées spontanées différentes ont été détectées dans 94 cimetières (soit 11,5% des cimetières étudiés). Quatre de ces orchidées sont patrimoniales en Île-de-France : *Ophrys aranifera*, *Ophrys fuciflora*, *Orchis simia* et *Spiranthes spiralis*.



Figure 14.1. Illustration d'espaces semi-naturels en contexte de cimetière. A : espace de pelouse calcicole dans le cimetière d'Ury (77). B : pelouse sableuse acide dans une allée du cimetière de Nonville (77) (crédits : Jérôme Wegnez, CBNBP/MNHN).

► Références citées

Buldrini F., Gianaroli I., Bosi G., Alessandrini A., Santini C., 2023. Spontaneous vascular flora of the historical monumental cemetery of Modena (N-Italy), *Italian Botanist*, 15:111-136, doi:10.3897/italianbotanist.15.102589.

Nowińska R., Czarna A., Kozłowska M., 2020. Cemetery types and the biodiversity of vascular plants – A case study from south-eastern Poland, *Urban Forestry & Urban Greening*, 49:126599, doi:10.1016/j.ufug.2020.126599.

Vallet J., 2024. La biodiversité floristique des cimetières franciliens, rapport CBNBP – MNHN, 21p. + annexes. <https://hal.science/CBNBP/mnhn-04416751v1>.

Chapitre 15

Zoom – Les toits végétalisés

Frédéric Madre

D'après l'Insee, le bâti représente environ 25 % de la surface des zones artificialisées et donc une part importante des paysages urbains. L'Adivet, association des toits et murs végétalisés, estime à plus de 1,8 million de mètres carrés la surface de toitures nouvellement végétalisées chaque année en France en 2022. Ce chiffre est à mettre en regard avec les 10 millions de mètres carrés végétalisés chaque année en Allemagne, démontrant le potentiel de cette activité. Depuis une vingtaine d'années, la végétalisation des toits a pris un réel essor (les surfaces de toitures annuellement végétalisées ont été multipliées par 20 depuis les années 2000) avec des solutions maîtrisées techniquement et encadrées réglementairement, qui sont devenues communes dans le monde de la construction. Ces solutions n'étant pas toujours les plus efficaces pour le développement de la biodiversité, il faut poursuivre la recherche et les innovations dans ce domaine, mais de nombreuses études montrent d'ores et déjà un impact positif de ces aménagements pour les écosystèmes urbains (Coulibaly *et al.*, 2023; Wooster *et al.*, 2022).

Le bâti a un impact négatif majeur sur les écosystèmes du fait de la consommation de ressources, d'énergie et d'espace. Le secteur de la construction est très gourmand : il détruit et fragmente les écosystèmes. C'est aussi l'une des causes majeures des changements climatiques, facteur aggravant de l'érosion de la biodiversité. L'objectif d'un aménagement favorable à la biodiversité est de rendre le bâti plus accueillant pour les espèces végétales et animales, la ville plus perméable aux espèces sauvages, mais aussi plus sobre (Johan et Barra, 2021).

À l'échelle du bâtiment, les toits végétalisés peuvent servir d'habitat à de nombreuses espèces sauvages (plantes spontanées, insectes, araignées, mollusques, oiseaux et chiroptères) et on y découvre des assemblages originaux d'espèces parfois protégées (Madre *et al.*, 2013, 2014). Il s'agit de milieux relativement préservés des perturbations, qui sont rapidement colonisés si leur conception et leur réalisation sont bien conçues (épaisseur et qualité de substrat suffisantes, palette végétale adaptée, création de microhabitats) (Wang *et al.*, 2022).

À l'échelle du paysage urbain, les toitures vivantes peuvent renforcer les continuités écologiques par la formation de corridors en « pas japonais ». Cet effet pourrait être renforcé par la mise en œuvre d'un paysage végétal en 3D avec l'inclusion de façades végétales faisant le lien entre les espaces verts au sol et les toits. À noter que la plupart des espèces qui utilisent les toitures comme habitat sont des espèces communes avec des capacités de dispersion importantes (Williams *et al.*, 2014).

L'entretien de ces espaces végétalisés, en suivant un cahier des charges intégrant une gestion écologique qui respecte les cycles de vie des espèces et l'intégrité des

bâtiments, est primordial. La formation et la pédagogie auprès des acteurs et des utilisateurs de ces espaces sont également des éléments essentiels pour une meilleure prise en compte de la biodiversité.

Ces actions de végétalisation permettent aussi d'adapter la ville aux changements climatiques (gestion de l'eau, lutte contre les îlots de chaleur urbains, gains énergétiques, santé et bien-être) et de rendre les bâtiments plus résilients et donc plus durables. L'Adivet a mis en place un référentiel sur la performance de ces services écosystémiques (le GreenRoofScore) pour améliorer les pratiques et accroître le potentiel de cette végétalisation. Pour aller dans ce sens, la loi Climat et Résilience de 2021 ainsi que de nombreux plans locaux d'urbanisme (PLU) imposent de plus en plus la végétalisation du bâti. Reste aux concepteurs (architectes, paysagistes, bureaux d'études) et aux constructeurs (donneurs d'ordre, aménageurs, acteurs de la construction) à prendre ce sujet en pleine considération pour que la végétalisation du bâti soit réellement favorable à la biodiversité, efficace et porteuse de sens.

► Références citées

- Coulibaly S.F., Aubry C., Provent F., Rousset-Rouvière S., Joimel S., 2023. The role of green roofs as urban habitats for biodiversity modulated by their design: a review, *Environmental Research Letters*, 18(7):073003, doi:10.1088/1748-9326/acd801.
- Johan H., Barra M. (coord.), 2021. *Écologie des toitures végétalisées en Île-de-France. Synthèse de l'étude GROOVES (green roofs verified ecosystem services)*, 92 p., https://www.arb-idf.fr/fileadmin/DataStorage/user_upload/ARB-idF_-_Ecologie_des_toitures_vegetalisees_-_WEB_Bdef.pdf.
- Madre F., Vergnes A., Machon N., Clergeau P., 2013. A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods, *Ecological Engineering*, 57(4):109-117, doi:10.1016/j.ecoleng.2013.04.029.
- Madre F., Vergnes A., Machon N., Clergeau P., 2014. Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: First insights from a large-scale sampling, *Landscape and urban Planning*, 122(1):100-107, doi:10.1016/j.landurbplan.2013.11.012.
- Wang L., Wang H., Wang Y., Che Y., Ge Z., Mao L., 2022. The relationship between green roofs and urban biodiversity: A systematic review. *Biodiversity and Conservation*, 31(7):1771-1796.
- Williams N.S., Lundholm J., Scott MacIvor J., 2014. Do green roofs help urban biodiversity conservation?, *Journal of Applied Ecology*, 51(6):1643-1649, doi:10.1111/1365-2664.12333.
- Wooster E.I.F., Fleck R., Torpy F., Ramp D., Irga P.J., 2022. Urban green roofs promote metropolitan biodiversity: A comparative case study, *Building and Environment*, 207(A):108458, doi:10.1016/j.buildenv.2021.108458.

Partie III

Des biocénoses adaptées à la ville ?

Chapitre 16

Les espèces végétales urbaines

Jeanne Vallet

Pour la biodiversité, l'urbanisation est une problématique prégnante et très ancienne en Île-de-France. De ce fait, la flore parisienne a depuis longtemps fait l'objet de travaux. Citons par exemple l'ouvrage de Jean-Philippe Cornut qui dresse au xvii^e siècle une liste des espèces rencontrées lors de ses herborisations parisiennes (Jolinon, 1997), celui de Joseph Vallot (Vallot, 1884) qui établit la liste des espèces des rues parisiennes, ou encore l'herbier parisien de Paul Jovet datant de la première moitié du xx^e siècle (Lizet *et al.*, 1997). Dans les années 2000, de nombreux inventaires floristiques ont été menés en Île-de-France par le Conservatoire botanique national du Bassin parisien (CBNBP) pour établir des atlas de distribution d'espèces. Sur la base de ce jeu de données, ce chapitre vise à mieux comprendre comment la flore d'Île-de-France répond à l'urbanisation selon son degré de spécialisation et sa fréquence (figure 16.1), en se posant les questions suivantes. Quelles sont les espèces spécialistes des milieux urbains ? Quelles sont les espèces fréquentes en ville ? Quelle est la place des espèces exotiques dans la flore en ville ?

► Territoire d'étude et données

Le travail porte sur la région Île-de-France (12 012 km²). Toutes les données de ce territoire utilisées pour les analyses ont été projetées dans un maillage de 1 km × 1 km. La proportion de bâti (issu de la BD TOPO®/RGE) a été utilisée comme proxy du taux d'urbanisation et calculée pour chaque maille 1 km × 1 km. Pour certaines analyses, le gradient d'urbanisation a été discrétisé en trois contextes paysagers : les mailles rurales avec moins de 0,5 % de bâti, les mailles avec un niveau intermédiaire de bâti (de 0,5 à 8 %) et les mailles urbaines avec au moins 8 % de bâti (figure 16.1). Ces bornes ont été choisies par analyse visuelle de photographies aériennes dans l'objectif d'avoir des contextes paysagers très contrastés entre les mailles rurales et les mailles urbaines.

Les données floristiques utilisées sont issues de la base de données géoréférencées du CBNBP (CBNBP, 2024). Toutes les données d'espèces sauvages en Île-de-France (indigènes et naturalisées) observées entre 2000 et 2015 et géolocalisées précisément ont été extraites et projetées dans le maillage 1 km × 1 km. Au total, le jeu de données analysé contient 620 340 données concernant 1 388 espèces réparties dans 7 686 mailles. Les données ont généralement été traitées au rang taxonomique de l'espèce, et parfois au rang du groupe quand il y avait des ambiguïtés taxonomiques.

Enfin, l'indigénat des espèces a été extrait du catalogue de la flore vasculaire d'Île-de-France que réalise le CBNBP en distinguant les espèces indigènes (n = 1213) des espèces naturalisées (n = 175).

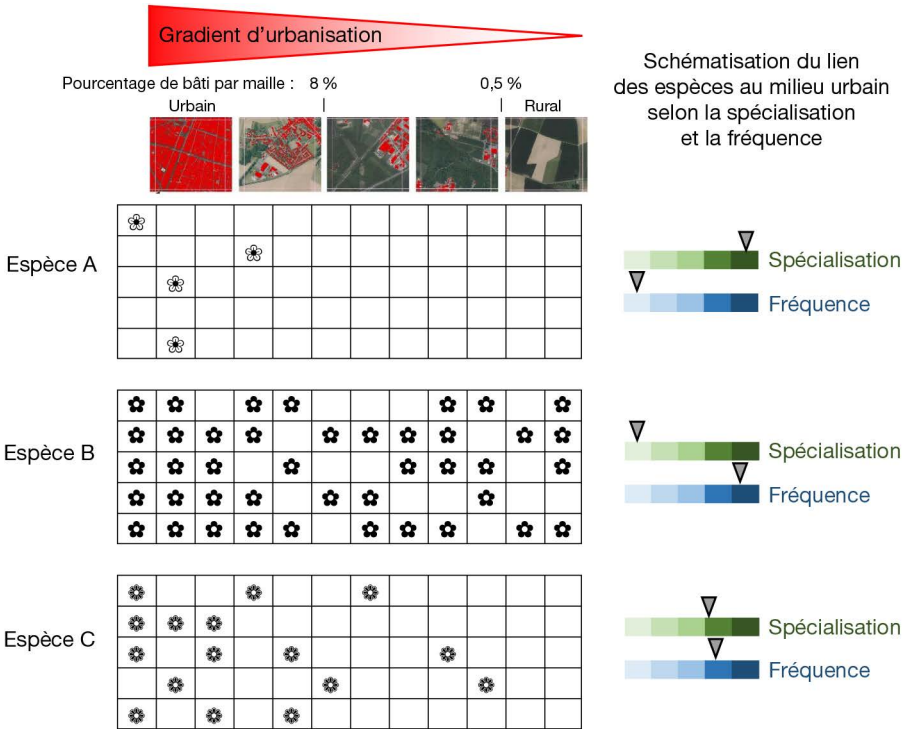


Figure 16.1. Schématisation des réponses possibles d'une espèce à un gradient d'urbanisation.

Imaginons un territoire composé de 12×5 mailles disposé le long d'un gradient d'urbanisation qui est illustré par cinq photos dans lesquelles le bâti apparaît en rouge; on cartographie dans les mailles de ce territoire la présence de trois espèces, A, B et C. Le long de ce gradient, l'espèce A est un exemple d'espèce qui ne se trouve que dans les mailles urbaines du gradient, mais qui y est peu fréquente. L'espèce B est un exemple d'espèce très fréquente dans les mailles urbaines, mais qui est tout aussi fréquente en contexte rural. L'espèce C est un exemple d'espèce fréquente en milieu urbain, et qui se trouve plus fréquemment dans les mailles urbaines que rurales. L'espèce C est donc plus spécialiste des milieux urbains que l'espèce B, mais moins spécialiste que l'espèce A.

►► Calcul des indicateurs de spécialisation et de fréquence des espèces au milieu urbain

Pour évaluer la spécialisation des espèces à l'urbanisation, pour chaque espèce présente dans plus de dix mailles (1116 espèces), un indice d'urbanité a été calculé (Hill *et al.*, 2002). L'urbanité est définie comme la proportion moyenne de bâti dans les mailles $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ où l'espèce a été observée (figure 16.2). La procédure de permutation proposée par Chisté *et al.* (2016) a été appliquée afin d'identifier quelles étaient les espèces dites urbanophiles, c'est-à-dire les espèces dont la distribution est significativement associée aux mailles urbanisées (à savoir présentes dans des mailles avec du bâti et très peu présentes dans des mailles sans bâti), les espèces urbanophobes (associées aux mailles avec de faibles pourcentages de bâti, absentes ou très rares dans des mailles avec du bâti) ou les espèces urbanotolérantes (c'est-à-dire dont la distribution est indépendante de la proportion de bâti dans les mailles ou liée aux densités intermédiaires de bâti) (McKinney, 2002).

La fréquence des espèces (figure 16.2) par contexte paysager a été calculée et comparée entre contextes (urbain, intermédiaire et rural). Pour présenter certains résultats (tableau 16.2), nous avons simplifié la fréquence en un rang d'ordre, 1 était l'espèce la plus fréquente, 2 la deuxième plus fréquente, etc.

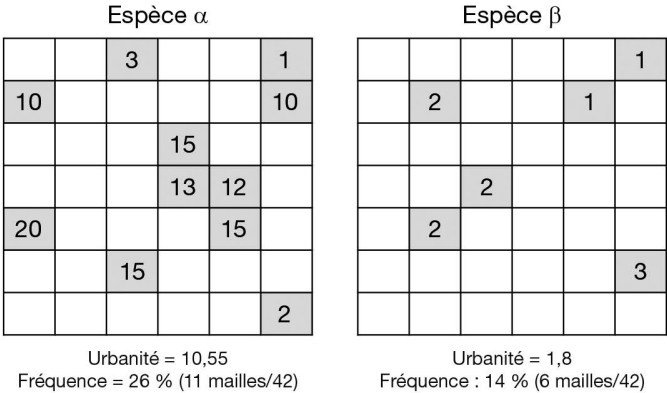


Figure 16.2. Exemple de calcul de l'urbanité et de la fréquence pour deux espèces α et β .

Chaque maille du territoire (composé de 7 × 6 mailles) où l'espèce est présente apparaît en gris. Le chiffre qui y figure indique le pourcentage de bâti au sein de la maille. L'urbanité par espèce est la moyenne de ces pourcentages de bâti. La fréquence des espèces est le pourcentage de mailles occupées (toutes les mailles sont considérées comme inventoriées).

» Quelles sont les espèces spécialistes des milieux urbains ?

La liste des dix espèces urbanophiles les plus spécialisées (indice d'urbanité le plus fort) est présentée dans le tableau 16.1. Ces espèces sont souvent des espèces liées aux grandes agglomérations et plusieurs d'entre elles ont même une distribution limitée à l'agglomération parisienne. De ce fait, ces espèces ultraspecialistes du milieu urbain sont peu fréquentes à l'échelle régionale, y compris dans les mailles urbaines (tableau 16.1) (Hill *et al.*, 2002), mais peuvent être présentes depuis longtemps dans la région. Ainsi, la présence du vélaret (*Sisymbrium irio*) est déjà citée dans l'agglomération parisienne par Cornut au xvii^e siècle (Lizet *et al.*, 1997) ; l'espèce y est toujours bien présente, mais ne semble guère s'étendre au-delà de la petite couronne (CBNBP, 2024). Cette liste (dont 80 % des espèces sont naturalisées) diffère totalement de la liste des espèces urbanophiles les plus fréquentes en Île-de-France (tableau 16.2).

Ces espèces ne sont pas présentes seulement dans les villes franciliennes, mais sont aussi établies dans les villages, d'où leur distribution beaucoup plus large et leur fréquence régionale plus élevée.

74% des espèces naturalisées sont des espèces urbanophiles, mais la majorité des espèces urbanophiles sont des espèces indigènes (66%). À l'inverse, 98% des espèces urbanophobes sont indigènes (figure 16.3). La présence importante des espèces naturalisées dans les milieux urbains peut avoir différentes causes (chapitre 17) : importance des réseaux de transports et des flux associés multipliant les probabilités d'introduction, perturbation des habitats diminuant la compétition avec des espèces indigènes offrant donc plus de possibilités d'installation pour les espèces pionnières, ou encore effet îlot de chaleur urbain permettant l'installation d'espèces de climats plus chauds.

Tableau 16.1. Liste des dix espèces présentant les plus fortes urbanités.

% M1K : fréquence dans les mailles 1 km × 1 km; % M1K ≥ 8 % bâti : fréquence dans les mailles 1 km × 1 km présentant au moins 8 % de bâti. La fréquence des espèces est exprimée en proportion de mailles 1 × 1 km où l'espèce est présente par rapport au nombre de mailles inventoriées. Cette fréquence est donnée pour toutes les mailles inventoriées d'Île-de-France (pour % M1K, n = 7686) et pour les mailles urbaines (pour % M1K ≥ 8 % bâti, n = 1173).

Nom scientifique	Nom français	Urbanité	% M1K	% M1K ≥ 8 % bâti	Indigénat régional
<i>Erigeron karvinskianus</i>	Vergerette de Karvinski	29,0	0,25	1,53	Naturalisé
<i>Sisymbrium irio</i>	Vélaret	23,3	1,65	10,3	Naturalisé
<i>Erigeron bonariensis</i>	Vergerette de Buenos Aires	21,8	0,22	1,45	Naturalisé
<i>Lepidium rudemale</i>	Passerage des décombres	21,2	0,96	5,88	Indigène
<i>Sisymbrium orientale</i>	Sisymbre d'Orient	20,8	0,39	2,39	Naturalisé
<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	Polycarpon à quatre feuilles	19,3	0,42	2,39	Indigène
<i>Lepidium virginicum</i>	Passerage de Virginie	18,6	0,65	4,01	Naturalisé
<i>Lepidium densiflorum</i>	Passerage à fleurs serrées	17,8	0,17	1,02	Naturalisé
<i>Veronica peregrina</i>	Véronique voyageuse	17,1	0,52	1,71	Naturalisé
<i>Poa infirma</i>	Pâturin grêle	17,1	0,14	0,94	Naturalisé

Tableau 16.2. Liste des dix espèces urbanophiles les plus fréquentes en Île-de-France.

% M1K : fréquence dans les mailles 1 km × 1 km; % M1K ≥ 8 % bâti : fréquence dans les mailles 1 km × 1 km présentant au moins 8 % de bâti. La fréquence des espèces est exprimée en proportion de mailles 1 × 1 km où l'espèce est présente par rapport au nombre de mailles inventoriées. Cette fréquence est donnée pour toutes les mailles inventoriées d'Île-de-France (pour % M1K, n = 7686) et pour les mailles urbaines (pour % M1K ≥ 8 % bâti, n = 1173).

Nom scientifique	Nom français	Urbanité	% M1K	% M1K ≥ 8 % bâti	Indigénat régional
<i>Euphorbia peplus</i>	Euphorbe des jardins	8,4	19	68	Indigène
<i>Parietaria judaica</i>	Pariétaire des murs	9,0	17	63	Indigène
<i>Buddleja davidii</i>	Buddleia de David	9,7	13	56	Naturalisé
<i>Cymbalaria muralis</i>	Cymbalaire des murs	8,0	16	54	Indigène
<i>Erigeron canadensis</i> et <i>Erigeron sumatrensis</i>	Vergerette du Canada et vergerette de Sumatra	5,9	32	83	Naturalisé
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	Roquette jaune	12,5	8	44	Indigène
<i>Oxalis corniculata</i>	Oxalis corniculé	12,0	7	34	Naturalisé
<i>Ailanthus altissima</i>	Ailante glanduleux	10,3	7	34	Naturalisé
<i>Amaranthus deflexus</i>	Amarante couchée	14,9	6	33	Naturalisé
<i>Galinsoga quadriradiata</i>	Galinsoga cilié	11,8	7	31	Naturalisé

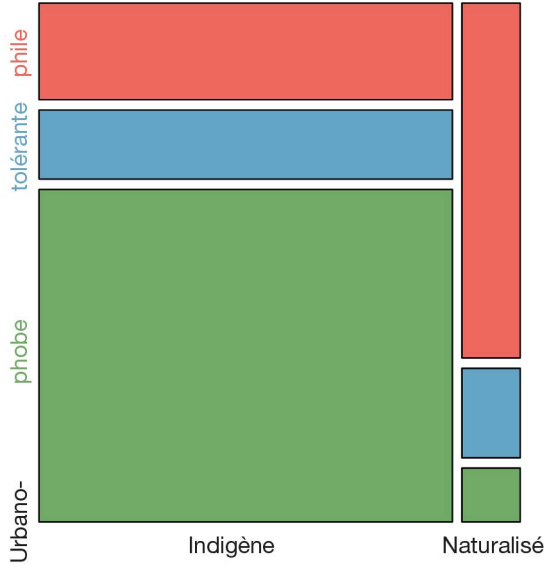


Figure 16.3. Répartition du nombre d'espèces urbanophiles, urbanotolérantes et urbanophobes selon leur indigénat.

La largeur des colonnes représente la proportion d'espèces pour chaque catégorie d'indigénat et la hauteur de chaque rectangle la proportion d'espèces de chacun des trois groupes d'urbanité distingués par un code couleur.

» Quelles sont les espèces les plus fréquentes en milieu urbain ?

Vingt espèces composent la liste cumulée des dix espèces les plus fréquentes selon le contexte paysager d'urbanisation (tableau 16.3). Toutes ces espèces sont indigènes en Île-de-France et toutes sont des espèces pérennes sauf deux (pâturin annuel et sénéçon commun). Parmi les dix espèces les plus fréquentes à l'échelle régionale, trois font partie des dix espèces les plus fréquentes quel que soit le contexte paysager : la grande ortie, le dactyle aggloméré et le cirse des champs. Cinq de ces espèces sont urbanotolérantes, quatre urbanophiles et une urbanophobe. Parmi les espèces qui sont fréquentes à l'échelle régionale et dans les mailles rurales et qui deviennent beaucoup moins fréquentes quand le paysage s'artificialise, il y a des espèces d'ourlets, de lisières et de haies comme la benoîte des villes, l'aubépine, le noisetier, le brachypode des bois ou le frêne. À l'inverse, les espèces de gazon urbain comme le trèfle rampant, le pâturin annuel, le ray-grass, la potentille rampante, ou de friche comme la picride fausse-épervière deviennent plus fréquentes avec l'augmentation de l'urbanisation (tableau 16.3). On peut penser que ces différences sont simplement liées à une plus forte présence des milieux boisés en contexte rural et, au contraire, de plus grandes surfaces de gazons en contexte urbanisé.

Ces faibles différences entre les contextes urbains et ruraux en ce qui concerne les espèces les plus fréquentes sont probablement accentuées par le contexte francilien, à savoir que les espaces urbanisés occupent 20 % du territoire et les cultures 50 %.

Tableau 16.3. Liste des vingt espèces appartenant à la liste des dix espèces les plus fréquentes dans les mailles de 1 km x 1 km (M1K) dans au moins un contexte paysager d'urbanisation.

Rang M1K IdF : rang de l'espèce à l'échelle régionale; rang < 0,5 % bâti : rang dans les mailles rurales avec moins de 0,5 % de bâti; rang 0,5 à 8 % bâti : rang dans les mailles avec 0,5 % à 8 % de bâti; Rang ≥ 8 % bâti : rang dans les mailles urbaines avec plus de 8 % de bâti. Pour aider à la lecture, les rangs des espèces sont sur fond jaune quand elles appartiennent aux dix premières espèces les plus fréquentes pour le contexte paysager considéré. La valeur d'urbanité est colorée selon la classe d'urbanité : en rouge, espèces urbanophiles; en bleu, espèces urbanotolérantes; en vert, espèces urbanophobes.

Nom scientifique	Nom français	Urbanité	Rang M1K IdF	Rang < 0,5 % bâti	Rang 0,5 à 8 % bâti	Rang ≥ 8 % bâti	Indigénat régional
<i>Urtica dioica</i> L., 1753	Grande ortie	4,2	1	3	1	6	Indigène
<i>Dactylis glomerata</i> L., 1753	Dactyle aggloméré	4,1	2	2	2	10	Indigène
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop., 1772	Cirse des champs	4,6	3	9	5	4	Indigène
<i>Plantago lanceolata</i> L., 1753	Plantain lancéolé	4,6	4	11	3	1	Indigène
<i>Hedera helix</i> L., 1753	Lierre grimpant	4,2	5	8	4	12	Indigène
<i>Geum urbanum</i> L., 1753	Benoîte des villes	3,9	6	5	16	30	Indigène
<i>Plantago major</i> L., 1753	Grand plantain	4,9	7	20	8	7	Indigène
<i>Hypericum perforatum</i> L., 1753	Millepertuis perforé	4,0	8	6	18	33	Indigène
<i>Fraxinus excelsior</i> L., 1753	Frêne élevé	3,4	9	4	17	55	Indigène
<i>Achillea millefolium</i> L., 1753	Achillée millefeuille	4,5	10	24	7	20	Indigène
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq., 1775	Aubépine à un style	2,8	12	1	24	75	Indigène
<i>Corylus avellana</i> L., 1753	Noisetier	2,5	27	7	42	110	Indigène
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P. Beauv., 1812	Brachypode des bois	2,5	45	10	56	130	Indigène
<i>Heracleum sphondylium</i> L., 1753	Grande berce	3,4	11	13	6	58	Indigène
<i>Potentilla reptans</i> L., 1753	Potentille rampante	4,4	14	31	9	24	Indigène
<i>Trifolium repens</i> L., 1753	Trèfle rampant	5,3	18	40	10	4	Indigène
<i>Poa annua</i> L., 1753	Pâturin annuel	5,8	25	65	22	2	Indigène
<i>Picris hieracioides</i> L., 1753	Picride fausse-épervière	5,1	13	34	19	3	Indigène
<i>Senecio vulgaris</i> L., 1753	Séneçon commun	6,2	42	103	36	8	Indigène
<i>Lolium perenne</i> L., 1753	Ray-grass	5,5	23	49	21	9	Indigène

Ainsi, le gradient d'urbanisation étudié correspond en fait à un gradient d'anthropisation entre espaces urbanisés et espaces cultivés et non à un gradient ville-nature. Les similarités entre flore des villes et flore des campagnes observées le long de ce gradient peuvent s'expliquer par le fait que les cultures, comme les milieux urbains, subissent une augmentation du potentiel hydrogène (pH) et de la trophie de leurs sols, ainsi que des perturbations importantes conduisant probablement à sélectionner des espèces ayant des caractéristiques communes. Certaines mailles rurales hébergent des cortèges floristiques originaux d'espèces souvent rares à l'échelle régionale, spécialistes de milieux naturels et semi-naturels, qui sont quasiment absents en contexte urbain ; mais ces mailles sont très minoritaires parmi les mailles en contexte rural et les espèces urbanophobes liées à ces milieux sont pour la plupart rares à l'échelle régionale.

Sans surprise, la proportion d'espèces naturalisées augmente le long du gradient d'urbanisation, tandis que celle des espèces indigènes diminue (figure 16.4). Néanmoins, même dans les mailles urbaines, les espèces indigènes restent largement dominantes puisqu'elles représentent en moyenne près de 90 % des espèces (*versus* 96 % dans les mailles rurales). En moyenne, il n'y a que 15 espèces naturalisées dans les mailles urbaines *versus* 135 espèces indigènes. Comme l'ont montré Hill *et al.* (2002), les espèces naturalisées sont assurément beaucoup plus urbanophiles et fréquentes dans les communautés urbaines, mais de nombreuses espèces indigènes semblent adaptées au milieu urbain (Botham *et al.*, 2009), et ces espèces indigènes restent les plus nombreuses et les plus fréquentes dans les communautés urbaines.

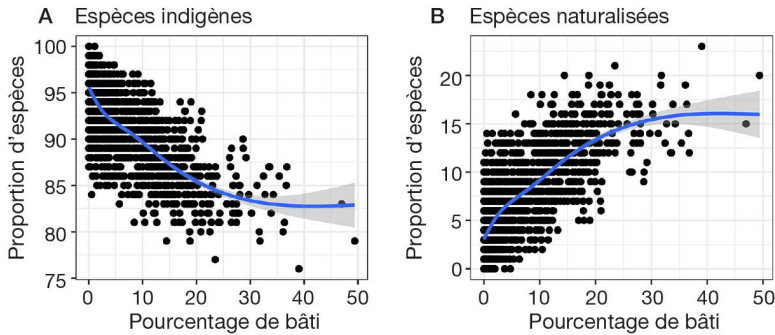


Figure 16.4. Proportion d'espèces indigènes (A) et naturalisées (B) dans les mailles de 1 km × 1 km bien inventoriées (n = 2455).

Sur chaque graphique, la courbe bleue est une courbe de lissage obtenue par un GAM (*Generalized Additive Model*) et la bande grise autour de la courbe représente son intervalle de confiance. Pour cette analyse, seules les mailles bien inventoriées ont été conservées, c'est-à-dire les mailles où au moins 100 espèces ont été recensées, soit 2455 mailles.

*
**

En conclusion, la flore des milieux urbains montre un visage très différent selon que l'on s'y intéresse sous le prisme des espèces spécialistes de ces milieux ou des espèces qui sont fréquentes dans ces milieux. Il apparaît que si certains traits peuvent favoriser l'adaptation des espèces aux milieux urbains, beaucoup d'espèces n'ayant pas ce trait peuvent néanmoins être urbanophiles et ce trait n'est pas forcément dominant dans les communautés urbaines. Ainsi, on retrouve le fait que les milieux

urbains favorisent l'installation d'espèces exotiques (les espèces naturalisées sont aux trois quarts urbanophiles) et pourtant 66 % des espèces urbanophiles sont des espèces indigènes (pour rappel, 87 % d'espèces sont indigènes lorsque l'on considère la flore sauvage régionale) et les communautés des mailles urbaines sont composées en moyenne de 90 % d'espèces indigènes. Cette étude montre que même les espaces avec une urbanisation extrêmement dense et ancienne (Paris et sa petite couronne) présentent une diversité d'espèces spontanées importante, comportant même un lot d'espèces spécifiques à ces conditions écologiques. Cette étude montre que la végétalisation des villes se fait spontanément et qu'il n'est pas toujours nécessaire de planter ou semer des espèces pour les « verdir ». Elle indique également que la végétalisation spontanée est à favoriser, même en milieu urbain. Cette flore spontanée, notamment indigène est plus bénéfique à la faune sauvage (pollinisateurs, par exemple) et soutient plus efficacement certains services écosystémiques comme l'effet sur la qualité de l'air (Tartaglia et Aronson, 2024).

► Références citées

- Botham M.S., Rothery P., Hulme P.E., Hill M.O., Preston C.D., *et al.*, 2009. Do urban areas act as foci for the spread of alien plant species? An assessment of temporal trends in the UK, *Diversity and Distributions*, 15(2):338-345, doi:10.1111/j.1472-4642.2008.00539.x.
- Chisté M.N., Mody K., Gossner M.M., Simons N.K., Köhler G., *et al.*, 2016. Losers, winners, and opportunists: How grassland land-use intensity affects orthopteran communities, *Ecosphere*, 7(11):e01545, doi:10.1002/ecs2.1545.
- CBNBP (Conservatoire botanique national du Bassin parisien), 2024. Lobelia, Système d'information Flore-Fonge-Végétations-Habitats, www.lobelia-cbn.fr/.
- Hill M.O., Roy D.B., Thompson K., 2002. Hemeroby, urbanity and ruderality: bioindicators of disturbance and human impact, *Journal of Applied Ecology*, 39(5):708-720, doi:10.1046/j.1365-2664.2002.00746.x.
- Jolinon J.-C., 1997. Les herbiers historiques du Muséum et la flore Parisienne, *Journal d'agriculture traditionnelle et de botanique appliquée*, 39(2):91-109. doi:10.3406/jatba.1997.3618.
- Lizet B., Wolf A.E., Celecia J., 1997. *Sauvages dans la ville*, Paris, Museum national d'histoire naturelle, 607 p., (coll. JATBA Revue d'Ethnobiologie). https://www.persee.fr/issue/jatba_0183-5173_1997_num_39_2.
- McKinney M.L., 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation, *Bioscience*, 52:883-890, doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2.
- Tartaglia E.S., Aronson M.F.J., 2024. Plant native: comparing biodiversity benefits, ecosystem services provisioning, and plant performance of native and non-native plants in urban horticulture, *Urban Ecosystems*, 27:2587-2611, doi:10.1007/s11252-024-01610-5.
- Vallot J., 1884. *Essai sur la flore du pavé de Paris limité aux boulevards extérieurs, ou Catalogue des plantes qui croissent spontanément dans les rues et sur les quais; suivi d'une florule des ruines du Conseil d'État*, Paris, Nouvelle librairie médicale et scientifique ancienne et moderne de Jacques Lechevalier, 148 p.

Chapitre 17

Dynamiques temporelles de la biodiversité : exemple des plantes poussant au pied des arbres d'alignement

Nathalie Machon

Une des problématiques en écologie urbaine consiste à comprendre comment les populations animales ou végétales, sauvages et spontanées, arrivent à survivre dans des paysages aussi fragmentés que les villes (Fahrig, 2003). En effet, il est bien connu que l'isolement géographique des populations entraîne des processus négatifs sur le long terme : mécanismes démographiques délétères et appauvrissement de la diversité génétique. Ainsi, les échanges de gènes sont nécessaires. Ils assurent la préservation des populations et leur permettent de perdurer sur le long terme. Si ces considérations sont assez bien connues pour les animaux, il faut savoir que la question se pose aussi pour les plantes qui peuvent également souffrir d'isolement et donc de consanguinité. Comment les échanges de gènes s'organisent-ils entre les populations de plantes ? La plupart du temps, ces organismes, fixés au sol par leurs racines, ne peuvent bouger activement d'un espace à l'autre. Éventuellement, grâce à la reproduction végétative, elles peuvent coloniser de nouveaux espaces en produisant de nouvelles plantes pouvant pousser loin de la plante d'origine. Les déplacements passent donc principalement par le pollen lorsqu'une plante reçoit la semence mâle d'une plante d'une autre population ou par les migrations des graines, d'un espace végétalisé à un autre.

» Les déplacements des populations de plantes

Les espèces végétales peuplant les villes sont particulièrement soumises à une fragmentation extrême. Le milieu urbain est caractérisé par une mosaïque d'habitats, c'est-à-dire une juxtaposition d'espaces de différentes natures, séparés par des limites plus ou moins larges et hautes (murs, clôtures, bâtiments, asphalte des rues et des parkings, etc.), entravant les échanges de gènes par pollen ou graines. Dès lors se pose la question de la dynamique des populations pour les plantes des villes (Schmidt *et al.*, 2014).

Dans le cas général, certaines graines sont capables de couvrir de longues distances et de germer loin de leur plante mère, mais dans la plupart des cas, elles restent tout de même dans un périmètre restreint autour de leur lieu de production. Quant aux grains de pollen, le vent peut les emporter vers les stigmates des fleurs femelles attendant la fécondation. Cependant, ce phénomène ne compte que pour les plantes anémogames, celles dont les caractéristiques biologiques leur permettent une pollinisation grâce au vent. Celles qui sont pollinisées par l'intermédiaire des insectes, les plantes entomogames, ne peuvent pas toujours recevoir du pollen de plantes fleuries d'un espace vert

éloigné, car les abeilles et autres pollinisateurs peinent à se frayer un chemin dans la matrice bâtie des quartiers. On devine en effet que traverser la matrice urbaine est difficile pour la plupart des espèces.

► Les métapopulations constituées des pieds d'arbres d'alignement

À côté des espaces verts classiques – jardins, parcs, friches, etc. – existent, dans les villes les mieux aménagées pour le développement de la biodiversité, des micro-espaces végétalisés qui peuvent servir de relais pour les migrations d'espèces. Les pieds d'arbres d'alignement se classent parmi ces petites infrastructures. Dispersés dans la matrice urbaine, longeant les avenues et boulevards, régulièrement disposés, de surface relativement homogène, ils ponctuent les quartiers et relient plus ou moins les espaces verts, de plus grande surface, entre eux. En 2022, à Paris, près de 106 600 arbres, plantés sur les trottoirs, pouvaient potentiellement remplir la fonction écologique d'habitats ou de corridors entre les parcs et jardins de la ville⁴⁶.

La théorie des métapopulations est utilisée pour décrire et comprendre la dynamique des espèces dans les paysages fragmentés (Molainen, 2004). Les métapopulations sont définies comme des ensembles de petites populations, situées dans des sites favorables appelés *patches*, au sein de matrices défavorables. Ces petites populations sont plus ou moins connectées entre elles par des flux de gènes (échanges de graines ou de pollen). Pour une espèce donnée, le *patch* peut être « occupé » lorsque des individus y sont observés. Au contraire, il peut être « vide » lorsque l'espèce n'y est pas présente, soit parce qu'elle n'y a jamais été, soit parce qu'elle s'y est éteinte. La théorie suggère que les espèces peuvent vivre dans des paysages fragmentés lorsqu'un équilibre existe entre l'extinction des *patches* occupés et la colonisation des *patches* vides. En effet, si les extinctions sont plus fréquentes que les colonisations, on assiste à la disparition progressive de l'espèce dans la métapopulation.

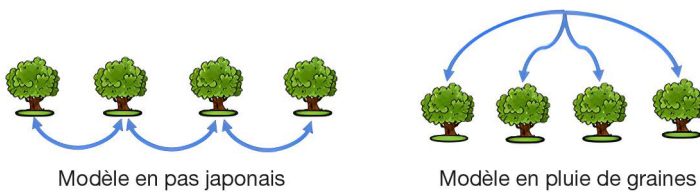


Figure 17.1. Deux exemples de modèles utilisés pour décrire le déplacement des populations végétales poussant dans les pieds d'arbres d'alignement des rues du quartier de Bercy à Paris.

De nombreux modèles de métapopulation ont été décrits et étudiés. Deux familles de modèles en particulier sont supposées correspondre à la dynamique des espèces dans les paysages fragmentés, tels que les paysages urbains (figure 17.1). Le modèle en pas japonais suppose qu'une espèce présente dans un *patch* peut coloniser les *patches* voisins, grâce à la dispersion des graines produites localement (Levins, 1969). Le modèle en pluie de graines prévoit, lui, que des quantités importantes de graines

46. <https://opendata.paris.fr/>.

arrivent aux pieds des arbres qui ont tous la même probabilité de se voir colonisés par les espèces végétales (Gotelli, 1991).

La dynamique de ces deux types de modèle est assez différente. Si les plantes suivent le modèle en pas japonais au sein des pieds d'arbres d'une avenue, elles vont progressivement passer d'un patch à l'autre, année après année. Lorsqu'elles suivent le modèle en pluie de graines, elles vont pouvoir apparaître brutalement dans une rue alors même qu'elles n'existaient pas dans le voisinage immédiat. Ce dernier modèle suppose l'existence, à proximité, d'une source de graines importante, comme un parc ou un jardin où des populations abondantes vont produire des semences en grande quantité.

» La dynamique des plantes dans les pieds d'arbres du quartier de Bercy à Paris

L'espace urbain qui nous a permis de décrire ces phénomènes se situe dans un quartier de Paris riche en espaces verts et en pieds d'arbres : le quartier de Bercy qui compte 1 324 pieds d'arbres dans 15 rues et comprend les berges de la Seine, les voies ferrées des gares de Lyon et de Bercy, le parc de Bercy et la promenade plantée René Dumont comme sources potentielles de pluies de graines (figure 17.2). Les 1 324 pieds d'arbres sont inventoriés, au mois de mai chaque année, depuis 2009. Pour chacune des espèces végétales, chaque rue est considérée comme une métapopulation pour laquelle nous avons cherché à voir quel modèle théorique représentait le mieux sa



Figure 17.2. A : carte représentant les pieds d'arbres du quartier de Bercy (schéma : Noellie Maurel); B : photographie d'un des 1 324 pieds d'arbre du quartier.

Sur la carte, les lignes noires désignent les rues dans lesquelles les pieds d'arbres ont été inventoriés chaque année depuis 2009.

dynamique année après année. Nous avons utilisé le logiciel Spomsim (Molainen, 2004) qui définit le type de métapopulation qui décrit le mieux les données annuelles réelles. Pour chaque espèce, dans chaque rue, il a pu dire si le modèle en pas japonais ou celui en pluie de graines était le meilleur pour modéliser la dynamique locale de l'espèce (tableau 17.1). Les résultats de ce travail ont été décrits dans la thèse de Mona Omar (MNHN, 1999) et publiés (Omar *et al.*, 2018 et 2019).

Tableau 17.1. Liste des plantes dont nous avons étudié les déplacements, ainsi que le modèle de métapopulation auquel les données correspondent le mieux.

PJ : modèle en pas japonais; PDG : modèle en pluie de graines.

Nom scientifique	Nom français	Modèle de métapopulation dominant
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Capselle bourse à pasteur	PJ
<i>Chenopodium album</i>	Chénopode blanc	PJ
<i>Conyza canadensis</i>	Vergerette du Canada	PJ
<i>Hordeum murinum</i>	Orge des rats	PJ
<i>Lactuca serriola</i>	Laitue scariole	PDG
<i>Lolium perenne</i>	Ray-grass anglais	PJ
<i>Plantago major</i>	Plantain majeur	PDG
<i>Poa annua</i>	Pâturin annuel	PDG
<i>Polygonum aviculare</i>	Renouée des oiseaux	PDG
<i>Senecio inaequidens</i>	Séneçon du Cap	PDG
<i>Senecio vulgaris</i>	Séneçon commun	PJ
<i>Sisymbrium irio</i>	Sisymbre irio	PJ
<i>Sonchus oleraceus</i>	Laiteron maraîcher	PDG
<i>Stellaria media</i>	Mouron blanc	PJ
<i>Taraxacum</i> sp.	Pissenlit	PDG

» Les déplacements en pluie de graines ou en pas japonais

Les métapopulations des espèces *L. serriola*, *P. major*, *P. annua*, *P. aviculare*, *S. inaequidens*, *S. oleraceus* et *Taraxacum* sp. semblaient davantage répondre au modèle de pluie de graines qu'au modèle en pas japonais. Il est probable que pour ces espèces, la production de graines est massive ou que leur transport à travers la ville est très facile. Par conséquent, le déplacement des espèces d'un pied d'arbre au suivant est négligeable par rapport aux apports extérieurs. Il faut dire que beaucoup de ces espèces ont des graines adaptées au transport par anémochorie (c'est-à-dire par le vent), par épizoochorie (c'est-à-dire par la fourrure ou les plumes des animaux), par endozoochorie (c'est-à-dire par ingestion par les oiseaux ou les mammifères) ou par anthropochorie (c'est-à-dire par dispersion par les humains, à savoir par leurs bas de pantalons, leurs chaussures ou les pneus de leurs voitures, par exemple). Le parc de Bercy et le chemin René Dumont sont traversés tous les jours par de nombreux piétons et cyclistes qui pourraient potentiellement contribuer à apporter des quantités de graines dans les rues du quartier. À partir des friches ferroviaires, qui ne sont

pas accessibles aux piétons, le souffle induit par le passage des trains ou le transport par des petits animaux (oiseaux, rats, etc.) peuvent également apporter leur lot de semences. D'ailleurs, les rues accueillant le plus grand nombre d'espèces conformes au modèle de pluie de graines sont principalement situées à moins d'une centaine de mètres d'un espace vert plus vaste.

C'est pour ces raisons que nous pouvons affirmer que la présence de nombreux espaces verts joue un rôle important dans la qualité de la biodiversité de la ville. Le rôle des voies ferrées des gares de Lyon et de Bercy semble moins évident. Même si les dépendances vertes des voies ferrées hébergent des quantités de plantes sauvages, elles ne peuvent pas toujours fournir des graines à toutes les rues du quartier à cause des structures murs et bâtiments qui les encadrent par endroits et qui ont un fort effet barrière pour les espèces animales et végétales, ainsi que de la spécificité du ballast en ce qui concerne le milieu. De plus, certaines espèces spécialistes des ballasts ne trouvent pas les bonnes conditions pour pousser au pied des arbres.

A contrario, les populations de cinq espèces (*C. bursa-pastoris*, *C. album*, *L. perenne*, *S. vulgaris* et *S. irio*) suivent plus fréquemment le modèle en pas japonais sur l'ensemble du territoire de Bercy. Si d'autres espèces ont des graines qui restent viables sur le temps long lorsqu'elles sont enfouies dans le sol, celles de ce groupe doivent germer très vite après avoir été produites et leur déplacement est manifestement beaucoup moins aisé.

D'ailleurs, dans les rues éloignées des espaces verts (rues Baron le Roy, Bercy, Charenton, Rapée, Reuilly et Terroirs de France), même les espèces plus mobiles ont tendance à avancer plus modestement d'un pied d'arbre à l'autre année après année. Il faut dire que les rues de Charenton et Bercy sont très isolées des grandes sources de graines par la présence de hauts bâtiments. Ainsi, nous pouvons supposer que sans les alignements de pieds d'arbre présents dans ces rues, les plantes ne pourraient pas facilement pénétrer le quartier et atteindre les espaces très enclavés dans la matrice urbaine dense. Pour certaines espèces peu mobiles ou pour des quartiers très urbanisés, les pieds d'arbres jouent un rôle essentiel de corridors pour la biodiversité.

Certaines activités perturbent le déplacement des populations décrites plus haut. Il s'agit, entre autres, du désherbage et du piétinement qui détruisent plus ou moins régulièrement les populations de certaines plantes. Les observations dans le quartier de Bercy, année après année, permettent d'en évaluer l'ampleur. Les pieds d'arbres les plus piétinés sont désespérément vides, mais la gestion par les services municipaux est suffisamment rare (environ une fois par an) pour que la végétation puisse prospérer à certaines époques de l'année. Les résultats de nos observations montrent également que les plantes ne subissent pas toutes le même traitement. En effet, les plantes plus grandes sont plus systématiquement désherbées que les petites. *C. album*, *C. canadensis*, *L. serriola*, *P. aviculare*, *S. inaequidens*, *S. irio* et *S. oleraceus*, qui peuvent atteindre plus de 80 cm de hauteur, ont un risque d'extinction, dans chaque rue, plus important que *C. bursa-pastoris*, *P. annua*, *S. media* et *Taraxacum* sp., qui atteignent au grand maximum 30 cm de hauteur. *H. murinum*, malgré sa grande taille, tire bien son épingle du jeu. Il faut dire que cette espèce a une capacité très forte à disperser ses graines en s'accrochant à la fourrure des animaux ou aux vêtements des citadins, ce qui lui permet de recoloniser rapidement les pieds d'arbres après éradication.

*
**

En conclusion, contrairement aux idées reçues, les espèces végétales peuvent être très mobiles en ville. Les plantes poussant dans les rues proviennent des grands espaces verts et colonisent les rues plus ou moins rapidement et efficacement en fonction de leurs caractéristiques biologiques. Les espèces avec des graines appropriées sont capables de migrer et de former des banques de graines dans le sol, pour finalement se disperser dans tout l'espace urbain. D'autres espèces plus éphémères colonisent les différentes zones en se déplaçant progressivement d'un pied d'arbre, d'une plate-bande ou d'une haie à l'autre.

La configuration des quartiers joue donc un rôle important pour ces mouvements d'espèces. Les alignements d'arbres constituent des corridors qui relient entre eux les espaces verts plus vastes. Malgré la modestie de la surface que chacun d'entre eux peut fournir comme espace à la végétation, ils participent à la préservation de la biodiversité urbaine. En multipliant leur présence sur les trottoirs ainsi qu'en les protégeant contre des pratiques de gestion intensives et le piétinement, ils offrent habitats et espaces relais très salutaires dans les villes les plus urbanisées.

► Références citées

- Fahrig L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1):487-515, doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.
- Gotelli N.J., 1991. Metapopulation models: the rescue effect, the propagule rain, and the core-satellite hypothesis, *The American Naturalist*, 138(3):768-776.
- Levins R., 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control, *Bulletin of the ESA*, 15(3):237-240, doi:10.1093/besa/15.3.237.
- Molander A., 2004. SPOMSIM: software for stochastic patch occupancy models of metapopulation dynamics, *Ecological Modelling*, 179(4):533-550, doi:10.1016/j.ecolmodel.2004.04.019.
- Omar M., 2018. *Facteurs responsables de la distribution des espèces végétales et de sa dynamique aux pieds des arbres d'alignement à Paris*, thèse de doctorat, spécialité écologie, environnement, Muséum national d'Histoire naturelle et Faculté des sciences de Beyrouth, 196 p.
- Omar M., Schneider-Maunoury L., Barré K., Al Sayed N., Halwani J. *et al.*, 2019. Colonization and extinction dynamics among the plant species at tree bases in Paris (France), *Ecology and Evolution*, 9(15):8414-8428, doi:10.1002/ece3.4954.
- Schmidt K.J., Poppendieck H.H., Jensen K., 2014. Effects of urban structure on plant species richness in a large European city, *Urban Ecosystems*, 17(2):427-444, doi:10.1007/s11252-013-0319-y.

Chapitre 18

Les plantes invasives en ville

*Marianne Cohen, Maciej Nowak, Pierre Lubszynski, Marie Finocchiaro,
Paloma Humbaire, Candice Mortier*

L'alerte a été donnée en 2023 au niveau mondial dans le rapport de l'IPBES (IPBES, 2023), l'équivalent du Giec (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat) pour la biodiversité : « les espèces exotiques envahissantes constituent une menace majeure pour la nature, les contributions de la nature pour l'homme et la qualité de vie » (traduit par nos soins). Leur impact avait très tôt inquiété dans les milieux insulaires, particulièrement vulnérables aux invasions biologiques. Aujourd'hui, c'est l'ensemble des écosystèmes qui sont touchés, ce qui génère un débat public assez vif quant à la pertinence et l'intensité des méthodes de lutte. Mais qu'est-ce qu'une plante exotique envahissante, plus communément qualifiée d'invasive ? Qu'en est-il en ville ? Dans ce chapitre, nous en donnerons une définition et l'éclairerons d'exemples tirés de travaux d'inventaire menés avec des étudiants de licence et master de géographie de Sorbonne Université, dont les auteurs de ce chapitre.

» Les plantes invasives, résultat d'un processus en quatre étapes

Les plantes invasives sont le résultat d'un processus d'introduction d'une espèce (Richardson *et al.*, 2000) qui aurait trop bien réussi. Il commence par le transport, volontaire ou accidentel, de graines ou de plants, franchissant la barrière géographique, et devenant ainsi une plante dite « exotique » dans le milieu où elle est introduite. Les plantes exotiques sont les filles de la colonisation et de la mondialisation qui l'a accompagnée. Elles sont généralement associées à une date à laquelle l'introduction a commencé : 1500, celle de la découverte du Nouveau Monde. Bien que cette date serve de repère temporel, certaines plantes exotiques ont été introduites avant ou après cette date. Par exemple, les plantes dites *archéophytes* ont été introduites antérieurement, notamment lors de la diffusion de l'agriculture depuis le Moyen-Orient au Néolithique, durant laquelle des espèces compagnes de la céréaliculture, comme le coquelicot, ont été amenées avec le blé.

La deuxième étape est l'établissement de cette espèce végétale, que ce soit par plantation délibérée ou par germination spontanée, lui faisant ainsi franchir la barrière environnementale. Certaines conditions d'habitat, de climat et bien souvent l'absence de pathogènes vont faciliter cet établissement. C'est le cas du robinier faux-acacia, introduit depuis la région des Appalaches en 1601 par le père Robin, jardinier d'Henri IV, comme en témoigne un très vieux sujet planté dans le square Viviani à Paris (figure 18.1A).



Figure 18.1. A : robinier faux-acacia ; B : ailante glanduleux ; C : buddleia de David (crédits : Marianne Cohen).

L'étape suivante consiste à franchir la barrière reproductive. Toutes les plantes exotiques ne vont pas s'étendre au-delà des individus introduits, bien qu'elles fleurissent, fructifient et produisent des graines. Certains facteurs, tels que la non-viabilité des graines ou des conditions environnementales inadaptées à leur germination et croissance, limitent leur propagation. Des espèces vont cependant se reproduire avec succès et ainsi se naturaliser. Un exemple en est la pâquerette des murailles, originaire d'Amérique centrale, qui s'étend aisément en dehors des jardins où elle a été introduite grâce à la production de nombreux fruits à aigrette dispersés par le vent et à son adaptation à des sols superficiels. L'intérêt esthétique de ces plantes, qu'elles aient été introduites volontairement ou accidentellement, varie en fonction de la taille, de la coloration et du parfum de leurs fleurs (figure 18.1C). La longueur de leur période de floraison leur permet de produire de nombreuses graines et augmente leur agrément visuel. Les fruits de certaines espèces ligneuses sont décoratifs pendant de longs mois.

C'est en partie ce qui va permettre à certaines d'entre elles de devenir invasives, en franchissant la barrière de dispersion, puis de proliférer, par la production puis la propagation à grande échelle de leurs graines, dispersées par le vent ou les oiseaux, ou par reproduction végétative. Ces espèces font l'objet d'une surveillance attentive des Conservatoires botaniques nationaux, qui peuvent les classer comme invasives au niveau national ou régional (Wegnez, 2022), lorsque leur prolifération entraîne un impact négatif sur d'autres organismes biologiques (hypercompétitivité), et provoque des problèmes sanitaires, comme c'est le cas de l'ailante glanduleux (figure 18.1B), qui provoque des allergies (Bergmann *et al.*, 2020). Un autre exemple est le séneçon du Cap, introduit accidentellement dans des ballots de laine, qui s'est dispersé peu à peu dans la zone méditerranéenne, où il entre en compétition avec des espèces protégées. Il est actuellement répandu dans toute l'Europe, mais n'est classé comme invasif que dans les milieux où il impacte négativement la biodiversité.

Le buddleia de David, est classé comme espèce potentiellement envahissante en région parisienne, bien que largement implanté le long des infrastructures de transport et dans les friches, alors qu'il est considéré comme invasif dans des milieux naturels. L'aptitude à la compétition de certaines espèces invasives est encore amplifiée par la production de composés allélopathiques, limitant la prédation (par exemple, robinier, buddleia, séneçon du Cap) et l'installation d'autres espèces végétales (par exemple, ailante et robinier). Ce processus permet de comprendre pourquoi la dénomination d'espèce exotique envahissante (EEE) est préférée par les scientifiques, car plus précise que celle d'espèce invasive, encore largement utilisée dans le débat public et pouvant prêter à confusion dans un contexte anthropocentré associant l'origine étrangère avec un processus d'invasion. En France, après une étude préliminaire (Muller, 2004), l'UICN (Union internationale pour la conservation de la nature⁴⁷) et l'OFB (Office français de la biodiversité⁴⁸) ont mis en place un centre de ressources sur les espèces exotiques envahissantes qui répertorie leurs inconvénients et les méthodes de lutte⁴⁹.

► La ville, un havre pour les plantes invasives

Cette définition, ainsi que les étapes du processus qui conduisent d'une espèce introduite à une espèce invasive, nous font comprendre pourquoi ces plantes sont particulièrement abondantes en milieu urbain. C'est en ville que les plantes exotiques ont été introduites en masse, afin d'orner les jardins publics et privés ainsi que les parcs. La proportion importante d'espèces exotiques constitue d'ailleurs une caractéristique des communautés biotiques urbaines. Par ailleurs, les villes constituent une mosaïque d'habitats propices à la naturalisation et postérieurement à la dispersion des espèces exotiques. Leur climat généralement plus chaud et moins contrasté que celui de leur environnement non urbain peut représenter un avantage pour les espèces provenant de zones climatiques plus chaudes. Le processus d'invasion peut aussi être favorisé par le réchauffement climatique, comme c'est le cas par exemple en Europe de l'Est (Paž-Dyderska *et al.*, 2020). Les sols y sont généralement assez riches en azote. Les habitats diversifiés, allant des jardins aux bords des eaux, bois ouverts, friches, tours d'arbre, bords des infrastructures de transport, voire même fissures de trottoirs, conviennent

47. <https://uicn.fr/>.

48. <https://www.ofb.gouv.fr/>.

49. <https://especes-exotiques-envahissantes.fr/>.

à ces espèces pionnières. Les habitats de colonisation pour ces espèces se sont encore étendus du fait de l'abandon de l'usage des produits phytosanitaires par certaines municipalités. L'entretien mécanique des espaces urbains et de ceux bordant les infrastructures de transport peut favoriser des plantes invasives, en stimulant la germination de leurs graines très abondantes dans le sol ainsi que la régénération végétative des espèces pérennes (Wegnez, 2022). Toutefois, en ville, la compétition avec les espèces locales est moindre, du fait de l'absence de vastes étendues densément arborées où ces espèces pourraient être présentes, et seules les espèces susceptibles de concurrencer la biodiversité des espaces naturels urbains sont qualifiées d'envahissantes.

» Focus sur l'Île-de-France

Le Conservatoire botanique national du Bassin parisien (CBNBP) a actualisé en 2022 la liste des espèces invasives présentes dans la région parisienne, en les distinguant en fonction de leur statut avéré ou potentiel d'espèce envahissante, ainsi que de leur implantation selon le nombre de mailles kilométriques où l'espèce est présente dans la région (Wegnez, 2022). Dans le tableau 18.1, cette donnée est complétée par le nombre de zones de présence des plantes invasives de la carte des plantes exotiques envahissantes (PEE) du CBNBP (Wegnez, 2022) et le nombre d'individus dans la base « Arbres de Paris » de la Mairie de Paris (diamètre > 5 cm), le long de la Petite Ceinture (toutes classes d'âge) et dans le Bois de Boulogne (diamètre ≥ 20 cm en 2021) (données collectées par les étudiants de Sorbonne Université, en collaboration

Tableau 18.1. Plantes exotiques envahissantes les plus fréquentes dans le Bassin parisien, dans la Ville de Paris, la Petite Ceinture et le Bois de Boulogne.

BP : Bassin parisien ; ND : absence de données, Deve : Direction des espaces verts et de l'environnement.

Sources		Wegnez, 2022		Mairie de Paris, 2024	Sorbonne Université, 2024	Deve, Sorbonne Université, 2024
Statut	Espèce végétale	Maille BP	Présences BP	Arbres de Paris	Petite Ceinture	Bois de Boulogne
Avérées et implantées	Ailante glanduleux	240	1 681	791	1 138	78
	Laurier-cerise	238	3 048	37	ND	ND
	Vigne-vierge	217	1 042	ND	ND	ND
	Robinier faux-acacia	509	10 315	2 234	2 135	ND
	Renouée du Japon	379	3 227	ND	35	ND
	Verge d'or du Canada	331	577	ND	ND	ND
Potentielles et implantées	Buddleia de David	310	7 176	ND	280	ND
	Séneçon du Cap	199	3 375	ND	ND	ND
	Mahonia faux-houx	199	1 875	ND	ND	ND

avec la Direction des espaces verts et de l'environnement – Devel). L'ensemble de ces données fait apparaître que l'espèce la plus répandue est le robinier faux-acacia, suivi de l'ailante glanduleux. Parmi les arbustes fréquents figurent le buddleia de David, le laurier-cerise et le mahonia faux-houx, une plante grimpante (la vigne-vierge), et trois espèces herbacées (la renouée du Japon, la verge d'or du Canada et le séneçon du Cap). La plupart de ces espèces ont été largement plantées par l'humain.

D'après la base « Arbres de Paris » établie par la Mairie de Paris dans les espaces publics⁵⁰, la hiérarchie entre les espèces arborées est confirmée. Les lieux où ont été préférentiellement plantés l'ailante et le robinier sont les alignements de rue (37 et 34 % des sujets, le robinier étant aussi largement présent dans les jardins (36 %). Les lieux secondaires d'implantation de l'ailante sont les cimetières, les jardins et pour les deux espèces les bords d'autoroute (16 et 20 % des individus). Leur diamètre dépasse le plus souvent 20 centimètres (68 % des robiniers et 76 % des ailantes). Ces arbres mûres constituent donc des réservoirs de semences pour la dispersion spontanée de ces espèces.

► Une répartition géographique préférentielle en milieu urbain et populaire

La carte des polygones de présence d'espèces exotiques envahissantes, avérées et potentielles, établie par le CBNBP à l'échelle de la région parisienne, met en évidence une densité plus élevée de ces polygones dans les départements les plus urbanisés (Paris, 75 : 3,78 % dans la première couronne et jusqu'à 4,78 %; figure 18.2B), par opposition avec la grande couronne (Essonne, 91 : 1,47 %; Val d'Oise, 95 : 1,11 %; Yvelines, 78 : 0,77 %), et en particulier la Seine-et-Marne (77 : 0,61 %, figure 18.2A).

Dans le centre de la région (figure 18.2B), la présence des plantes exotiques envahissantes est plus marquée dans l'Est parisien et dans le département de la Seine-Saint-Denis (93 : 4,78 %) que dans l'ouest bourgeois et boisé (Hauts-de-Seine, 92 : 2,64 %), le Val-de-Marne présentant des densités intermédiaires (94 : 3,26 %).

Les formes fréquemment allongées de certaines tâches correspondent aux bords des réseaux routier, ferré et hydrographique, qui sont des habitats préférentiels pour ces espèces et que longent les botanistes. Les espèces exotiques envahissantes avérées et potentielles sont souvent associées dans les espaces les plus urbanisés.

La répartition spatiale du robinier et de l'ailante d'après la base « Arbres de Paris » est différente de celle des plantes exotiques envahissantes de la carte du CBNBP. En effet, la municipalité a inventorié les arbres plantés dans l'espace public et dans les concessions autoroutières, alors que les botanistes du CBNBP ont pris en compte les individus spontanés, afin d'évaluer le risque d'envahissement. Dans le 16^e arrondissement, quartier bourgeois à l'ouest de Paris, il y a peu d'espèces exotiques envahissantes spontanées (figure 18.2B) du fait d'un entretien très soigné, évitant la dissémination des arbres plantés, alors que dans l'Est parisien, la densité des espèces plantées est comparable (> 0,5 individu/ha), mais le contrôle exercé par les services techniques est moindre, les espaces non imperméabilisés dans lesquels les graines peuvent germer plus nombreux et les habitants plus tolérants, ce qui explique la présence accrue des individus spontanés d'après la base du CBNBP.

50. <https://opendata.paris.fr/explore/dataset/les-arbres/>.

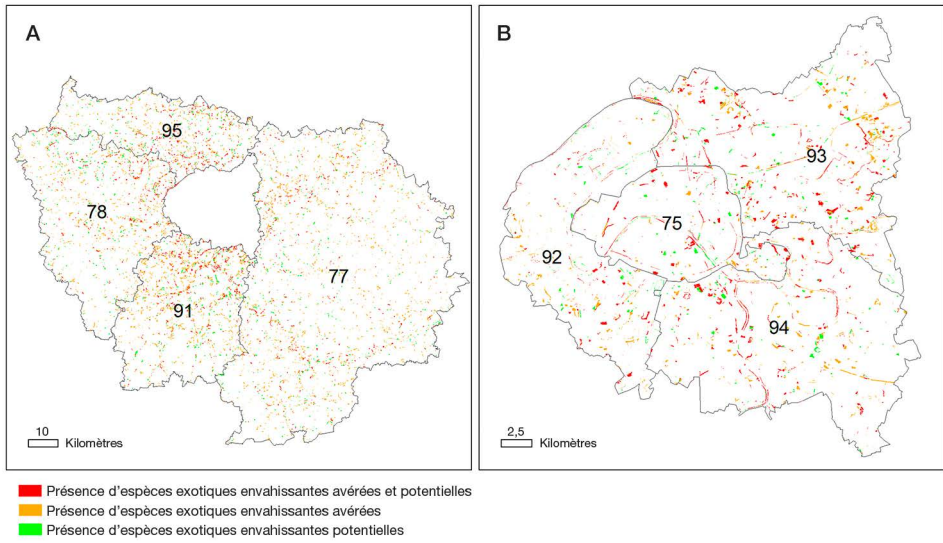


Figure 18.2. Présence des espèces exotiques envahissantes avérées et potentielles. A : grande couronne de l'Île-de-France; B : Paris et petite couronne (sources : M. Nowak, d'après <https://lobelia-cbn.fr/consulter/carte>).

► Les plantes invasives dans le bois de Boulogne et la Petite Ceinture

La place des plantes exotiques en ville ne se limite pas aux jardins et aux alignements. Lorsqu'elles colonisent des milieux à caractère naturel, le caractère invasif de certaines espèces exotiques est avéré, car elles entrent en compétition avec la biodiversité locale. Dans les quartiers densément urbanisés et imperméabilisés, leurs avantages décoratifs et d'apport d'ombrage l'emportent sur leurs inconvénients du fait d'un faible succès des germinations et d'une moindre biodiversité locale. Elles restent alors à surveiller, mais leur caractère invasif n'est que potentiel.

Dans le bois de Boulogne, les peuplements forestiers ont été mis en place et gérés selon les règles de la gestion forestière. Ils étaient constitués d'une centaine d'essences, dont deux tiers d'essences exotiques, d'après l'inventaire forestier de la Deve établi au début des années 2000, certaines s'avérant par la suite envahissantes, comme l'ailante. Alors que les autres bases de données minorent l'abondance de cette espèce, les recensements menés avec les étudiants de géographie, en collaboration avec les gestionnaires, donnent la mesure de sa dynamique. Ainsi, après la tempête Lothar qui avait endommagé une grande partie des peuplements forestiers en 1999, les effectifs d'ailantes adultes ont été multipliés par trois en 19 ans en comptant les individus abattus (68% de l'effectif en 2021), profitant des trouées de lumière et gagnant de vitesse les espèces introduites lors des travaux de régénération engagés par la ville. À cela s'ajoutent plus de 700 clusters de jeunes individus, malgré un effort important d'entretien.

Le caractère invasif de l'ailante s'exprime ici particulièrement bien du fait de cette perturbation, de la vitesse de renouvellement des générations, de la fragmentation des peuplements forestiers et de pratiques de gestion parfois inadaptées. Une simple coupe d'éclaircie suffit à déclencher la germination du stock de graines présent dans le sol.

La coupe des ailantes ou leur arrachage stimule la repousse végétative, par drageons depuis les racines ou par rejets depuis les souches, outre qu'elle crée des puits de lumière stimulant la germination des graines. Malgré des travaux d'entretien réguliers et soigneux et un suivi géoréférencé mis en place par les gestionnaires, de nouveaux individus apparaissent régulièrement. Ceci est amplifié le long des routes et chemins par les coupes régulières du service de la voirie, la lumière et l'effet de souffle provoqué par la circulation des véhicules à moteur.

À présent, les gestionnaires privilégient le demi-annelage des individus femelles de cette espèce dioïque, à savoir l'ablation du cambium sur une demi-circonférence du tronc, ce qui affaiblit l'arbre, diminue la fructification des sujets femelles, en limitant la repousse végétative, tout en conservant les sujets mâles qui concurrencent les semis par leur ombre. La coconstruction avec les gestionnaires d'une application sur *smartphone* permettra de suivre l'extension de cette espèce et de rationaliser au mieux sa gestion.

La Petite Ceinture, une friche ferroviaire, est un autre exemple d'écosystème à préserver en ville, haut lieu de la biodiversité et corridor écologique pour les insectes pollinisateurs, le renard et les chauves-souris. Un inventaire de trois espèces, robinier faux-acacia, ailante et buddleia de David, par classe d'âge, a été réalisé en 2023 avec les étudiants de licence et de master de géographie, le long de 9,4 km de voie (dont 2,3 km fermés au public et non entretenus, soit 967 points d'observations) en collaboration avec l'agence d'écologie urbaine, puis intégré dans la base Geonatid⁵¹.

Les résultats questionnent le caractère invasif de certaines espèces. Les peuplements de robinier, initialement plantés pour renforcer la stabilité des versants lors de la mise en place de la voie de chemin de fer à la fin du XIX^e siècle, sont certes très bien représentés (plus de 2000 individus, soit quasiment autant que ceux plantés dans toute la ville de Paris, tableau 18.1). Cependant, ils se régénèrent peu en moyenne (26% de jeunes), sauf dans une petite portion de l'Est parisien (41%). Le buddleia se régénère assez faiblement en moyenne (29% de jeunes individus), chiffre cachant une forte variabilité selon les arrondissements et l'entretien par une entreprise d'insertion (14^e et 15^e arrondissements : 5% ; 13^e, 17^e, 19^e et 20^e arrondissements : 40-50%, 20^e arrondissement fermé au public : 84%).

L'ailante est deux fois moins fréquent que le robinier, car il n'a pas été systématiquement planté. Toutefois, le nombre d'individus dépasse l'effectif observé dans l'ensemble de la ville, et est majoritairement constitué de jeunes individus (60% des effectifs) regroupés en clusters dans des lieux inaccessibles à l'entretien (85-93% de jeunes dans les portions fermées des 19^e et 20^e arrondissements). En revanche, dans deux sections (section du 20^e arrondissement récemment ouverte et section du 16^e arrondissement très entretenue par les entreprises d'insertion à la demande des habitants), la régénération est analogue à la régénération moyenne du robinier.

Le caractère invasif de ces espèces est donc dépendant du contexte. Il est favorisé dans l'Est parisien, dans les portions fermées au public ou moins entretenues de la Petite Ceinture, en particulier pour l'ailante, le buddleia de David pouvant être localement qualifié d'invasif avéré.

Les plans Biodiversité des municipalités ainsi que les travaux des conservatoires botaniques soulignent la nécessité de contenir les espèces exotiques envahissantes dans les

51. <https://geonature.arb-idf.fr/>.

habitats urbains les plus riches en biodiversité. En parallèle, les métropoles sont confrontées au défi majeur de l'habitabilité urbaine dans le contexte du changement climatique. Les plantes exotiques peuvent offrir des avantages à bas coûts, tels que l'embellissement urbain, la stabilisation des versants, mais également la régulation thermique qui contribue au bien-être des habitants, voire la valorisation alimentaire⁵² stimulant leur caractère invasif (miel de verge d'or, très en vogue en Pologne). Elles pourraient constituer un habitat pour d'autres espèces végétales ou animales (robiniers au tronc creux, sous-espèce du bombyx de l'ailante, *Samia cynthia parisiensis* Clément, 1899).

*
**

La situation est donc très variable selon les espèces et les habitats urbains considérés. Le caractère invasif ne se vérifie pas partout, et les inventaires contribueront à une gestion fine de ces espèces exotiques envahissantes. Ces enjeux contradictoires génèrent un débat au sujet de la légitimité de la place de ces espèces en ville, avec des prises de position contrastées. Compte tenu des coûts financiers importants et des effets parfois non durables de la lutte contre ces espèces d'ores et déjà durablement implantées sur le territoire, et des services écosystémiques que certaines peuvent apporter, il peut être pertinent d'explorer des approches alternatives.

Apprendre à coexister avec ces espèces, les laisser s'autoréguler, voire les concurrencer en réimplantant des espèces patrimoniales dans les milieux urbains naturels, pourrait représenter des stratégies plus durables que de lutter constamment contre elles. Cette approche nécessiterait une réflexion approfondie et un équilibre délicat entre la gestion de l'environnement urbain et la préservation de la biodiversité, dont les espèces exotiques envahissantes avérées ou potentielles font désormais partie.

► Références citées

Bergmann K.C., Werchan M., Werchan B., 2020. Allergy to tree-of-heaven pollen in Germany: detection by positive nasal provocation, *Allergo Journal International*, 29(4):126-128, doi:10.1007/s40629-020-00122-w.

IPBES, 2023. *Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Roy H. E., Pauchard A., Stoett P., Renard Truong T., Bacher S. *et al.*, Bonn, IPBES secretariat, doi:10.5281/zenodo.7430692.

Muller S. (coord.), 2004. *Plantes invasives en France*, Paris, Muséum national d'Histoire naturelle, 176 p. (coll. Patrimoines naturels 62).

Paż-Dyderska S., Ladach-Zajdler A., Jagodziński A.M., Dyderski M.K., 2020. Landscape and parental tree availability drive spread of *Ailanthus altissima* in the urban ecosystem of Poznań, Poland, *Urban Forestry et Urban Greening*, 56:126868, doi:10.1016/j.ufug.2020.126868.

Richardson D.M., Pyšek P., Rejmanek M., Barbour M.G., Panetta F.D. *et al.* 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions, *Diversity and distributions*, 6(2):93-107, doi:10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x.

Wegnez J. 2022. *Les plantes exotiques envahissantes d'Île-de-France. Actualisation de la liste hiérarchisée*, Paris, Conservatoire botanique national du Bassin parisien et Muséum national d'Histoire naturelle, 17 p.

52. <https://lacapechade.org/activites/les-projets/>.

Chapitre 19

Évolution des peuplements de poissons de la Seine dans la traversée de Paris

Evelyne Tales, Jérôme Belliard, Céline Le Pichon

La relation entre les villes et les rivières est singulière. Souvent, la rivière est le centre névralgique de la ville, car elle va permettre l'approvisionnement en eau nécessaire à toutes les activités humaines. L'installation des villes au bord des cours d'eau est un phénomène ancien, alors que le processus d'urbanisation est plus récent. Il date globalement de la fin du XIX^e siècle, en lien avec le développement accru des villes et l'accroissement de la population citadine (Seto *et al.*, 2013). Pour mieux comprendre les effets de l'urbanisation sur les cours d'eau et la biodiversité qu'ils hébergent, il est donc important de considérer leur évolution à long terme.

L'urbanisation prend des formes multiples. Elle s'exerce sur les cours d'eau plus ou moins directement, et entraîne systématiquement leur dégradation écologique, précisément décrite comme le syndrome des cours d'eau urbains (Walsh *et al.*, 2005). L'ensemble du cours d'eau, chenal et bassin-versant est impacté, de l'hydrologie à la qualité de l'eau, et des habitats physiques jusqu'aux compartiments biologiques et aux processus écosystémiques. L'examen des peuplements de poissons, qui sont des bio-indicateurs du fonctionnement écologique des cours d'eau, et de leur réponse à cette altération peut révéler les mécanismes à l'œuvre dans les cours d'eau urbanisés.

Paris et sa banlieue, implantés sur la Seine, constituent un cas d'étude idéal et un exemple de l'urbanisation des grandes villes ouest-européennes. Du fait de sa taille, l'agglomération parisienne est aujourd'hui considérée comme une métropole dont le développement a nécessité l'instrumentalisation des cours d'eau, ce qui n'est pas sans conséquence pour la biodiversité aquatique (Lestel et Carré, 2017)⁵³.

► Qu'est-ce qu'un cours d'eau urbain ?

Il ne suffit pas qu'un cours d'eau traverse une ville pour être considéré comme un écosystème urbanisé. C'est l'intensité de l'urbanisation relativement à la taille du cours d'eau qui va entraîner une altération significative de cet écosystème.

Jusqu'à récemment, un cours d'eau était considéré comme urbanisé quand son taux d'urbanisation, soit la proportion de surface de son bassin-versant occupée par des usages urbains (ou surfaces imperméabilisées), dépassait 10%, ou plus largement variait de 5 à 30%. En réalité, les modes d'urbanisation et les infrastructures associées

53. Les résultats présentés dans ce chapitre sont principalement issus de travaux menés dans le cadre du Piren Seine : <https://www.piren-seine.fr/>.

conditionnent aussi l'impact de l'urbanisation. La densité de population est également un indicateur de l'intensité de l'urbanisation et de la pression sur la ressource en eau. Calculer le ratio entre le nombre d'habitants et le débit du cours d'eau fournit un indicateur encore plus précis des pressions urbaines.

Comme l'intensité de l'urbanisation varie, il existe donc un gradient plus ou moins fort d'altérations du cours d'eau auquel peuvent répondre différemment les peuplements de poissons. Il est d'ailleurs probable que leur réponse soit non linéaire. En effet, une analyse internationale récente a identifié une valeur seuil de conversion de l'usage des sols vers l'usage urbain à partir de laquelle les communautés changent significativement : pour les cours d'eau en France, la richesse et la composition spécifique des peuplements de poissons sont significativement modifiées à partir, respectivement, de 13,3% et 11,3% de taux d'urbanisation du bassin-versant (Chen et Olden, 2020).

Enfin, il est important de noter qu'en présence d'une forte intensité d'urbanisation, les plus petits cours d'eau peuvent être recouverts partiellement ou en totalité, entraînant la disparition de l'écosystème. Les métropoles sacrifient leur rivière. Un exemple fameux en région parisienne est celui de la Bièvre dont le tracé dans Paris a été couvert dès 1902. Ce cours d'eau, du fait de la dégradation de la qualité de son eau dès 1870 en raison de nombreuses activités industrielles et artisanales, a progressivement été enterré. Sur le territoire de la métropole du Grand Paris, un bilan récent évalue à 46% la disparition du linéaire de cours d'eau entre 1900 et 2020 (Apur, 2024).

» Évolution fonctionnelle des peuplements de poissons dans la Seine à Paris de 1870 à 2000

Comme évoqué précédemment, l'ère industrielle marque le début de la croissance urbaine, et c'est à partir de cette période que les cours d'eau et leur biodiversité vont subir des changements drastiques, même s'ils ont été modifiés dès le Moyen Âge. Afin de comprendre ces changements opérés en lien avec les activités humaines, des données historiques et actuelles ont été mobilisées concernant les poissons de la Seine à Paris, dans l'objectif de reconstituer la trajectoire d'évolution. La place des poissons dans la biodiversité aquatique est particulière, car ils constituent aussi une ressource exploitée pour l'alimentation des populations humaines ainsi que pour des usages récréatifs. C'est pourquoi il existe de nombreux documents historiques témoignant de leur présence dans les milieux aquatiques.

L'évolution des peuplements de poissons est analysée par l'examen de traits écologiques relatifs à leurs préférences d'habitats de vie ou de reproduction ou à leur régime alimentaire.

De 1870 à 1980, les taxons les plus généralistes et tolérants progressent régulièrement dans le peuplement au détriment des taxons spécialistes et plus sensibles. Par exemple, en 1980, le peuplement est composé majoritairement de taxons omnivores et de taxons qui n'ont pas besoin d'eaux bien oxygénées pour survivre (figure 19.1). Entre 1980 et 2000, cette tendance est clairement inversée sans toutefois un retour complet à la situation observée à la fin du XIX^e siècle.

Cette évolution doit être interprétée à la lumière de l'évolution de l'altération de la Seine sur cette même période. En 1870, la Seine est déjà naviguée, mais des aménagements pour régulariser et augmenter le transport par voie fluviale, tels la construction de

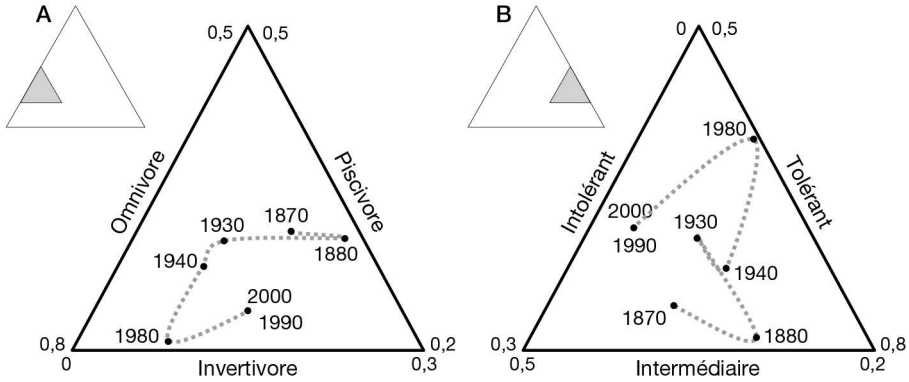


Figure 19.1. Évolution temporelle de la proportion de deux traits écologiques dans le peuplement de poissons de la Seine à Paris. A : trait relatif au régime alimentaire; B : trait relatif à la tolérance au manque d'oxygène dissous (sources : d'après Belliard *et al.*, 2018).

Les zones grisées du graphique complet situé en haut à gauche sont agrandies pour permettre la visualisation des trajectoires temporelles. Le point 1980 dans le graphique A indique qu'en 1980 la plupart des espèces du peuplement sont omnivores (le trait a une valeur proche de 0,8), alors que peu d'espèces sont invertivores ou piscivores (valeurs respectives de 0,1 et 0,2).

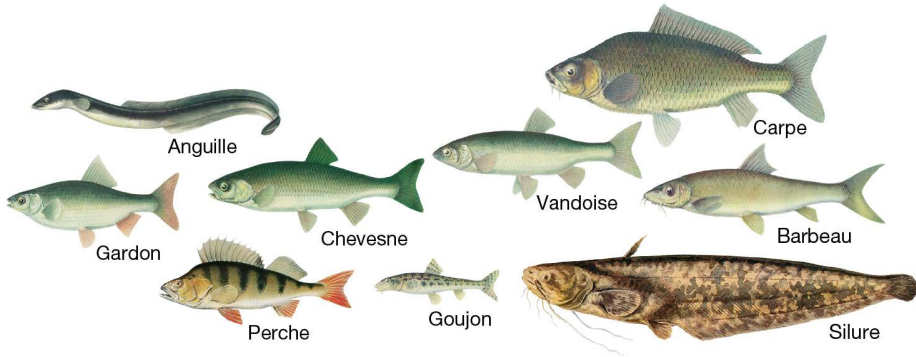


Figure 19.2. Quelques espèces fréquemment recensées actuellement dans la Seine à Paris.

quais, vont être réalisés à la fin du XIX^e siècle et provoquer une dégradation des habitats physiques du cours d'eau qui va favoriser les espèces généralistes. Avec l'urbanisation de la région parisienne, la population augmente avec pour conséquence une augmentation du volume de rejets d'eaux usées non traitées. Des chroniques de la qualité physicochimique de l'eau de la Seine à Paris indiquent que le maximum de pollution est atteint vers les années 1970. Des périodes d'anoxie (manque d'oxygène dissous) pouvaient alors avoir lieu, observées dès 1900, ce qui était rédhibitoire pour la survie de la plupart des espèces de poissons. C'est donc la dégradation à la fois des habitats et de la qualité de l'eau qui explique la trajectoire de dégradation des peuplements de poissons dans la Seine à Paris.

À partir des années 1980, le peuplement de poissons s'améliore, comme en témoigne le retour de taxons plus sensibles, plus exigeants vis-à-vis de la qualité de l'eau et avec des régimes alimentaires plus diversifiés. Cette amélioration se manifeste aussi par une augmentation de la richesse spécifique qui va passer d'une douzaine d'espèces

régulièrement recensées dans les années 1990, à plus d'une vingtaine d'espèces actuellement (figure 19.2). Cette augmentation est clairement liée à une amélioration de la qualité de l'eau suite à une meilleure prise en charge des rejets d'eaux usées dans la capitale et sa banlieue. En revanche, les habitats de la Seine dans la traversée de Paris restent encore limitants pour une récupération complète des peuplements de poissons. Les habitats nécessaires à la reproduction des espèces, même les moins exigeantes, sont notamment très peu nombreux, du fait de la chenalisation de la Seine pour la navigation, mais aussi de la présence de berges fortement artificialisées telles que les quais dans Paris.

► Trajectoire des cours d'eau du bassin de la Seine

Une analyse comparable de l'évolution historique des peuplements de poissons au cours du ^{xx}e siècle dans une trentaine de sites répartis sur l'ensemble du bassin de la Seine permet d'identifier la place des cours d'eau urbanisés dans un contexte plus général (figure 19.3).

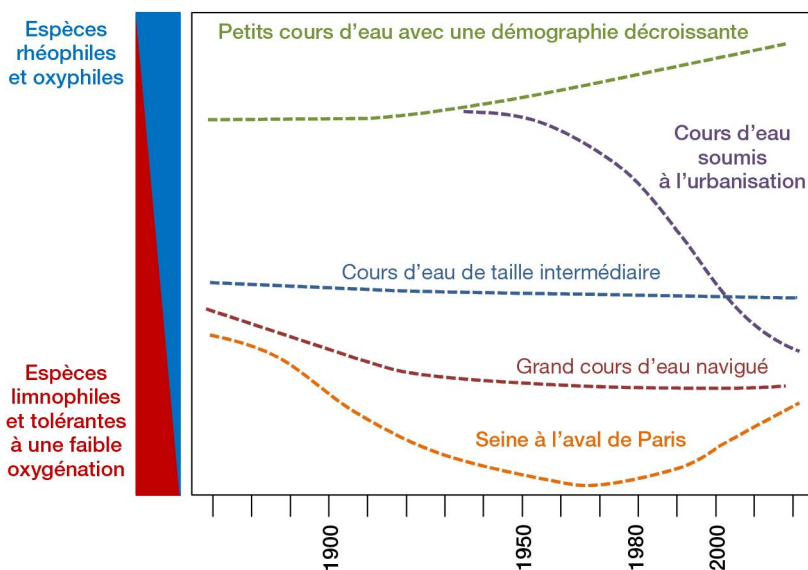


Figure 19.3. Reconstruction à long terme de la trajectoire de la composition des peuplements de poissons dans différents types de cours d'eau du bassin de la Seine (sources : d'après Belliard *et al.*, 2020).

Cette représentation schématisée a été établie grâce à des données historiques et contemporaines disponibles dans une trentaine de sites répartis dans l'ensemble du bassin. Les espèces rhéophiles préfèrent les habitats d'eaux courantes, alors que les espèces limnophiles préfèrent les habitats d'eaux calmes.

L'évolution de la composition des peuplements de poissons selon les traits écologiques liés aux habitats ou à la tolérance vis-à-vis de l'oxygène dissous varie différemment selon les contextes régionaux. Comme décrite précédemment, la trajectoire d'évolution du peuplement de poissons de la Seine à Paris et jusqu'à l'estuaire, correspond à une phase de dégradation jusque dans les années 1980, suivie d'une amélioration constante jusqu'à nos jours. Pour les autres axes majeurs du bassin, les trajectoires

d'évolution sont moins marquées. En effet, leurs aménagements ont déjà été réalisés dès la fin du XIX^e siècle, et en l'absence d'autres modifications notables de leur contexte, les peuplements de poissons évoluent peu.

Pour les petits cours d'eau, des trajectoires différentes sont observées en lien avec le contexte d'urbanisation. Quand ils sont situés à la périphérie du bassin de la Seine, un déclin de leur population durant le XX^e siècle est observé. Ce déclin est suivi par une amélioration graduelle des peuplements de poissons caractérisée par l'augmentation de la proportion de taxons plus sensibles, tels que les espèces qui préfèrent les habitats courants et les eaux bien oxygénées. Cette progression n'est pas forcément le résultat de l'installation de nouvelles espèces, mais plutôt la conséquence de la disparition locale d'espèces moins sensibles en réponse à la diminution de la population, et en conséquence du niveau de pollution de ces cours d'eau.

En revanche, les petits cours d'eau plutôt situés vers le centre du bassin, sous l'influence de l'urbanisation croissante de l'agglomération parisienne, connaissent une tendance inverse. Les taxons les plus sensibles de leur peuplement de poissons régressent au profit des taxons les plus tolérants ubiquistes. Des espèces telles que la truite ou le chabot ne sont pas en mesure de se maintenir en raison de la dégradation de ces cours d'eau, victimes du syndrome des cours d'eau urbains. La croissance démographique, qui accompagne la transition des zones rurales vers des zones urbaines, entraîne une détérioration conjointe de la qualité de l'eau et des habitats et du régime hydrologique de ces cours d'eau, néfaste pour les peuplements de poissons.

► Évolution contemporaine des peuplements de poissons des cours d'eau de l'agglomération parisienne

Comme indiqué précédemment, l'amélioration des peuplements de poissons de la Seine à Paris est notable à partir des années 1980. Toutefois, si cette amélioration est indéniable sur les grands axes (Seine, Marne, Oise) – et jusqu'à présent durable, notamment suite à une meilleure prise en charge de la qualité de l'eau –, l'état des autres cours d'eau de l'agglomération parisienne est en revanche plus problématique. Un bioindicateur multimétrique basé sur les poissons, l'indice poissons-rivière (IPR), permet d'évaluer la qualité des cours d'eau en estimant sept métriques résumant à la fois la composition et la structure des peuplements. Les valeurs de ce bioindicateur basé sur les poissons indiquent une grande variabilité actuelle de la qualité des petits affluents, de très bonne à mauvaise. L'analyse d'un ensemble de caractéristiques environnementales de ces petits cours d'eau a permis de mettre en évidence une partition en quatre groupes : contexte à dominante urbaine, contexte à dominante agricole, contexte forestier et contexte à hydromorphologie singulière. Cette partition résulte donc d'une interaction entre les caractéristiques environnementales locales des petits cours d'eau et leur contexte plus global, lié à l'occupation des sols de leurs bassins-versants. L'état des peuplements de poissons dans les petits cours d'eau répond à ce gradient mis en évidence, avec une dégradation notable dans les contextes les plus fortement anthropisés du fait de l'urbanisation. Il n'est d'ailleurs pas rare d'observer l'absence totale de biodiversité piscicole dans les petits cours d'eau urbains les plus dégradés. Des situations contrastées existent donc entre grands axes et petits cours d'eau dans la région francilienne, ainsi qu'une hétérogénéité au sein des petits cours d'eau urbains, en réponse à l'urbanisation du territoire.

► L'homogénéisation biotique à l'échelle européenne

À l'échelle européenne, une comparaison de l'évolution conjointe durant le xx^e siècle de quatre grandes villes et des rivières qui les traversent a été menée : Berlin et la Spree, Milan et le Lambro, Bruxelles et la Senne, ainsi que Paris et la Seine (Tales *et al.*, 2017). Le cas de Bruxelles et la Senne est singulier, puisque cette rivière a été recouverte au début du xx^e siècle. En l'absence de lumière, c'est tout le fonctionnement de l'écosystème aquatique, notamment de son réseau trophique, qui est réduit à néant. Par conséquent, la Senne n'héberge plus de poissons. Dans les trois autres sites, un bilan global des peuplements de poissons indique que leur richesse taxonomique est comparable, avec respectivement 43 espèces à Milan, 46 espèces à Paris et 47 espèces à Berlin, en incluant à la fois les espèces éteintes et non natives. Ces trois peuplements ont en commun 24 espèces et la quasi-absence d'espèces migratrices suite à leur extinction. L'urbanisation liée au développement des activités économiques dans ces trois sites a entraîné l'aménagement de ces rivières et leur pollution jusqu'à la fin du xx^e siècle, ce qui a un effet délétère sur les peuplements de poissons comme sur le reste des organismes aquatiques. Alors que leur richesse locale (diversité alpha) demeure comparable, elle masque des changements de composition (*turnover*) résultant de deux processus à l'œuvre, l'expansion des espèces non natives et la disparition des espèces endémiques, caractéristiques notamment du pourtour méditerranéen. Ainsi, alors que la composition de ces peuplements était différenciée au début du xx^e siècle, elle est actuellement similaire, avec un pool commun d'espèces relativement tolérantes à des conditions environnementales dégradées. Ce phénomène correspond à une homogénéisation biotique des peuplements de poissons. Si, quantitativement, il n'y a pas de perte de biodiversité, à l'échelle continentale, ces changements de composition induisent une perte de diversité au détriment des taxons les plus sensibles et en gommant les particularités des différentes zones biogéographiques.

*
**

En conclusion, il est important d'examiner à long terme l'évolution des cours d'eau et des caractéristiques de leurs peuplements de poissons pour mieux comprendre les effets de l'urbanisation et pouvoir en évaluer la trajectoire. Dans la Seine à Paris, cette trajectoire d'évolution comprend des phases successives de dégradation et d'amélioration de l'état écologique, ce qui signifie que les effets de l'urbanisation peuvent être en partie mitigés, notamment les altérations liées à la qualité de l'eau, alors que la capitale continue son expansion. Dans un contexte géographique similaire, les petits cours d'eau demeurent plus impactés que les grands axes, certains ayant disparu de la carte du réseau hydrographique régional.

Actuellement, les enjeux pour les cours d'eau urbains sont renouvelés avec l'adaptation nécessaire des villes au changement climatique, puisque les milieux aquatiques peuvent contribuer à la réduction des îlots de chaleur urbains. Dans cet objectif, de nombreux projets de réouverture des petits cours d'eau enterrés existent en région parisienne. Il est cependant difficile de savoir si ces projets peuvent aussi porter une ambition de restauration écologique, certains effets de l'urbanisation semblant difficilement réversibles.

► Références citées

- Atelier parisien d'urbanisme (Apur), 2024. *Rivières urbaines et eaux du Grand Paris*, Note, 244, 12 p.
- Belliard J., Beslagic S., Delaigue O., Tales E., 2018. Reconstructing long-term trajectories of fish assemblages using historical data: the Seine River basin (France) during the last two centuries, *Environmental Science and Pollution Research*, 25(24):23430-23450, doi:10.1007/s11356-016-7095-1.
- Belliard J., Beslagic S., Tales E., 2020. Changes in Fish Communities of the Seine Basin over a Long-Term Perspective, in Flipo N., Labadie P., Lestel L. (coord.), *The Seine River basin*, Springer, 301-322, doi:10.1007/698_2019_380.
- Chen K., Olden J.D., 2020. Threshold responses of riverine fish communities to land use conversion across regions of the world, *Global Change Biology*, 26(9):4952-4965, doi:10.1111/gcb.15251.
- Lestel L., Carré C. (coord.), 2017. *Les rivières urbaines et leur pollution*, Versailles, Quæ, 282 p.
- Seto K.C., Parnell S., Elmqvist T., 2013. A global outlook on urbanization, in Elmqvist T., Fragkias M., Goodness J., Güneralp B., Marcotullio P.J. et al.(ed.), *Urbanization, biodiversity and ecosystems services: challenges and opportunities*, London, Springer, 1-12, doi:10.1007/978-94-007-7088-1.
- Tales E., Belliard J., Beslagic S., Stefani F., Tartari G. et al., 2017. Réponse des peuplements de poissons à l'urbanisation et aux altérations anthropiques à long terme des cours d'eau, in Lestel L., Carré C. (coord.), *Les rivières urbaines et leur pollution*, Versailles, Quæ, 242-252.
- Walsh C.J., Roy A.H., Feminella J.W., Cottingham P.D., Groffman P.M. et al., 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure, *Journal of the North American Benthological Society*, 24(3):706-723, doi:10.1899/04-028.1.

Chapitre 20

Zoom – Le rat des villes

Élodie Gloaguen

Dans notre paysage urbain, le rat est l'un de nos plus proches voisins. Pourtant relativement discret, *Rattus norvegicus*, plus communément appelé « rat brun », « rat des villes » ou encore « surmulot », est une espèce dite « commensale », c'est-à-dire une espèce sauvage qui cohabite avec les humains, notamment car elle y trouve de nombreux avantages (abri, nourriture, protection contre les prédateurs, etc.).

Souvent confondues, il est important de rappeler qu'il existe deux espèces de rats bien distinctes : *Rattus norvegicus*, qui habite nos grandes villes, et dont on parlera ici, et *Rattus rattus*, aussi appelé « rat noir », « rat des champs » ou « rat des greniers ». Ils se distinguent notamment par la couleur de leur pelage dorsal (*Rattus rattus* étant plus sombre), leur poids (*Rattus rattus* étant en moyenne plus léger) et la taille de leurs oreilles ainsi que de leur queue (celles de *Rattus rattus* étant plus grandes). De plus, ces petits rongeurs ne fréquentent pas les mêmes habitats : tandis que le rat brun vit principalement dans les parties basses et humides des habitations, les berges, les ports, les dépôts d'ordures, les espaces verts ou encore dans les égouts lorsqu'ils ne sont pas rénovés, le rat noir, quant à lui, apprécie davantage les hauteurs (combles, greniers, zones forestières, etc.) (Denys, 2017).

Le rat brun est actif la plupart du temps la nuit, parfois le jour. Il s'agit d'un animal sociable, qui vit au sein d'une colonie regroupant cinq à vingt individus, mais qui, lorsque les conditions sont favorables, peut atteindre jusqu'à cent individus cohabitant sur quelques hectares. Omnivore, il se nourrit de légumes, de graines, de viandes, d'œufs, de poissons, de fruits de mer, etc. Cependant, c'est notamment sur les déchets qu'il jette son dévolu. Ce comportement alimentaire lui vaut bien des qualificatifs. Suscitant le dégoût et parfois même la crainte, le rat est considéré comme nuisible dans nos sociétés occidentales, faisant ainsi l'objet de fortes détestations, entraînant invariablement des mesures de contrôles des populations afin de le faire disparaître.

» Un imaginaire souvent opposé à la réalité scientifique

Le rat souffre notamment d'une association persistante à la peste noire. Or, il a été démontré que ce furent en réalité les puces du rat noir (*Rattus rattus*) qui furent vectrices de la maladie, et non pas le rat en lui-même qui ne fut que le réservoir (Audoin-Rouzeau, 2003).

Certes, le rat peut être porteur de nombreux agents pathogènes entraînant des risques pour la santé humaine, les plus fréquents étant des bactéries à l'origine de la leptospirose, qu'il sécrète dans son urine. Toutefois, les cas de contaminations en France ne

dépassaient pas les 596 individus en 2022 (Santé publique France, 2024). De plus, les facteurs comportementaux favorisant la transmission de la maladie aux humains sont les activités professionnelles ou de loisirs en extérieur, qui supposent de se trouver dans des milieux pouvant être contaminés par l'urine d'animaux infectés, ou au contact des animaux eux-mêmes (chasse, pêche et activités nautiques en eau douce, agriculture, etc.) (Institut Pasteur, 2024). En d'autres termes, les risques de contaminations d'un rat à un citadin existent, mais sont très rares. De plus, la probabilité de se faire mordre par un rat est quasi nulle, car le rongeur a tendance à fuir les humains.

» Les activités humaines responsables de l'abondance du rat en ville

Le rat est également considéré comme un animal sale, notamment parce qu'il mange nos déchets. Et si nous changions de perspective ? En effet, les déchets dont il est question, ce sont les humains qui les produisent et qui les jettent sur la voie publique.

De fait, la présence de rats dans notre environnement est étroitement liée aux comportements anthropiques et à notre manière de gérer nos ordures. À titre d'exemple, durant l'épisode du confinement de 2020, les rats étaient nettement moins nombreux dans les parcs de la ville du fait de l'absence de déchets (données de la Ville de Paris). Les rongeurs, opportunistes, ne font en réalité que se servir dans une nourriture facile d'accès. D'ailleurs, on estime qu'ils consomment près de 850 tonnes de déchets chaque année ; un sacré coup de pouce pour nettoyer nos rues et nos égouts !

N'est-il donc pas pertinent de revoir ce que nous considérons comme « sale » ou comme « propre » (Vigarelo, 2013) ?

» Le rat : une construction sociale bien occidentale

Les imaginaires occidentaux de peur et de dégoût suscités par la présence du rat dans nos villes ne sont pas ceux d'autres zones culturelles dans le monde. En Inde, par exemple, le rat est considéré comme une divinité. Il ne serait autre que la monture de Ganesh (un des dieux majeurs de la religion hindoue, arborant une tête d'éléphant et symbolisant la sagesse). À ce titre, un temple lui est dédié dans la ville de Deshnok, où l'on considère que la nourriture et les boissons goûtées par les rats sont bénies (Calvet, 2018).

La perception que l'on a du rat serait donc une construction sociale que nous pouvons déconstruire. En ce sens, le dessin animé *Ratatouille* (2007) peut avoir contribué à modifier la perception des rats, surtout domestiques (Ouahab, 2025). En témoigne, selon la chaîne britannique d'animaleries « Pets at Home », l'augmentation du nombre d'achats de rats de compagnie à la sortie du film au Royaume-Uni.

» La nécessité de connaissances scientifiques supplémentaires

Nous bénéficions de très peu de connaissances sur *Rattus norvegicus*, cette espèce présente à l'état sauvage dans les grandes villes occidentales densément peuplées. En effet, vivant généralement dans des lieux inaccessibles à l'humain, il est notamment difficile de dénombrer les individus.

Alors, pour pallier ces lacunes scientifiques, l'Institut de systématique, évolution, biodiversité (Isyeb, Muséum national d'Histoire naturelle), l'Institut Pasteur, VetAgro

Sup et Sorbonne Université, en partenariat avec la ville de Paris, ont élaboré le projet Armagedon, dont la visée est de réfléchir à une cohabitation plus apaisée entre le rat et le citoyen. Ce projet inédit vise à réunir un groupe de chercheurs de disciplines variées (génomique, écologie urbaine, éco-épidémiologie et sciences humaines) afin de décrire la biologie et l'écologie des rats de Paris, comprendre les risques de transmissions de maladies et d'infections des rats aux humains et lutter contre les préjugés pour aider les Parisiens à mieux cohabiter avec eux. Le domaine d'étude a été restreint aux espaces verts et aux espaces publics de la ville de Paris (figure 20.1).



Figure 20.1. *Rattus norvegicus* dans l'espace public à Paris (crédits : Doriane Cazal).

Pour mieux connaître le rat et tenter de rendre possible une cohabitation apaisée avec ce rongeur, il est nécessaire de l'étudier pour en apprendre davantage sur sa biologie et mieux comprendre ses besoins essentiels. Il faut aussi étudier les espaces utilisés pour son alimentation et pour ses déplacements, afin de cibler les zones d'habitation et, si nécessaire, adapter les outils de lutte raisonnés. Parfois, il faudra passer par des méthodes létales, si les risques avérés sont trop importants pour la santé ou l'économie, mais les politiques de gestion en amont des méthodes létales sont plus pertinentes.

En effet, en améliorant la gestion collective des déchets, et notamment en cessant de jeter nos détritiques par terre, en vidant régulièrement les poubelles, en nettoyant les espaces colonisés, et en bouchant les trous permettant la circulation des rats depuis les égouts et leur terrier, il devient possible d'éviter l'emploi de poisons nocifs et de réguler naturellement les populations; d'autant que ces méthodes létales, parfois rendues inutiles (les rats ayant développé une résistance contre ces produits toxiques; Desvars-Larrive *et al.*, 2017), sont également très nocives pour l'environnement. En effet, si la manière de répandre le poison n'est pas contrôlée (lorsqu'il y a distribution de sachets ou de grains empoisonnés à même le sol, par exemple), la présence de rodenticides

peut se retrouver dans plus de 80% des tissus de poissons de rivière analysés, et même dans les tissus de la loutre d'Europe, une espèce protégée (Kotthoff *et al.*, 2019; Regnery *et al.*, 2024).

Il est également possible d'opérer une gestion des populations de rats au niveau des égouts, puisqu'une récente étude démontre que ceux ayant des tuyaux plus étroits, des débits plus faibles et des matériaux de construction tels que la brique et l'argile sont associés à une plus grande activité de rats. De plus, cette étude met en évidence le fait que les égouts mal entretenus (contenant davantage de crevasses et de fissures dans lesquelles les rats peuvent s'immiscer) et situés à proximité de zones résidentielles ou d'établissements alimentaires sont plus propices à la présence de rats (Guo *et al.*, 2023).

Il serait donc intéressant de se pencher davantage, sans *a priori*, sur ce petit rongeur fascinant, et d'œuvrer pour une cohabitation apaisée à ses côtés dans les villes.

► Références citées

- Audoin-Rouzeau F., 2003. *Les chemins de la peste*, Rennes, Presses universitaires de Rennes, 372 p.
- Calvet C., 2018. La mauvaise réputation des rats remonte à l'antiquité, *Libération*, www.liberation.fr/france/2018/05/02/la-mauvaise-reputation-des-rats-remonte-a-l-antiquite_1646686/.
- Denys C., 2017, En direct des espèces : qui est vraiment le rat brun, ce petit mammifère citadin ?, *The Conversation*, www.theconversation.com/en-direct-des-especes-qui-est-vraiment-le-rat-brun-ce-petit-mammifere-citadin-85052.
- Desvars-Larrive A, Pascal M, Gasqui P, Cosson J.F., Benoît E. *et al.*, 2017. Population genetics, community of parasites, and resistance to rodenticides in an urban brown rat (*Rattus norvegicus*) population, *Plos One*, 12(9):e0184015, doi:10.1371/journal.pone.0184015.
- Guo X., Himsworth C., Lee M., Byers K, 2023. A systematic review of Rat Ecology in Urban Sewer Systems, *Urban Ecosystems*, 26:223-232, doi:10.1007/s11252-022-01292-x.
- Institut Pasteur, 2024. *Leptospirose*, www.pasteur.fr/fr/centre-medical/fiches-maladies/leptospirose.
- Kotthoff M., Rüdél H., Jüriling H., Severin K., Hennecke S. *et al.*, 2019. First evidence of anticoagulant rodenticides in fish and suspended particulate matter: spatial and temporal distribution in German freshwater aquatic systems, *Environmental Science and Pollution Research*, 26:7315-7325, doi:10.1007/s11356-018-1385-8.
- Ouahab C., 2025. L'instinct et la culture : la métaphore de la dualité humaine dans Ratatouille, *Ex Professo*, 10(01):117-126, <https://asjp.cerist.dz/en/downArticle/484/10/1/270509>.
- Regnery J., Rohner S., Bachtin J., Möhlenkamp C., Zinke O. *et al.*, 2024. First evidence of widespread anticoagulant rodenticide exposure of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) in Germany, *Science of The Total Environment*, 907:167938, doi:10.1016/j.scitotenv.2023.167938.
- Santé publique France, 2024, *Leptospirose*, www.santepubliquefrance.fr/maladies-et-traumatismes/maladies-a-prevention-vaccinale/leptospirose.
- Vigarello G., 2013. *Le Propre et le Sale, L'hygiène du corps depuis le Moyen Âge*, Paris, éditions Seuil, 280 p.

Chapitre 21

Zoom – Lépidoptères et gastéropodes en ville

Magali Deschamps-Cottin, Bruno Vila

Malgré les menaces qui pèsent sur la biodiversité, certains espaces verts comme les parcs, les jardins et les friches pourraient jouer un rôle majeur dans son maintien ou comme refuge pour la faune urbaine. C'est ce que montrent les suivis à long terme conduits à Marseille sur les lépidoptères (tous les deux ans depuis 2008 ; Lizée, 2011 ; Ternisien *et al.*, 2023) et les gastéropodes (dans les parcs et friches).

Les suivis, réalisés sur les communautés de papillons dans 24 parcs urbains de Marseille pendant 12 années, ont permis de dénombrer 52 espèces. Parmi celles-ci, 44 espèces sont à large répartition et 31 sont observées dans tous les contextes d'urbanisation, les 3 plus abondantes étant *Pieris rapae*, *Polyommatus icarus* et *Pararge aegeria*. Parmi ces 52 espèces, 8 espèces, typiquement méditerranéennes (*Charaxes jasius*, *Coenonympha dorus*, *Gonepteryx cleopatra*, *Libythea celtis*, *Pieris mannii*, *Pyronia cecilia*, *Pyronia bathseba*, *Satyrrium esculi*), sont principalement localisées en périphérie de la ville (figure 21.1). Ces travaux confirment donc l'importance du gradient urbain dans la composition et la structuration des communautés de papillons. Ils soulignent aussi le rôle prépondérant des facteurs locaux. En effet, si la distance au milieu naturel reste un facteur majeur, les ressources en nectar et la diversité des habitats sont des facteurs locaux qui peuvent influencer positivement la biodiversité. En revanche, la gestion, tel qu'elle est encore pratiquée actuellement (fréquence de tonte importante, désherbage, etc.) a un effet négatif sur la biodiversité. Il en résulte que la gestion, les ressources en nectar et la diversité des habitats dans les parcs sont les principaux leviers d'action à l'échelle locale. Ainsi, nos résultats montrent que la réponse n'est pas linéaire, de la périphérie vers le centre urbain, mais semble plus proche d'une structure en mosaïque selon l'importance des facteurs locaux. Enfin, cette étude à long terme montre qu'il est possible d'influencer la biodiversité en agissant directement sur les pratiques de gestion des espaces verts.

Cette étude, menée sur 12 années, permet aussi de montrer le déclin général de la biodiversité des papillons (diminution de la richesse, de l'abondance et de la diversité) quel que soit le contexte d'urbanisation. Les suivis montrent que les communautés de papillons se sont appauvries au cours du temps : les parcs actuels de la périphérie tendent à ressembler à ceux observés en position intermédiaire il y a 12 ans ; de la même façon, les parcs actuels en position intermédiaire tendent à ressembler à ceux observés en centre-ville il y a 12 ans. Les suivis à long terme montrent que les communautés de papillons se sont simplifiées avec la perte d'espèces méditerranéennes en lien avec la disparition de leurs plantes hôtes.

Les travaux portent souvent sur les parcs urbains au sein desquels la gestion est plus ou moins intense. Mais les friches urbaines, gérées à l'aide d'une fauche annuelle, constituent aussi un réservoir de biodiversité. Il s'avère d'ailleurs que les friches et les parcs partagent 85 % d'espèces communes, soulignant une forte similarité. Cependant, les variations d'abondance d'espèces entre ces deux espaces à caractère naturel (ECN) permettent la différenciation de communautés propres. Ainsi, les friches présentent davantage d'espèces méditerranéennes, telles que *Pyronia bathseba*, *Pyronia cecilia* et *Gonopteryx cleopatra*. La comparaison des friches entre elles montre que les grandes friches et celles qui sont proches des milieux naturels ont une plus grande diversité de papillons. Ainsi, les friches urbaines ont tout leur intérêt comme support de biodiversité au sein de la matrice urbaine. Malgré leur caractère souvent temporaire, il est nécessaire d'accorder davantage d'importance à ces milieux dans la conservation de la biodiversité.

Des travaux similaires ont été menés à Marseille sur la diversité des gastéropodes en milieu urbain. Ils concernent le gradient d'urbanisation depuis les zones naturelles adjacentes jusqu'au centre-ville, mais également la biodiversité présente dans les parcs et les friches. Sur les 12 parcs, 20 friches et 6 milieux naturels étudiés, nous avons dénombré une soixantaine de taxons.

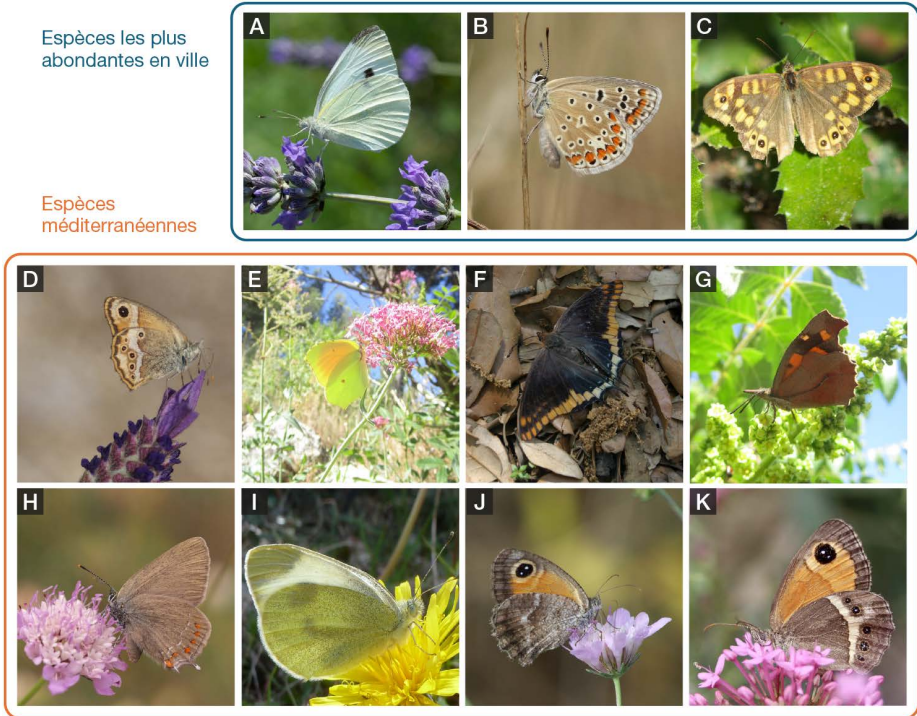


Figure 21.1. Illustrations des espèces de lépidoptères observés dans les parcs publics (crédits : A, C, H, Chloé Duque; B, J, K, Louise Seguin; D, E, G, Magali Deschamps-Cottin; F, Bruno Vila; I, Nicolas Maurel).

A : *Pieris rapae*; B : *Polyommatus icarus*; C : *Pararge aegeria*; D : *Caenonympha dorus*; E : *Gonepteryx cleopatra*; F : *Charaxes jaspis*; G : *Libythea celtis*; H : *Satyrium esculi*; I : *Pieris mannii*; J : *Pyronia cecilia*; K : *Pyronia bathseba*.

Au sein des 12 parcs urbains étudiés, l'abondance de *Xerotricha/Microxeromagna* varie de 15 à 35 %. Celle de *Cochlicella acuta* est comprise entre 5 et 20 % : cette espèce reste donc dominante en milieu urbanisé (entre le centre-ville et la zone urbaine périphérique), mais chute à moins de 1 % en milieu naturel. L'abondance de *Vallonia costata* varie de la même façon : de 1,5 à 4 % entre le centre-ville et la zone urbaine périphérique, mais chute à moins de 0,5 % en milieu naturel. À l'inverse, *Xerotricha apicina*, très présente en centre-ville, diminue en zone urbaine intermédiaire et périphérique, pour quasiment disparaître en milieu naturel.

La comparaison de la diversité de la malacofaune entre différents ECN permet surtout de distinguer les friches et les parcs urbains des milieux naturels. Cependant, les friches se caractérisent par une richesse spécifique, mais surtout par une abondance d'individus plus élevée. Que ce soit dans les friches, dans les parcs ou dans les zones de milieux naturels adjacents, une quinzaine d'espèces représentent 90 % de l'abondance totale. Parmi ces 15 espèces, seules 2 ou 3 sont dominantes. Nous retrouvons *Cochlicella acuta* (20 %) et *Pomatias elegans* (14 %) dans les parcs ; *Xerotricha/Microxeromagna* (32 %) et *Pomatias elegans* (20 %) dans les friches, et *Pomatias elegans* (29 %), *Xerotricha/Microxeromagna* (17 %) et *Trochoidea trochoides* (13 %) dans les milieux naturels. Ainsi, seule *Pomatias elegans* est abondante simultanément dans les trois milieux étudiés (parc, friche et milieu naturel). Au contraire, on peut noter le profil particulier de *Trochoidea trochoides* qui est seulement présente dans le milieu naturel dont elle semble être caractéristique, et présente en abondance. Certaines espèces, comme *Zonites algirus* sont plutôt présentes dans des espaces à fort degré de naturalité tandis que d'autres, comme *Rumina decollata*, constituent un marqueur anthropique (figure 21.2).

Que ce soit selon le gradient d'urbanisation ou selon les ECN, les milieux fermés (présence d'arbres formant une canopée continue) présentent une richesse spécifique

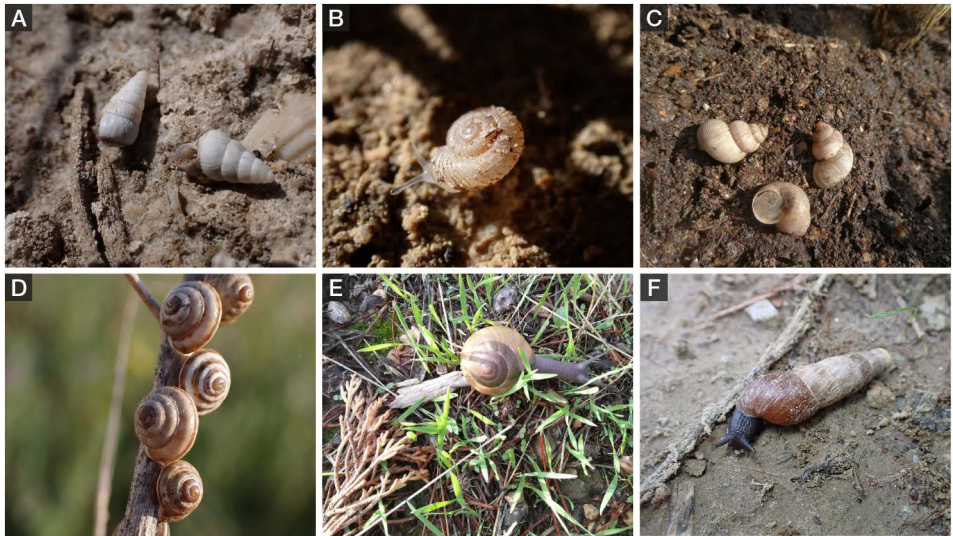


Figure 21.2. Illustrations des espèces de gastéropodes observés dans les parcs publics (crédits : A, B, D, F, Louis Aureglia ; C, E, Bruno Vila).

A : *Cochlicella acuta* ; B : *Vallonia costata* ; C : *Pomatias elegans* ; D : *Trochoidea trochoides* ; E : *Zonites algirus* ; F : *Rumina decollata*.

et une abondance plus importante que les milieux ouverts (strate herbacée), à l'exception du milieu naturel pour lequel c'est l'inverse. De la même manière, les zones refuges (abris sous murets, cailloux, souches, bois, etc.) abritent une richesse spécifique et une abondance plus élevée que les zones dépourvues de refuge.

Comme pour les papillons, les caractéristiques locales (diversité des habitats, présence ou absence de zones refuges, ouverture ou fermeture du milieu, paramètres de gestion, type et histoire de l'ECN) semblent prépondérantes pour expliquer la biodiversité de cette malacofaune.

► Références citées

Lizée M.H., 2011. *Diversité, organisation spatiale et fonctionnelle des communautés de Papillons (Lépidoptères, Rhopalocères) en milieu urbain et périurbain. Rôle des espaces artificialisés en termes de conservation et de connectivité*, thèse de doctorat, Écologie, université Aix-Marseille I, 249 p.

Ternisien M., Deschamps-Cottin M., Lizée M-H., March L., Robles C. *et al.*, 2023. How butterfly communities are structured and have changed in urbanized areas of Marseille: a 12-year monitoring survey, *Urban Ecosystems*, 26(5):1427-1438, doi:10.1007/s11252-023-01377-1.

Chapitre 22

Pollinisateurs et pollinisation en ville : menaces et opportunités

Isabelle Dajoz, Lise Ropars, Benoît Geslin

Au premier regard, les villes ne semblent pas être le milieu le plus favorable ni le plus important pour préserver la biodiversité et les fonctions écologiques assurées par les organismes. En effet, la croissance des villes s'est accélérée et va continuer dans les décennies à venir. Les villes préfigurent donc l'habitat des humains de demain. Dans ce contexte, analyser la réponse des fonctions écologiques à l'urbanisation et assurer la préservation de ces mêmes fonctions écologiques sont des défis qu'il est indispensable de relever à court terme. Il est donc légitime de se demander pourquoi s'intéresser aux pollinisateurs et à la pollinisation dans les milieux urbains. Il y a trois principales raisons à cela (Schatz *et al.*, 2021).

Tout d'abord, les animaux pollinisateurs sont à la base d'une fonction écologique majeure : la pollinisation, qui conditionne la reproduction de plus de 80 % des 300 000 espèces de plantes à fleurs. Ainsi, de la pollinisation animale dépendent la survie et la diversité de communautés végétales terrestres, qui sont à la base de la chaîne alimentaire et des réseaux d'interactions avec tous les autres niveaux trophiques. En ce sens, la pollinisation émerge comme un modèle d'étude pour mieux comprendre les effets de l'urbanisation sur la composition des communautés biologiques et les services écologiques qui en découlent.

Ensuite, la pollinisation animale conditionne également le rendement de 75 % des plantes cultivées ; c'est donc une composante fondamentale de la sécurité et de la diversité alimentaire. Cependant, dans le contexte actuel d'expansion des populations urbaines, le développement de la production alimentaire de proximité a une importance croissante. L'agriculture urbaine se présente comme une solution pour permettre aux citoyens d'accéder à des ressources alimentaires durables et locales, en favorisant les circuits courts d'approvisionnement. Ainsi, de nombreuses villes s'engagent dans le développement de cette agriculture, qui représente actuellement près de 6 % de la superficie mondiale des espaces agricoles même si les enjeux de souveraineté alimentaire dépassent la problématique de l'agriculture en ville. Les principales cultures des milieux urbains sont des légumes ou des fruits dont les rendements dépendent de la fonction de pollinisation. Il est donc très important de préserver la diversité et la densité des communautés d'animaux pollinisateurs résidant en ville.

Enfin, à ces composantes d'écologie fondamentale et appliquée se greffe une composante sociétale : les citoyens sont de plus en plus sensibles à la présence de nature dans leur environnement quotidien, et en ont besoin pour leur santé physique et

psychologique⁵⁴. Il existe une forte demande d'information de la part du grand public en ce qui concerne la pollinisation, les pollinisateurs, et l'importance de la pollinisation dans la vie quotidienne (Sumner *et al.*, 2018). D'ailleurs, en réponse à cette demande, de nombreuses villes développent des politiques de gestion des espaces verts afin de préserver les pollinisateurs : c'est par exemple le cas à Tallinn (Estonie), ou à Bristol (Grande-Bretagne).

» Quelles sont les faunes urbaines de pollinisateurs ? Un état des lieux des connaissances

Des villes qui hébergent de nombreuses espèces

De nombreux travaux ont identifié et quantifié la richesse spécifique des faunes de pollinisateurs urbains. Outre cet aspect descriptif, un objectif intéressant est de comparer la richesse spécifique de ces communautés urbaines à celle des communautés dans les milieux ruraux adjacents. Il faut tout d'abord souligner que la majorité de ces travaux se focalisent sur un groupe de pollinisateurs : les abeilles sauvages. En effet, elles sont considérées comme des insectes pollinisateurs importants, par leur efficacité à récolter et à transporter le pollen de fleurs en fleurs.

Il existe environ 20 000 espèces d'abeilles dans le monde, plus de 2 000 en Europe et 978 en France. Dans plusieurs grandes villes françaises, la richesse en espèces d'abeilles sauvages est non négligeable. Ainsi, 145 espèces ont été recensées dans la ville de Paris (soit 43 % des 340 espèces répertoriées en Île-de-France ; Zaninotto et Dajoz, 2022) ; 121 à Marseille (192 dans le parc national des Calanques situé à proximité). Le centre de Lille hébergerait 62 espèces, et la zone périurbaine de cette même ville 113. Enfin, on dénombrerait 291 espèces dans l'agglomération de Lyon, et jusqu'à 69 espèces sur le site lyonnais le plus urbanisé. Les mêmes tendances sont répertoriées dans d'autres grandes villes d'Europe (206 espèces à Poznan en Pologne, 164 à Zurich en Suisse) ou d'Amérique du Nord (83 espèces à Chicago et 98 à New York aux États-Unis). Moins de données sont disponibles pour les autres taxons d'insectes pollinisateurs. Toutefois, certains groupes présentent là aussi une diversité qui est loin d'être négligeable. Par exemple, Paris intra-muros hébergerait 53 espèces de syrphes (diptères pollinisateurs), soit 25 % des 216 espèces répertoriées dans la région Île-de-France (Zaninotto et Dajoz, 2022) ; la ville de Lille en hébergerait 52.

Au total, l'existence de communautés de pollinisateurs relativement diversifiées, et surtout la comparaison de cette diversité avec celles répertoriées dans d'autres milieux fortement anthropisés, a conduit certains auteurs à qualifier la ville de « refuge pour les pollinisateurs ». Une étude focalisée sur les abeilles sauvages et réalisée en Grande-Bretagne a par exemple montré que les localités urbaines hébergeaient davantage d'espèces en moyenne que les paysages d'agriculture intensive ou même que les réserves naturelles.

Quelles espèces constituent ces communautés de pollinisateurs urbains ?

Les villes sont caractérisées par des modifications extrêmes de leur environnement : elles présentent des cortèges d'espèces capables de supporter ces conditions. Il est

54. www.citynaturechallenge.org/.

donc nécessaire de savoir si l'urbanisation exerce des filtres sur les communautés de pollinisateurs, et d'identifier la nature de ces filtres.

Plusieurs travaux ont étudié la présence de pollinisateurs en fonction de l'urbanisation, à différents niveaux. Ainsi, un travail mené à l'échelle de la France, au travers des données du programme de sciences participatives Suivi photographique des insectes pollinisateurs (Spipoll Vigie-Nature), a montré que les différents ordres d'insectes pollinisateurs ne répondent pas de manière identique à l'urbanisation. Plus précisément, parmi les quatre principaux ordres d'insectes pollinisateurs, les lépidoptères (c'est-à-dire les papillons) et les coléoptères (comprenant les scarabées) étaient les moins bien représentés en ville, alors que les hyménoptères (ordre des abeilles, des bourdons, etc.) – et à un moindre degré les diptères (c'est-à-dire les mouches) – semblaient moins affectés par l'urbanisation. Les mêmes données de ce programme de science participative ont montré que la diversité en morpho-espèces des communautés de pollinisateurs urbains était plus faible que celle des milieux ruraux, suggérant ainsi une homogénéisation des assemblages de pollinisateurs urbains. De même, dans plusieurs villes polonaises, les communautés d'abeilles sauvages étaient très similaires et constituées d'un sous-ensemble de celles répertoriées dans les milieux ruraux adjacents.

Comme nous avons vu précédemment que l'ordre des Hyménoptères, et tout particulièrement les abeilles sauvages, est bien représenté en ville, il est nécessaire d'analyser plus finement les spécificités de leurs communautés urbaines. Ainsi, un travail mené à l'échelle de l'Europe de l'Ouest (Fauvau *et al.*, 2022) a montré que le degré d'urbanisation, quantifié au travers de la proportion de surfaces imperméables dans le paysage (bâtiments, routes, infrastructures, etc.), impactait négativement la richesse spécifique des communautés d'abeilles sauvages. En effet, une forte proportion de surfaces imperméables dans le paysage diminue la quantité de ressources florales et de sites de nidification. C'est donc la proportion de zones bétonnées dans les villes qui semblent être le facteur le plus négatif pour le maintien de communautés diversifiées. Enfin, ces communautés ne sont pas constituées d'un échantillonnage aléatoire d'espèces : on trouve en ville significativement moins d'espèces nichant dans le sol, la taille moyenne de ces espèces est plus petite qu'à la campagne et leur régime alimentaire (gamme de plantes visitées) plus généraliste. Par conséquent, ces résultats suggèrent que l'urbanisation peut avoir des effets négatifs sur les communautés d'abeilles sauvages, en réduisant leur diversité spécifique et en amoindrissant leur diversité fonctionnelle. Au total, ils sont en accord avec ceux exposés dans le paragraphe précédent : les milieux urbains hébergent effectivement des communautés de pollinisateurs, mais elles ne sont pas comparables avec celles répertoriées dans les milieux naturels et ruraux (Banaszak-Cibicka et Żmihorski, 2020).

Les villes sont-elles des habitats préservant la biodiversité des insectes pollinisateurs ?

Le statut de conservation des pollinisateurs urbains doit également être analysé, car il est important de savoir si des espèces rares peuvent être présentes en ville. Par exemple, le long d'un gradient d'urbanisation en Île-de-France, le nombre d'espèces rares d'abeilles sauvages semble négativement corrélé à la proportion de surfaces urbanisées. À l'échelle de l'ouest de l'Europe, ces résultats sont confirmés : la proportion d'espèces à statut de conservation répertoriée dans 20 villes d'Europe de l'Ouest

est significativement plus faible que celle observée dans toute l'Europe (Fauvau *et al.*, 2024). Cependant, il semble que les pratiques de gestion des milieux urbains, plus précisément celles des espaces verts en ville, peuvent nuancer cette tendance. Ainsi, dans Paris intra-muros, 7 espèces d'abeilles sauvages et 4 espèces de Syrphes bénéficiant d'un statut régional de protection ont été trouvées, mais elles étaient présentes dans des espaces verts riches en flore sauvage. À Marseille, seulement 5 espèces d'abeilles présentes sur la liste rouge européenne sont connues. Ainsi, même si les milieux urbains hébergent préférentiellement des espèces très communes d'insectes pollinisateurs, les pratiques de gestion de leurs espaces verts semblent jouer un rôle important pour accueillir des espèces à statut de conservation.

► Quelles mesures de gestion et de protection des pollinisateurs sont développées en ville ?

Comment gérer la végétation en ville pour soutenir les pollinisateurs ?

Afin de rendre les villes plus accueillantes pour les pollinisateurs, il faut veiller à ce que la végétation urbaine puisse leur fournir des ressources alimentaires abondantes et diversifiées, ceci tout au long de la saison (Ayers et Rehan, 2021). La principale caractéristique de la végétation urbaine est qu'elle est souvent constituée d'espèces choisies par les humains pour leurs qualités esthétiques : c'est ce qu'on appelle la flore ornementale. De plus, la flore sauvage est souvent considérée comme indésirable et devant être éliminée des espaces verts urbains.

Pourtant, la majorité des plantes ornementales présentes en ville ne fournissent pas – ou très peu – de ressources alimentaires pour les insectes pollinisateurs (Rahimi *et al.*, 2022). Ceci est une conséquence de l'amélioration horticole (sélection opérée par les horticulteurs pour créer des variétés nouvelles) : les pièces florales produisant du nectar (nectaires) ou du pollen (étamines) sont remplacées par des verticilles multiples de pétales, rendant les fleurs plus spectaculaires. On obtient ainsi des variétés ornementales, qui sont perçues comme plaisantes par les humains, mais qui n'attirent pas les pollinisateurs et les nourrissent peu. Par exemple, une étude menée sur différentes variétés de dahlias a montré que des variétés peu modifiées par l'horticulture attiraient jusqu'à 20 fois plus de pollinisateurs que les variétés améliorées. De plus, certaines variétés améliorées n'étaient pas du tout visitées par les pollinisateurs. Des résultats similaires ont été obtenus sur de nombreuses autres espèces de plantes ornementales : seules les variétés les moins modifiées attirent les pollinisateurs.

Depuis quelques années émergent des pratiques de gestion alternatives des espaces verts, afin de les rendre plus accueillants aux pollinisateurs. De manière générale, ces nouvelles pratiques laissent la part belle aux plantes sauvages, et ceci de plusieurs façons. Tout d'abord, en diminuant la fréquence de tonte des pelouses, ce qui permet aux plantes sauvages de fleurir davantage et ce qui a des effets positifs concernant leur attractivité pour les pollinisateurs et l'approvisionnement de ces derniers en nourriture. Par exemple, passer d'une fréquence de tonte bimensuelle à un arrêt total de la tonte en juin se solde par trois fois plus de pollinisateurs venant visiter les pelouses. De plus, les usagers des parcs concernés ont tendance à trouver le paysage plus plaisant ! Ensuite, la création de pelouses fleuries, au travers de l'introduction de plantes fournissant des ressources florales de qualité pour les pollinisateurs, est une pratique

en expansion. Là aussi, des enquêtes montrent que ce type de gestion des parcs urbains est bien accepté par le public. De même, la législation permet d'encourager le maintien de la flore sauvage en ville. Ainsi, la loi Labbé, mise en place en 2017, interdit l'usage des pesticides et herbicides dans les lieux publics : ceci favorise le retour de la flore sauvage et permet d'y installer des espaces verts où la végétation est dominée par des plantes sauvages. C'est par exemple le cas de la ville de Paris, où plusieurs espaces verts hébergent en majorité, voire en totalité, des fleurs sauvages. C'est dans ces mêmes espaces verts que l'on trouve la plus grande diversité, tant spécifique que fonctionnelle, d'abeilles sauvages, mais aussi des espèces rares.

Les parcs et jardins fleuris avec des espèces sauvages sont également soumis à des pratiques de gestion peu intensives, ce qui se traduit par des arrosages moins fréquents, et un renouvellement des plantes moindre que dans des plates-bandes traditionnelles, où l'objectif est d'avoir des floraisons pendant la quasi-totalité de l'année. Même si les plantes ornementales sont en moyenne moins attractives que la flore sauvage, leur présence dans des plates-bandes arrosées régulièrement pourrait leur assurer une production de ressources florales – notamment de nectar – peu impactée par les aléas climatiques, tels que les épisodes de sécheresse. De plus, il a été montré que la flore exotique, régulièrement renouvelée dans les massifs floraux, produit davantage de ressources florales tard dans la saison (en été et en automne) quand les espèces de plantes sauvages ne sont plus – ou peu – en fleurs. Ainsi, la flore sauvage attire une diversité de pollinisateurs sauvages plus importante, et ceci quelle que soit la période de l'année, mais la flore ornementale ou exotique, étant donnée sa longue période de floraison, pourrait, dans certains cas, permettre le maintien d'un « noyau dur » de pollinisateurs très communs et très généralistes, qui pourrait contribuer à la stabilité et au maintien des communautés de pollinisateurs en milieu urbain dense.

Les nouveaux types d'aménagement urbain : quels impacts sur les pollinisateurs ?

Les gestionnaires des villes s'intéressent de plus en plus à d'autres pratiques de gestion de la végétation urbaine que celles des parcs et jardins : ces pratiques visent en général à favoriser la biodiversité en ville et à lutter contre l'îlot de chaleur urbain, grâce à la végétalisation. Plusieurs pratiques sont ainsi favorisées : la plantation d'arbres pour créer des forêts urbaines ou pour ombrager les rues ; la création de toits végétalisés, qui contribuent à la climatisation des bâtiments et à la rétention des eaux de pluie ; ou la gestion différenciée des espaces verts, afin d'augmenter la ressource florale.

Les végétaux ligneux, notamment les arbres, sont quant à eux souvent négligés dans les politiques de soutien des communautés de pollinisateurs urbains. Pourtant, de nombreuses espèces d'arbres plantés en ville, entre autres ceux situés le long des rues, produisent des quantités abondantes de ressources florales, notamment du nectar. De même, des espèces exotiques d'arbres ornementaux peuvent fleurir à des périodes de l'année différentes des arbres indigènes, ce qui – tout comme les plantes herbacées exotiques ornementales – contribue à étendre la disponibilité en ressources florales au cours de l'année pour les pollinisateurs urbains, en prenant néanmoins en compte les effets potentiellement négatifs de l'introduction d'espèces exotiques. Les arbres urbains peuvent aussi fournir des sites de nidification pour les espèces d'abeilles sauvages qui nichent dans des branches ou dans des cavités. Par conséquent, la plantation d'arbres

pollinisés par les insectes dans les villes peut grandement bénéficier aux communautés de pollinisateurs, mais il faut veiller à privilégier des variétés peu modifiées par l'amélioration horticole, car ces dernières sont significativement moins attractives pour les pollinisateurs.

La lutte contre les aléas climatiques en ville (canicules, par exemple) passe également par l'implantation croissante de toits végétalisés. Ces structures hébergent une flore et une faune abondantes et diversifiées : elles peuvent ainsi contribuer à la préservation de la biodiversité en ville, notamment celles des pollinisateurs. Toutefois, certaines pratiques de conception des toits végétalisés ne leur permettent pas d'accueillir une faune conséquente de pollinisateurs. Par exemple, la profondeur du substrat influe positivement sur la diversité d'abeilles sauvages qui s'y trouvent, non seulement du fait d'une végétation plus diversifiée et abondante, mais aussi du fait de la possibilité pour des espèces terricoles de construire leurs nids dans un sol suffisamment profond.

Gestion des sites de nidification

Les hôtels à insectes

Une pratique courante visant à promouvoir les abeilles sauvages dans les milieux urbains est l'installation d'hôtel à insectes. Ces structures, composées de plusieurs substrats (bûches percées, bambous ou tiges creuses, coquilles d'escargots, briques percées, etc.) sont supposées fournir des sites de nidification pour les espèces d'abeilles cavicoles (c'est-à-dire qui nichent dans de petites cavités), soit environ 20 % de la richesse spécifique de la faune française. Cette pratique a rapidement été adoptée par de nombreux particuliers et gestionnaires d'espaces verts en ville, aussi bien dans une volonté d'aide à la conservation que comme outil de communication. À ce jour, aucune étude n'a montré d'effets positifs de la présence d'hôtels à insectes pour la conservation des abeilles sauvages. À Lyon, une étude pilote menée en 2012 et 2013 n'a détecté que 21 espèces nichant dans ce type de structures. À Marseille, une étude réalisée sur une seule année et impliquant une centaine de petits hôtels n'a observé que 5 espèces nichant dans de la canne de Provence et des bûches percées. À l'inverse, il semblerait que les hôtels à insectes puissent aider à la propagation d'espèces exotiques, voire d'espèces envahissantes. Au Canada, une étude a montré que plus de 40 % des individus logeant dans les hôtels à insectes étaient exotiques ou envahissants. Ce même type de résultat a aussi été trouvé dans l'étude localisée à Marseille (plus de 40 % des individus appartenaient à l'espèce envahissante *Megachile sculpturalis*).

Pourtant, il convient également d'apprécier les aspects positifs des hôtels à insectes. Ce sont d'abord de très bons outils pédagogiques permettant d'engager les citoyens dans des sciences participatives ou des programmes de conservation de la nature. Ce sont également de très bons objets de communication et de sensibilisation du grand public à la protection des insectes. Ils peuvent enfin se fonder facilement dans le mobilier urbain et certaines entreprises de bâtiment et travaux publics (BTP) s'intéressent de près à ces structures dans les projets de design de bâtiments « biomimétiques ». Ainsi, il est intéressant de mettre en place des hôtels à insectes, à condition cependant de suivre quelques recommandations simples : (1) installer de préférence de petits modules pour éviter la concentration d'individus et donc de

maladies ou de parasites, (2) préférer des tiges ou du bois mort troué présentant des cavités d'un diamètre inférieur à 8, voire 6 mm si possible, pour empêcher les espèces exotiques de nicher, (3) assurer le gîte et le couvert en plantant également des ressources florales autour, et (4) réserver également un espace pour les espèces terricoles (voir paragraphe suivant).

Le sol nu

La majorité des abeilles, tout comme la plupart des insectes, passent une partie de leur cycle de vie sous terre. En effet, plusieurs auteurs estiment qu'entre 64 % et 83 % des espèces d'abeilles nichent dans le sol. En France, environ 70 % des espèces de la faune française d'abeilles sauvages sont terricoles. Selon les genres et espèces considérées, les profondeurs et architectures des nids sont différentes (Antoine et Forrest, 2021). Ces nids, contenant généralement plusieurs chambres cellulaires, peuvent également être plus ou moins espacés selon que les espèces sont sociales ou grégaires. Les nids des abeilles solitaires terricoles se remarquent souvent aux « tumulus », correspondant au surplus de terre remonté à la surface lorsque le nid est creusé. Plusieurs espèces d'abeilles construisent également des cheminées en mélangeant des sécrétions glandulaires à la terre. La fonction de ces cheminées n'est pas claire, elles pourraient soit servir à la localisation du nid, soit constituer une défense contre certains prédateurs.

La texture, la compaction, l'humidité et la température du sol sont considérées comme des facteurs clés influençant le choix des insectes pour nidifier. La plupart des nids d'abeilles se trouvent dans des sols sablonneux ou limoneux bien qu'il soit difficile d'identifier les compositions préférentielles pour chacune des espèces. En général, les abeilles semblent éviter les sols trop compacts leur demandant trop d'énergie pour creuser. L'humidité du sol apparaît comme essentielle pour le développement larvaire, car les larves absorbent de l'eau. Cependant, lorsque l'humidité est trop importante, elle peut aussi provoquer le développement de moisissures à l'intérieur des cellules, dégradant les réserves de pollen et mettant en péril la survie des larves. La température à l'entrée et dans le nid influence de nombreux paramètres de la vie des abeilles comme l'activité, le comportement d'accouplement, l'émergence des adultes, le développement larvaire, le nombre de générations par an. Dans l'ensemble, dans les régions tempérées, les abeilles construisent des nids peu profonds et choisissent des sites avec une exposition maximale au soleil, pour accroître la chaleur à l'entrée du nid le matin et dans les cellules de couvain pendant le développement larvaire. Enfin, la pente est également un facteur structurant dans la sélection des sites de nidification par les abeilles, qui pourrait affecter le drainage de l'eau et la température.

En ville, les sols nus restent une ressource limitée, ce qui peut empêcher l'établissement d'espèces et de populations d'abeilles terricoles. Néanmoins, lorsque les conditions sont réunies, il n'est pas rare d'observer des bourgades de *Lasioglossum* ou d'*Andrena* dans les talus des espaces verts ou à proximité. Puisque l'abondance des abeilles terricoles est plus importante lorsque les surfaces de sol nu sont disponibles, il convient d'aménager des espaces de pleine terre (sans couvert végétal), des spirales à insectes, tas de sable ou encore de réaliser des aménagements perméables à la nidification des abeilles. Par exemple, une étude réalisée sur l'implantation des pavés bruxellois a permis d'identifier que 11 espèces d'abeilles sur les 140 espèces présentes dans la ville utilisent les interstices pour aller nicher dans les substrats sableux sous les pavés.

L'introduction des abeilles domestiques en ville

Depuis une dizaine d'années, des accroissements spectaculaires de densité de ruches ont été enregistrés dans les villes, que ce soit sur les toits des bâtiments, dans les parcs urbains, ou chez des particuliers. Les densités d'abeilles domestiques observées peuvent dans certains cas dépasser les dix colonies au kilomètre carré, soit quatre fois la moyenne nationale. Or, les colonies d'abeilles domestiques peuvent entrer en compétition pour les ressources florales avec les populations d'abeilles sauvages, transporter des maladies, ou changer la structure des réseaux d'interaction. Déjà observés dans les milieux naturels, des cas de compétition pour les ressources florales ont été recensés en ville ces dernières années avec des conséquences négatives pour l'activité des pollinisateurs sauvages dans les cultures en ville. L'installation de ruches en ville apparaît donc comme un cas d'école de *misplaced conservation practice*, à savoir une fausse bonne idée pour la conservation de la biodiversité, faisant plus de dégâts que de bien (Geslin *et al.*, 2017, 2023). Il conviendrait de revenir dans la plupart des villes à des densités de ruches plus faibles, n'induisant pas de compétition interspécifique. C'est par exemple le cas au Canada où aucune compétition n'a été détectée à des densités inférieures à une colonie par kilomètre carré. L'ajout de ressources florales (arbres d'alignements, toits végétalisés, agrandissement des espaces verts, gestion différenciée) pourrait également permettre de diminuer la pression de compétition entre pollinisateurs sauvages et domestiques. Enfin se pose la question de la qualité des produits issus de l'apiculture urbaine. Par exemple, des analyses de miels issus de ruches dans la ville de Vancouver (Canada) ont montré que ces miels étaient fortement contaminés par plusieurs métaux lourds, et ceci d'autant plus que les ruches étaient à proximité d'axes de communication et de zones industrielles. D'autres analyses, réalisées dans l'ouest de la France, et visant à rechercher des traces de pesticides dans les miels, ont montré que les miels urbains présentaient en moyenne moins de résidus de pesticides que ceux issus de milieux agricoles, étant donné l'interdiction d'utilisation des pesticides dans les espaces verts urbains publics. Toutefois, certains miels urbains étaient plus contaminés que les miels ruraux lorsque l'usage des pesticides dans les jardins privés était encore autorisé (jusqu'en 2019).

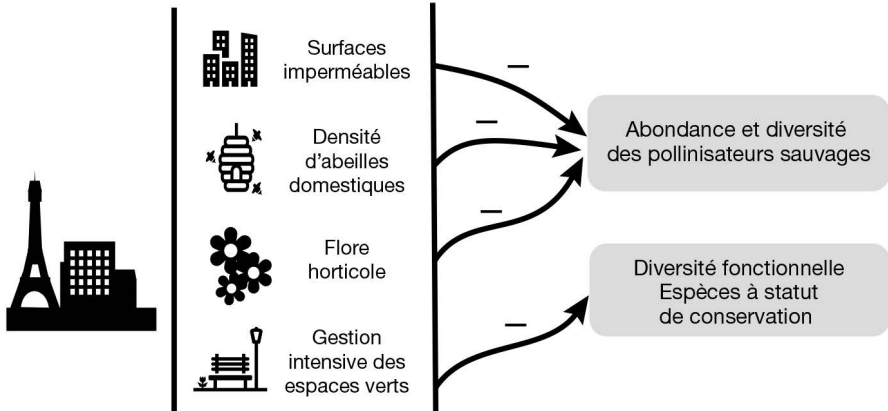
*
**

Que peut-on conclure de l'ensemble de ces connaissances? Tout d'abord, plusieurs caractéristiques des villes peuvent favoriser les pollinisateurs et la pollinisation, surtout quand on compare ces milieux urbains à des milieux agricoles intensifs (Baldock *et al.*, 2020) (figure 22.1). Ainsi, nous avons vu que plusieurs pratiques de gestion des espaces verts urbains, telles que l'arrêt des pesticides, la présence d'une végétation diversifiée dont la floraison s'étale tout au long de l'année, ou encore l'absence de traitements pesticides, permettent le maintien en ville de communautés d'insectes pollinisateurs denses et diversifiés. De même, la connexion entre ces espaces verts, par exemple au moyen de la plantation d'arbres d'alignement dans les rues, est favorable à ces communautés de pollinisateurs. Cependant, les milieux urbains ne pourront pas remplacer les milieux naturels. En effet, la diversité des communautés de pollinisateurs est négativement reliée à la proportion de surfaces imperméables dans le milieu. Surtout, ces communautés urbaines sont pauvres en espèces à statut de conservation : elles sont principalement constituées d'espèces très communes, constituant ainsi un réservoir

de biodiversité ordinaire. Enfin, il faut garder à l'esprit que plusieurs pratiques fréquemment rencontrées en ville, telles que l'introduction massive de ruches ou les espaces verts intensément gérés, sont néfastes aux communautés de pollinisateurs sauvages. Pour finir, la préservation des pollinisateurs et de la pollinisation en ville doit s'appuyer sur les deux points suivants : le maintien d'espaces de nature en ville, et le non-empiétement de la ville sur les milieux naturels.

A. Message à retenir 1

Les villes ne « remplaceront » pas les milieux naturels



B. Message à retenir 2

Mais elles peuvent contribuer à préserver les pollinisateurs et la pollinisation

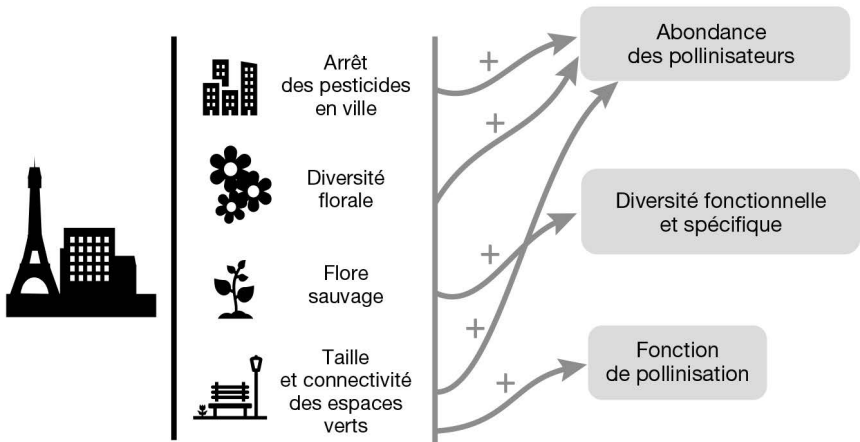


Figure 22.1. Synthèse des impacts négatifs (A) et positifs (B) des milieux urbains sur les communautés de pollinisateurs et la pollinisation.

► Références citées

- Antoine C.M., Forrest J.R., 2021. Nesting habitat of ground-nesting bees: a review, *Ecological Entomology*, 46(2):143-159, doi:10.1111/een.12986.
- Ayers A.C., Rehan S.M., 2021. Supporting bees in cities: how bees are influenced by local and landscape features, *Insects*, 12(2):128, doi:10.3390/insects12020128.
- Baldock K.C. 2020. Opportunities and threats for pollinator conservation in global towns and cities, *Current Opinion in Insect Science*, 38:63-71, doi:10.1016/j.cois.2020.01.006.
- Banaszak-Cibicka W., Żmihorski M., 2020. Are cities hotspots for bees? Local and regional diversity patterns lead to different conclusions, *Urban Ecosystems*, 23:713-722, doi:10.1007/s11252-020-00972-w.
- Fauvieu A., Baude M., Bazin N., Fiordaliso W., Fisogni A. *et al.*, 2022. A large-scale dataset reveals taxonomic and functional specificities of wild bee communities in urban habitats of Western Europe, *Scientific Reports*, 12(1):1886, doi:10.1038/s41598-022-21512-w.
- Fauvieu A., Fiordaliso W., Fisogni A., Fortel L., Francis F. *et al.*, 2024. Larger cities host richer bee faunas, but are no refuge for species with concerning conservation status: Empirical evidence from Western Europe. *Basic and Applied Ecology*, 79, 131-140, doi:10.1016/j.baae.2024.06.002.
- Geslin B., Gauzens B., Baude M., Dajoz I., Fontaine C. *et al.*, 2017. Massively introduced managed species and their consequences for plant–pollinator interactions, *Advances in ecological research*, 57:147-199, doi:10.1016/bs.aecr.2016.10.007.
- Geslin B., Mouillard-Lample L., Zakardjian M., Dajoz I., Flacher F. *et al.*, 2023. New insights on massively introduced managed species and their consequences for plant–pollinator interactions, *Advances in ecological research*, 68:63-89, doi:10.1016/bs.aecr.2023.09.003.
- Rahimi E., Barghjelveh S., Dong P., 2022. A review of diversity of bees, the attractiveness of host plants and the effects of landscape variables on bees in urban gardens, *Agriculture et Food Security*, 11(1):6, doi:10.1186/s40066-021-00353-2.
- Schatz B., Drossard M., Henry M., Geslin B., Allier F. *et al.*, 2021. Pollinator conservation in the context of global changes with a focus on France and Belgium, *Acta Oecologica*, 112:103765, doi:10.1016/j.actao.2021.103765.
- Sumner S., Law G., Cini A. 2018. Why we love bees and hate wasps, *Ecological Entomology*, 43(6):836-845, doi:10.1111/een.12676.
- Zaninotto V., Dajoz I. 2022. Keeping up with insect pollinators in Paris, *Animals*, 12(7):923, doi:10.3390/ani12070923.

Chapitre 23

Les mycorhizes en milieu urbain

Laurent Palka, Yves Bertheau

Le changement climatique occasionne en ville de profonds stress sur les organismes vivants, humains et non humains, l'une des conséquences étant l'importance croissante des îlots de chaleur. La température à Paris peut ainsi dépasser de 10°C celle en forêt de Fontainebleau au cours d'une même journée. Un des leviers d'action vise à favoriser des solutions fondées sur la nature comme l'évapotranspiration qui consiste à rafraîchir l'atmosphère par évaporation de l'eau du sol et le dégagement de vapeur d'eau par les plantes. C'est pourquoi urbanistes et écologues cherchent à multiplier les espaces végétalisés, au sol et sur le bâti, qu'ils soient spontanés ou aménagés, les plus autonomes possibles. D'où l'intérêt des symbioses mutualistes comme les mycorhizes, connues pour leurs effets bénéfiques sur les végétaux. Ce type d'association entre racines et champignons est tellement intime qu'il a conduit les scientifiques à changer de paradigme et à ne plus considérer l'arbre, l'arbuste ou l'herbacée sans leurs symbiotes (Selosse, 2017). L'idée est donc de promouvoir les mycorhizes en tant que facilitateurs naturels et durables de la végétalisation en milieu urbain.

Les champignons mycorrhiziens peuvent-ils aider les plantes à s'installer et à se maintenir au sol ou sur le bâti? La question est d'importance, car les mycorhizes, à la fois racinaires et extraracinaires, sont reconnues pour améliorer la tolérance des végétaux à de multiples stress (Garbaye, 2013) : le déficit en eau et sels minéraux, la salinité, la présence de métaux lourds, de polluants et de pathogènes, etc. On estime que les hyphes extraracinaires multiplieraient par 1000 le volume édaphique exploité par la plante, notamment vis-à-vis de l'eau, du phosphate et de l'azote. Ainsi, en réduisant le stress hydrique des plantes, les mycorhizes seraient susceptibles de favoriser la transpiration. Cependant, pour comprendre l'importance des mycorhizes en milieu urbain, encore faut-il dresser un bilan des connaissances sur leur présence et sur la diversité des communautés mycorrhiziennes, dans les racines, le sol et le bâti.

Ce chapitre propose donc d'établir un état des lieux, au travers de la littérature existante sur plusieurs villes de l'hémisphère Nord, notamment Paris, en considérant deux types de mycorhizes ubiquistes : l'une est due à des champignons microscopiques qui pénètrent à l'intérieur des racines en constituant des endomycorhizes à arbuscules (AM); l'autre est due à des champignons du groupe des basidiomycètes et des ascomycètes, également microscopiques, mais que l'on connaît par leur stade de fructification macroscopique, le carpophore étant souvent comestible. Le mycélium est alors composé d'un agglomérat d'hyphes qui entoure les racines et ne pénètre que superficiellement, l'ensemble étant qualifié d'ectomycorhize (EM)⁵⁵.

55. À noter qu'une partie des basidiomycètes et des ascomycètes qualifiés de saprophytes ne forment pas de mycorhizes.

►► Quel statut de mycorhization en ville ?

Le statut de mycorhization renseigne sur le type de mycorhizes, AM ou EM (figures 23.1 et 23.2), que les racines ont développé. Il correspond ainsi à la « carte d'identité mycorhizienne » d'une plante, qui peut être très utile pour caractériser les arbres d'une ville. Deux études sont très éclairantes à ce sujet.

Bainard *et al.* (2011) s'étaient basés sur l'observation au microscope de fragments colorés de racines de 26 espèces d'arbres dans 10 villes de l'Ontario (Canada), en montrant que toutes contenaient des AM et sept des EM. Heklau *et al.* (2021) avaient quant à eux mobilisé des outils de biologie moléculaire sur dix essences en Allemagne, dont une seule était commune avec l'étude précédente. Après avoir extrait l'ADN racinaire, les auteurs avaient amplifié par réaction de polymérisation en chaîne (PCR)⁵⁶ des marqueurs génétiques spécifiques des AM ou des EM et séquencé les produits obtenus. Toutes les espèces contenaient des unités taxonomiques opérationnelles (OTU)⁵⁷ correspondant aux deux types de mycorhizes, mais avant tout d'EM d'ascomycètes, et dans une moindre mesure de basidiomycètes et d'AM. Si les deux approches ont donné des résultats différents, sans que l'on puisse en tirer de conclusion, elles démontrent qu'un même arbre peut posséder les deux types de mycorhizes. Qu'en est-il à Paris ?

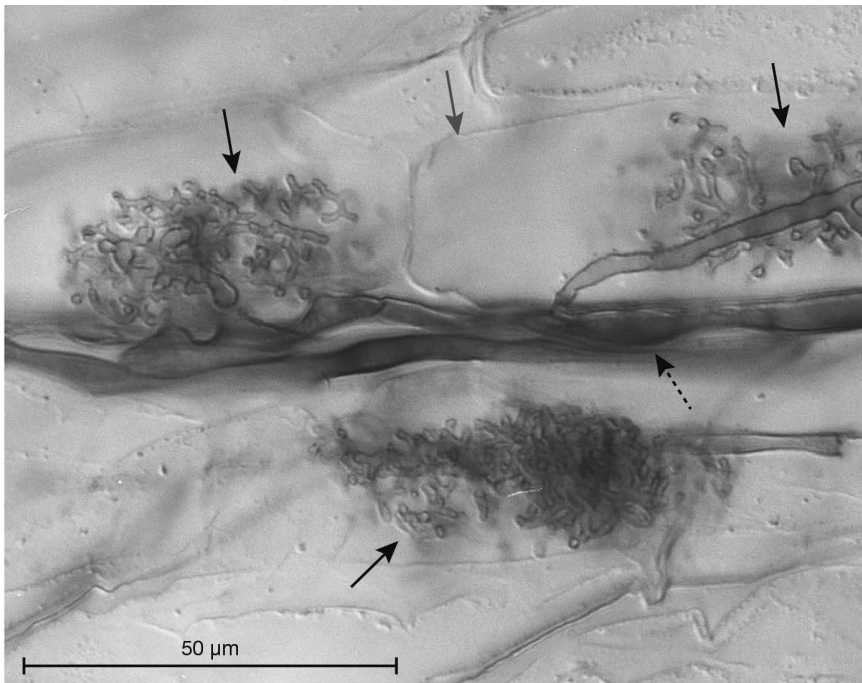


Figure 23.1. Endomycorhize arbusculaire dans une racine de frêne blanc, après coloration et observation au microscope (contraste interférentiel de Nomarski) (crédits : Mark C. Brundrett).

Les flèches noires pleines signalent des arbuscules, et celles en pointillé l'hyphe dont ils sont issus. La flèche grise indique la paroi d'une cellule racinaire.

56. Une technique d'amplification enzymatique *in vitro* de l'ADN.

57. Estimées sur la base de la diversité génétique.

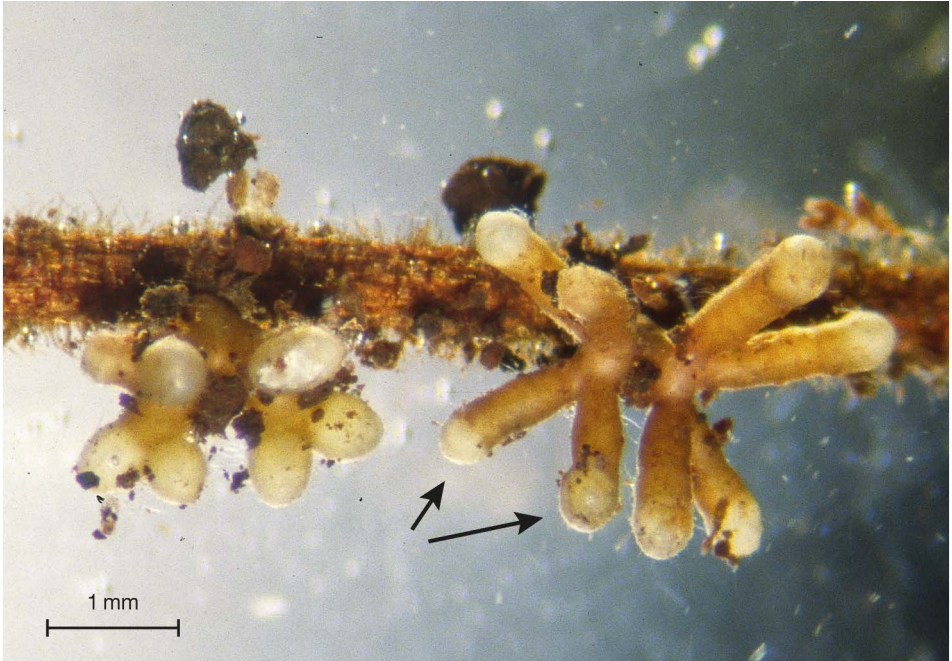


Figure 23.2. Ectomycorhize formant des dichotomies (flèches) sur une racine de pin blanc récoltée sur le terrain au Canada et observée à la loupe binoculaire (crédits : Mark C. Brundrett). Le champignon est indéterminé.

Parmi les 25 genres les plus présents à Paris (tableau 23.1), tous sont connus pour être associés aux AM, dont 16 en majorité ; et 20 sont connus pour être associés aux EM, dont 8 en majorité. Plus des deux tiers (20 sur 25) sont donc susceptibles d'être doublement mycorhizés. Cependant, il ne s'agit là que d'un potentiel car, pour la moitié, les observations ont été réalisées en dehors du milieu urbain et une seule se rapporte à Paris. En outre, certaines observations au microscope sont remises en question et nécessiteraient d'être vérifiées par des approches moléculaires (Brundrett et Tedersoo, 2020). Enfin, la mycorhization simple ou double n'est pas systématique, puisque 15 essences sont mentionnées positivement dans la colonne « non mycorhizé », sans que l'on puisse actuellement comprendre pourquoi.

Si le statut de mycorhization des arbres parisiens au sol n'est pas clairement établi, il l'est encore moins sur le bâti. En effet, on ignore généralement si les arbres présents sur les toitures végétalisées sont mycorhizés, à l'exception d'un charme près de la tour Eiffel au pied duquel une truffe sauvage, du groupe des ascomycètes mycorhiziens, a été découverte en 2017⁵⁸. Le statut de mycorhization des herbacées ne l'est pas davantage, hormis des observations au microscope, qui ont mis en évidence en 2020 la présence d'AM sur des toits végétalisés à Paris et la petite couronne (rapport Grooves⁵⁹). Quant aux murs végétalisés, le statut de mycorhization est encore moins documenté, si ce n'est l'observation en 2022 d'AM dans les racines de trois vivaces

58. www.paris.fr/pages/une-truffe-sauvage-sur-un-toit-parisien-5422.

59. www.arb-idf.fr/nos-travaux/publications/ecologie-des-toitures-vegetalisees-2021/.

Tableau 23.1. Statut mycorhizien des arbres les plus répandus à Paris (> 1000; liste extraite de l'opendata.paris.fr en février 2024).

AM : mycorhizes à arbuscules ; EM : ectomycorhizes ; fond gris foncé : mycorhize majoritaire AM ; fond gris clair : mycorhize majoritaire EM.

Nombre d'arbres	Nom commun	Genre	Famille	AM	EM	Non mycorhizé	Milieu urbain
37 680	platane	<i>Platanus</i>	Platanaceae	oui	oui	oui	oui
19 826	maronnier	<i>Aesculus</i>	Sapindaceae	oui	oui		oui
17 116	tilleul	<i>Tilia</i>	Tiliaceae	oui	oui	oui	oui
12 855	érable	<i>Acer</i>	Aceraceae	oui	oui	oui	oui
10 546	sophora du Japon	<i>Styphnolobium</i>	Fabaceae	oui		oui	oui
6 587	prunier, cerisier, etc.	<i>Prunus</i>	Rosaceae	oui	oui	oui	oui
4 391	frêne	<i>Fraxinus</i>	Oleaceae	oui	oui	oui	oui
4 267	poirier	<i>Pyrus</i>	Rosaceae	oui	oui	oui	
3 920	micocoulier	<i>Celtis</i>	Cannabaceae	oui	oui	oui	oui
3 721	pin	<i>Pinus</i>	Pinaceae	oui	oui		
2 915	chêne	<i>Quercus</i>	Fagaceae	oui	oui		oui
2 569	charme	<i>Carpinus</i>	Betulaceae	oui	oui		
2 545	pommier	<i>Malus</i>	Rosaceae	oui	oui	oui	
2 469	peuplier	<i>Populus</i>	Salicaceae	oui	oui	oui	oui
2 272	noisetier	<i>Corylus</i>	Betulaceae	oui	oui		
2 050	robinier	<i>Robinia</i>	Fabaceae	oui			oui
1 844	orme	<i>Ulmus</i>	Ulmaceae	oui	oui	oui	
1 814	if	<i>Taxus</i>	Taxaceae	oui	oui	oui	
1 702	bouleau	<i>Betula</i>	Betulaceae	oui	oui		oui
1 696	févier	<i>Gleditsia</i>	Fabaceae	oui	oui	oui	oui
1 357	hêtre	<i>Fagus</i>	Fagaceae	oui	oui		
1 285	paulownia	<i>Paulownia</i>	Paulowniaceae	oui			
1 205	magnolia	<i>Magnolia</i>	Magnoliaceae	oui	oui	oui	
1 089	arbre de Judée	<i>Cercis</i>	Fabaceae	oui			oui
1 012	arbres aux quarante écus	<i>Ginkgo</i>	Ginkgoaceae	oui		oui	

(cymbalaire, campanule et centranthe) sur des murs d'enceinte, anciens et spontanément végétalisés, des 5^e et 12^e arrondissements, de Vincennes et de Meudon [Centre d'écologie et des sciences de la conservation (Cesco); résultats non publiés]. Le statut de mycorhization sur le bâti en est donc encore à ses balbutiements.

Cependant, les champignons mycorhiziens inventoriés dans le substrat des toitures végétalisées du rapport Grooves révèlent une diversité étonnante. Lionel Ranjard et Pierre-Alain Maron (INRAE, Dijon) ont mis en évidence en moyenne huit fois plus d'OTU dans le substrat ou la terre des toits végétalisés de Paris et de la petite couronne que dans les sols de France recensés dans le Réseau de mesures de la qualité des sols (RMQS)⁶⁰. Cela signifierait qu'il existerait une plus grande diversité de champignons mycorhiziens sur les toitures végétalisées que dans les sols.

Qu'en est-il dans d'autres villes ? Sur dix toits végétalisés de New York, McGuire *et al.* (2013) ont montré que les communautés fongiques étaient dominées par des ascomycètes (59 %), mais les observations n'avaient pas permis de faire la distinction entre mycorhiziens et saprophytes. Les AM arrivaient en deuxième position (20 %). Dans ce travail, les champignons étaient plus diversifiés sur les toits que dans le sol des parcs de la ville, ce qui va dans le sens des résultats obtenus à Paris. Cependant, la moitié des taxa des toits ne provenaient pas des sols new-yorkais, ce qui souligne l'entrée de souches exogènes dans le milieu urbain.

La comparaison entre toitures végétalisées et sol est toutefois limitée dans le cas des toits recouverts de substrat, car celui-ci est généralement dépourvu de champignons viables au moment de son installation. En effet, le substrat est un mélange de matériau minéral poreux et de compost vert issu des parties aériennes des végétaux. Or ce dernier provient d'un compostage industriel en andains. La biomasse est amassée et brassée en continu pour que toute la matière végétale passe par le cœur où une fermentation aérobie fait monter la température entre 60°C et 70°C. Si la chaleur de ce « four » naturel est censée détruire les graines et les pathogènes, elle élimine probablement aussi les spores mycorhiziennes. Il n'est donc pas étonnant qu'un substrat commercialisé soit stérile du point de vue des champignons mycorhiziens. Dès lors, son usage pourrait s'avérer plus avantageux s'il était amendé avec ces derniers, ce qui reviendrait à orienter le potentiel de mycorhization.

► Le milieu urbain exerce-t-il un effet sur les mycorhizes ?

Si les végétaux sont soumis à de multiples stress urbains, la question est de savoir s'il en est de même pour les champignons mycorhiziens et la mycorhization. La réponse est clairement positive pour les EM. Certains auteurs ont observé une réduction de la diversité et de l'abondance des champignons ectomycorhiziens dans les villes de Baltimore (États-Unis), Helsinki et Lahti (Finlande), Budapest (Hongrie), Potchefstroom (Afrique du Sud) et Louvain (Belgique). De même, le nombre d'espèces associées au chêne rouge semble diminuer significativement en fonction du degré de perturbation anthropique de plusieurs agglomérations du New Jersey (États-Unis) comparées à des forêts avoisinantes de plus de 170 ans d'âge. L'étude de la mycorhization de 32 chênes pédonculés, dans les rues goudronnées, les allées et les parcs de Liège (Belgique) ainsi que dans les forêts en périphérie, met également en évidence une diminution graduelle et

60. www.gissol.fr/le-gis/programmes/rmqs-34.

significative de la richesse spécifique des basidiomycètes symbiotiques, depuis le milieu forestier vers les rues. Seule une publication de 2011 apporte un bémol en constatant, à partir d'observations au microscope, que la mycorhization ne différerait pas toujours entre l'intérieur des villes et le milieu rural ou forestier situé en périphérie.

Si le milieu urbain exerce un effet néfaste sur les EM, quelle en serait la cause ? Rien n'est fermement établi, mais une étude publiée en 1999 pourrait apporter un élément de réponse. La comparaison de tilleuls à petites feuilles dans la ville de Nancy et dans une forêt de la même espèce en périphérie avait révélé la présence de 12 morphotypes différents d'ectomycorhizes dans des arbres d'environ dix ans d'âge aussi bien en ville qu'en forêt, mais avec une distribution différente. Alors qu'en forêt les 12 morphotypes étaient plus ou moins présents dans le système racinaire de chaque arbre, la moitié faisait défaut en ville. Les auteurs en avaient conclu que le milieu urbain était constitué de microhabitats différents susceptibles de sélectionner des espèces ou souches fongiques tolérantes.

Les sols imperméabilisés font partie de ces microhabitats avec, cette fois, un effet sur les AM, mais pas de façon systématique. C'est ce que démontre une expérimentation en mésocosmes⁶¹ réalisée en Lombardie (Italie). De jeunes individus de frênes et de micocouliers avaient été plantés en faisant varier le type de revêtement, perméable ou non perméable. Les résultats publiés en 2023 mettent en évidence un effet significatif du revêtement, mais uniquement sur les micocouliers, pas sur les frênes. La mycorhization était significativement réduite, de 58 % sous l'asphalte imperméable et de 50 % sous les pavés perméables, en comparaison avec le sol nu. L'étude a également révélé des communautés de champignons arbusculaires dominées par le genre *Sclerocystis*, différentes sous l'asphalte chez les deux essences, surtout chez les micocouliers. Un changement symbiotique drastique semble donc induit par l'asphalte, qui favoriserait un genre fongique adapté à ce type de revêtement toxique.

► Faut-il tenter de contrôler la mycorhization ?

Les arbres des villes européennes et nord-américaines proviennent généralement de pépinières. Dès lors, deux questions se posent : les champignons présents en milieu urbain proviennent-ils des pépinières ? ; la mycorhization est-elle, ou devrait-elle être, contrôlée en pépinières ?

À la première question, une publication de 2008 d'une équipe finlandaise apporte un début de réponse étonnante. Les champignons mycorhiziens associés aux arbres sains des rues d'Helsinki n'auraient rien en commun avec ceux des pépinières d'origine. Selon une autrice de l'article, Sari Timonen (communication personnelle), les champignons des pépinières seraient progressivement remplacés, après plantation, par ceux des sols urbains. La situation serait donc complexe avec des mycorhizations primaires en pépinière et secondaires en ville. La mycorhization primaire n'est en outre pas toujours sous contrôle, car probablement spontanée et exogène. C'est ce que montre l'observation de champignons basidiomycètes établis spontanément sur des graines du pin noir dans une pépinière du sud de la France. Ces symbiotes étaient issus d'une pinède de pins d'Alep située à 500 mètres. La mycorhization primaire en pépinière dépendrait donc des pratiques sylvicoles et des écosystèmes alentour.

61. Lieu expérimental de dimension moyenne où tout ou partie des paramètres biotiques et abiotiques sont contrôlés.

L'intérêt de planter des essences déjà mycorhizées avait été examiné à Paris, dans les années 1990, par Jean Garbaye et son équipe, sur le tilleul argenté. De jeunes arbres de huit ans d'âge avaient été plantés boulevard Suchet. Ils avaient été inoculés avec deux espèces de basidiomycètes et un ascomycète, séparément ou ensemble. Au bout de trois ans, l'analyse statistique indiquait une augmentation significative de la longueur des rameaux de 30 à 40 centimètres pour les plants associés à une ou plusieurs espèces de champignons par rapport au contrôle sans inoculum. En revanche, le mélange des trois n'avait conduit à aucune différence significative par rapport aux arbres inoculés séparément. Ceci pourrait s'expliquer par une compétition entre les champignons ectomycorhiziens qui fait penser à un système du type « premier arrivé, premier servi ». Un champignon ne pourrait pas s'installer autour d'une racine déjà recouverte d'un manteau mycélien. Le contrôle de la mycorhization des arbres plantés en ville pourrait donc s'avérer utile dans certaines conditions. Cependant, peut-il se concevoir pour les herbacées ? En partie seulement pour les espèces semées, mais pas pour les herbacées qui s'installent de manière spontanée et dont la mycorhization n'est guère prévisible.

La mycorhization paraît d'autant plus difficile à contrôler chez les herbacées qu'elle dépend de la plante et du contexte. Toutes n'attirent pas le même nombre de symbiotes. Certaines constitueraient des « pièges à mycorhizes » avec un pourcentage de mycorhization et une diversité fongique très élevés. Par exemple, le plantain lancéolé, fréquent en ville, est capable de s'associer avec 21 espèces de champignons arbusculaires. Plus attractives, ces herbacées favoriseraient la communauté végétale environnante en augmentant le potentiel mycorhizien du sol. D'autres, comme le thym et la lavande, faciliteraient directement la mycorhization de jeunes cyprès. Être un piège à mycorhizes aurait néanmoins ses limites. En effet, en reproduisant une prairie calcaire, des chercheurs ont montré que la biomasse végétale augmentait avec le nombre d'espèces de champignons arbusculaires associés, ceci jusqu'à dix espèces. Existerait-il un seuil de mycorhization au-delà duquel la plante ne tirerait pas d'avantage supplémentaire ? Et si c'est le cas, celui-ci dépendrait-il des espèces associées ? Ce seuil peut être lié au système de type « premier arrivé, premier servi », déjà évoqué pour les EM. En effet, un champignon arbusculaire déjà installé réduirait la capacité d'attraction de la plante et la formation d'AM. Ce phénomène serait un moyen de limiter la compétition entre symbiotes pour les ressources.

►► L'influence de la mycorhization est-elle surestimée ?

Si la diversité des champignons mycorhiziens est un gage d'adaptabilité des plantes aux ressources, elle favorise également leur résistance aux pathogènes, un paramètre important en milieu urbain. Une expérience a récemment montré qu'après inoculation de glands de chêne pédonculé avec un mélange de six espèces de basidiomycètes mycorhiziens, les plantules présentaient des niveaux significativement plus élevés de molécules de défense contre l'oïdium, notamment de tannins, que les témoins non inoculés. Plus généralement, le statut et le pourcentage de mycorhization semblent corrélés avec l'état sanitaire des plantes. Ainsi, un accroissement de la symbiose a été observé chez des châtaigniers malades, avec près de 41 % de colonisation et 29 espèces de champignons ectomycorhiziens dans les racines d'individus atteints par l'encre du châtaignier, comparés à 28 % et 23 espèces pour les individus sains. Ceci ne permet cependant pas de déterminer si les champignons mycorhiziens avaient « aidé » les

arbres à se défendre ou s'ils avaient au contraire profité de leur faiblesse. Un doute subsiste donc, notamment pour certains auteurs qui estiment que l'effet bénéfique des endomycorhizes face à des pathogènes serait surestimé.

Ce questionnement vaut également pour un concept très débattu actuellement. Celui selon lequel des réseaux d'hyphes et de mycélium uniraient les arbres entre eux en forêt, concept que le journal *Nature* a résumé par la formule choc de *wood wide web*, ou *www*, par analogie à l'Internet. Ce concept a émergé de la publication de Simard *et al.* (1997), dans laquelle ces auteurs canadiens faisaient état de transferts de carbone chez de jeunes bouleaux et douglas de deux à trois ans d'âge en forêt. La réalité de tels transferts a été confirmée en 2016 par une équipe de chercheurs suisses qui, en dosant des isotopes stables du carbone à l'échelle de la canopée, ont montré que le carbone assimilé par un épicéa de 40 mètres de haut était échangé avec les hêtres, mélèzes et pins voisins via des racines ectomycorhizées. Ce concept de réseaux en a fait émerger un autre, en 2017 toujours par S. Simard, celui de *mother tree* (arbre-mère, en français), qui considère que des transferts de carbone, mais aussi d'azote et de phosphore, s'effectueraient d'arbres adultes vers des plantules, même de genres différents. Certains auteurs vont même plus loin en imaginant que les adultes « reconnaîtraient » leur « progéniture » via le *www*.

Si un tel réseau existait, le fait d'isoler les arbres les uns des autres en ville les déconnecterait-il ? Si oui, cela amènerait à envisager les arbres d'alignement sous un nouveau jour. On pourrait même se demander si cet isolement pourrait être réduit par l'association avec des herbacées et des arbustes, ce qui conduirait à reconsidérer l'importance de la végétation des pieds d'arbres. Cependant, aussi séduisante que soit cette idée d'entraide par des connexions souterraines, l'existence d'un vaste réseau fongique unissant diverses espèces d'arbres ainsi que le concept de *mother tree* ont été battus en brèche en 2023 dans deux articles (Henriksson *et al.*, 2023 ; Karst *et al.*, 2023). Selon les auteurs, nord-américains ou européens, on ne peut pas conclure à un réseau mycorhizien répandu en forêt ni au fait que les nutriments et signaux qui y circulent aident, spécifiquement ou non, des plantules, en raison d'un manque de données de terrain et du peu de précision du suivi isotopique. Le débat reste donc ouvert, mais cette controverse souligne la difficulté du travail de terrain, notamment en ville, sur des associations aussi complexes que les mycorhizes.

*
**

Notre synthèse met en lumière un certain nombre de faits établis et d'autres plus ou moins hypothétiques, et insiste sur la nécessité de jumeler les observations au microscope à des approches moléculaires, les deux étant complémentaires. Le statut de mycorhization des arbres parisiens devrait être vérifié avec ces deux méthodes. Cette synthèse soulève en outre de nouvelles questions. Ainsi, la double mycorhization apporte-t-elle un avantage pour les arbres en général et en milieu urbain en particulier ? Et faut-il favoriser son établissement ? Les AM et les EM sont-elles complémentaires ou antagonistes ? Et le résultat de leur interaction dépendant des taxa et des microhabitats est-il contrôlable ? La ville serait-elle un immense patchwork, où les microhabitats favoriseraient ou défavoriseraient, selon les conditions, les champignons mycorhiziens et la mycorhization ? Tout un champ de recherches reste à défricher avant de pouvoir disposer d'une vue d'ensemble claire de l'état et du fonctionnement des mycorhizes en milieu urbain.

Au-delà d'un manque de connaissances criant, ce chapitre révèle non seulement l'importance de la trame brune urbaine, au sol et sur le bâti, sans laquelle la trame verte n'est pas concevable, mais amène à en proposer une troisième : la trame microscopique, invisible, des symbiotes, notamment mycorhiziens, qui lie la verte et la brune. À l'instar de la géographe et cartographe Karine Hurel (Hurel, 2022), nous devons changer nos imaginaires, et pas seulement du sol. Ceci s'avère d'autant plus important que les néo-écosystèmes ne peuvent pas fonctionner uniquement avec la biodiversité apparente. Sur ce constat, un pan entier de la recherche en milieu urbain devrait s'ouvrir, tout en promouvant l'intégration de cette trame invisible dans les pratiques d'aménagement durable.

► Références citées

- Bainard L.D., Klironomos J.N., Gordon A.M., 2011. The mycorrhizal status and colonization of 26 tree species growing in urban and rural environments, *Mycorrhiza*, 21(2):91-96, doi:10.1007/s00572-010-0314-6.
- Brundrett M.C., Tedersoo L., 2020. Resolving the mycorrhizal status of important northern hemisphere trees, *Plant and Soil*, 454(1):3-34, doi:10.1007/s11104-020-04627-9.
- Garbaye J., 2013. *La symbiose mycorhizienne. Une association entre les plantes et les champignons*, Versailles, Quæ, 280 p.
- Heklau H., Schindler N., Buscot F., Eisenhauer N., Ferlian O. *et al.*, 2021. Mixing tree species associated with arbuscular or ectotrophic mycorrhizae reveals dual mycorrhization and interactive effects on the fungal partners, *Ecology and Evolution*, 11(10):5424-5440, doi:10.1002/ece3.7437.
- Henriksson N., Marshall J., Högborg M.N., Högborg P., Polle A. *et al.*, 2023. Re-examining the evidence for the mother tree hypothesis – resource sharing among trees via ectomycorrhizal networks, *New Phytologist*, 239(1):19-28, doi:10.1111/nph.18935.
- Hurel K., 2022. L'artificialisation des sols. Rencontre avec Karine Hurel : « Nous avons besoin de changer nos imaginaires sur le sol », in IGN, *Atlas IGN 2022*, 10-19.
- Karst J., Jones M.D., Hoeksema J.D., 2023. Positive citation bias and overinterpreted results lead to misinformation on common mycorrhizal networks in forests, *Nature Ecology et Evolution*, 7(4):501-511, doi:10.1038/s41559-023-01986-1.
- McGuire K.L., Payne S.G., Palmer M.I., Gillikin C.M., Keefe D. *et al.*, 2013. Digging the New York City skyline: soil fungal communities in green roofs and city parks. *PLoS ONE*, 8(3):e58020, doi:10.1371/journal.pone.0058020.
- Selosse M-A., 2017. *Jamais seul. Ces microbes qui construisent les plantes, les animaux et les civilisations*, Arles, Actes Sud, 368 p.
- Simard S.W., 2017. The mother tree, in Einfeldt K., Wolf D. (éd.), *The Word for World is still Forest*, Springer A.-S., Turpin E., 66-72.
- Simard S.W., Jones M.D., Durall D.M., Perry D.A., Myrold D.D., Molina R., 1997. Reciprocal transfer of carbon isotopes between ectomycorrhizal *Betula papyrifera* and *Pseudotsuga menziesii*, *New Phytologist*, 137(3):529-542.

Chapitre 24

Le fonctionnement des sols urbains, de la biodiversité à leur gestion

Tania De Almeida, Sophie Joimel, Jean-Christophe Lata, Sébastien Barot

Les sols sont essentiels à l'ensemble des écosystèmes terrestres. En tant que substrats permettant l'ancrage des plantes par leurs racines, ils sont indispensables à la vie et à la croissance des producteurs primaires. Les sols constituent aussi un réservoir d'eau et de nutriments minéraux que les plantes exploitent par leurs racines. C'est aussi dans les sols que la biomasse morte des plantes et des autres organismes est recyclée par la décomposition et minéralisation afin de libérer de nouveau les nutriments minéraux. Les sols supportent ainsi l'ensemble des réseaux trophiques terrestres, puisque les herbivores se nourrissent de ces plantes et que les carnivores mangent les herbivores : sans sol, pas de vie terrestre.

► Enjeux généraux autour des sols urbains

Dans les zones urbaines, les sols jouent ces mêmes rôles essentiels pour le fonctionnement des écosystèmes urbains. De plus, même si une partie de la biodiversité urbaine utilise les constructions humaines comme élément clé de leur habitat, les plantes et les sols servent d'habitat à l'essentiel de la biodiversité urbaine. La présence de sols en ville est donc cruciale pour la biodiversité et les écosystèmes urbains. On peut décrire ces écosystèmes comme une mosaïque de zones où existe un sol au sens propre ou, au moins, un substrat plus ou moins artificiel permettant la croissance de plantes. Il faut alors prendre en compte une très grande diversité de situations allant des forêts périurbaines ou des parcs (de tailles très variables) jusqu'aux plantes poussant dans les interstices du goudron et du béton.

De manière complémentaire, cela signifie que de nombreux services écosystémiques (bénéfices tirés par les humains des écosystèmes et de la biodiversité) sont comblés par les sols (Dominati *et al.*, 2010) et notamment par les sols urbains. Ils permettent, entre autres, l'infiltration de l'eau, contribuant à la gestion des eaux de pluie, en complément des systèmes artificiels de collecte des eaux pluviales, et à son épuration. L'évaporation de l'eau des sols et l'évapotranspiration de l'eau par les plantes qu'ils supportent contribuent à rafraîchir l'air des villes, permettant de lutter contre l'îlot de chaleur urbain. Les sols urbains sont aussi indispensables pour produire de la nourriture dans le cadre de l'agriculture urbaine et périurbaine. De plus, sans les sols urbains, tous les services culturels liés à l'usage des espaces verts (loisirs, tourisme, éducation, patrimoine) seraient perturbés.

Les sols naturels sont constitués par de la matière minérale (venant de la roche) mélangée à de la matière organique morte essentiellement produite par les plantes

(feuilles et racines mortes), mais aussi modifiée par l'ensemble des organismes qui y vivent. Les sols sont composés d'agrégats séparés par de l'air ou de l'eau quand il a plu. Bien qu'une partie des propriétés du sol, comme sa texture (répartition des particules minérales en fonction de leur taille), dépend fortement de la roche mère initiale et de processus physico-chimiques⁶², la biodiversité des sols joue un rôle clé dans l'ensemble de leur fonctionnement. Elle participe notamment à la transformation de la matière organique, à la bioturbation⁶³ et à la structuration du sol en agrégats. Cette structuration du sol influence elle-même de nombreux processus, tels que l'infiltration de l'eau, la croissance des racines et la dynamique de la matière organique. Cette biodiversité noue aussi de nombreuses relations avec les plantes, passant de l'interaction parasitique à la symbiotique. Les organismes des sols sont extrêmement diversifiés (Anthony *et al.*, 2023) et représentent de 25 % à plus de 50 % des espèces de la planète. Cette biodiversité est essentielle au bon fonctionnement des écosystèmes ainsi qu'aux services qu'ils rendent aux sociétés humaines (Lavelle *et al.*, 2006). Ce qui est vrai en général reste *a priori* valide pour les sols urbains, avec des nuances et des particularités qui seront apportées dans ce chapitre.

► Caractéristiques des sols urbains

Qu'est-ce qu'un sol urbain ? La première définition évidente est de considérer que les sols urbains sont les sols des zones urbaines, sans prise en compte de leur nature pédologique. Cette définition est plus complexe chez les spécialistes des sols, d'autant plus que l'expression « sol urbain » ne fait pas référence à un terme précis issu de la typologie des sols (WRB, référentiel pédologique, par exemple) utilisée pour décrire les sols. Les sols urbains sont très variés, avec des degrés divers d'anthropisation. On peut les positionner le long d'un gradient d'anthropisation, avec des propriétés et des services rendus par ces sols de plus en plus altérés (Morel *et al.*, 2014).

- Des sols naturels subsistants ou pseudonaturels faiblement remaniés. Leur usage est souvent dédié aux parcs ou jardins, avec un premier horizon riche en matière organique. En termes de pédologie, cela peut aussi bien être des luvisols (sols profonds avec accumulation d'argile et d'autres minéraux en profondeur) que des cambisols (sols jeunes avec une faible différenciation verticale en horizons).
- Des sols remaniés, voire entièrement construits, dans un but de végétalisation de la ville. Parfois uniquement constitués de résidus urbains, ils peuvent être nommés anthroposols ou technosols.
- Des technosols de friches industrielles et urbaines, comprenant des sols qui se sont développés sur une gamme de déchets solides provenant de l'activité humaine (boues de sidérurgie, par exemple). Leurs usages, avec ou sans réhabilitation, sont variés : végétalisation, friche industrielle, parking, etc.
- Des sols scellés. Il s'agit de technosols imperméables sans couvert végétal. Ils sont profondément remaniés avec des éléments d'origine anthropique dans le profil, tels que de la brique ou encore du béton, et constituent le support des bâtiments ou des routes.

La majorité des sols urbains sont des technosols ou des anthroposols avec une forte variabilité verticale et horizontale. Ils forment une mosaïque de sols avec des propriétés très variables qui prennent parfois des valeurs extrêmes. Ces sols, souvent

62. Liés au climat, à la dégradation de la roche mère, à l'infiltration de l'eau ainsi qu'à des réactions chimiques.

63. Processus de mélange de la matière organique et minérale par des organismes.

jeunes au sens pédologique (même si des sols historiques existent dans les vieilles villes), ont subi et subissent de fréquents changements d'usages, des apports importants de matériaux exogènes, un piétinement dépendant de l'usage et de la densité d'habitants, qui affectent leurs propriétés tout au long des années. Il est donc difficile de définir un sol urbain typique.

Toutefois, des caractéristiques physico-chimiques communes peuvent être décrites pour les sols urbains. (1) Le pH est souvent basique, en lien avec les matériaux de construction ou les pratiques de gestion (Morel *et al.*, 2005). (2) Si de nombreux sols urbains sont pauvres en nutriments, de nombreux sols urbains ont au contraire une forte fertilité du fait des apports réguliers en matières organiques, d'autant plus dans les sols d'agriculture urbaine (Joimel *et al.*, 2016). (3) Les sols sont souvent contaminés par différents polluants métalliques (cadmium, cuivre, plomb et zinc, notamment) et organiques hydrocarbures ou fluides industriels (hydrocarbures aromatiques polycycliques, polychlorobiphényles). Introduites par les activités humaines, actuelles ou historiques, ces contaminations sont liées aux pratiques de gestion des espaces verts ou des chemins ferrés (usage de pesticides contenant des métaux, par exemple), aux émissions industrielles, aux ruissellements sur le bâti ou au trafic routier (Bechet *et al.*, 2009). Moins de données sont disponibles sur les polluants organiques et ceux émergents (médicaments, microplastiques) bien que présents dans les sols urbains. (4) La part des constituants des sols d'origine purement humaine (artefacts anthropiques tels que les briques, bétons ou produits chimiques) augmente souvent vers le cœur des villes (Nehls *et al.*, 2012).

► Biodiversité des sols urbains

Il existe souvent des *a priori* négatifs sur la biodiversité urbaine, et encore plus sur la biodiversité des sols urbains. Pourtant, la biodiversité des sols urbains est très largement sous-étudiée du fait (1) du manque de reconnaissance de la biodiversité des sols et, (2) des difficultés d'études du milieu urbain (aspect financier, complexité des plans d'échantillonnage, accord des propriétaires). De plus, les méthodes de suivi de la biodiversité des sols scellés doivent encore être développées.

Dans une synthèse bibliographique, Guiland et collaborateurs (2018) estiment que moins de 1 % des articles scientifiques sur les sols traitent des sols urbains. Ils trouvent que sur 357 études, la majorité porte sur la macrofaune – essentiellement sur les vers de terre et les arthropodes – (224), sur les micro-organismes (90), sur la mésofaune – c'est-à-dire les collemboles – (71), et finalement sur la microfaune – les nématodes – (42). Parmi l'ensemble de ces études, certaines ne portent pas sur des approches écologiques, mais uniquement sur des approches en lien avec les contaminants (écotoxicologie, bioaccumulation) alors que les sols urbains ne sont pas tous contaminés.

Sans être exhaustive, la suite de cette partie a pour objectif de dresser un état des lieux de la biodiversité des sols en ville, articulée selon le cadre conceptuel de la théorie des filtres (Lortie *et al.*, 2004) et trois questions. Comment la biodiversité des sols arrive-t-elle en ville ? Quels sont les liens entre la biodiversité des sols et les caractéristiques de l'habitat urbain ? Quelles sont les relations entre les organismes du sol ?

Dispersion et colonisation de la biodiversité des sols en ville

La dispersion est le déplacement actif ou le transport des organismes d'un lieu d'origine vers un habitat. C'est l'un des principaux facteurs qui régit la structure des

assemblages des communautés d'organismes à l'échelle locale ou paysagère (Lortie *et al.*, 2004). La colonisation fait référence à la capacité des organismes à se multiplier et à se stabiliser dans un nouvel habitat au cours du temps. Les organismes du sol peuvent se disperser de manière active – l'organisme contrôle la locomotion –, ou de manière passive – son mouvement dépend de forces extérieures (vents et courants d'eau, par exemple). La dispersion passive par le vent a notamment été démontrée pour les collemboles (Joimel *et al.*, 2018). Les activités humaines peuvent également être responsables de dispersions et de colonisations à large échelle. Les apports de matériaux (tel que le compost) semblent renforcer des populations de nombreux organismes (vers de terre, collemboles, cloportes, champignons et graines, par exemple), dont certaines espèces invasives (comme les plathelminthes).

À l'inverse, la présence de barrières physiques peut limiter la dispersion des organismes. La fragmentation des milieux, provoquée par divers obstacles matériels (infrastructures urbaines, fosses, bacs) ou immatériels (lumières artificielles, bruit), est considérée comme une des principales menaces qui pèsent sur la biodiversité urbaine. Plus une population est isolée, plus elle est vulnérable (perte de diversité génétique, risque de disparition locale). La connectivité des écosystèmes urbains et de leurs sols est donc essentielle pour ces organismes. D'après les quelques études menées sur ce sujet, il semblerait que la connectivité entre les différents patchs de sol joue un rôle crucial pour surmonter les effets de la fragmentation (et de la taille des patchs), mais son importance dépend également des taxons étudiés (Crocchi *et al.*, 2008).

La plupart des processus de dispersion des organismes du sol en milieu urbain sont des processus passifs aléatoires qui dépendent de la conception et de la gestion de l'habitat urbain. De nouvelles études sont nécessaires pour mieux comprendre ce processus, et les approches par les traits fonctionnels ou par le biais des outils génétiques pourraient être des outils intéressants pour étudier la connectivité entre les communautés des sols. Concernant la colonisation, un manque criant d'études sur la dynamique temporelle des organismes du sol en ville est constaté ; la majorité des études ne durant qu'une année, il n'est pas possible de conclure sur la colonisation des espaces urbains dans le temps.

Les habitats urbains

Les études sur la biodiversité urbaine se concentrent essentiellement sur la perte de biodiversité liée à l'urbanisation grâce à des approches autour de gradients urbain-rural (Kowarik, 2011). L'étude des effets de l'urbanisation s'est ainsi faite par comparaison de densité de bâti au sein de zones (urbain, suburbain, rural) et en se focalisant fortement sur les forêts urbaines ou les parcs. Plusieurs études menées sur les arthropodes montrent une grande variation de l'abondance et de la diversité de ces organismes le long du gradient, avec notamment une baisse de l'abondance et de la diversité des macroarthropodes (carabes, fourmis) et des microarthropodes (collemboles, acariens) au centre des systèmes urbanisés (Guilland *et al.*, 2018).

Le développement rapide des agglomérations urbaines au détriment des zones rurales environnantes peut entraîner un manque d'espaces et de sols fertiles, mais également un changement profond de la nature des conditions écologiques, à la fois abiotiques et biotiques. Des différences sont alors observées entre la biodiversité des sols réellement présente en ville et la biodiversité potentielle (celle présente au niveau des zones rurales

environnantes). Les écosystèmes urbains sont des systèmes écologiques complexes qui ont des facteurs d'influence et une évolution qui leur sont propres avec des changements parfois très rapides (changement et superposition d'usages). Par ailleurs, les villes disposent d'un ensemble de nouveaux habitats créés peu – voire pas – étudiés (cimetières, écoles).

Lorsqu'une diminution de l'abondance des organismes du sol le long d'un gradient d'urbanisation est démontrée, est-ce réellement un effet de la densité du bâti ou bien la prépondérance des facteurs édaphiques avec la présence de sols sableux en périphérie et argilolimoneux dans le centre, liés à l'histoire d'urbanisation? Une des principales caractéristiques du sol urbain est en effet sa grande hétérogénéité, permettant de retrouver sur une petite surface, un très grand nombre de types de sols différents. Cela est à la fois un inconvénient et un avantage pour la faune et les micro-organismes du sol, que ce soit en matière de dispersion, d'habitat et de ressources. Au sein d'un même espace ou même type d'espace, par exemple les parcs urbains, on peut également retrouver plusieurs gestions différentes (tonte, fauche régulière, fauche tardive) qui peuvent avoir des effets différents sur la faune et la flore épigées (Aronson *et al.*, 2017).

Les interactions biotiques

Les interactions biotiques peuvent être appréhendées à différentes échelles, entre les individus d'une même population (une population de vers de terre, par exemple) et entre les différents organismes du sol (entre les collemboles et les vers de terre, par exemple). Toutefois, ces interactions sont très peu étudiées en ville. Au mieux, certains articles présentent des approches de co-occurrence de différents groupes taxonomiques de biodiversité du sol, mais ces études restent relativement rares. En effet, seulement 5 % des publications scientifiques sur la biodiversité des sols urbains traitent d'au moins deux groupes taxonomiques (Guilland *et al.*, 2018).

La présence d'espèces exotiques envahissantes est également une problématique importante dans les sols urbains et peut jouer un rôle crucial dans les interactions biotiques. Ces espèces se retrouvent assez facilement en ville, principalement propagées par le transport de plantes ou d'autres matériaux. Ces organismes colonisent efficacement les nouveaux habitats et peuvent menacer le fonctionnement d'autres communautés.

►► Fonctionnement et santé des sols urbains

Une grande partie des fonctions indispensables au fonctionnement des écosystèmes terrestres, et de ce fait aux sociétés humaines, est assurée par le compartiment vivant du sol. Dans les écosystèmes urbains, les communautés présentes dans le sol supportent la croissance de la végétation, et participent à la régulation du climat urbain ainsi qu'aux cycles hydrologiques. Elles sont aussi impliquées dans la régulation de certains polluants et le contrôle de certains agents pathogènes. Ces organismes peuvent être classés en différents groupes fonctionnels : les macrodécomposeurs et les microdécomposeurs qui participent à la décomposition de la matière organique, au cycle des nutriments ou encore à l'agrégation du sol (diplópodes, isopodes, oribates, collemboles, champignons) ; les phytophages qui participent également au cycle des nutriments, à la respiration du sol et à l'agrégation du sol (collemboles, nématodes, coléoptères) ; les prédateurs qui, en plus des éléments cités précédemment, participent à la lutte biologique contre les ravageurs (nématodes, coléoptères, chilopodes) ;

et les ingénieurs de l'écosystème (vers de terre, fourmis, racines des plantes) qui, au travers de leur action de bioturbation et de redistribution de la matière organique participent au cycle des nutriments, à la formation et au maintien de la structure du sol, au stockage et à l'infiltration de l'eau et à l'agrégation des sols. Les micro-organismes (bactéries, champignons, archées) du sol constituent la base clé des réseaux trophiques du sol, de par leur diversité et leur abondance. Ils remplissent des fonctions très diverses, telles que la dégradation de la matière organique, la transformation de composés minéraux, la fixation de l'azote atmosphérique en symbiose, ou non, avec les plantes et les champignons mycorhiziens, permettant les apports d'eau et de nutriments aux plantes, mais contribuant également à des échanges entre plantes. Chaque type d'organismes joue un rôle spécifique pour le fonctionnement des sols, mais c'est aussi l'ensemble des interactions entre ces organismes au sein de ces réseaux trophiques qui est à l'origine du bon fonctionnement des sols et des services écosystémiques qu'ils rendent. La détermination du ou des rôles de chaque organisme dans ce fonctionnement reste complexe, parce que le sol est une « boîte noire » opaque, et parce qu'il est difficile de développer les méthodes de mesures adéquates.

Les études menées en ville montrent, de manière générale, une homogénéisation biotique. En effet, ce sont principalement les espèces ayant une grande tolérance aux diverses conditions d'habitats (espèces généralistes) qui sont avantagées, au détriment des espèces ayant des exigences écologiques très précises (espèces spécialistes). Cela conduit à un appauvrissement des communautés d'organismes, mais également à un changement de leur structure. Ces changements peuvent conduire à une diminution drastique de la résilience des communautés, due notamment à la perte d'un certain nombre de fonctions, et de l'ensemble de l'écosystème urbain, mais également des services écosystémiques rendus notamment par la faune du sol. Les études menées jusqu'à présent sur la biodiversité des sols urbains n'abordent que rarement le lien entre les communautés (des micro-organismes, de la mésofaune et de la macrofaune) et le fonctionnement des sols urbains.

Étant donné l'importance des organismes du sol en ville, il semble essentiel de préserver une continuité écologique entre sols urbains, quelles que soient leurs natures. Cela conduit à l'idée de trame brune, en complémentarité de la continuité de surface déjà prise en compte notamment par la trame verte et bleue en ville. Développer cette trame brune peut également nécessiter de restaurer les sols urbains.

► Restauration des sols urbains

Étant donné l'intensité et la multiplicité des pressions subies par les sols en milieu urbain, il existe des enjeux importants à restaurer ces sols, notamment grâce à des méthodes d'ingénierie écologique (chapitre 29), et à développer les méthodes appropriées pour le faire (Pavao-Zuckerman, 2008). Cela peut aller du sol d'un parc qui a été localement tassé par le piétinement des usagers à des sols urbains dégradés pouvant être pollués (métaux lourds, hydrocarbures). Bien que l'enjeu principal de cette restauration puisse être de maintenir des espaces verts, cela conditionne également la capacité des écosystèmes urbains terrestres à fournir des services écosystémiques.

La restauration des sols est un domaine en plein développement qui a suscité de nombreuses recherches. Il s'agit de rétablir une forme de cercle vertueux, des synergies, entre les propriétés physico-chimiques du sol, les organismes du sol et les plantes.

Les principes généraux suivants peuvent s'appliquer en ville : (1) il faut supprimer ou réduire les pressions qui ont causé la dégradation des sols (diminuer ou supprimer le piétinement dans certaines parties des parcs en ville); (2) il peut être important d'améliorer la texture du sol (apporter des éléments minéraux plus fins sur certains technosols); (3) il faut ajouter des amendements organiques (déchets ménagers, déchets verts des parcs) permettant d'augmenter la capacité de rétention en eau et en nutriments minéraux, d'améliorer la structure du sol (en tendant à le décompacter) et de servir d'aliments au sein du réseau trophique du sol, en étant cependant vigilants, car un apport excessif de ces amendements organiques peut être à l'origine d'un apport important de polluants, dont des éléments traces métalliques; (4) il est important de planter des végétaux interagissant avec le sol et apportant de la matière organique; et (5) il peut être utile d'inoculer des organismes du sol (fourmis, vers de terre) jouant un rôle important dans sa formation et le maintien de sa fertilité, pour accélérer leur colonisation.

Dans les cas d'une pollution importante des sols urbains, différents types de solution sont envisageables. On peut commencer par limiter les usages actuels qui rendraient cette pollution dangereuse, par exemple interdire la production de nourriture ou une partie de cette production (par exemple, certains légumes feuilles). Il semble également important de bloquer la pollution dans le sol en empêchant que les substances soient biodisponibles. Idéalement, la dépollution du sol et la suppression de la source de contamination, si elle est toujours présente, sont à effectuer. Dans les cas extrêmes, la seule solution est de décaper le sol, de l'exporter avec toutes les substances contaminantes qu'il contient, ce qui ne permet que de déplacer le problème, et de reconstruire un nouveau sol. Pour les éléments traces métalliques, différentes approches existent pour dépolluer le sol grâce à des méthodes *ex situ* par des moyens chimiques ou électriques très lourdes. Des méthodes *in situ* de phytoépuration existent aussi, ainsi que des méthodes basées sur des apports d'amendements qui bloquent les métaux, les rendant moins disponibles.

► Vers une gestion intégrée des sols urbains

Les pressions exercées par l'environnement urbain sur les sols sont importantes. Il est donc indispensable de développer une gestion intégrée des sols à l'échelle des villes et de leurs zones périurbaines. Le premier point clé consiste à limiter l'artificialisation et l'imperméabilisation des sols et, quand c'est possible, à désimperméabiliser les sols urbains. Cela signifie qu'il faut maintenir suffisamment d'espaces verts à l'intérieur des villes, et limiter l'artificialisation des sols à la périphérie des villes où il faut réduire l'implantation de nouvelles infrastructures. En France, c'est bien l'objectif de la loi zéro artificialisation nette (ZAN) de 2023. Cependant, la désimperméabilisation des sols urbains, pour qu'elle soit réellement au service de la biodiversité et qu'elle conduise à des services écosystémiques diversifiés, requiert l'importation de terre depuis l'extérieur des villes ou la construction de nouveaux sols, ce qui peut être problématique. En effet, l'importation de terre fertile, appartenant à un sol qui a mis des milliers d'années à se former, de l'extérieur de la ville ne peut pas être une solution durable puisqu'elle est basée sur (1) l'artificialisation des sols en dehors des villes, (2) un flux de ressources asymétrique vers les villes.

Il existe plusieurs types de solutions à ce problème. Il faut dans un premier temps penser à être plus économe en terres et en substrats. De plus, la création de technosols

à partir de « déchets » (idéalement produits localement par la ville) paraît être la solution, la matière minérale pouvant provenir de la destruction de bâtiments, et la matière organique des déchets ménagers ou des déchets verts des parcs. En effet, les villes produisent beaucoup de déchets organiques : déchets verts de tous les espaces végétalisés, déchets ménagers, et boues de station d'épuration. Cette matière peut servir à restaurer des sols, à fertiliser les sols et les substrats en agriculture urbaine, ou à créer de nouveaux substrats. Elle doit parfois être transformée, par exemple par un compostage, avant d'être réutilisée. Cette forme de recyclage des déchets organiques existe déjà, mais mériterait d'être systématisée. C'est le but de la loi française de janvier 2022 qui impose à partir de 2024 le tri de tous les biodéchets en vue de leur réutilisation. Cette systématisation de la récolte de déchets devrait constituer une ressource très importante pour les sols et l'agriculture urbaine et périurbaine. Les boues de stations d'épuration, une matière organique riche en nutriments minéraux, représentent aussi un enjeu très important. En effet, une grande part des engrais minéraux est absorbée par les cultures, et transférée aux villes sous la forme de produits alimentaires. Ces nutriments minéraux sont assimilés par les habitants des villes, participent à leur métabolisme, mais se retrouvent *in fine* en très grande partie dans les eaux usées et les boues de station d'épuration. Il y a donc un très grand intérêt à pouvoir renvoyer ces boues dans des champs qu'elles fertiliseront. Cette pratique encouragée par la législation européenne est déjà très répandue (Kelessidis et Stasinakis, 2012), près de 40 % des boues étant ainsi réutilisées pour l'agriculture à l'échelle européenne. Cela devrait inciter le maintien et le développement des zones agricoles autour des villes, pour permettre un circuit de recyclage plus court entre les villes où sont produits les déchets et les zones de production agricole. Une des limites à l'intensification de cette pratique est la richesse en micro-organismes pathogènes et en métaux lourds de nombreuses boues, ce qui nécessite un encadrement strict.

La matière minérale utilisée pour la création de substrats et de technosols à partir de « déchets » peut être constituée par des couches profondes excavées pour construire les fondations d'infrastructures ou des déchets issus de la démolition de bâtiments. Ces matériaux doivent être plus ou moins concassés, une difficulté étant d'obtenir un substrat avec une texture équilibrée et suffisamment de matériaux fins. Une autre difficulté est d'éviter la contamination par différents polluants, dont les éléments traces métalliques, qui peuvent être contenus dans les matériaux de construction et être libérés lors de la destruction des bâtiments. Bien que les techniques de construction de technosols commencent à être assez éprouvées, une difficulté subsiste : construire un sol qui permet sur le long terme de développer des interactions fines entre la matière organique, la matière minérale, les organismes du sol, les racines, etc., et qui assure une forme de pédogénèse durable. De nombreuses recherches sont encore nécessaires dans ce domaine.

Il paraît indispensable d'être capable de construire à grande échelle des substrats, de futurs technosols, capables de maintenir leur fertilité dans le temps, de servir d'habitat à toute la biodiversité du sol, et de faire pousser durablement des plantes. Il s'agit en soi d'une activité d'ingénierie écologique.

Les pressions exercées par l'environnement urbain sur les sols sont importantes et peuvent nécessiter la mise en œuvre de pratiques de restauration des sols. On peut même aller jusqu'à créer des sols. Vu les enjeux, il est indispensable de développer une

gestion intégrée des sols à l'échelle des villes et de leurs zones périurbaines. La solution générale consiste à limiter l'artificialisation et l'imperméabilisation des sols et, quand c'est possible, à désimperméabiliser les sols urbains.

► Références citées

- Anthony M. A., Bender S.F., Van der Heijden M.G.A., 2023. Enumerating soil biodiversity, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 120(33):e2304663120, doi:10.1073/pnas.2304663120.
- Aronson M.F.J., Lepczyk C.A., Evans K.L., Goddard M.A., Lerman S.B. *et al.*, 2017. Biodiversity in the city: key challenges for urban green space management, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4):189-196, doi:10.1002/fee.1480.
- Bechet B., Carré F., Florentin L., Leyval C., Montanarella L. *et al.*, 2009. Caractéristiques et fonctionnement des sols urbains, in Gascuel C.E. (éd.), *Sous les pavés la terre. Connaître et gérer les sols urbains*, Montreuil, Omniscience, 45-74.
- Croci S., Butet A., Georges A., Aguejda R., Clergeau P., 2008. Small urban woodlands as biodiversity conservation hot-spot: a multi-taxon approach, *Landscape Ecology*, 23(10):1171-1186, doi:10.1007/s10980-008-9257-0.
- Dominati E., Patterson M., Mackay A., 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils, *Ecological Economics*, 69(9):1858-1868, doi:10.1016/j.ecolecon.2010.05.002.
- Guilland C., Maron P.A., Damas O., Ranjard L., 2018. Biodiversity of urban soils for sustainable cities, *Environmental Chemistry Letters*, 16(4):1267-1282, doi:10.1007/s10311-018-0751-6.
- Joimel S., Cortet J., Jolivet C.C., Saby N.P.A., Chenot E.D. *et al.*, 2016. Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France, *Science of the Total Environment*, 545:40-47, doi:10.1016/j.scitotenv.2015.12.035.
- Joimel S., Grard B., Auclerc A., Hedde M., Le Doaré N. *et al.*, 2018. Are Collembola "flying" onto green roofs?, *Ecological Engineering*, 111:117-124, doi:10.1016/j.ecoleng.2017.12.002.
- Kelessidis A., Stasinakis A.S., 2012. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries, *Waste Manag.*, 32(6):1186-1195, doi:10.1016/j.wasman.2012.01.012.
- Kowarik I., 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation, *Environmental pollution*, 159(8-9):1974-1983, doi:10.1016/j.envpol.2011.02.022.
- Lavelle P., Decaëns T., Aubert M., Barot S., Blouin M. *et al.*, 2006. Soil invertebrates and ecosystem services, *European Journal of Soil Biology*, 42:S3-S15, doi:10.1016/j.ejsobi.2006.10.002.
- Lortie C.J., Brooker R.W., Choler P., Kikvidze Z., Michalet R. *et al.*, 2004. Rethinking plant community theory, *Oikos*, 107(2):433-438, doi:10.1111/j.0030-1299.2004.13250.x.
- Morel J.L., Chenu C., Lorenz K., 2014. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs), *Journal of Soils and Sediments*, 15:1659-1666, doi:10.1007/s11368-014-0926-0.
- Morel J.L., Schwartz C., Florentin L., Kimpe (de) C., 2005. Urban soils, in *Encyclopedia of Soils in the Environment*, Elsevier Ireland, 202-208, doi:10.1016/B0-12-348530-4/00305-2.
- Nehls T., Rokia S., Mekiffer B., Schwartz C., Wessolek G., 2012. Contribution of bricks to urban soil properties, *Journal of Soils and Sediments*, 13(3):575-584, doi:10.1007/s11368-012-0559-0.
- Pavao-Zuckerman M.A., 2008. The nature of urban soils and their role in ecological restoration in cities, *Restoration Ecology*, 16(4):642-649, doi:10.1111/j.1526-100X.2008.00486.x.

Chapitre 25

Biodiversité animale en ville : convergence des réponses des taxons à l'urbanisation ?

Frédéric Barraquand, Marie-Lise Benot, Laure Carassou

Les études sur la biodiversité en ville se sont accumulées au cours des dernières décennies, bien que les connaissances disponibles concernent encore principalement les zones urbaines tempérées (Faeth *et al.*, 2011). Alors que la richesse spécifique des plantes peut être élevée en ville du fait de l'introduction d'espèces exotiques, la diversité animale décline généralement avec l'intensité de l'urbanisation (Faeth *et al.*, 2011). Les causes de ce déclin sont nombreuses, incluant la destruction et la fragmentation des habitats utilisés par les espèces. Il en résulte un effet généralement négatif des superficies de sols imperméabilisés sur l'abondance et la diversité animale (McKinney, 2002; Buczkowski et Richmond, 2012; Piano *et al.*, 2020; Aznarez *et al.*, 2022). Les pollutions urbaines (physiques, comme le bruit et la lumière; et chimiques, telles les pollutions métalliques et organiques) jouent également un rôle important pour expliquer ces tendances, même si leurs effets directs ou indirects sur la biodiversité animale sont difficiles à évaluer, en raison de l'association fréquente entre pollutions et destructions des habitats, et de l'interaction entre ces deux types de facteurs de stress.

Cette plus faible diversité animale en ville, combinée à une augmentation mondiale des surfaces urbanisées, menace de nombreux services écosystémiques (Sandifer *et al.*, 2015; Sirakaya *et al.*, 2018; chapitre 27). L'hypothèse que beaucoup de grands taxons animaux (échelle de l'ordre ou de la classe) déclinent simultanément et uniformément dans les villes peut pousser à des approches de suivi et gestion basées sur les seules connaissances de taxons dits « substituts » (*surrogates*, en anglais), choisis pour être représentatifs des réponses à l'urbanisation de la biodiversité au sens large (Blair, 1999). Si cette approche était justifiée, on observerait des réponses convergentes de la biodiversité à l'échelle des territoires urbanisés, qui impliqueraient des « zones chaudes » (*hotspots*, en anglais), caractérisées par une biodiversité élevée et donc de conservation prioritaire, et qui pourraient être distinguées de « zones froides » (*cold spots*), avec une biodiversité plus faible (Buczkowski et Richmond, 2012). Ce type d'approches cartographiques est séduisant du point de vue opérationnel, car facilitant une prise en compte directe des enjeux de conservation et restauration de la biodiversité dans les arbitrages associés à la construction et mise en œuvre des plans locaux d'urbanisme (Kasada *et al.*, 2017).

Pourtant, il n'est pas bien clair que le degré de corrélation entre les diversités ou abondances des différents grands taxons de faune soit suffisant pour justifier cette approche par taxon « substitut » et mieux comprendre les déterminants de la diversité en ville.

Par exemple, certains taxons animaux semblent pouvoir se maintenir, parfois avec des richesses spécifiques importantes, dans des milieux urbanisés *a priori* défavorables, avec notamment « des diversités en oiseaux parfois supérieures en ville que dans les paysages environnants » (Müller *et al.*, 2013). Néanmoins, ces diversités importantes en ville sont bien souvent liées à la présence d'espèces exotiques (souvent introduites) ou d'espèces locales avec des traits de vie généralistes (Müller *et al.*, 2013). Enfin, les interactions fonctionnelles entre les espèces (locales ou exotiques) au sein ou entre taxons montrent également des réponses indirectes complexes, qu'il n'est possible d'appréhender qu'à la faveur de suivis multitaxons (Planillo *et al.*, 2020; Hahs *et al.*, 2023). Ainsi, il semble que des approches par taxons « substituts » seules ne sauraient produire des modèles de gestion efficaces, puisqu'elles ne permettent pas la prise en compte de la complexité des réponses de la biodiversité animale aux multiples facteurs de stress prégnants dans les milieux urbains. Nous illustrons ces nuances sur la base d'une étude de la métropole de Bordeaux, ainsi que de la littérature scientifique en écologie urbaine (Concepción *et al.*, 2015; Piano *et al.*, 2020).

» Étude des tendances de la biodiversité animale à Bordeaux Métropole par l'application d'un échantillonnage multitaxons adaptatif

L'étude est réalisée dans la métropole de Bordeaux (578 km²) et s'appuie sur une collaboration entre Direction de la Nature de Bordeaux Métropole, associations naturalistes [Conservatoire des espaces naturels (CEN) Nouvelle-Aquitaine, Ligue de protection des oiseaux (LPO), Cistude Nature] et laboratoires scientifiques [Centre national de la recherche scientifique (CNRS), Université de Bordeaux, INRAE]. Nous avons analysé les tendances spatiales de diversité et d'abondance de cinq groupes taxonomiques animaux, présentant des affinités écologiques, niveaux de mobilité, rôles fonctionnels et enjeux de conservation contrastés : oiseaux, odonates, papillons de jour, amphibiens et reptiles⁶⁴.

Les échantillonnages de terrain ont été réalisés dans une logique d'*adaptive monitoring* (Lindenmayer et Likens, 2009) : l'objectif initial était de réaliser une étude multitaxon de la biodiversité périurbaine (2018-2019; Barraquand *et al.*, 2020), qui a été combinée par la suite (2022-2026) avec une exploration par grand taxon du gradient urbain, tout en maintenant un suivi multitaxon à moyen terme sur un ensemble important des sites initiaux. Cette stratégie d'échantillonnage augmente la puissance statistique des analyses ultérieures, par rapport à une application indépendante de ces deux suivis (inventaires multitaxons et taxons-dépendants). Les données sont intégrées et gérées par l'US Fauna⁶⁵. Nous présentons ici une analyse limitée à l'exploration des premières années d'inventaire (2018-2022), et sur les taxons de faune terrestre, sachant que la faune aquatique (poissons et invertébrés) est également incluse au programme d'inventaire, mais ces données seront analysées ultérieurement en raison d'ajustements nécessaires liés

64. Contributions aux échantillonnages : oiseaux (échantillonnage UMR Biogeco, Frédéric Revers), odonates (libellules et demoiselles; échantillonnage CEN, Amélie Bertolini, Anaïs Panigot, Charly Mallié), papillons de jour (échantillonnage LPO, Bastien Moisan, Nicolas Mokuenko, Julian Lazard, sur 2018-2022), amphibiens et reptiles (échantillonnage Cistude Nature, Matthieu Berroneau et Luc Clément).

65. Université de Bordeaux; observatoire-fauna.fr; Nathan Hauquin.

à la spécificité des échantillonnages en milieu aquatique. Le chapitre 19 aborde les tendances temporelles caractérisant les peuplements de poissons en ville.

Le gradient d'urbanisation est représenté par les proportions de surface de sols imperméabilisés dans les mailles d'échantillonnage (500×500 m), sur la base d'un raster haute résolution (0,5×0,5 m) obtenu par télédétection et l'apprentissage automatique (i-Sea, 2023).

► Corrélations entre les distributions spatiales des grands taxons

En premier lieu, cette étude sur la métropole de Bordeaux montre une absence de corrélation entre les diversités des différents taxons à l'échelle du territoire (figure 25.1).

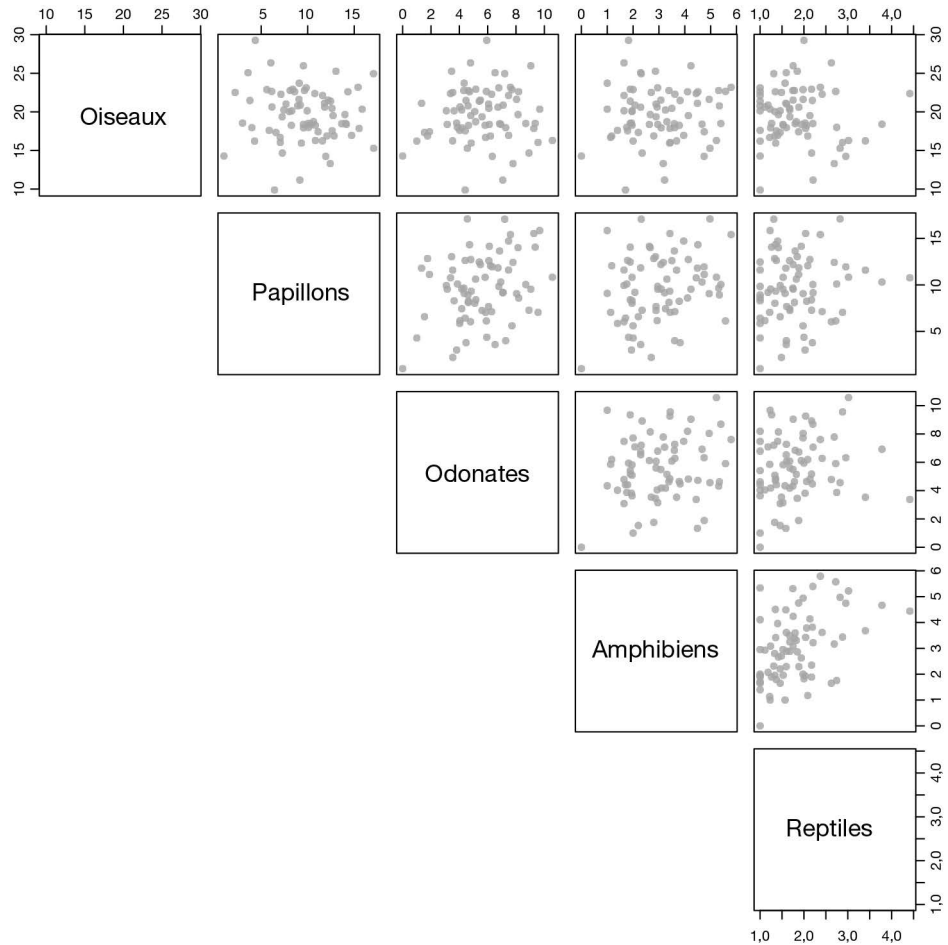


Figure 25.1. Corrélations entre les diversités des grands taxons.

En abscisses et ordonnées : second nombre de Hill, $\exp(H)$, où H est l'indice de Shannon (Hill, 1973; Marcon, 2015), calculés pour chaque paire de grands taxons. Ces diversités ont été observées dans les mailles d'échantillonnage de Bordeaux Métropole en 2018, 2019 et 2022. Chaque point gris représente une combinaison site × année (73 au total). Des résultats similaires sont obtenus en utilisant la richesse spécifique par taxon.

Ainsi, de grands groupes taxonomiques animaux (ordre ou classe), rencontrés le long d'un gradient d'urbanisation, ne présentent pas de corrélations spatio-temporelles marquées dans leurs diversités. Cela pourrait tenir à l'absence de relations fonctionnelles directes entre les différents taxons dans notre exemple. À l'inverse, des corrélations (résiduelles) entre insectes et oiseaux insectivores ont ainsi été obtenues à Berlin avec des modèles d'abondance joints (Planillo *et al.*, 2020), même si la présence *a priori* de relations trophiques entre ces derniers taxons ne garantit pas de pouvoir interpréter ces corrélations résiduelles fonctionnellement (Poggiato *et al.*, 2021).

» Relations entre diversité en espèces et urbanisation

Nos résultats mettent également en évidence une diminution générale de la diversité spécifique pour les sites présentant les surfaces artificialisées les plus importantes (figure 25.2, voir les tendances de la courbe bleue). À noter toutefois que certains taxons présentent des maximums locaux de diversité dans les niveaux d'urbanisation intermédiaire (figure 25.2); c'est le cas des oiseaux, en raison de l'augmentation des

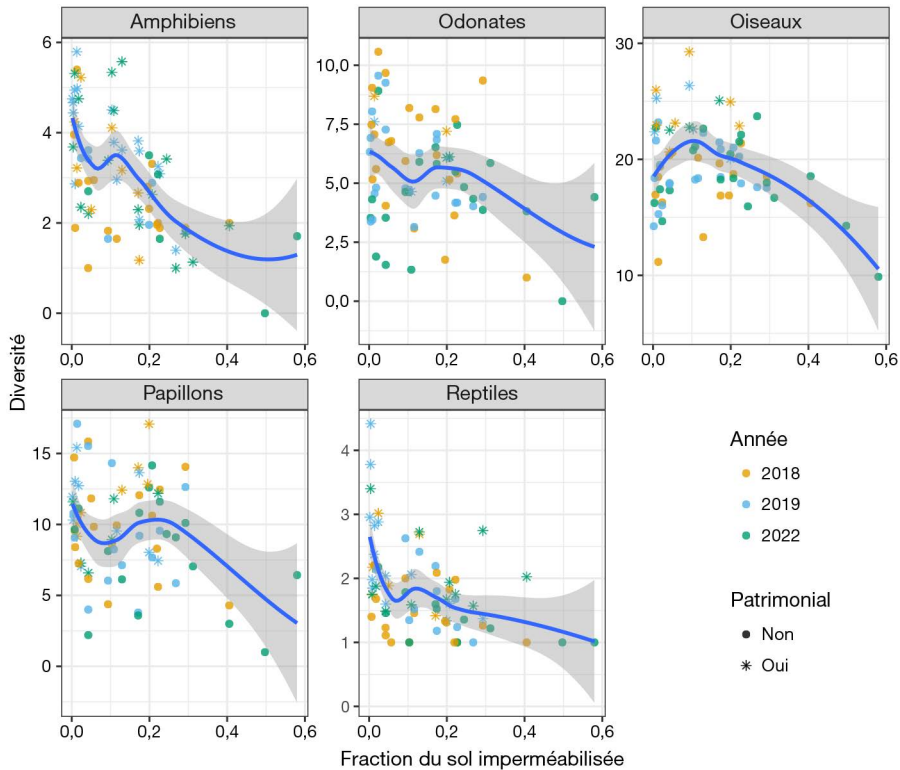


Figure 25.2. Relations entre diversité [second nombre de Hill, $\exp(H)$ avec H étant l'indice de Shannon] et fraction du sol imperméabilisée dans les mailles d'échantillonnage inventoriées sur le territoire de Bordeaux Métropole en 2018, 2019 et 2022, pour chaque taxon de faune terrestre.

La courbe bleue présente un lissage des données et l'enveloppe grise correspond à son intervalle de confiance. Des résultats similaires sont obtenus avec la richesse spécifique (premier nombre de Hill). Le caractère « patrimonial » des sites fait référence à la présence notable d'espèces protégées ou menacées, ou prises en compte dans les plans locaux de gestion (listes des trames vertes et bleues).

espèces d'oiseaux « urbaines » et généralistes à mesure que les surfaces artificialisées augmentent (ce qui est cohérent avec des études précédentes ; par exemple Blair et Johnson, 2008, qui présentent aussi d'autres hypothèses).

Odonates et papillons de jour présentent cependant des valeurs de diversité équivalentes entre les mailles les moins imperméabilisées et des niveaux d'urbanisation intermédiaires (jusqu'à 20 % de surfaces imperméabilisées pour les odonates, et jusqu'à 25 % pour les papillons ; figure 25.2). Pour les amphibiens et reptiles, les valeurs maximales de diversité sont observées dans les mailles les moins imperméabilisées.

Du point de vue de la conservation, les sites remarquables, c'est-à-dire abritant le plus d'espèces patrimoniales, sont aussi souvent les moins imperméabilisés, et situés en périphérie : les indices de diversité, qu'il s'agisse de richesse ou de mesures plus complexes, peuvent ainsi cacher des gradients dans l'identité des espèces.

►► Quid des approches par taxons « substituts » ?

Comme d'autres études précédentes (par exemple, Andelman et Fagan, 2000 ; MacGregor-Fors *et al.*, 2015), nos résultats suggèrent que l'idée de taxons substituts n'est pas vraiment justifiée dans ce contexte de gradient urbain à rural. L'absence de corrélation entre les diversités locales des différents taxons en témoigne. En revanche, s'il n'y a pas de congruence dans les diversités locales des différents grands taxons, il y a une certaine similarité dans les réponses de ces diversités aux pressions des milieux urbains, à plus grande échelle spatiale (illustrée en figure 25.2).

Étant donné les bouleversements majeurs induits par le milieu urbain, les changements de la diversité animale sur un gradient d'urbanisation peuvent paraître relativement minimes, jusqu'à ce que le pourcentage d'imperméabilisation atteigne les valeurs typiques des centres-villes, où la diversité locale décroît plus nettement. Il y a quelques contre-exemples (tels que Wenzel *et al.*, 2023, en milieu tropical), mais souvent, les tendances à la perte de diversité à mesure que l'imperméabilisation augmente sont assez faibles (par exemple, Fortel *et al.*, 2014 ; Piano *et al.*, 2020). Pourquoi ces effets faibles, alors que l'écosystème périurbain est pourtant radicalement modifié par rapport aux milieux ruraux et naturels (évidemment, quand ceux-ci ne sont pas eux-mêmes dégradés substantiellement) ? C'est probablement parce que le changement des communautés se manifeste essentiellement par des changements de composition, et une perte de certaines espèces remarquables des écosystèmes avoisinants, qui ne se traduit pas nécessairement par une baisse nette des indices de diversité (voir aussi McKinney, 2002, et la figure 25.2 sur le pic de diversité périurbain souvent observé chez les oiseaux). En effet, outre les difficultés liées à l'échantillonnage (Valdez *et al.*, 2023), une forte sélection des espèces ne se traduit pas nécessairement par un changement de la diversité locale (Godsoe *et al.*, 2021), car une espèce rare en périphérie peut devenir commune en centre-ville et vice versa. Cette quasi-constance des indices de diversité en dépit d'un fort changement de la composition en espèces a précédemment été notée dans un contexte de suivi temporel à long terme (Hillebrand *et al.*, 2018), reflétant une préoccupation plus générale en écologie : les indices classiques de diversité biologique locale ne reflètent qu'une petite facette de ce que l'on entend généralement par biodiversité. Ainsi, même si la composition spécifique est plus difficile à résumer simplement, toute évaluation détaillée de l'effet de l'urbanisation requiert de se pencher sur l'identité des espèces.

Ce filtrage de la composition spécifique a suggéré maintes fois que l'on puisse trouver un ou plusieurs «syndromes urbains» des communautés, et produire des indices de diversité plus pertinents en incluant les traits des espèces. Ce concept de «syndrome urbain» est abordé chez les poissons dans le chapitre 19. Pour les écosystèmes terrestres, si une plus grande proportion d'espèces exotiques fait clairement partie des caractéristiques de la végétation (références dans McKinney, 2002), il n'est pas clair que l'on puisse toujours identifier les syndromes flagrants chez les animaux, mis à part que l'on trouve généralement plus de spécialistes d'habitats en extérieur des centres urbains chez les espèces mobiles comme les papillons (Ternisien *et al.*, 2023), tandis que les espèces généralistes sont plus fréquentes en périurbain et en cœur urbain. Même si la perspective de pouvoir trouver des syndromes clairs de l'urbanisation génère beaucoup d'enthousiasme, ces derniers restent élusifs et l'on peut suspecter un peu de *spin*⁶⁶ sur les résultats dans la littérature. Une étude récente de Hahs *et al.* (2023), basée sur un jeu de données massif multivilles combiné à des données de traits, propose quatre grands syndromes : des généralistes mobiles, des spécialistes de sites, des spécialistes mobiles et des généralistes de sites (*central place foragers*).

S'il est montré dans cette étude que les combinaisons de traits sélectionnés en milieu urbain peuvent changer d'un groupe taxonomique à l'autre, il n'est pas si clair que les combinaisons de traits se classent aisément dans ces quatre grands syndromes dans ce jeu de données multivilles. La difficulté de l'utilisation des traits pour prouver l'existence d'un filtre urbain peut être illustrée chez les papillons : de nombreux spécialistes sont univoltins (c'est-à-dire qu'ils ne produisent qu'une seule génération par an), ce qui est un marqueur classique de spécialisation, et cette génération unique rend souvent ces espèces plus vulnérables. Néanmoins, l'espèce souvent la plus commune en Europe, le myrtil (*Maniola jurtina*), qui domine donc les indices de diversité, est univoltine en dépit d'habitudes fort généralistes et d'une période de vol très longue sur la saison, ce qui rend complexe l'utilisation de ce trait pour discriminer les caractères typiquement urbains.



Figure 25.3. Quelques espèces de papillons de jour communes dans les territoires périurbains de Bordeaux Métropole (crédits : Frédéric Barraquand, IMB-CNRS).

⁶⁶. Le *spin* est une manière de présenter les résultats sous un jour plus positif que ceux-ci ne le permettent.

Ainsi, dans un contexte de gestion en milieu urbain, il semble pour l'instant plus facile, comme fait plus haut, de distinguer l'intérêt écologique de sites sur la base de la présence et de l'abondance d'espèces protégées ou menacées (souvent spécialistes à plusieurs titres), ou simplement typiques de la région (patrimoniales au sens large), plutôt que sur la base d'indices de diversité locale, que ceux-ci soient basés sur les abondances relatives (nombres de Hill) ou incorporent également les données sur les traits (diversités fonctionnelles). C'est l'approche déployée dans le programme Biodiver'Cité⁶⁷ pour la restauration planifiée de quelques sites périurbains. Les avancées dans la mesure de la biodiversité, la recherche accrue de traits écologiques pertinents, et la combinaison de multiples indices (Kondratyeva *et al.*, 2019) permettront peut-être de mieux caractériser l'effet de l'urbanisation sur la biodiversité animale dans les années à venir.

► Références citées

- Andelman S.J., Fagan W.F., 2000. Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes?, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 97(11):5954-5959, doi:10.1073/pnas.100126797.
- Aznarez C., Svenning J.C., Taveira G., Baró F., 2022. Wildness and habitat quality drive spatial patterns of urban biodiversity, *Landscape and Urban Planning*, 228:104570, doi:10.1016/j.landurbplan.2022.104570.
- Barraquand F., Sauve A., Benot M., Revers F., Van-Halder I., 2020. *Synthèse des échantillonnages faunistiques protocolés en milieu terrestre, réalisés dans le cadre du projet Biodiver'Cité*, rapport du projet Biodiver'Cité.
- Blair R.B., 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity?, *Ecological Applications*, 9(1):164-170, doi:10.2307/2641176.
- Blair R.B., Johnson E.M., 2008. Suburban habitats and their role for birds in the urban-rural habitat network: points of local invasion and extinction?, *Landscape Ecology*, 23(10):1157-1169, doi:10.1007/s10980-008-9267-y.
- Buczkowski G., Richmond D.S., 2012. The effect of urbanization on ant abundance and diversity: a temporal examination of factors affecting biodiversity, *Plos One*, 7(8):e41729, doi:10.1371/journal.pone.0041729.
- Concepción E.D., Moretti M., Altermatt F., Nobis M.P., Obrist M.K., 2015. Impacts of urbanisation on biodiversity: the role of species mobility, degree of specialisation and spatial scale, *Oikos*, 124(12):1571-1582, doi:10.1111/oik.02166.
- Faeth S.H., Bang C., Saari S., 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms, *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223(1):69-81, doi:10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x.
- Fortel L., Henry M., Guilbaud L., Guirao A.L., Kuhlmann M. *et al.*, 2014. Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (Hymenoptera: Anthophila) along an urbanization gradient, *Plos One*, 9(8):e104679, doi:10.1371/journal.pone.0104679.
- Godsoe W., Eisen K.E., Stanton D., Sirianni K.M., 2021. Selection and biodiversity change, *Theoretical Ecology*, 14(3):367-379, doi:10.1007/s12080-020-00478-3.
- Hahs A.K., Fournier B., Aronson M.F.J., Nilon C.H., Herrera-Montes A. *et al.*, 2023. Urbanisation generates multiple trait syndromes for terrestrial animal taxa worldwide, *Nature Communications*, 14(1):4751, doi:10.1038/s41467-023-39746-1.
- Hill M.O., 1973. Diversity and evenness: a unifying notation and its consequences, *Ecology*, 54(2):427-432. doi:10.2307/1934352.
- Hillebrand H., Blasius B., Borer E.T., Chase J.M., Downing J.A. *et al.*, 2018. Biodiversity change is uncoupled from species richness trends: Consequences for conservation and monitoring, *Journal of Applied Ecology*, 55(1):169-184, doi:10.1111/1365-2664.12959.

67. Plan d'action pour la biodiversité de Bordeaux Métropole.

i-Sea, 2023. Cartographie des espaces interstitiels en milieu urbain à l'échelle de Bordeaux Métropole – Cartographie Pléiades 2021/2022, rapport d'étude, Bordeaux Métropole, 23 p.

Kasada M., Matsuba M., Miyashita T., 2017. Human interest meets biodiversity hotspots: a new systematic approach for urban ecosystem conservation, *Plos One*, 12(2):e0172670, doi:10.1371/journal.pone.0172670.

Kondratyeva A., Grandcolas P., Pavoine S., 2019. Reconciling the concepts and measures of diversity, rarity and originality in ecology and evolution, *Biological Reviews*, 94(4):1317-1337, doi:10.1111/brv.12504.

Lindenmayer D.B., Likens G. E., 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring, *Trends in Ecology & Evolution*, 24(9):482-486, doi:10.1016/j.tree.2009.03.005.

MacGregor-Fors I., Avendaño-Reyes S., Bandala V.M., Chacón-Zapata S., Díaz-Toribio M.H. *et al.*, 2015. Multi-taxonomic diversity patterns in a neotropical green city: a rapid biological assessment, *Urban Ecosystems*, 18:633-647, doi:10.1007/s11252-014-0410-z.

Marcon E., 2015. *Mesures de la biodiversité*, cours de Master, AgroParisTech, cel-01205813v5.

McKinney M.L., 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems, *BioScience*, 52(10):883-890, doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2.

Müller N., Ignatieva M., Nilon C.H., Werner P., Zipperer W.C., 2013. Patterns and trends in urban biodiversity and landscape design, in Elmqvist T., Fragkias M., Goodness J., Marcotullio P.J., McDonald R.I. *et al.* (éd.), *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities. A Global Assessment*, Springer, 123-174, doi:10.1007/978-94-007-7088-1_10.

Piano E., Souffreau C., Merckx T., Baardsen L.F., Backeljau T. *et al.*, 2020. Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales, *Global Change Biology*, 26(3):1196-1211, doi:10.1111/gcb.14934.

Planillo A., Kramer-Schadt S., Buchholz S., Gras P., von der Lippe M. *et al.*, 2020. Arthropod abundance modulates bird community responses to urbanization, *Diversity and Distributions*, 27(1):34-49, doi:10.1111/ddi.13169.

Poggiato G., Münkemüller T., Bystrova D., Arbel J., Clark J.S., 2021. On the Interpretations of Joint Modeling in Community Ecology, *Trends in Ecology & Evolution*, 36(5):391-401, doi:10.1016/j.tree.2021.01.002.

Sandifer P.A., Suttén-Grier A.A., Ward B.P., 2015. Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: opportunities to enhance health and biodiversity conservation, *Ecosystem Services*, 12:1-15, doi:10.1016/j.ecoser.2014.12.007.

Sirakaya A., Cliquet A., Harris J., 2018. Ecosystem services in cities: towards the international legal protection of ecosystem services in urban environments, *Ecosystem Services*, 9(B):205-212, doi:10.1016/j.ecoser.2017.01.001.

Ternisien M., Deschamps-Cottin M., Lizée M.H., March L., Robles C. *et al.*, 2023. How butterfly communities are structured and have changed in urbanized areas of Marseille: a 12-year monitoring survey, *Urban Ecosystems*, 26(5):1427-1438, doi:10.1007/s11252-023-01377-1.

Valdez J.W., Callaghan C.T., Junker J., Purvis A., Hill S.L. *et al.*, 2023. The undetectability of global biodiversity trends using local species richness, *Ecography*, 2023(3):e06604, doi:10.1111/ecog.06604.

Wenzel A., Grass I., Raj V., Nölke N., Subramanya S. *et al.*, 2023. High losses of farmland birds and potential biocontrol along an urbanization gradient in a tropical megacity, *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 354(3):1085, doi:10.1016/j.agee.2023.108571.

Partie IV

Une meilleure préservation de la biodiversité en ville

Chapitre 26

Propreté urbaine et biodiversité dans les espaces publics

Sabine Bognon, Aurélien Ramos, Natacha Rollinde de Beaumont

Dans les campagnes de sensibilisation menées par les collectivités, il est d'usage d'expliquer que la propreté est l'affaire de tous. Elle est cependant principalement prise en charge au quotidien par des services dédiés, désignés le plus souvent sous le nom de services de propreté. Historiquement, la propreté est donc un service de gestion de l'environnement rendu aux citoyens, qui permet le contrôle et la maîtrise de la nature dans l'espace public. Il s'agit d'une part d'en évacuer les animaux, végétaux, fluides et matières organiques indésirables pour l'assainir, et d'autre part, de mobiliser la nature dans une fonction d'embellissement. La doctrine hygiéniste postule qu'une ville débarrassée de sa part sauvage préserve les citoyens des maux véhiculés par ses scories, et qu'une ville embellie par une nature choisie et entretenue est garante de salubrité des êtres et des mœurs (Hausmann, 1893).

De là, découle le principe fondateur que la propreté est le service urbain (Le Bris et Coutard, 2008) chargé d'affranchir l'espace public de toute dangerosité sanitaire et de tout artefact inesthétique ou désordonné. La présence d'êtres vivants devient un outil de définition des formes urbaines (arbres d'alignement), elle doit jouer un rôle positif sur la santé humaine et les mœurs (parcs et jardins publics) ou contribuer à l'émerveillement et à la connaissance d'une nature sauvage policée par l'humain (horticulture, parcs zoologiques).

L'écologisation des politiques publiques à l'œuvre depuis le début du ^{xxi}e siècle (Bognon et Thébault, 2020) bouscule les discours et les catégories d'action. La propreté urbaine est à la fois un enjeu d'ordre public et un objet de convoitise électorale, car elle est au centre de la qualité perçue du cadre de vie des citoyens (Bellamine *et al.*, 2021). Elle se pare dorénavant d'enjeux de sobriété environnementale (économie d'eau ou d'énergie avec des outils plus performants et des techniques plus parcimonieuses) et de cohabitation avec les autres êtres vivants (suppression des biocides et actions de valorisation de la biodiversité).

Pour autant, les principes de l'hygiénisme du ^{xix}e siècle demeurent, encore aujourd'hui, au cœur des pratiques des agents en charge de la propreté dans l'espace public, y compris lorsqu'ils interviennent dans des espaces verts. Ces deux secteurs (propreté et espaces verts) sont donc au cœur de ce chapitre, suivant trois axes problématiques connexes.

1) Quelles normes héritées de la période hygiéniste s'appliquent encore aux pratiques des jardiniers et cantonniers ? Comment sont-elles éventuellement remises en question et contournées pour contribuer à faire coexister les citoyens avec d'autres êtres vivants dans l'espace public ?

- 2) Comment les gestionnaires de l'espace urbain concilient-ils les arguments relevant de l'hygiène publique avec des connaissances en écologie ?
- 3) L'écologisation des pratiques gestionnaires de la propreté conduit-elle à mieux préserver la biodiversité ou uniquement à mieux la maîtriser, voire la contraindre ?

► Vers une gestion écologique des espaces publics ?

Anthropocentrée, la doctrine hygiéniste distingue les êtres vivants qui doivent être désirés ou rejetés, vecteurs de propreté ou de saleté en fonction de ce qu'ils apportent aux humains ou des dommages qu'ils peuvent leur causer. La notion de socio-écosystème (Couvét et Teyssèdre, 2010) accompagne l'écologisation à l'œuvre dans les services urbains : elle permet de considérer la ville comme une intrication de relations entre des êtres vivants (les humains et les autres) et les habitats qu'ils partagent. Concernant la propreté urbaine, la notion de socio-écosystème transparait dans des évolutions législatives et réglementaires, dans le renouvellement des pratiques de gestion des espaces publics et des métiers qui les accompagnent.

Évolutions légales

Jusque récemment, les normes de cohabitation entre humains et autres êtres vivants dans les socio-écosystèmes urbains ne définissaient pas clairement la notion d'indésirabilité⁶⁸. Ainsi, le caractère indésirable de certains taxons était objectivé par la pratique des agents de terrain, sans support réglementaire uniforme. Cette vision anthropocentrée est remise en question par l'évolution de la réglementation à partir des années 2010 (Crozes, 2018), lorsque les êtres indésirables sont définis comme tels par rapport au rôle qu'ils jouent dans les socio-écosystèmes.

La notion d'espèce nuisible a ainsi été supprimée de la partie législative du Code de l'environnement avec la loi n°2016-1087 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages. Elle a été supplantée par d'autres catégories, qui visent à légiférer sur les espèces pouvant faire l'objet d'une régulation ou d'une destruction par les humains : le Code de l'environnement identifie des espèces susceptibles d'occasionner des dégâts (ESOD), tandis que le droit de l'Union européenne définit des espèces exotiques envahissantes (EEE; chapitre 18). Depuis lors, la population de certaines espèces est régulée dans la mesure où celles-ci causent des dommages à la fois aux sociétés et aux écosystèmes.

D'autres évolutions législatives redéfinissent le caractère désirable ou non d'un être vivant de manière plus indirecte. C'est le cas de la loi n°2014-110 visant à mieux encadrer l'usage des produits phytosanitaires, dite loi Labbé. Elle interdit l'usage des biocides chimiques pour l'entretien des espaces accessibles au public depuis le 1^{er} janvier 2017. Si l'objectif initial de cette loi est de limiter la pollution des eaux, elle transforme aussi les pratiques professionnelles des gestionnaires de la propreté et des espaces verts. Par exemple, l'arrêt de la destruction systématique des adventices en pieds d'arbres, de façade ou sur la voirie s'accompagne de campagnes de sensibilisation pour renforcer l'acceptabilité de la végétation spontanée, à rebours des principes de gestion hygiéniste de la faune et de la flore.

68. Seule la sociologie urbaine explore cette notion par l'étude de la marginalisation de certains individus (humains) ou groupes sociaux sur la base de rapports de domination (Estebanez et Raad, 2016).

Transformations des pratiques gestionnaires dans les services d'espaces verts

Une conséquence de cette écologisation se lit dans la diffusion des pratiques de gestion différenciée. Cette méthode distingue des niveaux de contrôle et d'entretien du vivant selon les types d'espaces, leurs usages et leur fréquentation (Menozzi, 2007). Par exemple, les espaces verts patrimoniaux continuent d'être entretenus de manière très stricte sans remettre en question le caractère artificiel de la nature produite, tandis que des noues paysagées sont entretenues moins fréquemment pour préserver et renforcer la biodiversité.

La mise en place de la gestion différenciée traduit plus largement un changement de regard sur des espaces qui remplissaient jusqu'alors un rôle esthétique, récréatif ou sanitaire. La valorisation de la biodiversité devient un enjeu ; et ces espaces constituent dès lors des socio-écosystèmes dont on recherche les services (chapitre 27). Les parcs, jardins ou cimetières urbains deviennent ainsi de potentiels réservoirs de biodiversité et leurs modalités d'entretien évoluent en ce sens. Au cimetière du Père-Lachaise à Paris, l'interdiction de l'usage des produits phytosanitaires a ainsi conduit au retour ou à l'apparition de certaines espèces protégées, comme les orchidées sauvages (figure 26.1). Identifiées par le référent biodiversité du service des cimetières de la Ville de Paris, elles sont préservées dans des périmètres par ailleurs gérés de manière intensive (tonte très régulière, ramassage des feuilles au sol, etc.).



Figure 26.1. Des orchidées sauvages, protégées de la tonte, au cimetière du Père-Lachaise en mai 2023 (crédits : Natacha Rollinde de Beaumont).

Ces réservoirs sont reliés entre eux par des corridors par-delà les limites des parcs et jardins publics : la trame viaire est désormais considérée comme une trame écologique (chapitre 9). La présence de végétation spontanée ou cultivée sur les trottoirs, les pieds

d'arbres ou de façades consacre les fonctionnalités écologiques de la voirie et s'accompagne d'un travail de valorisation de sa qualité paysagère (Ramos, 2018) et écologique.

Adaptations des métiers

Dans les services en charge des espaces verts, le changement de pratique ne s'est pas fait sans heurts (Ernwein, 2015). Marqués par une tradition horticole forte, les jardiniers municipaux considérés comme des techniciens du végétal et garants des qualités paysagères deviennent néanmoins progressivement des ambassadeurs de la biodiversité. Les pelouses fauchées tardivement, plutôt que tondues, ou encore l'absence de désherbage systématique des massifs fleuris s'accompagnent aussi d'un travail pédagogique auprès du grand public. Pour justifier ce qui pourrait être perçu comme une diminution – voire une absence – d'entretien, la gestion écologique des parcs et jardins devient une démonstration des dynamiques naturelles à l'œuvre.

La scénarisation de la nature en ville constitue un vecteur de son acceptabilité. Cette sensibilisation passe aussi par l'arrivée de nouveaux profils à des postes clés de la gestion urbaine. Par exemple, certains agents des services de gestion des animaux en ville suivent des formations en écologie ou en éthologie. Ils mettent leurs connaissances du fonctionnement du vivant au service des stratégies de gestion de l'espace public. La trajectoire du conservateur du cimetière du Père-Lachaise à Paris illustre cette évolution : ses publications fréquentes sur les réseaux sociaux⁶⁹ traduisent à la fois l'accroissement de ses compétences naturalistes et sa contribution à la mise en scène du cimetière comme réservoir de biodiversité.

L'écologisation des normes, des pratiques et des cultures professionnelles des gestionnaires des espaces publics contribue à une progressive redéfinition des critères permettant d'apprécier la propreté. Pour autant, ce service urbain historiquement marqué par la doctrine hygiéniste n'a pas totalement rompu avec ses fondements.

» Écologisation ou néo-hygiénisme : un service urbain à deux vitesses

Constatant l'écologisation des pratiques urbanistiques, le politiste Pascal Tozzi formule l'hypothèse d'un « néo-hygiénisme », qui redéfinit les « frontières entre propre/sale, utile/inutile et polluant/non-polluant » (2013, p. 102). Nous abondons dans le sens de cette hypothèse en démontrant (1) la persistance de la catégorie indésirable dans les normes et représentations des gestionnaires de la propreté urbaine, (2) la permanence d'une volonté affichée de maîtrise des risques sanitaires dont certains taxons seraient vecteurs, et (3) une mobilisation des savoirs écologiques pour justifier une amélioration du contrôle et de la régulation de certaines espèces.

Persistance des indésirables et de leur régulation par les services de propreté

Les agents de propreté continuent à identifier des indésirables non humains, pour lesquels ils mobilisent des dispositifs de contrôle et de régulation : mesures juridiques et réglementaires *ad hoc*, tri et catégorisation, aménagements spécifiques (Froment-Meurice, 2016).

69. www.instagram.com/la_vie_au_cimetiere/.

Premièrement, la réglementation produit des normes pour l'action publique et guide les pratiques des agents de la propreté. Le ciment de cette régulation réside dans la notion d'ordre public, dont les autorités locales sont garantes (Ricci, 2014). L'article L2212 du Code général des collectivités territoriales définissant le rôle de la police municipale stipule que l'ordre public est garanti par la sûreté et la commodité de la circulation dans l'espace public, ainsi que par le maintien de sa qualité sensible et esthétique. Il interdit ainsi les actes conduisant à « des exhalaisons nuisibles, [...] déversements, déjections, projections de toute matière ou objet de nature à nuire [...] à la propreté »⁷⁰. Selon ce même article, la police a aussi pour objectif d'empêcher ou de limiter « les accidents et les fléaux calamiteux ainsi que les pollutions de toute nature », incluant les épizooties. Il lui échoit également « le soin d'obvier ou de remédier aux événements fâcheux qui pourraient être occasionnés par la divagation des animaux malfaisants ou féroces », sans que soient définies lesdites malfaisances ou férocités, ni que soient listés les animaux susceptibles de les occasionner. Malgré des évolutions du Code de l'environnement, les normes du maintien de l'ordre public continuent à relier le contrôle du vivant à l'hygiène et l'esthétique. Ainsi émergent de nouvelles fonctions associant les missions de police sur la voie publique à celles de gestion de l'environnement. D'une part, le respect des biens publics (et donc la propreté de ceux-ci) fait partie des responsabilités des agents de surveillance de la voie publique (ASVP), qui ont le pouvoir de dresser des procès-verbaux envers les contrevenants à la propreté urbaine. D'autre part, la police municipale s'est dotée de compétences régies par le Code de l'environnement, inscrivant l'action contre les incivilités dans une mission de préservation du cadre de vie et de l'environnement urbain. Elles sont mises en œuvre par les brigades de l'environnement⁷¹. Cette convergence entre propreté et maintien d'un ordre environnemental se lit aussi dans l'évolution des missions confiées aux cantonniers. Jusqu'à récemment, leur métier concernait l'entretien de l'espace public (ramassage des corbeilles de rue, des encombrants, balayage, nettoyage divers); il peut désormais revêtir d'autres rôles : entretien des jardinières de rue, signalement de désordres, tels que la présence d'animaux indésirables, débordement de végétation spontanée, etc.

Deuxièmement, le vivant continue de faire l'objet de tris et catégorisations dans le cadre des politiques de propreté autant que dans les pratiques des agents (Judic et Bognon, 2023). Certains groupes sont valorisés tandis que d'autres sont voués à la contention ou à l'éradication, plus uniquement au nom de l'hygiène publique, mais désormais au nom de celui de l'équilibre des socio-écosystèmes. La nécessité de « gérer » (sic) les populations de certaines espèces faunistiques et floristiques reste centrale dans les pratiques et discours gestionnaires et le classement en tant qu'EEE justifie des pratiques d'élimination, de contrôle et de contrainte. À l'inverse, l'intégration de la nature dans les projets d'urbanisme repose sur la sélection de taxons considérés par les concepteurs comme utiles aux citoyens, adaptés aux conditions urbaines et à faible coût de gestion. Les concepteurs d'espaces ont par exemple tendance à favoriser des espèces résistantes au changement climatique, à limiter la place des allergènes et à favoriser des espèces qui produisent peu de déchets de taille et nécessitent peu de tontes (Tozzi, 2013). Enfin, dans la continuité des théories hygiénistes, les taxons et les écosystèmes sont valorisés comme vecteurs de contrôle social de l'espace public

70. www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000029946370.

71. Résurgence réglementaire, et non plus seulement rurale, du garde champêtre.

(Kokoreff, 1991). Leur taille, leur forme et leur localisation sont pensées pour empêcher l'accès à certains espaces ou, au contraire, pour les rendre visibles et éviter ainsi qu'ils soient considérés comme des lieux de rebut (figure 26.2).



Figure 26.2. Bacs végétalisés devant l'entrée d'une boîte de nuit parisienne en octobre 2023 (crédits : Natacha Rollinde de Beaumont).

Les jardinières ont été installées par la mairie d'arrondissement pour limiter le stationnement prolongé des personnes, les épandements d'urines et les graffitis.

Troisièmement, certains aménagements urbains visent l'éviction de taxons indésirables. Par exemple, le réaménagement de Trafalgar Square à Londres (Escobar, 2014) s'est accompagné d'une campagne de traque systématique des pigeons, allant à l'encontre de leur présence historique et pourtant inscrite dans les imaginaires de cette place. Interdiction du nourrissage et de la vente de graines, et verbalisation des contrevenants; intervention d'un fauconnier : l'aménagement urbain constitue une opportunité de «discipline citoyenne», en vue de requalifier l'image et la fonction de Trafalgar Square. Toutefois, ces dispositifs ont montré leur limite puisque tant les pigeons que les citadins et visiteurs se sont adaptés à ces nouvelles contraintes et ont trouvé des moyens détournés pour continuer à interagir (reconnaissance des horaires du fauconnier par les pigeons, partage d'en-cas et non plus nourrissage par des graines, etc.). Si Trafalgar Square n'est plus un *hotspot* de colombidés dans la capitale britannique, la présence des pigeons y demeure toutefois notable.

Convergence d'une maîtrise des risques sanitaires et environnementaux

Prolongeant la logique hygiéniste, l'actualisation du rapport des gestionnaires à la saleté est désormais envisagée dans sa dimension environnementale, en plus de l'angle sanitaire historique. Ainsi, le spectre des maladies vectorielles transmises à l'humain fait porter le regard des politiques et des gestionnaires de propreté sur les taxons vecteurs de nuisances en matière de santé, qu'il s'agisse de pathologies ou de dérèglements physiologiques (allergies, par exemple).

Certains acteurs ont une mission prophylactique et sont chargés du contrôle des populations faunistiques et floristiques vectrices de risques sur la santé humaine et des écosystèmes⁷². Ils ont un rôle très important dans certaines collectivités, où l'ingénierie des services techniques est dépourvue d'expertise en écologie urbaine. Ils assurent une veille écologique sur certaines EEE végétales ou animales. Leur mission consiste à maintenir la séparation entre certaines formes de vie sauvage et les êtres vivants domestiqués : les interactions entre citoyens et êtres sauvages sont parfois vues comme dangereuses, remettant en question l'urbanité (Blanc, 2000).

Cela explique pourquoi certaines espèces continuent à être exclues de l'espace urbain, alors même que le risque sanitaire qu'elles font courir aux citoyens peut être relativisé. Par exemple, les stratégies municipales de lutte contre le rat brun, ou surmulot, (*Rattus norvegicus*) visent à répondre au risque de propagation de la leptospirose. Or, il s'avère que les 708 cas référencés en France par l'Institut Pasteur en 2021 (dont aucun n'a été mortel) étaient en majorité liés à la possession d'un animal domestique, ou à l'exercice d'un métier à risque (égoutier, agriculteur) pour lesquels la vaccination est recommandée. Le risque sanitaire étant relativement neutre pour la majorité des citoyens, l'indésirabilité du rat brun renvoie surtout à l'imaginaire qu'il véhicule. Rappelons en effet que le grand public le confond parfois à tort avec le rat noir (*Rattus rattus*) qui a propagé la peste (chapitre 20). Espèce commensale trouvant en ville un gîte convenable et des ressources alimentaires, le rat brun pourrait représenter un bon exemple de cohabitation dans un contexte anthropisé (chapitre 20). L'aversion qu'il génère et le danger que représenterait sa prolifération résultent sans doute du fait que ces animaux contreviennent à l'idée que se font gestionnaires et citoyens de la nature urbaine.

Le risque sur la santé humaine est également envisagé au prisme de la sécurité des espaces publics, étant entendu qu'un espace sûr comporte moins de risque de chute ou de collisions, en particulier pour les personnes vulnérables (enfants, seniors, personnes à mobilité réduite notamment). Ainsi, la praticabilité de l'espace est un autre critère de contrôle de la présence du vivant en ville. Elle justifie par exemple le rejet de certains animaux (chiens, pigeons, goélands) du fait de leur déjection sur la voirie. De même, le désherbage régulier des trottoirs est expliqué entre autres par la nécessité de maintenir des voies de circulation piétonnes dépourvues d'adventices, pour faciliter la circulation. Cet objectif de maîtrise des risques aboutit parfois à des pratiques en contradiction avec une gestion écologique du vivant : si le soufflage et l'aspiration par des engins thermiques et le brûlage des feuilles mortes limitent le risque de glissades automnales, ils conduisent paradoxalement à priver les végétaux d'une matière organique pouvant nourrir les sols.

72. Citons par exemple les Fédérations régionales de défense contre les organismes nuisibles (Fredon) ou l'Entente de lutte et d'intervention contre les zoonoses (Eliz), qui sont reconnues comme des organismes à vocation sanitaire, tels que définis par l'article L210-9 du Code rural et de la pêche maritime.

Amélioration des performances de tri du vivant

Le changement de regard à l'égard du vivant en ville peut aussi renforcer des logiques de séparation d'avec les humains. Cela se traduit par des pratiques de sanctuarisation ou d'invisibilisation des espaces de nature, afin de les préserver des activités humaines (Legrand, 2014). La végétalisation des cours d'écoles parisiennes illustre cet enjeu de préservation de la biodiversité dans un environnement fortement anthropisé et souvent densément occupé (Delaunay *et al.*, 2021). Les végétaux et les espaces plantés sont perçus par leurs gestionnaires comme des éléments vulnérables dont ils doivent prendre soin. Les usagers de la cour d'école, et *a fortiori* les enfants, sont appréhendés comme le principal obstacle à cet objectif. En effet, le piétinement, l'arrachage ou encore la surcueillette constituent des risques dont les services de propreté cherchent à se prémunir afin de préserver les espaces renaturés. Cela justifie parfois la mise en place de mesures préventives visant à limiter – voire à interdire – les interactions des enfants avec les végétaux. Cette mise à distance, qui peut être temporaire ou pérenne, repose sur des considérations écologiques du cycle de vie des végétaux et du fonctionnement des sols (figure 26.3).



Figure 26.3. Protection d'un espace autour d'un arbre récemment planté pour le préserver des interactions avec les enfants, cour du collège Georges Brassens, Paris 19^e, avril 2021 (crédits : Aurélien Ramos).

La connaissance du vivant chez les acteurs de la propreté urbaine peut également contribuer à améliorer ou justifier des mesures de ségrégation et de lutte contre d'autres. À Paris, le plan de lutte contre le rat brun (*Rattus norvegicus*) déployé à partir de 2017 marque une évolution par rapport aux mesures en place jusqu'alors. Plutôt qu'une lutte directe, caractérisée par l'utilisation de pièges mécaniques ou de rodenticides agissant sur l'individu et encadrée par une réglementation au niveau européen⁷³,

73. Voir la réglementation européenne sur l'utilisation des produits biocides : www.specialty-chemicals.eu/wp-content/uploads/2017/01/FR_Sustainable-use-of-rodenticides-as-biocide.pdf.

il s'agit désormais de mener une lutte indirecte ou dite « intégrée ». Présentée dans le discours municipal comme plus respectueuse pour l'animal et l'environnement urbain, cette méthode repose sur la considération des individus rats comme faisant partie d'une population qui occupe un territoire spécifique. Des connaissances éthologiques sont alors mobilisées pour améliorer la lutte contre cette espèce en agissant sur son habitat et son cycle de vie : l'objectif est de « gérer naturellement la population des rats et donc de la faire diminuer naturellement »⁷⁴. Cela se traduit par des interventions qui ne ciblent plus seulement les individus directement, mais leur environnement, et qui prennent trois formes. La première est curative : les réseaux souterrains sont grillagés pour limiter les possibilités de nichage, et les corbeilles de rues sont redessinées pour compliquer l'accès aux déchets alimentaires. La deuxième est préventive : il s'agit d'intervenir en amont de la production des déchets en sensibilisant les citoyens sur leur responsabilité en tant que consommateurs. La dernière est répressive : cela concerne alors les mesures visant à sanctionner les pratiques de nourrissage⁷⁵.

Les discours justifiant le maintien de pratiques de tri des espèces selon leur caractère désirable ou indésirable reposent *a priori* sur une meilleure prise en compte des fonctionnements écologiques et écosystémiques, mais laissent toutefois une marge subjective et interprétative dans leur application. Les catégorisations proposées dans les textes réglementaires permettent en principe de nommer les espèces sur lesquelles les gestionnaires sont en droit d'exercer une régulation. Cependant, pour certaines espèces qui n'apparaissent pas dans le répertoire réglementaire, leur caractère menaçant ou proliférant est mobilisé sur la base d'un jugement empirique. Le liseron (*Calystegia sepium*) ou le chardon (*Cirsium vulgare*) sont par exemple souvent éliminés, car jugés indésirables. De même, la culture professionnelle, l'appréciation esthétique ou la sensibilité personnelle jouent un rôle important dans les gestes de la propreté urbaine. Les pissenlits (*Taraxacum* sp.) sont ainsi arrachés par certains agents gestionnaires sur la base d'un jugement subjectif et esthétique, en dépit de l'absence d'obligation à éliminer la végétation sauvage des rues (Judic et Bognon, 2023). À l'inverse, la mise en place de dispositifs de régulation des perruches à collier (*Psittacula krameri*) dans le parc de Sceaux a été retardée, car cette espèce, pourtant inscrite au registre des EEE, était particulièrement appréciée des visiteurs (Berthier *et al.*, 2017).

Dans les réservoirs de biodiversité urbaine, certaines espèces peuvent par ailleurs faire l'objet d'une tolérance qui conduit les gestionnaires à enfreindre les règlements sanitaires. En Île-de-France, l'article 120 du règlement sanitaire départemental interdit de jeter ou déposer de la nourriture dans les lieux publics à destination des animaux, mais ces pratiques sont toutefois acceptées dans les cimetières. Les points de nourrissage, de même que les tactiques de dissimulation de gamelles, sont ainsi bien repérés par les gestionnaires, mais ne sont ni systématiquement condamnées dans leurs discours ni forcément éliminées (Biville, 2023). Le caractère féral des chats de cimetière est mis en avant pour justifier le laisser-faire, en dépit de la menace que ces animaux peuvent représenter pour l'avifaune (Pavisse *et al.*, 2019). L'attitude des gestionnaires est plus stricte en ce qui concerne les tentatives de contact avec les renards présents au Père-Lachaise et devenus des emblèmes d'un supposé retour de la nature en ville sur les réseaux sociaux

74. Propos de la responsable de la Stratégie rat à la Direction de l'action sociale, de l'enfance et de la santé de Ville de Paris, recueillis le 23 mars 2022.

75. Arrêté du 20 novembre 1979 portant règlement sanitaire du département de Paris.

pendant le confinement de 2020 et au-delà. Le caractère exceptionnel de la présence de ces animaux dans un milieu anthropisé justifie leur protection et leur maintien à distance des publics dans un espace transformé en sanctuaire de la vie sauvage.

*
**

Le maintien de l'ordre public urbain continue de reposer sur le triptyque sécurité, tranquillité, salubrité (Ricci, 2014). La gestion de la propreté et les dispositifs de préservation de la biodiversité en ville sont donc entrelacés. L'écologisation de la propreté se traduit par le passage d'une vision anthropocentrée du propre et du sale, héritée de l'hygiénisme, à une définition prenant en compte le socio-écosystème dans son ensemble. Si les modalités de contrôle du vivant évoluent, des pratiques de tri et de ségrégation persistent toutefois. Elles différencient des espèces désirables et indésirables, mais aussi utiles ou inutiles dans l'adaptation des villes au changement climatique. Ce néo-hygiénisme (Tozzi, 2013) repose en partie sur la diffusion des savoirs écologiques et environnementaux dans les métiers de la gestion urbaine, qui peuvent paradoxalement contribuer à renforcer la lutte contre certaines espèces. Plus largement, le néo-hygiénisme ne permet pas d'envisager la ville comme socio-écosystème légitime et laisse perdurer une distinction entre les sociétés humaines et leur environnement vivant et inerte.

► Références citées

- Bellamine S., Bognon S., Florentin D., 2021. Penser la propreté urbaine hors contexte électoral, *Métropolitiques*, <https://metropolitiques.eu/Penser-la-propreteurbaine-hors-contexte-electoral.html>.
- Berthier A., Clergeau P., Raymond R., 2017. De la belle exotique à la belle invasive : perceptions et appréciations de la Perruche à collier (*psittacula krameri*) dans la métropole parisienne, *Annales de géographie*, 716(4):408-434, doi:10.3917/ag.716.0408.
- Biville L., 2023. *Gérer les natures urbaines : biodiversité, pratiques informelles et propreté des espaces verts publics dans le Grand Paris*, mémoire, master 2 Gedelo, université Paris-Nanterre, 206 p.
- Blanc N., 2000. *Les animaux et la ville*, Paris, Odile Jacob, 240 p.
- Bognon S., Thébaud E., 2020. Écologisation. Processus et éthique en réponse aux crises globales, in Bognon, Magnan, Maulat (dir.), *Urbanisme et aménagement. Théories et débats*, Paris, Armand Colin, 41-61, doi:10.3917/arco.bogno.2020.01.0041.
- Couvet D., Teyssèdre A., 2010. *Écologie et biodiversité. Des populations aux socioécosystèmes*, Paris, Belin, 336 p.
- Crozes A., 2018. La place de l'anthropocentrisme dans la notion « d'espèce nuisible » : état des lieux et évolutions d'un statut fonctionnel, *Revue juridique de l'environnement*, 43(4):693-718.
- Delaunay F., Levrard S., Ramos A., 2021. La cour d'école végétalisée à l'épreuve des pratiques socio-éducatives, *Géographie et cultures*, 119:41-56, doi:10.4000/gc.19586.
- Ernwein M., 2015. *Jardiner la ville néolibérale : la fabrique urbaine de la nature*, thèse de doctorat, géographie, Université de Genève, 570 p., doi:10.13097/archive-ouverte/unige:55818.
- Escobar M.P., 2014. The power of (dis)placement: pigeons and urban regeneration in Trafalgar Square, *Cultural Geographies*, 21(3):363-388, doi:10.1177/1474474013500223.
- Estebanez J., Raad R., 2016. Les indésirables, *Géographie et cultures*, 98:5-22, doi:10.4000/gc.4432.
- Froment-Meurice M., 2016. *Produire et réguler les espaces publics contemporains. Les politiques de gestion de l'indésirabilité à Paris*, thèse de doctorat, géographie, université Paris-Est-Créteil, 388 p., doi:10.4000/cdg.592.
- Hausmann G.E., 1893. *Mémoires du Baron Haussmann. Tome 3. Grands travaux de Paris*, Paris, Victor Havard Éditeur, 596 p.

- Judic A., Bognon S., 2023. Trier le vivant urbain. Entre héritages et normes, des pratiques toujours teintées de sélection, *Vertigo*, 23(3), doi:10.4000/11pd5.
- Kokoreff M., 1991. La propreté du métropolitain : Vers un ordre post-hygiéniste?, *Les Annales de la recherche urbaine*, 53:93-102.
- Le Bris C., Coutard O., 2008. Les réseaux rattrapés par l'environnement? Développement durable et transformations de l'organisation des services urbains, *Flux*, 74(4):6-8, doi:10.3917/flux.074.0006.
- Legrand M., 2014. Le paradoxe de la gestion harmonique : construction d'un patrimoine écologique et dispositifs de contrôle de l'espace au sein d'un parc urbain, *Ethnographiques.org*, 29.
- Menozzi M.J., 2007. « Mauvaises herbes », qualité de l'eau et entretien des espaces, *Natures Sciences Sociétés*, 15(2):144-153, doi:10.1051/nss:2007041.
- Pavisse R., Vangeluwe D., Clergeau P., 2019. Domestic cat predation on garden birds : an analyses from european ringing programmes, *Ardea*, 107(1):103, doi:10.5253/arde.v107i1.a6.
- Ramos A., 2018. Le jardinage amateur comme modèle pour une imagerie de l'espace public contemporain?, *Projets de paysage*, 19, doi:10.4000/paysage.381.
- Ricci R., 2014. Ordre public, in Kada N., Martial M. (dir.), *Dictionnaire d'administration publique*, Grenoble, Presses universitaires de Grenoble, 357-358.
- Tozzi P., 2013. Ville durable et marqueurs d'un « néo-hygiénisme »? Analyse des discours de projets d'écoquartiers français, *Noroi*, 227:97-113, doi:10.4000/noroi.4700.

Chapitre 27

Caractériser et cartographier les services écologiques en ville

Didier Alard, Jérôme Cimon-Morin

Les services écosystémiques désignent les bénéfices que les humains obtiennent des écosystèmes. C'est dans les années 1990 que le terme apparaît, puis en 2005 que le concept a été standardisé par le *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) sous la forme d'une classification de ces services permettant une lecture unifiée sur les enjeux humain-environnement. La notion de service, que l'on appellera dans ce chapitre service écologique (SE) car il est rendu par la biodiversité en général (espèce, groupe d'espèces, habitat) et non pas uniquement par des écosystèmes, a un double intérêt puisqu'elle permet (1) de mieux comprendre les avantages de conserver la biodiversité pour un public non averti, et (2) de débattre de la valeur de la « nature » sur une base commune pour l'ensemble des acteurs concernés au sein d'un territoire.

L'utilisation des services écologiques dans une approche de biologie de la conservation a cependant suscité des inquiétudes : en se concentrant sur les services, le risque est en effet de privilégier une vision « utilitariste », anthropocentrée et marchande – au travers des paiements aux services – de la nature au détriment d'une perspective biocentrée qui privilégie la valeur intrinsèque de la biodiversité sous toutes ses formes, gènes, espèces ou écosystèmes (Redford et Adams, 2009). D'autres y voient au contraire un élargissement des enjeux et des partenariats possibles pour la conservation de la biodiversité (Goldman et Tallis, 2009). On peut aussi considérer ces deux perspectives (biodiversité et services) comme complémentaires dans les sciences de la conservation (Cimon-Morin *et al.*, 2014; Macé, 2014; Mesléard et Alard, 2014), l'approche étant particulièrement adaptée aux villes et zones urbaines où la question du lien entre bien-être humain et la place de la nature dans le territoire est particulièrement pertinente (Tardieu *et al.*, 2023), alors qu'en Europe, 80 % de la population vit déjà dans les zones urbaines, contre 50 % au niveau mondial (UN, 2018).

►► Caractériser les modèles des services écologiques

L'analyse des SE suit trois étapes. Une première étape de typologie des services vise à inventorier la diversité des bénéfices sur un territoire donné en utilisant la classification des SE qui se répartissent en quatre catégories (UICN, 2013) : les services d'approvisionnement, qui fournissent des biens consommables; les services de régulation assurant le contrôle d'un certain nombre de processus naturels ou d'adversités (inondations, climat local, qualité de l'eau); les services culturels non matériels supportant des activités de loisir au sens large; enfin les services de support, qui représentent des fonctions écologiques qui sous-tendent les trois autres catégories de services (la productivité, la pollinisation, etc.).

La seconde étape s'intéresse à la conceptualisation des SE préalablement retenus, en construisant, pour chaque SE, un modèle spatialisé (figure 27.1) basé sur la distinction des principales composantes du processus de fourniture du service, à savoir l'apport, la demande, le flux et la provision (Burkhard et Maes, 2017). Ces composantes reposent sur une différenciation entre le lieu (et la période) où un service est produit par rapport au lieu (et à la période) où il sera effectivement utilisé par les bénéficiaires. Alors que l'apport se rapporte à la capacité biophysique des écosystèmes à produire un SE donné (la production) et que la demande cherche à caractériser les besoins de la société (la consommation), le flux, quant à lui, est déterminé par la nature du service et représente un transfert de matière, d'énergie ou d'information qui permet de lier fonctionnellement les zones d'apport et de demande et d'identifier les aires de provision, procurant véritablement des bénéfices à la population (Cimon-Morin *et al.*, 2021). La carte d'occupation du sol, discriminant les grands types d'utilisation du territoire (agricole, forestier, urbain, masses d'eau, etc.), et généralement accessible dans les espaces de données ouvertes (*open data*, en anglais) des collectivités ou de divers services publics, est la première source d'information nécessaire à l'établissement de ces différentes zones intervenant dans la modélisation d'un service donné. On distingue différentes échelles spatiales de modèle de SE, sur la base notamment des flux : les SE locaux, où production et demande se superposent (flux restreint), les SE à flux court, où production et

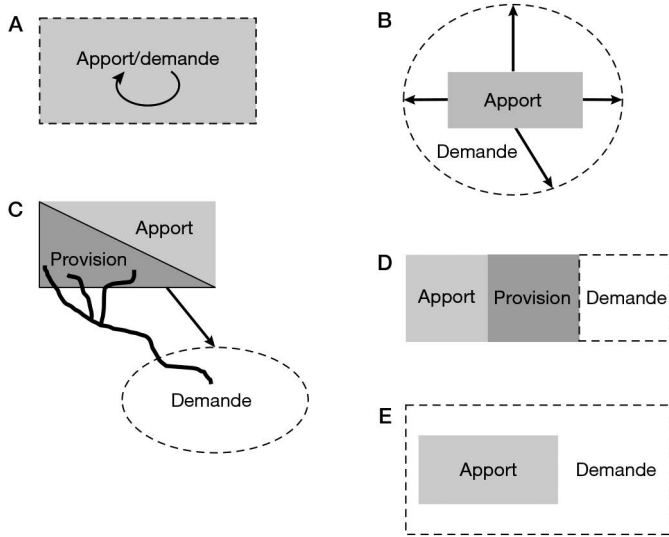


Figure 27.1. Modèles de flux spatial (→) pour les services écologiques (SE).

A. SE local : l'apport et la demande en service sont produits sur la même portion de territoire (par exemple, production de biomasse, cueillette). B. SE voisin omnidirectionnel : l'apport de service est produit au bénéfice du territoire environnant où la demande est également dispersée (par exemple, pollinisation). C. SE distant directionnel : l'apport de service est produit au bénéfice de la demande du territoire environnant dans une direction particulière (par exemple, régulation des inondations sur un bassin-versant) et avec une limite spatiale pour la provision. D. SE voisin directionnel : l'apport de service est produit au bénéfice de la demande du territoire environnant dans une direction particulière (par exemple, brise-vent, épandage de crue). E. SE global sans flux spatial (par exemple, séquestration du carbone). À noter que la provision est égale (A, B, E) ou inférieure (C, D) à l'apport.

demande sont en voisinage immédiat, les SE à flux long où la demande est éloignée de l'apport. La direction spatiale des flux (définie ou non) est également importante dans le modèle. Enfin, certains SE peuvent être considérés comme non spatialisés ou à flux nul, car relevant d'une fonction globale bénéficiant à tous.

Enfin, la troisième étape consiste à modéliser l'ensemble de ces informations en caractérisant la provision des principaux SE, au moyen d'un découplage spatial entre zones de production de SE, tels que définis par la capacité biophysique et additionnellement, dans le cas de flux courts ou restreints, les sites qui sont effectivement utilisés par les bénéficiaires humains. Ainsi, la provision représente le sous-ensemble de l'apport qui fournit des bénéfices aux humains. La provision d'un SE se retrouve donc dans les écosystèmes qui procurent des bénéfices réels à la société, à la différence d'apport sans bénéficiaires, et donc sans SE à proprement parler.

» Les services écologiques en zones urbaines

Ce sont surtout les espaces verts, et la « biodiversité ordinaire » qui les habite, qui fournissent les services écologiques en ville, tels que l'accueil récréatif, l'atténuation du ruissellement, le refroidissement atmosphérique, l'alimentation ou la purification de l'air, contribuant à la sécurité, à la santé et à la qualité de vie des habitants. À ce titre, les milieux semi-naturels en ville sont considérés comme une solution fondée sur la nature (SFN) pour les questions environnementales urbaines (Dremel *et al.*, 2023). Les « infrastructures naturelles » en zones urbaines couvrent

Encadré 27.1. Deux métropoles urbaines, Bordeaux et Québec

La métropole de Bordeaux

La métropole de Bordeaux en Nouvelle-Aquitaine comprend 28 communes qui regroupent plus de 800 000 habitants sur 578 km². Elle est située au nord-est de la forêt des Landes et sur les rives de la Garonne qui se jette en aval dans l'estuaire de la Gironde. Le territoire de la métropole, composée d'une grande variété de types d'occupation du sol, est organisé en ensembles paysagers : zones urbaines et résidentielles, zones agricoles et vignobles, bois et forêts, plans d'eau et zones humides. Une évaluation comparée des services écosystémiques dans les communes de la métropole sur la période 1990-2006 a montré l'importance de l'occupation des sols et de l'urbanisation croissante sur la délivrance de divers SE sur le territoire (Cabral *et al.*, 2016). Plus récemment, les scénarios de dynamique paysagère et de développement urbain de la métropole bordelaise ont été analysés quant à leurs impacts sur la connectivité écologique des paysages urbains (Sarahoui *et al.*, 2021) dans le cadre du programme Biodiver'Cité.

L'agglomération de Québec

L'agglomération de Québec est située dans la province de Québec, au Canada. Elle compte près de 580 000 habitants sur une superficie de 550 km² et comprend les villes de Québec, de Saint-Augustin-de-Desmaures et de L'Ancienne-Lorette. Elle comporte environ 39 % de zones construites (résidentielles, commerciales et industrielles), 36 % de couvert forestier, 9 % de milieux humides (marais, marécages, tourbières), 8 % de milieux aquatiques (lacs et rivières) et 11 % de terres agricoles (Cimon-Morin et Poulin, 2018).

une gamme d'habitats plus variés que les seuls parcs urbains, allant des bois péri-urbains aux jardins partagés, des zones agricoles périphériques aux zones humides, des alignements d'arbres aux toits végétalisés (Hamel *et al.*, 2021). Considérer l'ensemble de ces infrastructures comme un réseau d'éléments semi-naturels et analyser les propriétés de ce réseau et de ses composantes constitue un enjeu majeur de la planification urbaine. Il s'agit en particulier de comprendre quels éléments du territoire rendent quel(s) service(s), et comment se construit un paysage multifonctionnel intra-urbain permettant d'améliorer le cadre de vie des citoyens en atténuant les perturbations environnementales (climat, air, fragmentation) qui caractérisent l'écosystème urbain (UICN, 2013). La recherche de secteurs cumulant divers services et avantages qui en découlent, de même que les liens avec la biodiversité est importante ici. En faisant l'hypothèse que les SE sont dépendants non seulement de la biodiversité qui les délivre, mais aussi des configurations spatiales et temporelles qui déterminent les flux, on cherchera dans un exercice de cartographie à identifier des zones concentrant les intérêts en matière de biodiversité et de services écologiques rendus (Cimon-Morin *et al.*, 2014). Deux études de cas nous permettront d'illustrer ces questions méthodologiques en étudiant particulièrement deux services, l'un sans flux (la régulation globale du climat), l'autre à flux restreint (la régulation locale du climat) au travers de deux études de cas, la métropole de Bordeaux (France) et l'agglomération de Québec (Québec, Canada) (encadré 27.1).

► La séquestration du carbone sur la métropole de Bordeaux

Le service de régulation du climat global peut être représenté par une fonction de stockage du carbone dans la végétation et les sols au sein des écosystèmes d'un territoire (Efese, 2018). Dans cet exemple simple, la cartographie du service est réalisée au moyen d'une estimation du carbone stocké par la végétation et le sol pour chaque classe d'occupation du sol. Faute de données disponibles sur le territoire, l'utilisation du module *carbon storage and sequestration* du modèle Invest (Tallis *et al.*, 2014) permet d'obtenir une correspondance par défaut entre stock et type d'habitat. Le carbone stocké est ainsi cartographié par pixel de la carte, exprimé en quantité de carbone (tonnes) par pixel. Le modèle courant de ce service de régulation est non spatialisé pour la demande, considérée comme globale et externe au territoire d'étude. Le SE n'est donc abordé qu'au travers de l'offre de service, bien qu'il soit possible de raisonner en bilan local stockage-émission à l'échelle d'une agglomération (Burkhard et Maes, 2017).

Le pool de carbone stocké sur Bordeaux Métropole correspondant au service de régulation du climat global est présenté dans la figure 27.2. Il permet de distinguer les zones périphériques de la frange ouest essentiellement boisées en pins des Landes, ainsi que les îlots de feuillus au nord et les zones humides de la vallée de la Garonne qui sont des lieux importants dans l'évaluation de ce service. En l'état, cette cartographie peut être utilisée comme une distribution relative de l'offre du service de régulation, identifiant les secteurs qui participent davantage au stockage. Ici, la séquestration du carbone dans le temps n'est pas considérée et nécessiterait une deuxième date d'occupation du sol pour quantifier la dynamique du processus.

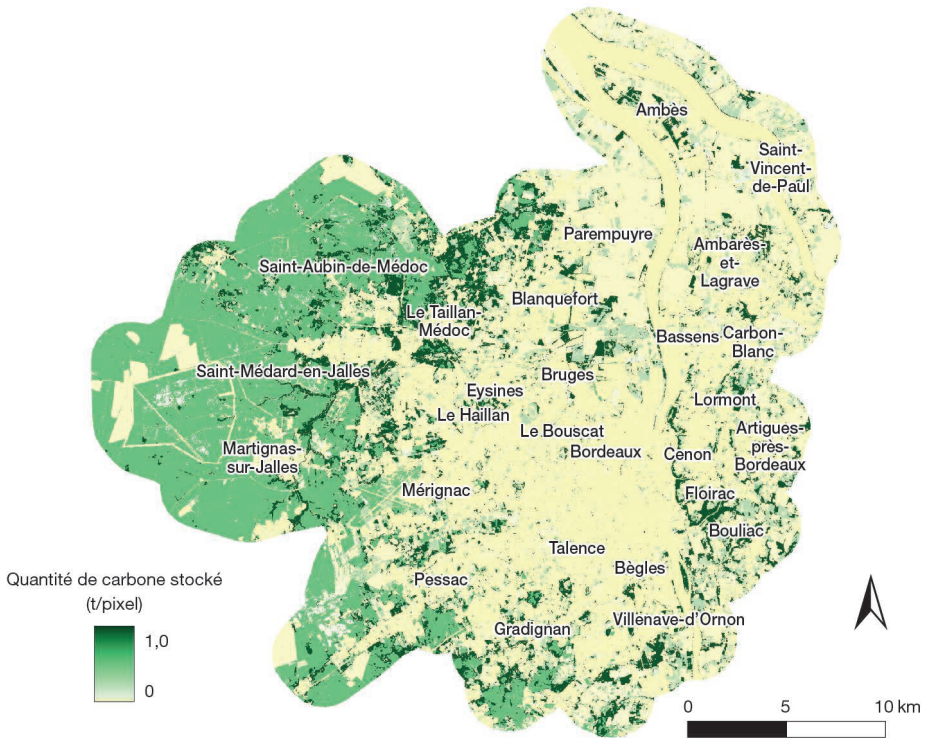


Figure 27.2. Offre de service pour la régulation du climat global sur Bordeaux Métropole, représentée par le pool de carbone aérien et souterrain stocké (pool global), obtenue au moyen de la méthode Invest d'après le modèle d'occupation du sol (MOS) de 2016 (Sahraoui, 2021).

» La régulation du climat local en ville : une question et des données

Le second exemple de service cartographié fait référence à la régulation du climat local et à la possibilité de rafraîchissement, au sein de l'îlot de chaleur urbain (ICU), grâce à la présence de végétaux et de masse d'eau (UICN, 2013). C'est à la fois le processus d'évapotranspiration au cours duquel l'énergie du rayonnement solaire absorbé par les feuilles est convertie en flux de chaleur latent, abaissant ainsi la température de l'air environnant, et l'effet d'ombrage dû à l'interception du rayonnement solaire, empêchant ainsi la surface sous-jacente d'absorber ce rayonnement, qui permettent ces « îlots de fraîcheur » en zone urbaine (Bowler *et al.*, 2010). L'augmentation de la densité de végétation dans les zones urbaines est l'une des stratégies d'atténuation des effets des ICU dans de nombreuses métropoles (Jenerette *et al.*, 2011). Toutefois, les méthodes employées pour construire le diagnostic et cartographier ce SE sont multiples et dépendent pour beaucoup des données disponibles.

Plusieurs types de données sont nécessaires ici.

En premier lieu, la gamme des habitats urbains à périurbains et leur mosaïque spatiale sont données au travers de l'utilisation des sols. Une information essentielle pour décrire cette gamme concerne la densité de feuillage par classe de milieu végétalisé,

qui va conditionner le comportement thermique de l'habitat. Pour ce faire, différencier les zones selon leur taux de couverture végétale (ouvert, semi-ouvert, semi-fermé, etc.), la hauteur du couvert (végétation haute ou basse), leur niveau d'humidité (permanente ou temporaire) peut multiplier les classes d'occupation et complexifier le modèle d'occupation des sols (MOS). On peut à l'inverse utiliser un gradient unique, basé par exemple sur la densité végétale, au moyen du *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI)⁷⁶ ou basé sur un indice d'artificialisation calculé en utilisant le MOS comme le ratio entre surfaces « urbaines » imperméabilisées (bâtiments et infrastructures routières) et surfaces « naturelles » perméables (ensemble des surfaces végétalisées). Le grain spatial d'appréhension de ces indices est fonction du type de SE étudié. Dans les exemples ci-dessous, on a utilisé comme grain d'étude les mailles d'une grille superposée au territoire. Ces mailles sont considérées comme les unités élémentaires au sein desquelles les calculs ou les indices moyennés sont estimés. Par exemple, pour l'étude du service de régulation locale du climat, la taille des mailles élémentaires de la grille d'analyse varie entre 200 mètres (Québec) et 330 mètres (Bordeaux) de côté.

En second lieu, des données sur les températures de surface qui décrivent le paysage thermique du territoire (zones chaudes et zones froides) et par comparaison l'amplitude des contrastes qui permettent de calculer localement l'intensité de l'ICU (encadré 27.2). Ces données sont extraites d'images thermiques issues de la télédétection – par exemple celles fournies par le satellite Landsat-8 dont la résolution spatiale au sol est de 30 mètres –, et permettent de calibrer un comportement thermique moyen en relation avec les classes du MOS ou les indices de densité végétale. Ce comportement peut ensuite être moyenné au grain des mailles élémentaires de la grille d'analyse. On obtient ainsi la capacité de régulation thermique de chaque cellule ou maille par rapport aux zones les plus végétalisées (par exemple, les zones boisées) ou les plus artificialisées. Cette capacité correspond précisément à l'offre de SE dont on estime le rayon d'action à environ 200 mètres, au-delà duquel l'effet rafraîchissant de la végétation urbaine devient négligeable (Ziter *et al.*, 2019).

Enfin, la troisième information se rapporte aux données de population qui permettent d'établir une carte de la demande en service de régulation du climat local en se basant sur la densité estimée d'habitants par zones d'habitation au sein d'une maille élémentaire. Selon la précision et le grain des données (à la commune, par exemple), et suivant le type de trame urbaine (habitat dense, résidentiel, zones d'activités, etc.), qui vont induire des demandes permanentes (résidents) ou temporaires (usagers), une estimation du nombre d'habitants est possible à l'intérieur de chaque maille élémentaire. En assumant un flux de faible distance pour ce service (environ 200 m), le modèle de SE intègre donc la proximité spatiale entre l'offre et la demande. Dans nos études de cas, on considérera donc la provision de service (le flux efficace) à l'échelle de la maille élémentaire (200 m pour Québec, 330 m pour Bordeaux) : l'effet rafraîchissant d'une végétation au sein d'une maille bénéficie aux populations résidentes de la même maille. Le service de rafraîchissement local sera donc essentiellement considéré au sein de chaque cellule, dont la taille est de l'ordre de grandeur du rayon d'effet.

76. Le NDVI est construit à partir des canaux rouge et proche infrarouge d'une image satellite. Il permet d'identifier les zones fortement photosynthétiques.

Encadré 27.2. L'îlot de chaleur urbain (ICU) de Bordeaux Métropole

À partir du modèle d'occupation des sols (MOS) de 2016 (Sarahoui, 2021) et d'une image Landsat-8 (septembre 2013) de la métropole de Bordeaux, dont on extrait la valeur des pixels en degrés Celsius, il est possible de mesurer la gamme des températures, donc le comportement thermique moyen, pour les différentes occupations des sols. Les températures moyennes pour les grandes classes d'occupation montrent une nette gradation entre les usages les plus artificiels, les plus chauds, et les écosystèmes les plus végétalisés (figure 27.3). L'écart aux zones artificialisées et urbaines indique le « pouvoir rafraîchissant » de chaque classe. Les eaux libres complètent le gradient dans la gamme des températures basses, tandis que certaines classes (cultures et conifères) montrent une gamme de variation importante due aux différentes phases que peuvent prendre ces classes (peuplement récolté ou mature).

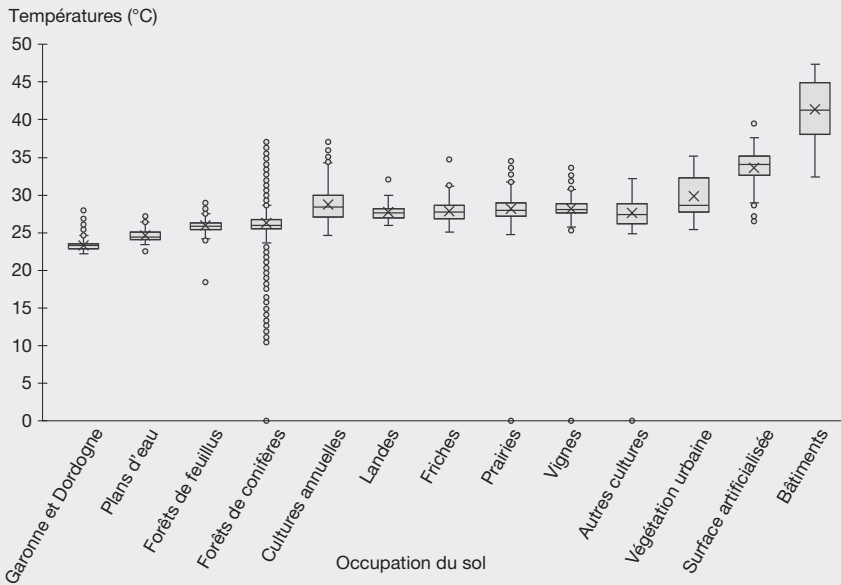


Figure 27.3. Températures de surfaces en fonction du type d'occupation du sol de Bordeaux Métropole (sources : d'après Guechoud, 2019).

La distribution des valeurs est indiquée par les « boîtes à moustaches » (*boxplots*), les 1^{er} et 3^e quartiles sont représentés par le rectangle autour de la médiane (trait central), les traits caractérisant les limites de la distribution basées sur l'espace interquartile, à l'exception des valeurs extrêmes (points).

La température moyenne est de 31,08 °C pour les surfaces urbaines et de 27,05 °C pour l'ensemble des surfaces naturelles. L'intensité de l'îlot de chaleur urbain est estimée à partir de cette différence de température entre ces deux types de surfaces qui est de $\pm 4,02$ °C (Guechoud, 2019).

Il est cependant possible d'affiner la cartographie de la demande en considérant des critères supplémentaires relatifs à la fois aux types de populations et aux déplacements potentiels des habitants. Pour le premier critère, on peut calculer à l'échelle de la cellule élémentaire, un indice de vulnérabilité aux vagues de chaleur des résidents

(Barrette *et al.*, 2018) basé sur la fraction des personnes d'âge ou de revenus sensibles, ainsi que sur la distance aux équipements urbains (piscine, hôpital). Concernant le second critère, on considère le déplacement des résidents voisins d'une maille, en utilisant une zone tampon autour de la maille cible, correspondant à une distance de marche quotidienne estimée à environ 300 mètres (Ekkel et de Vries, 2017). Ces deux critères, prenant en compte l'hétérogénéité des populations résidentes vis-à-vis du service et distinguant deux distances de flux (200 m pour les résidents locaux et 300 m pour les résidents voisins), permettent d'affiner la cartographie du service de régulation locale du climat, en complexifiant le modèle conceptuel de base (figure 27.2). Dans nos exemples, la maille de 200 mètres de Québec considère uniquement l'effet local, l'effet de voisinage étant intégré en considérant les mailles voisines, alors qu'on peut considérer que la maille de 330 mètres (Bordeaux) intègre ces deux effets.

Régulation du climat local sur le territoire de Bordeaux Métropole

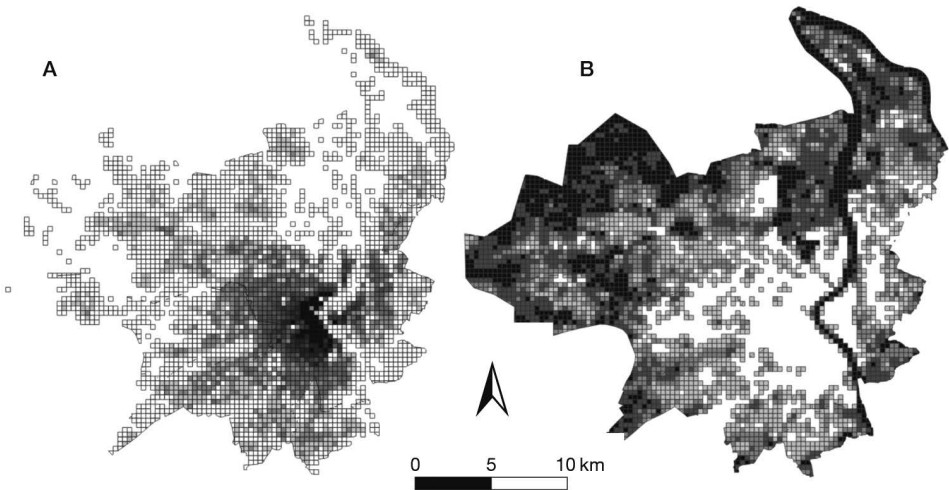


Figure 27.4. Distribution spatiale, dans la grille de mailles 330×330 m, des valeurs relatives (gradient de densité minimum-maximum) pour la demande de service de régulation du climat local liée positivement au gradient de densité humaine (A), et de l'offre de service liée à la température moyennée des mailles (B), traduisant le gradient de potentiel rafraîchissant des écosystèmes urbains présents dans cette maille.

L'adéquation spatiale (flux de service) est optimale quand les deux dimensions du service ont des valeurs moyennes à élevées au sein de la même maille.

L'offre de service correspond à la moyenne thermique au grain des mailles de la grille d'analyse et son écart aux valeurs les plus chaudes, et la demande de service correspond à la densité d'habitants permanents dans cette maille (figure 27.4). La provision de service correspond à un flux efficace, estimé par la maille élémentaire de 330 mètres qui tient compte de l'effet local et de l'effet d'attraction (figure 27.5). La vulnérabilité n'a pas été cartographiée dans la demande, faute de données disponibles. L'hypercentre apparaît comme la zone la plus densément peuplée, mais aussi la moins pourvue pour l'offre de service, en dépit de l'effet « Garonne » très localisé.

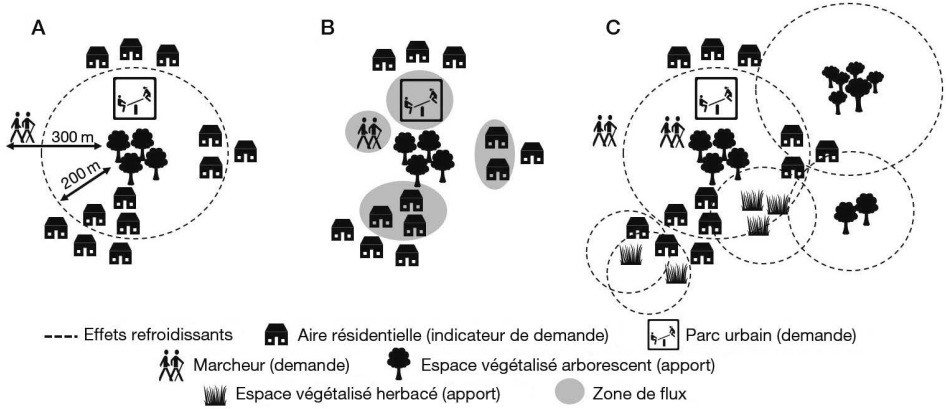


Figure 27.5. Schéma conceptuel du service écosystémique (SE) de régulation de la température des îlots de chaleur urbains (ICU).

A. Représentation d'un bois urbain générant un effet refroidissant jusqu'à 200 mètres aux alentours. Des résidents peuvent également se déplacer sur 300 mètres dans la zone d'influence du bois afin de profiter des températures plus basses. B. Les zones en gris illustrent à quels endroits le flux du SE se concrétise, c'est-à-dire là où des bénéfices sont reçus par les résidents. C. En contexte réel, plusieurs milieux naturels sont en mesure de contribuer plus ou moins significativement à l'atténuation des ICU, leur apport étant bien souvent fonction du type d'écosystème (bois *versus* prairie, par exemple) et de leur superficie. Il est donc important de dresser un portrait global afin de bien identifier les priorités d'aménagement des milieux naturels (protection, restauration, etc.).

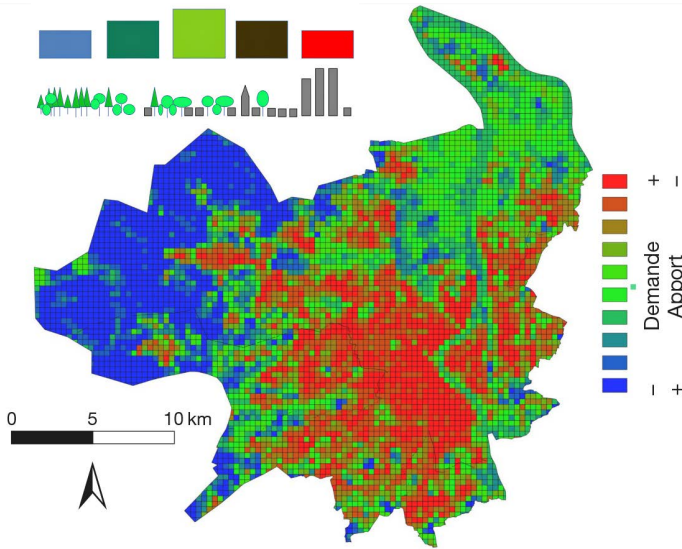


Figure 27.6. Balance entre l'offre (apport) de régulation thermique locale offerte par les zones végétalisées, et la demande en régulation représentée par les zones bâties (habitations ou zones d'activités).

Les zones rouges correspondent à un déficit de service (demande > offre), tandis que les zones bleues identifient les mailles où l'apport est important face à une demande locale de résidents (<200m) qui est faible ou nulle. Dans le cartouche situé en haut à gauche de la figure, on constate que le service de régulation climatique local est maximal dans les zones de forte diversité paysagère, où coexistent des secteurs bâtis et des zones végétalisées (en vert).

L'adéquation des deux composantes permet de distinguer (figure 27.6) les zones de provision efficace de service (proximité de l'offre vis-à-vis de la demande). Les cartes de température et de végétation obtenues à partir de données de télédétection, superposées à la variabilité spatiale de distribution de la population, décrivent le paysage de risques de chaleur urbaine (Jenerette *et al.*, 2011).

La valeur de la demande du service la plus élevée se trouve principalement dans le centre urbain où le bâti est le plus dense. La demande a tendance à baisser en s'éloignant de l'hypercentre. Ces mailles sont clairement les sites où la demande en régulation excède l'offre de régulation apportée par les zones végétalisées du fait de la rareté de celles-ci. Les zones de l'hypercentre où cette demande est comblée (en vert sur la figure 27.6) correspondent aux parcs urbains ou au fleuve. À l'autre extrémité du gradient, les zones où l'offre de régulation thermique excède la demande locale, dans la mesure où les habitations et les activités sont absentes de ces mailles entièrement végétalisées, correspondent également à une intensité faible du flux de service. N'est pas considéré ici le rôle que les forêts périurbaines peuvent avoir pour les résidents des mailles environnantes et qui fréquentent ces zones pour ce service particulier. En définitive, la meilleure adéquation du service de régulation locale du climat existe dans les secteurs (mailles) où l'habitation humaine, moyennement à peu dense, coexiste avec les zones végétalisées au sein de la même maille (zones vertes sur la carte). Le service est donc estimé pour les résidents proches ou à faible distance (intramaille).

Régulation du climat local dans l'agglomération de Québec

La cartographie de l'apport du SE de régulation de la température des ICU dans l'agglomération de Québec montre que seulement 37 % des cellules présentent une certaine capacité de refroidissement (figure 27.7A). Cette faible capacité n'est pas due à une absence marquée de végétation ou d'espaces verts, mais plutôt au fait que leur nombre, leur type ou leur superficie ne sont pas suffisants dans la majorité des cellules pour avoir un impact mesurable sur l'abaissement de la température. Par exemple, l'indice de canopée de l'ensemble de la zone d'étude est estimé à une moyenne de 54 % et se maintient à près de 32 % dans les portions d'arrondissements situées à l'intérieur du périmètre urbanisé⁷⁷. Ainsi, cela tend à suggérer que la présence des ICU est difficile à atténuer, et ce malgré la présence d'un indice de canopée modéré. Les arrondissements avec le moins d'apport sont associés aux indices de canopée les plus faibles de l'agglomération, au centre et en bordure sud-est (La Cité-Limoilou : 17 % ; Les Rivières : 27 % ; Sainte-Foy-Sillery : 35 %).

La demande est plus globalement distribuée que l'apport à l'intérieur de l'agglomération, couvrant 72 % des cellules (figure 27.7B et C). Cependant, seulement 50 % des cellules sont associées à un indice de vulnérabilité (figure 27.7B) alors que l'indicateur de population (figure 27.7C) est présent dans toutes les cellules avec de la demande. En comparant les cartes B et C de la figure 27.7, on peut constater un chevauchement entre les zones de haute vulnérabilité et les zones de haute densité de population (couleurs foncées dans les deux cartes). En périphérie de ces noyaux urbains (au sud-est par exemple), la correspondance entre la vulnérabilité et la densité de population est moins évidente. Dans ces zones périphériques, les indices de vulnérabilité sont

⁷⁷. www.ville.quebec.qc.ca.

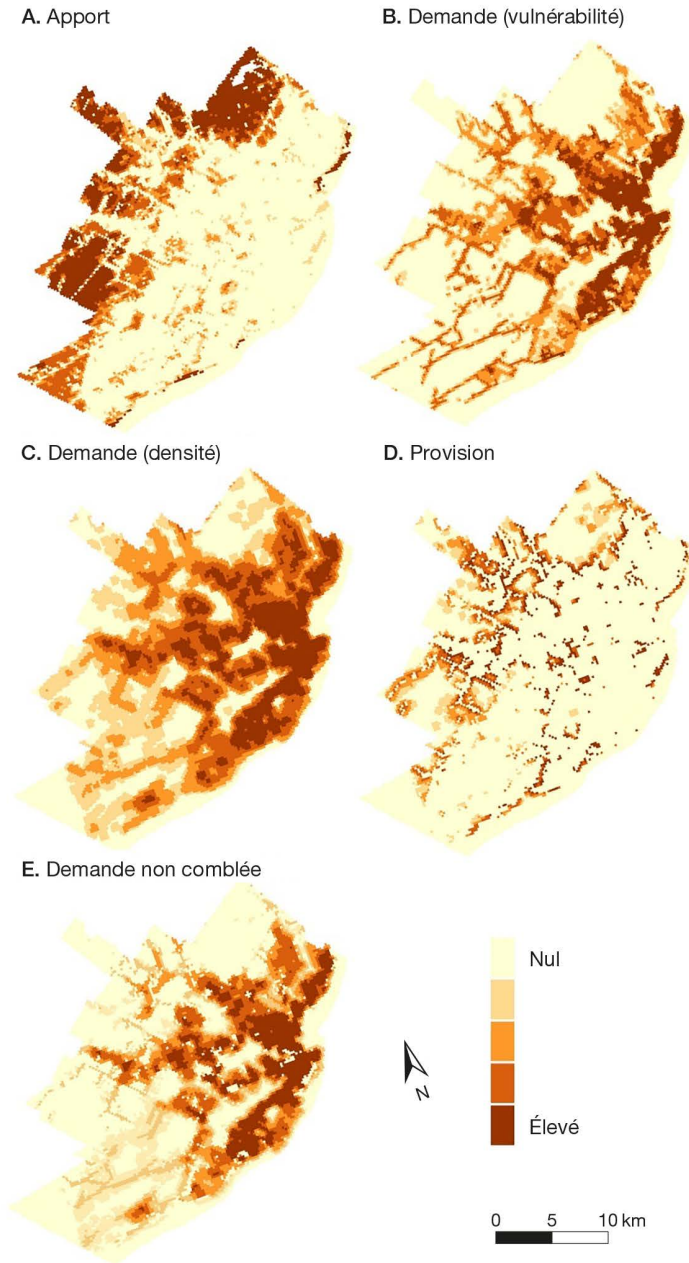


Figure 27.7. Répartition spatiale des variables utilisées pour cartographier le service écosystémique de régulation de la température des îlots de chaleur urbains dans l'agglomération de Québec à l'échelle de cellule de 200 mètres.

A. Apport du service. B. Vulnérabilité des résidents aux vagues de chaleur ayant été utilisée comme un indicateur de la demande. C. Densité de population à l'intérieur des cellules ainsi que dans une zone tampon de 300 mètres à leur périphérie. La densité de population constitue le deuxième indicateur utilisé pour cartographier la demande. D. Distribution spatiale de la provision. E. Cellules étant associées à une demande (population et vulnérabilité), mais n'ayant aucun apport refroidissant.

surtout associés aux grands axes routiers et aux zones commerciales qui leur sont associées. Lorsque l'on combine l'apport et la demande, seulement 21 % des cellules sont associées à une valeur de provision positive (figure 27.7D), c'est-à-dire où un effet refroidissant est observé au même endroit qu'il y a de la demande. Finalement, environ 51 % des cellules de l'aire d'étude qui sont associées à de la demande (densité de population et vulnérabilité aux vagues de chaleur) sont également associées à une capacité de refroidissement nulle (figure 27.7E). Mais plus important encore, 41 % des cellules de l'agglomération associées à un indice de vulnérabilité ne possèdent pas d'apport en refroidissement (soit environ 83 % de l'ensemble des cellules « vulnérables »).

Considérer l'échelle et le grain des données disponibles

La difficulté pour la cartographie des SE réside dans l'existence ou non de données disponibles sur l'ensemble d'un territoire : données récentes, sans biais spatial, accessibles et reproductibles. L'utilisation de données modélisées (simplifiées en ce qui concerne les valeurs absolues, mais correctes en ce qui concerne les données relatives) peut constituer une solution alternative lorsque les données thématiques n'obéissent pas à ces prérequis. Par exemple, concernant la thématique des îlots de chaleur urbains, des données sur le niveau d'imperméabilisation du sol peuvent constituer une estimation indirecte (proxy) des températures au sol, pourvu qu'il soit possible de calibrer sur une partie du territoire cette relation entre occupation de l'espace et climat local. La question du grain des données (Rioux, 2019) est également essentielle pour aborder les services avec la finesse spatiale nécessaire dans l'aménagement urbain.

Plus important encore, un service se décline comme nous l'avons vu, en diverses informations, concernant une demande, une offre, et une adéquation spatiale (la distance de flux) permettant ou non une provision de ce service. Trop souvent encore, les sites d'intérêts pour la conservation de SE sont identifiés en ne considérant que leur apport, ce qui a comme principale conséquence que les milieux les plus importants pour procurer des bénéfices aux êtres humains peuvent être négligés (Villarreal-Rosas *et al.*, 2020). La prise en compte des quatre composantes du cadre conceptuel des SE permet un diagnostic plus juste de l'état d'un service et favorise la prise de décision plus éclairée pour l'aménagement du territoire. Par exemple, si dans une cellule donnée, on note l'absence de provision, l'analyse des autres constituants (apport, demande ou flux) permet de bien comprendre celui ou ceux qui font défaut, et d'opter pour une solution d'aménagement adaptée selon la nature du SE analysé. Bien que la présence de cellules ayant une demande non comblée soit une cible intéressante pour la mise en place d'interventions visant à augmenter l'apport, le simple fait d'avoir la présence de provision dans une cellule donnée ne veut pas dire que les besoins de la population sont pour autant automatiquement comblés. Une valeur de provision positive peut se retrouver dans une cellule ayant une très forte demande, liée à la vulnérabilité élevée de ses résidents, tout en ayant un apport faible (par exemple, un écart de température de 1 °C seulement). Ainsi, jusqu'à un certain seuil d'apport où la demande peut être considérée comme étant comblée, même les sites ayant de la provision doivent être inclus dans l'analyse. En théorie cependant, en raison de la nature même du service, il est difficile de déterminer à quel écart de température la demande peut être jugée comme étant comblée.

Les actions de conservation (la protection, la restauration, la création et la mise en valeur des milieux naturels) peuvent être entreprises pour agir sur la quantité et la qualité des

différentes composantes des SE. Par exemple, la protection peut contribuer à maintenir en bonne qualité l'apport d'un site (bois urbain), favorisant ainsi la stabilité des flux et de la provision à long terme. La protection peut également pérenniser des zones importantes pour le maintien des flux de certains services opérant à plus grande distance (sentiers adjacents à une zone boisée). Ensuite, les actions de restauration et de création peuvent contribuer à augmenter à la fois la quantité et la qualité de l'apport par la réhabilitation de sites dégradés (plantation dans une friche) ou en créant de nouveaux milieux naturels qui fourniront à terme un apport nouveau ou augmenteront directement le flux en réduisant l'isolement physique entre l'apport et la demande. Par exemple, en rendant accessible un bois qui était auparavant inaccessible, on supprimera les barrières qui perturbent le flux des consommateurs pour aboutir à une augmentation de la provision du service. La mise en valeur de nouveaux milieux peut quant à elle contribuer à distribuer la demande sur de nouveaux sites afin de réduire la pression sur les sites existants, tout en augmentant l'apport et le flux, et ultimement, la provision.

Combiner plusieurs approches d'un même service

La distribution spatiale de l'apport de SE est généralement hétérogène sur le territoire, de sorte que tous les bénéficiaires potentiels n'ont pas le même niveau d'accès aux bénéfices de la nature, comme le montrent les différences entre hypercentres et banlieues dans les exemples de Bordeaux et Québec. Outre les questions de densité, le caractère de vulnérabilité de certains groupes de personnes, par exemple vis-à-vis des vagues de chaleur, apporte une complexité supplémentaire à cette question.

L'aménagement des milieux naturels peut contribuer à diminuer ou accentuer cette problématique en matière d'équité dans l'accès aux bénéfices de SE (Villarreal-Rosas *et al.*, 2020). Bien que dans l'agglomération de Québec, il existe une certaine corrélation spatiale entre la densité de population et sa vulnérabilité aux vagues de chaleur (Goyette *et al.*, 2024), une cartographie de la demande au moyen d'un focus sur la densité de population seulement risque d'augmenter les inégalités entre les bénéficiaires, en entraînant les choix d'aménagement du territoire vers des sites sous-optimaux en matière d'équité pour l'accès aux bénéfices. L'indice de vulnérabilité qui a été utilisé permet au contraire de désagréger les bénéficiaires du service en fonction de variables socio-économiques d'intérêts afin d'orienter les choix d'aménagement vers les bénéficiaires les plus vulnérables et qui ont davantage besoin du service. On voit ici qu'à mesure que la problématique se complexifie, la nature ou la précision des données devient elle-même plus complexe.

L'étude du multiservice : synergies ou complémentarités ?

La nature urbaine offre en définitive différents types de bénéfices aux habitants qui peuvent se décliner en autant de services écologiques. Dans le cadre du programme BiodiverCité sur la métropole de Bordeaux, nous avons abordé d'autres services, par exemple le service de pollinisation, essentiel à l'agriculture périurbaine (Alfonsi *et al.* 2020). En changeant de SE, ce sont ainsi d'autres éléments structurants du paysage qui vont nous intéresser pour caractériser l'apport (habitats des pollinisateurs au travers des milieux naturels) comme la demande (localisée dans les parcelles agricoles) et le flux (limite de dispersion des pollinisateurs). Les cartographies successives de ces services vont ainsi s'additionner avec l'enjeu de savoir si différents types de services se concentrent

ou se complètent au sein du territoire. La cartographie des SE au sein des espaces urbains permet ainsi de mesurer le caractère essentiel de certains espaces au bien-être général, à la fois par la qualité des SE qu'ils offrent, mais aussi par l'effet cumulatif de différents services concentrés en un lieu (Burkhard et Maes, 2017). Ainsi, sur le territoire de Bordeaux Métropole, certains secteurs au nord de Blanquefort et de Parempuyre cumulent service de séquestration du carbone et régulation locale du climat, tandis que l'ouest du territoire offre peu de régulation locale, du fait de la densité urbaine faible en dépit d'un service de séquestration du carbone plutôt élevé. En revanche, ce secteur forestier périurbain est crucial pour le service des « aménités » en offrant un espace naturel récréatif (UICN, 2013). L'hypothèse qu'à un degré plus élevé de biodiversité doit correspondre une offre importante de services écologiques est probablement vraie pour les apports *stricto sensu*. Cependant, les exemples présentés ici montrent que la confrontation avec la demande de service rend cette relation théorique beaucoup plus incertaine quant au service lui-même. En définitive, peu de nature équivaut en général à peu de services, tandis que l'inverse dépend fortement d'une adéquation avec des bénéficiaires potentiels au sein de l'espace urbain (de Groot *et al.*, 2010).

►► Remerciements

Merci à Poliana Mendes d'avoir partagé avec les auteurs ses données sur le SE de régulation des îlots de chaleur urbain pour l'agglomération de Québec. Merci à Idir Guéchoud et Elsa Alfonsi pour leur participation aux travaux du programme BiodiverCité, ainsi qu'aux collègues de Biogeco et du Labex Cote pour les animations et discussions dans le cadre de ce programme.

►► Références citées

- Alfonsi E., Guechoud I., Alard D., 2020. *Cartographie des services écologiques dans le cadre du programme BiodiverCité et apports méthodologiques pour la construction de réseau de conservation*, rapport de fin d'études, programme BiodiverCité, Bordeaux Métropole, université de Bordeaux, 30 p.
- Barrette N., Vandersmissen M.H., Roy F., 2018. *Atlas web de la vulnérabilité de la population québécoise aux aléas climatiques*, rapport de recherche, Université Laval, département de Géographie, 238 p.
- Bowler D.E., Buyung-Ali L., Knight T.M., Pullin A.S., 2010. Urban greening to cool towns and cities: a systematic review of the empirical evidence, *Landscape Urban Planning*, 97(3):147-155, doi:10.1016/j.landurbplan.2010.05.006.
- Burkhard B., Maes J. (éd.), 2017. *Mapping Ecosystem Services*, Sofia, Pensoft Publishers, 374 p., doi:10.3897/ab.e12837.
- Cabral P., Feger C., Levrel H., Chambolle M., Basque D., 2016. Assessing the impact of land-cover changes on ecosystem services: A first step toward integrative planning in Bordeaux, France, *Ecosystem Services*, 22(B):318-327, doi:10.1016/j.ecoser.2016.08.005.
- Cimon-Morin J., Darveau M., Poulin M., 2014. Ecosystem services expand the biodiversity conservation toolbox – A response to Deliege and Neuteleers, *Biological Conservation*, 172:219-220, doi:10.1016/j.biocon.2014.02.009.
- Cimon-Morin J., Poulin M., 2018. Setting conservation priorities in cities: approaches, targets and planning units adapted to wetland biodiversity and ecosystem services, *Landscape Ecology*, 33(7): 1975-1995, doi:10.1007/s10980-018-0707-z.
- Cimon-Morin J., Goyette J.O., Mendes P., Pellerin S., Poulin M., 2021. A systematic conservation planning approach to maintaining ecosystem service provision in working landscapes, *Facets*, 6:1570-1600, doi:10.1139/facets-2020-0100.

- Dremel M., Goličnik Marušić B., Zelnik I., 2023. Defining natural habitat types as nature-based solutions in urban planning, *Sustainability*, 15(18):13708, doi:10.3390/su151813708.
- Efese, 2018. *Évaluation française des écosystèmes urbains et de leurs services écosystémiques*, 889 p., www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/publications/efese_ecosystemes_urbains.pdf.
- Ekkel E.D., Vries (de) S., 2017. Nearby green space and human health: Evaluating accessibility metrics, *Landscape and Urban Planning*, 157:214-220, doi:10.1016/j.landurbplan.2016.06.008.
- Goldman R.L., Tallis H., 2009. A Critical Analysis of Ecosystem Services as a Tool in Conservation Projects, *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1): 63-78, doi:10.1111/j.1749-6632.2009.04151.x.
- Goyette J.O., Mendes P., Cimon-Morin J., Dupras J., Pellerin S. *et al.*, 2024. Using the ecosystem serviceshed concept in conservation planning for more equitable outcomes, *Ecosystem Services*, 66:101597, doi:10.1016/j.ecoser.2024.101597.
- Groot (de) R.S., Alkemade R., Braat L., Hein L., Willemen L., 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making, *Ecological Complexity*, 7(3):260-272, doi:10.1016/j.ecocom.2009.10.006.
- Guechoud I., 2019. *Services écologiques en milieux urbains : caractérisation de l'îlot de chaleur urbain (ICU) et du service écologique de régulation du climat local à Bordeaux Métropole*, rapport de stage de master 2, dir. Alard D., université de Bordeaux.
- Hamel P., Guerry A.D., Polasky S., Han B., Douglass J.A., *et al.*, 2021. Mapping the benefits of nature in cities with the InVEST software, *npj Urban Sustainability*, 1:25, doi:10.1038/s42949-021-00027-9.
- Jenerette G.D., Harlan S.L., Stefanov W.L., Martin C.A., 2011. Ecosystem services and urban heat riskscape moderation: water, green spaces, and social inequality in Phoenix, USA, *Ecological Applications*, 21(7):2637-2651, doi:10.1890/10-1493.1.
- Macé G.M., 2014. Ecology. Whose conservation?, *Science*, 345(6204):1558-1560, doi:10.1126/science.1254704.
- Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*, Washington, Island Press, 155 p.
- Mesléard F., Alard D., 2014. Une brève histoire de la conservation, *in* Gauthier-Clerc M., Mesléard F., Blondel J. (éd.), *Sciences de la Conservation*, Paris, De Boeck, 69-82.
- Redford K.H., Adams W.M., 2009. Payment for ecosystem services and the challenge of saving nature, *Conservation Biology*, 23(4):785-787, doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01271.x.
- Rioux J.F., Cimon-Morin J., Pellerin S., Alard D., Poulin M., 2019. How land cover spatial resolution affects mapping of urban ecosystem service flows, *Frontiers in Environmental Science*, 7:93, doi:10.3389/fenvs.2019.00093.
- Sahraoui Y., Leski C.D.G., Benot M.L., Revers F., Salles D. *et al.*, 2021. Integrating ecological networks modelling in a participatory approach for assessing impacts of planning scenarios on landscape connectivity, *Landscape and Urban Planning*, 209:1-14, doi:10.1016/j.landurbplan.2021.104039.
- Tallis H., Rickets T., Guerry A., Wood S., Sharp R. *et al.*, 2014. *InVEST 3.0.1 User's Guide: Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs*.
- Tardieu L., Hamel P., Mikou M., Coste L., Levrel H., 2023. L'approche par les services écosystémiques peut-elle permettre une meilleure mise en visibilité de la nature dans les processus de planification urbaine?, *Développement durable et territoires*, 14(3), doi:10.4000/developpementdurable.23548.
- Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) France, 2013. *Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France. Volume 2.3. Les écosystèmes urbains*, Paris, 20 p., www.uicn.fr/wp-content/uploads/2016/09/Panorama-ecosystemes_urbains-m4.pdf.
- United Nations (UN), 2018. *The World's Cities in 2018. Data Booklet*, 34 p., https://digitallibrary.un.org/record/3799524/files/the_worlds_cities_in_2018_data_booklet.pdf.
- Villarreal-Rosas J., Sonter L.J., Runtz R.K., Lopez-Cubillos S., Dade M.C. *et al.*, 2020. Advancing Systematic Conservation Planning for Ecosystem Services, *Trends in Ecology et Evolution*, 35:1129-1139, doi:10.1016/j.tree.2020.08.016.
- Ziter C.D., Pedersen E.J., Kucharik C.J., Turner M.G., 2019. Scale-dependent interactions between tree canopy cover and impervious surfaces reduce daytime urban heat during summer, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116:7575-7580, doi:10.1073/pnas.1817561116.

Chapitre 28

Le zéro artificialisation nette et l'intégration de la biodiversité dans les projets d'aménagement

Marc Barra

Une des bases pour maintenir la capacité évolutive de la biodiversité terrestre consiste à conserver des espaces non artificialisés (non urbanisés ou non coupés d'infrastructures) voire cultivés (dans une approche agroécologique). Or, en France métropolitaine, pas moins de 24 000 hectares de terres ont été artificialisés chaque année en moyenne entre 2009 et 2022, soit l'équivalent de la superficie du département du Rhône, ou 2 % du territoire métropolitain sur la période (Portail de l'artificialisation). La disparition des espaces naturels, agricoles et forestiers a des conséquences multiples sur nos sociétés, autant économiques qu'environnementales : perte de terres cultivables, mitage de l'espace, amplification des effets du changement climatique (inondations par ruissellement, canicules), déclin et homogénéisation de la biodiversité.

Malgré une littérature abondante et des événements climatiques récents rappelant l'importance des sols vivants, ces derniers restent largement ignorés par les acteurs de l'aménagement. Considérés comme un support physique avant tout, les sols ne sont pas reconnus à leur juste valeur. Ils sont pourtant le lieu de vie de nombreux organismes vivants (25 % de la biodiversité terrestre selon l'IPBES), et surtout le siège de processus écologiques fondamentaux comme le cycle de l'eau ou le stockage de carbone. Protéger les sols ou les restaurer est devenu vital.

Depuis plusieurs années, le rapprochement entre écologues, paysagistes, urbanistes et aménageurs fait bouger les lignes, en plaçant les processus écologiques et la biodiversité au cœur du projet urbain. De nouvelles approches de l'aménagement se dessinent, avec en ligne de mire un usage plus sobre du foncier⁷⁸.

» Zéro artificialisation nette : un dispositif complexe qui renvoie à la sobriété foncière

En réponse au phénomène d'artificialisation, la Loi n° 2021-1104 du 22 août 2021, dite « Climat et résilience », a posé un objectif de zéro artificialisation nette (ZAN) à l'horizon 2050. L'introduction de cet objectif a été saluée par de nombreux acteurs de l'écologie comme une avancée majeure pour la protection des sols, malgré une

78. Ce chapitre reprend une partie de l'article « Intégrer la biodiversité dans les projets de construction et de rénovation » (Barra, 2022).

mécanique complexe à comprendre. Sur la période 2021-2031, la loi fixe comme objectif de réduire de moitié le rythme de consommation d'espaces naturels, agricoles et forestiers (enaf) par rapport à la décennie précédente (2011-2021). Cette première étape consiste à privilégier le recyclage urbain, en construisant et rénovant sur des surfaces déjà artificialisées. À partir de 2031, la deuxième étape prévoit d'atteindre le « zéro artificialisation nette des sols » d'ici 2050, autrement dit de « compenser » l'artificialisation résiduelle par des opérations de renaturation (restauration de cours d'eau, de zones humides, de mares, de terres agricoles, de forêts et de prairies, création de parcs urbains publics ou de jardins privés boisés, etc.). Cet objectif sera traduit dans les documents de planification au niveau régional (SRADDET⁷⁹ et SDRIF⁸⁰ en Île-de-France), avant d'être décliné aux niveaux intercommunal et communal (SCoT⁸¹, PLU/PLUi⁸²).

Pour les acteurs de la construction et de l'aménagement (promoteurs, aménageurs, architectes, entreprises du BTP), le ZAN est indissociable d'une trajectoire de sobriété, tant dans l'usage des sols que des ressources (matériaux de construction), en évitant toute nouvelle artificialisation supplémentaire et en composant avec l'existant. Il s'agit de faire mieux avec moins, et surtout de faire autrement. Cela implique concrètement de privilégier le recyclage urbain sans empiéter sur de nouveaux terrains (mobilisation des logements vacants, rénovation des infrastructures vétustes, conversion de bureaux en logements, surélévation d'immeubles, aménagement des friches très artificialisées, etc.).

Bien qu'il constitue un tournant majeur dans l'approche de l'aménagement du territoire, le ZAN reste un objectif essentiellement comptable qui ne pourra contribuer à lui seul à un urbanisme plus écologique (Barra et Clergeau, 2020). Il ne remplace pas les autres politiques publiques ni l'expertise locale : l'intégration systématique des trames vertes et bleues dans les plans d'aménagement, l'application d'un minimum de pleine terre (imposé par la collectivité ou volontaire), le choix de formes urbaines et architecturales favorisant le déplacement des espèces et le maintien d'espaces végétalisés libres d'une gestion intensive. Pour y parvenir, les savoirs en écologie urbaine devront être mobilisés, et la réussite conditionnée par l'écoute et la mise en dialogue des disciplines concernées.

► Densifier à tout prix : un risque pour la nature urbaine

L'atteinte du ZAN, dont l'objectif principal est d'épargner les espaces naturels, agricoles et forestiers, passera nécessairement par des politiques de densification. Cette tendance, renforcée par la parution en 2022 de décrets sur la nomenclature des sols (qui considèrent certains espaces végétalisés urbains comme artificialisés), n'est pas sans risque et peut conduire à sacrifier les petits (mais non moins essentiels) espaces végétalisés urbains (jardins, squares, arbres isolés, friches)⁸³. Or, ces derniers participent directement à la qualité de vie, aux fonctions écologiques et à l'adaptation des villes face aux changements climatiques. Dans ce contexte, il est essentiel de rappeler que tous les espaces de pleine terre existants, petits ou grands,

79. Schéma régional d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires.

80. Schéma directeur de la région Île-de-France.

81. Schéma de cohérence territoriale.

82. Plan local d'urbanisme / plan local d'urbanisme intercommunal.

83. www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000045727061.

végétalisés ou non, sont précieux en ville. Ils doivent être protégés et mis en valeur dans les documents d'urbanisme, qu'ils soient comptabilisés comme artificialisés ou non par la loi. Cela inclut les espaces végétalisés à faible naturalité (gazons, jardins horticoles), qui pourront être améliorés par des actions simples de gestion écologique (ou de non-gestion), comme les espaces végétalisés à forte naturalité dont certains parcs et jardins, friches, zones humides, boisements relictuels ou prairies, qui devront être conservés en l'état et protégés.

La tendance actuelle est à la mobilisation des friches urbaines, qui suscitent l'espoir de favoriser le renouvellement urbain, tout en réduisant l'occupation des sols. Or, il existe une grande variété de friches en ce qui concerne la qualité écologique, allant d'anciennes usines à des friches couvertes d'une végétation dense (chapitre 8). Des scientifiques ont montré que la diversité des plantes, des oiseaux et des papillons dans les friches est plus élevée en moyenne que dans n'importe quel autre espace vert géré pour l'accueil du public (Muratet *et al.*, 2011). La connectivité entre les friches joue également un rôle dans l'accueil d'espèces évitant habituellement la ville dense (Muratet *et al.*, 2007). Pour les aménageurs, la logique voudrait que ces espaces fassent l'objet d'une meilleure (re)connaissance, au travers des inventaires écologiques et des études de paysage, avant d'être aménagés. Dans les communes, un travail de « classement » des friches selon leur intérêt écologique pourrait permettre d'éclairer l'action publique et d'orienter la trajectoire des friches vers l'aménagement, la renaturation, ou tout simplement leur protection quand elles agissent déjà en tant qu'espace naturel.

► Repenser les formes urbaines et les continuités écologiques : un impératif pour les aménageurs

Plusieurs travaux ont montré l'importance des continuités écologiques (trames verte, bleue, brune, noire; chapitres 30 et 31) à l'échelle de la ville, comme celle des projets d'aménagement. Le concept de trames est aujourd'hui largement utilisé par les collectivités territoriales dans le cadre de la planification. Si les composantes des trames vertes et bleues sont matérialisées dans chaque région au moyen des schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE) et des schémas régionaux d'aménagement, de développement durable et d'égalité des territoires (SRADDET), ces documents réalisés à une échelle régionale s'avèrent peu adaptés à l'échelle d'un projet. Certaines collectivités travaillent avec des équipes de recherche sur des outils de modélisation plus précis afin de matérialiser ces continuités en milieu urbain dense. En 2014, l'Eurométropole de Strasbourg a utilisé le modèle des graphes paysagers (logiciel Graphab) pour caractériser sa trame verte et bleue en s'appuyant sur l'habitat optimal de plusieurs espèces, dont l'écureuil roux (*Sciurus vulgaris*; Schwoertzig *et al.*, 2016).

Ce type d'outil peut également être utilisé à l'échelle de projets d'aménagement. Dans le cadre du réaménagement des quartiers de Polygone, Grette et Brulard à Besançon, un travail de modélisation des réseaux écologiques a permis de cibler les zones d'intérêt écologique à préserver, mais aussi des secteurs à renaturer dans la zone d'aménagement (Samper, 2022). Pour les aménageurs, ce type d'outil peut permettre de passer d'une approche strictement paysagère de l'aménagement à une approche scientifique fondée sur la compréhension des dynamiques du vivant et représentative des phénomènes observés sur le terrain.

Jouer sur la morphologie, la disposition, les hauteurs et l'orientation des bâtiments peut s'avérer pertinent pour s'adapter au contexte local (paysage, géologie, hydrologie, ensoleillement, pluviométrie) et prendre en compte les exigences des espèces. Bien que l'impact des formes urbaines sur la biodiversité soit encore mal connu, une revue récente (Flégeau, 2021) souligne l'importance de l'hétérogénéité des bâtiments et des continuités écologiques à l'échelle du quartier. Afin de déterminer les formes urbaines « idéales » du projet, un diagnostic écologique approfondi (qui va au-delà d'une étude d'impact classique) s'avère indispensable dans un quartier existant comme dans la réalisation de nouveaux projets de constructions.

► Réensauvager nos quartiers

À l'échelle du quartier, il est généralement admis que plus le couvert végétalisé est développé, plus ce dernier présentera de bonnes capacités d'accueil pour la biodiversité (Threlfall *et al.*, 2017). Dans une étude réalisée sur 18 quartiers résidentiels en Pologne (Szulczewska *et al.*, 2014), des chercheurs suggèrent qu'un minimum de 45 % de zones couvertes par de la végétation en pleine terre est nécessaire pour assurer une performance environnementale à cette échelle (indice RBVA⁸⁴). Une étude américaine précise de son côté qu'un minimum de 30 % de zones couvertes par de la végétation ou par l'eau, dans un rayon de 250 mètres autour des habitations, permet d'améliorer la santé des habitants et de limiter le déclin de la biodiversité (Cox *et al.*, 2017).

Ces indices, à prendre à titre indicatif, peuvent encourager le maintien d'un pourcentage de végétation dans le projet et éviter la surdensification. De nombreuses villes appliquent aujourd'hui ce type d'outil dans leur plan local d'urbanisme (PLU) pour inciter à conserver des espaces végétalisés, notamment dans les zones périurbaines. Si certains de ces outils ciblent en priorité la conservation d'espaces de pleine terre (comme le RBVA), d'autres sont plus flexibles (coefficient de biotope de Berlin) en permettant de substituer la pleine terre par des surfaces éco-aménageables sur le bâti ou sur dalle, ou de faire les deux selon l'emplacement du projet. La végétalisation du bâti ou la création d'espaces hors-sol, bien qu'intéressantes à plusieurs égards, ne remplaceront jamais les espaces de pleine terre au niveau du sol.

Dans les espaces extérieurs, le recours aux espaces végétalisés et aux zones humides comme alternatives à la gestion conventionnelle des eaux pluviales permet de limiter les risques d'imperméabilisation, tout en maximisant la pleine terre et les espaces végétalisés au sein des quartiers. Ces techniques s'appuient sur des dispositifs variés comme les noues végétalisées, les mares, les jardins de pluies, les bassins végétalisés ou les espaces verts inondables. Dans les opérations de construction et d'aménagement, ces espaces peuvent remplacer des infrastructures dites grises (cuves enterrées, bassins artificiels) en s'appuyant sur l'infiltration directe dans les sols. Ces zones humides pourront s'intégrer au projet en anticipant dès le départ la surface nécessaire, la morphologie ainsi que la végétation adaptée en fonction du contexte local. Si le foncier s'y prête, il est possible de prévoir des espaces dédiés au traitement des eaux usées rejetées par les bâtiments, dans des bassins de lagunage ou de phyto-épuration (bassins plantés

84. L'étude s'appuie sur l'indice *ratio of biologically vital areas* (RBVA), correspondant au pourcentage d'espaces couverts par la végétation à l'échelle d'un quartier. Différents niveaux de RBVA ont été comparés, sur la base d'inventaires d'espèces et de calcul de paramètres climatiques.

de roseaux, joncs, massettes, iris). Ces systèmes, encore peu répandus en France du fait d'une défiance culturelle, ont fait leurs preuves dans plusieurs pays pour éliminer efficacement la pollution microbiologique des eaux usées grises (vaisselle, douches) ou noires (toilettes). À Culemborg (Pays-Bas), dans l'écoquartier Eva-Lanxmeer, toutes les eaux grises sont collectées et traitées dans des lagunages naturels, avant d'être infiltrées vers la nappe phréatique. Les différents espaces verts du quartier sont par ailleurs connectés entre eux, sans aucune barrière infranchissable pour la faune.

► Architecture : des solutions éprouvées, d'autres à inventer

À l'échelle du bâti, de nombreuses innovations architecturales peuvent permettre de limiter l'impact du bâti sur la biodiversité, voire de reconstituer certains habitats pour les espèces urbaines. C'est le cas de la végétalisation des toitures, qui est devenue courante dans les projets de construction (chapitre 13). Il existe de nombreux systèmes généralement classés selon la profondeur du substrat ou la végétation installée. Plusieurs travaux de recherche ont confirmé l'intérêt des toitures végétalisées pour la biodiversité et leur capacité à fournir des services écosystémiques (Madre, 2014; Dusza, 2017). En 2019, l'étude *Green roofs verified ecosystem services* menée par l'Agence régionale de la biodiversité en Île-de-France et ses partenaires confirme que ces milieux originaux peuvent servir de refuges complémentaires aux autres espaces verts urbains (Barra et Johan, 2021). Ces caractéristiques sont néanmoins variables selon les systèmes : les toitures extensives abritent une biodiversité moins riche en plantes et en invertébrés que les toitures semi-intensives et intensives qui bénéficient d'un substrat plus profond. Bien que moins diverses en espèces, les toitures extensives et les toitures *wildroof*⁸⁵, uniquement colonisées par la végétation spontanée, présentent une composition particulière d'espèces de pelouses sèches sableuses et de plantes d'origine méditerranéenne.

Au-delà des solutions de végétalisation standardisées, des techniques inspirées du génie écologique ont vu le jour afin de diversifier les modes de végétalisation en s'inspirant de l'environnement local. À Nantes, la toiture végétalisée de l'école Aimée Césaire réalisée par l'entreprise de paysage Phytolab est inspirée des milieux dunaires et littoraux. Construite en 2014 par les architectes Frédéric Chartier et Pascale Dalix, la toiture végétalisée de l'École des sciences et de la biodiversité à Boulogne-Billancourt (92) a quant à elle été rénovée par épandage de foin collecté dans des prairies sèches appartenant au domaine national de Marly-le-Roi (78)⁸⁶. Ces principes permettent également de limiter le recours aux systèmes conditionnés à l'avance (caissettes ou tapis préculтивés).

Les murs et façades représentent également des surfaces supplémentaires à végétaliser ou à concevoir comme des habitats pour la faune. À l'image des toitures, un grand nombre de systèmes sont proposés sur le marché, généralement classés en fonction des types de croissance des végétaux (plantes grimpantes ou retombantes), des supports (absent, câbles, systèmes complexes) et des dispositifs d'approvisionnement en ressources (eau, milieu de croissance). On distingue généralement les

85. Le projet WildRoof est né de la recherche initiée au Museum national d'histoire naturelle (MNHN) par Philippe Clergeau et Frédéric Madre (cofondateur de Topager) sur la biodiversité des toitures végétalisées.

86. www.chartier-dalix.com/en/resources/experiment-ecological-restoration.

végétalisations simples (plantes grimpantes) des murs plus complexes et hors-sol, qui nécessitent néanmoins plusieurs composants (bardage métallique, système d'irrigation intégré, substrat artificiel) et des quantités de ressources importantes (eau, intrants, renouvellement des végétaux). Une étude néerlandaise a montré que l'empreinte écologique des murs de plantes grimpantes était cinq fois inférieure à celle des murs par bardage rapporté (Ottelé *et al.*, 2011). Les plantes grimpantes ou retombantes, en plus de leur facilité d'installation, sont également un refuge et une source de nourriture pour de nombreuses espèces, notamment les pollinisateurs sauvages. Elles ont aussi un rôle rafraîchissant en créant un microclimat près des murs qui régule la température et l'humidité relative, réduisant les effets d'îlot de chaleur en période estivale. Leur grande diversité (glycine, clématite, chèvrefeuille, lierre, etc.) leur permet de s'adapter à tout type de climat et de support, en prenant garde de privilégier les variétés locales et d'éviter de propager des espèces potentiellement envahissantes (vigne vierge, glycine de chine, chèvrefeuille du Japon, etc.). En ce qui concerne les coûts d'installation, une étude récente estime qu'ils s'élèvent en moyenne à 34,8 €/m² pour les plantes grimpantes, contre 415,6 €/m² en moyenne pour les murs modulaires (Meral *et al.*, 2018).

Du côté de la faune, les nichoirs et abris à faune se sont multipliés ces dernières années, souvent par mimétisme entre aménageurs ou effets de mode. Si ces aménagements revêtent indéniablement une fonction pédagogique, ils peuvent s'avérer sans rapport avec les besoins des espèces ciblées. Dans tous les cas, c'est le diagnostic écologique, l'expertise naturaliste et le suivi qui doivent guider ce type d'aménagements, en fonction des espèces à favoriser (oiseaux, chauves-souris, insectes, amphibiens et reptiles) et de leurs exigences. Plusieurs modèles ont été spécialement conçus pour les oiseaux et les chauves-souris, dont la plupart des espèces sont protégées en Europe. Ces derniers peuvent être installés directement dans la structure du bâtiment, sur les structures annexes (avancées de toit, pylônes, charpentes), ou posés en excroissance sur le bâti. Les architectes pourront se référer à de nombreux guides ou fiches pratiques réalisés par des associations de protection de la nature, qui offrent des détails techniques sur le choix du modèle (morphologie, dimension, type de matériaux) comme sur les modalités d'installation (hauteur, ensoleillement, etc.) et d'entretien⁸⁷, ainsi que sur l'écologie des espèces et leur territorialité. La logique de l'*animal-aided design* (Weisser et Hauck, 2017) consiste à s'appuyer sur une connaissance fine des espaces pour concevoir les aménagements urbains et architecturaux. En France, la rénovation du collège Paul Arène à Sisteron, dont la façade a été isolée et rénovée en tenant compte et en préservant une population importante de molosses de Cestoni (*Tadarida teniosis*), une espèce protégée de chauve-souris, repérée sur le site avant les travaux, est un bon exemple de coopération entre architectes, paysagistes et écologues (Colombo, 2018).

Des innovations peuvent également permettre de limiter l'impact du bâti sur les sols, dont le terrassement et les fondations lourdes affectent durablement les fonctions, parfois de manière irréversible. Une alternative consiste à construire sur pieux

87. Le guide technique de la LPO *Biodiversité & Paysage urbain* revient sur les aspects réglementaires liés aux espèces protégées : https://comite-u2b.lpo-aura.org/wp-content/uploads/2023/11/guide_bati_biodiversite_livret-fiches.pdf. Voir également *Concevoir les nichoirs pour répondre aux besoins des oiseaux* (Bruxelles bâtiment durable ; www.guidibatimentdurable.brussels/nichoirs-oiseaux/concevoir-nichoirs-repondre-besoins-oiseaux) et la fiche de la LPO sur la pose d'un nichoir (<https://www.lpo.fr/la-lpo-en-actions/mobilisation-citoyenne/nature-en-ville/fiches-conseils-nature-en-ville/installation-de-nichoirs-gites-et-abris-dans-le-bati>).

ou pilotis afin de limiter l'emprise au sol. Des techniques de pieux vissés en acier ont l'avantage d'être totalement réversibles lors de la déconstruction. Si le tassement est évité, l'espace libéré entre le sol et le bâti peut devenir une surface supplémentaire pour permettre l'infiltration des eaux pluviales et servir de refuge à certaines espèces (plantes ombrophiles, insectes et petits mammifères). La surélévation sur pilotis à l'avantage de s'adapter à une variété de sols, inclinaisons et reliefs différents. Les opérateurs peuvent également utiliser cette technique pour des bâtiments à plusieurs étages.

» La biodiversité grise : les impacts indirects de l'aménagement sur le vivant

Le secteur du bâtiment génère une demande considérable en matériaux de construction, eux-mêmes conçus à partir de matières premières (granulats, acier, sable, bois, etc.)⁸⁸. Par analogie avec « l'énergie grise », le concept de biodiversité grise traduit ces différents impacts sur l'ensemble du cycle de vie des matériaux : de l'exploitation des matières premières dans leurs milieux naturels, à leur transformation, leur transport jusqu'à leur fin de vie.

Pour l'aménageur, cela renvoie à sa responsabilité sur les impacts importés jusqu'au chantier. Le choix d'un matériau « vertueux » peut s'avérer particulièrement complexe, par manque de transparence et de traçabilité sur l'ensemble de la chaîne de production. Bien que les matériaux biosourcés (paille, lin, bois, chanvre, miscanthus, etc.) représentent une alternative pertinente aux matériaux traditionnels énergivores (béton, acier), leur mode de production peut aussi avoir des impacts sur les écosystèmes (le bois issu d'une coupe rase en forêt peut s'avérer particulièrement néfaste pour la biodiversité locale). Peu importe le matériau, le premier principe consiste à privilégier, quand c'est possible, des modes de production plus écologiques (cultures biologiques ou agroécologiques quand il s'agit de matières agricoles, forêts dont la gestion est certifiée pour le bois, carrières dont l'exploitation est encadrée en ce qui concerne les granulats). D'autres principes peuvent être respectés et seront d'autant plus intéressants qu'ils sont combinés, comme un principe de localisme – en essayant de privilégier des matériaux produits à proximité – et un principe de sobriété ou de frugalité – en évitant l'usage de matériaux trop complexes (matériaux composites difficilement recyclables) et en privilégiant les matériaux naturels peu transformés ou écoconçus qui seront démontables, valorisables ou compostables en fin de vie. En Île-de-France, l'école des Boutours, à Rosny-sous-Bois (93), a été conçue à partir de cette technologie. Tous les matériaux – bois, paille, terre, lino, peinture naturelle à base de colza biologique local, fibres de bois compressées, etc. – sont biosourcés. Autour du bâtiment, l'aménagement paysager conserve au maximum les arbres présents et intègre de nouveaux arbres fruitiers. Une grande terrasse végétalisée d'une trentaine de centimètres de profondeur a été créée avec des espaces sauvages et d'autres accueillant un potager cultivé par les enfants⁸⁹.

88. L'exposition « Matière grise », réalisée par Nicolas Delon et Julien Chopin du collectif Encore Heureux pour le Pavillon de l'Arsenal interroge sur l'épuisement des ressources et explore la question du réemploi en architecture : <https://encoreheureux.org/fr/projets/matiere-grise>.

89. www.leoffdd.fr/fichiers/projets/ecolematernelledesboutours-creche-rosny.pdf.

» La coopération entre écologues, architectes et urbanistes : une nécessité

Pour traiter les enjeux écologiques de façon sérieuse, la réalisation d'un diagnostic en amont est primordiale. Il s'agit en fait de plusieurs diagnostics, concernant le sol, les milieux aquatiques, forestiers et agricoles, ainsi que la faune et de flore, qui vont permettre d'avoir une vue d'ensemble des écosystèmes en présence et d'aiguiller l'aménageur dans ses prises de décisions. Cela suppose d'associer dès le départ à l'équipe du projet des écologues et des naturalistes, en plus d'un paysagiste. Dans certains cas, ces compétences se retrouvent chez une seule et même personne ou équipe. Dans le cas de compétences séparées, les naturalistes interviennent lors des études préalables en réalisant un diagnostic écologique (cela implique des inventaires faunistiques, floristiques et des habitats permettant d'identifier les enjeux du site et ses fonctionnalités écologiques, pour ensuite évaluer l'impact du projet), tandis que les écologues assurent quant à eux le lien avec l'équipe du projet. Si le diagnostic écologique requiert des compétences naturalistes pointues, des écologues peuvent en être dotés et assurer plusieurs fonctions dans la mise en œuvre du projet. En outre, leur apport ne se limite pas au lot « espaces verts ». Au contraire, ils sont consultés sur les choix de programmation, de conception et d'architecture afin d'intégrer le vivant dans toutes les composantes du projet.

» Déconstruire et renaturer : une option pour les aménageurs ?

Bien que la réglementation se soit renforcée au fil des années, les dispositions restent à ce jour insuffisantes pour limiter le déclin de la biodiversité par l'urbanisation, et rien ne garantit que le ZAN atteigne ses objectifs. Après plusieurs décennies, l'application de la séquence « éviter, réduire, compenser » (ERC), qui ne concerne que certains projets d'aménagement, présente toujours de nombreuses faiblesses. Dans la majorité des cas, elle ne remplit pas son objectif d'absence de perte nette de biodiversité. « Faut-il encore construire ? », s'interrogent les architectes fondateurs du mouvement pour la frugalité heureuse et créative⁹⁰. Dans certaines zones urbaines déjà trop minérales, ne faudrait-il pas plutôt déconstruire ? Dédensifier ? Renaturer ? Et pas seulement pour servir l'objectif ZAN, mais bien l'intérêt général ?

D'autant plus qu'un nombre croissant de villes s'intéressent à la désartificialisation des sols revêtus ou bâtis et à leur renaturation. Ce type d'opération pourrait, à l'avenir, représenter de nouveaux marchés pour les aménageurs, en lien avec les entreprises de restauration et de génie écologique. Mais le chemin vers un retour à l'état « naturel » des zones urbaines est encore long. Propagé avec l'avènement du ZAN, le terme de « renaturation » est entré dans le langage courant des acteurs de la fabrique urbaine, remplaçant celui de « nature en ville ». Dans la sphère de l'écologie urbaine, l'idée de renaturer a un sens bien plus fort : celui de revenir sur l'urbanisation passée, de « désaménager » et de reconstituer des écosystèmes en lieu et place des infrastructures bâties (Deboeuf *et al.*, 2022). De nombreuses opportunités de renaturation existent, que ce soit pour restaurer des zones humides le long des cours d'eau et retrouver une capacité à gérer les inondations, mais aussi afin d'étendre des espaces végétalisés ou des boisements afin de

90. www.frugalite.org/fr/le-manifeste.html.

rafraîchir les villes. La renaturation requiert un ensemble de techniques issues du génie écologique (restauration des sols, des dynamiques végétales, avec ou sans intervention humaine). Elle implique donc le retour à la pleine terre. Elle se distingue par ailleurs du verdissement et du paysagisme « traditionnel », qui a été longtemps la norme en ville. L'analyse de solutions alternatives, des impacts cumulés, des espèces ordinaires et des fonctionnalités écologiques souffre de nombreuses lacunes.

En France, plusieurs initiatives locales ont émergé, dans le cadre d'appels à projets ou de démarches locales portées par les communes (permis de végétaliser, budgets participatifs). Les actions prennent des formes variées, tantôt centrées uniquement sur la désimperméabilisation au titre de la gestion alternative des eaux pluviales, tantôt couplant la désimperméabilisation à une renaturation des sols. La ville de Caen a lancé en 2020 un programme ambitieux de déminéralisation et de végétalisation des alignements d'arbres présents sur ses trottoirs et sa voirie. Fin 2024, la ville annonce avoir débitumé 7,5 hectares, en retirant le bitume des pieds d'arbres⁹¹. À Strasbourg, dans le cadre du programme « Strasbourg ça pousse », une enveloppe conséquente est strictement réservée à des projets de déminéralisation de l'espace public⁹². Si ces initiatives peuvent paraître anecdotiques compte tenu de l'immensité des surfaces imperméabilisées, elles ont avant tout une fonction sociale, en impliquant les populations dans la renaturation de l'espace public de proximité et en améliorant leurs conditions de vie. La déconstruction de bâtiments reste rare, mais le cas de Cleveland aux États-Unis offre un exemple inédit de dédensification de la ville et de reconstitution d'un réseau de milieux prairiaux participant activement à la trame verte urbaine. Entre 2006 et 2010, 5 152 bâtiments (usines et maisons individuelles) ont été démolis, entraînant une augmentation importante du nombre de terrains vacants. La ville compte aujourd'hui près de 1 400 hectares de friches, dont une grande partie appartient à la municipalité. Cette situation inédite s'est transformée en opportunité pour étudier le rôle de ces espaces pour la biodiversité urbaine (Turo et Gardiner, 2019). À Besançon, le site des Prés de Vaux (ancienne friche industrielle abandonnée depuis 30 ans) a été en partie démoli et reconverti en un grand parc urbain postindustriel de cinq hectares centrés sur le développement d'une flore spontanée pionnière et colonisatrice⁹³.

► Quels outils pour changer les pratiques ?

De nombreux outils peuvent être mobilisés, échelle par échelle, pour changer les pratiques d'aménagement. À l'échelle de la commune, les documents d'urbanisme sont des leviers puissants pour protéger ou renforcer la nature, si toutefois ils sont précédés d'une volonté politique forte en la matière. De plus en plus de collectivités s'appuient sur des atlas de la biodiversité communale pour élaborer un zonage à partir de connaissances scientifiques sur les espèces et leurs habitats. Les orientations d'aménagement et de programmation, tout comme les articles du règlement des PLU(i), sont aussi des leviers efficaces pour encourager la pleine terre, matérialiser les trames à enjeux (trames vertes et bleues), encourager la création de haies ou de bandes enher-

91. Rapport de développement durable 2024 de la ville de Caen : <https://caen.fr/sites/default/files/2024-12/Rapport%20DD%202024-Web2.pdf>.

92. www.strasbourgcapousse.eu/.

93. www.capitale-biodiversite.fr/experiences/amenagement-dun-parc-post-industriel-le-site-des-pres-de-vaux.

bées au bord des habitations. Ils peuvent également inciter à la qualité écologique, par exemple en annexant des listes d'espèces locales préconisées pour les plantations. Les collectivités peuvent aussi agir sur les aménageurs en leur mettant systématiquement à disposition des cahiers de prescriptions architecturales et environnementales avec des pistes de solutions pour atteindre le ZAN et intégrer la biodiversité dans les opérations. Il est également possible d'agir sur les subventions, en introduisant (ou en renforçant) l'écoconditionnalité des aides. Du côté des labels et des certifications, un certain nombre d'avancées ont eu lieu ces dernières années dans le secteur du bâtiment. Au départ principalement centrés sur les questions climatiques et énergétiques, plusieurs d'entre eux s'intéressent désormais à la prise en compte de la biodiversité. Pour les néophytes, ces dispositifs ont l'avantage de créer un cadre structurant pour accompagner les porteurs de projets. Par ailleurs, les contraintes réglementaires sur la biodiversité étant limitées, ils permettent de s'engager dans une démarche volontariste pour avancer. Cependant, ils ne remplacent pas une expertise au cas par cas apportée par les écologues, les associations locales, les conseils d'architecture, d'urbanisme et de l'environnement (CAUE) ou les agences régionales de la biodiversité à différentes étapes du projet. Dans un domaine où les connaissances scientifiques évoluent rapidement, les labels doivent régulièrement être mis à jour au regard de la réglementation et au-delà, dans une démarche d'exigence environnementale.

*
**

Alors que le ZAN est porteur d'espoir pour un usage plus sobre des sols, il soulève encore plusieurs incertitudes sur sa capacité à changer les pratiques d'aménagement. Pour l'heure, il offre un compromis entre la volonté de continuer à construire et celle de pouvoir réparer les dégâts de l'artificialisation par de la renaturation, dans une logique de flexibilité identique à ce que propose la séquence « éviter, réduire, compenser » (ERC). Pour aller plus loin dans l'intégration systématique du vivant à l'aménagement, une réorientation de l'économie semble indispensable, afin de rendre coûteux les comportements artificialisants et rémunérer ceux qui consentent à maintenir des espaces non artificialisés ou à gérer leurs espaces de façon favorable au vivant. Des solutions proposées dès 2008, dans le rapport Sainteny de France Stratégie (anciennement le Centre d'analyse stratégique) qui proposait de supprimer les aides défavorables à la biodiversité⁹⁴, dont de nombreuses portent sur l'artificialisation des sols. De leur côté, les associations Humanité et biodiversité (anciennement ligue ROC) et France Nature Environnement proposaient à la suite du Grenelle de l'environnement de mettre en place un dispositif fiscal transférant les montants financiers des propriétaires immobiliers vers le foncier non bâti, ou de passer par des marchés de droits à bâtir à l'échelle des écorégions (Pipien et Weber, 2009). Gageons que ces propositions, aujourd'hui restées lettre morte, trouvent écho auprès des politiques pour imaginer un nouvel urbanisme respectueux de la nature.

94. https://strategie.archives-spm.fr/cas/system/files/rapport_43_web_0.pdf.

► Références citées

- Barra M., 2022. Intégrer la biodiversité dans les projets de construction et de rénovation, ARB idF, <https://www.arb-idf.fr/integrer-la-biodiversite-dans-les-projets-de-construction-et-de-renovation/>.
- Barra M., Clergeau P., 2020. « Zéro Artificialisation Nette » : des questions écologiques se posent, *Diagonal*, blog de la revue.
- Barra M., Johan E. (coord.), 2021. *Écologie des toitures végétalisées*, synthèse de l'étude Grooves (*Green roofs verified ecosystem services*), 92 p.
- Colombo R., 2018. *Première observation de Molosse de Cestoni*, *Tadarida teniotis*, en gîte de substitution et nouveaux éléments sur l'écologie de l'espèce en gîte, conférence, Rencontres Chiroptères de la SFEPM, Bourges.
- Cox D.T., Shanahan D.F., Hudson H.L., Plummer K.E., Siriwardena G.M. *et al.*, 2017. Doses of neighborhood nature: the benefits for mental health of living with nature, *BioScience*, 67(2):147-155, doi:10.1093/biosci/biw173.
- Deboeuf De Los Rios G., Barra M., Grandin. G. 2022. *Renaturer les villes. Méthode, exemples et préconisations*, ARB ÎdF, L'Institut Paris Région, 158 p.
- Dusza Y., 2017. *Toitures végétalisées et services écosystémiques : favoriser la multifonctionnalité via les interactions sols-plantes et la diversité végétale*, thèse doctorale, écologie et environnement, université Pierre-et-Marie-Curie – Paris 6.
- Flégeau M., 2021. *Formes urbaines et biodiversité, un état des connaissances*, Muséum national d'histoire naturelle, PUCA, 108 p. (coll. Réflexions en partage).
- Madre F., 2014. *Biodiversité et bâtiments végétalisés : une approche multi-taxons en paysage urbain*, thèse doctorale, écologie, Muséum national d'histoire naturelle de Paris.
- Meral A., Başaran N., Yalçınalp E., Dogan E., Ak M.K. *et al.*, 2018. A Comparative Approach to Artificial and Natural Green Walls According to Ecological Sustainability, *Sustainability*, 10(6), doi:10.3390/su10061995.
- Muratet A., Fontaine C., Shwartz A., Baude M., Muratet M., 2011. *Terrains vagues en Seine-Saint-Denis*, journal édité par Plaine Commune et Natureparif, 16 p.
- Muratet A., Machon N., Jiguet F., Moret J., Porcher E., 2007. The role of urban structures in the distribution of wasteland flora in the Greater Paris Area, France, *Ecosystems*, 10(4):661-671, doi:10.1007/s10021-007-9047-6.
- Ottelé M., Perini K., Fraaij A.L., Haas E.M., Raiteri R., 2011. Comparative life cycle analysis for green facades and living wall systems, *Energy and Buildings*, 43(1):3419-3429, doi:10.1016/j.enbuild.2011.09.010.
- Pipien G., Weber J., 2009. *Des instruments économiques en faveur de la biodiversité*, Descartes.
- Samper F., 2022. Modélisation de réseaux écologiques pour l'aide à la décision dans le cadre d'un projet de renouvellement urbain, *Géographie*, 2022, <https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-04086698v1>.
- Schwoertzig E., Hector A., Kaempfe S., Trémolières M., Brolly S., 2016. Comment concevoir des continuités écologiques en milieu urbain ?, *Sciences Eaux et Territoires*, HS26:1-7.
- Szulczewska B., Giedych R., Borowski J., Kuchcik M., Sikorski P. *et al.*, 2014. How much green is needed for a vital neighbourhood? In search for empirical evidence, *Land Use Policy*, 38(2):330-345, doi:10.1016/j.landusepol.2013.11.006.
- Threlfall C.G., Mata L., Mackie J.A., Hahs A.K., Stork N.E. *et al.*, 2017. Increasing biodiversity in urban green spaces through simple vegetation interventions, *Journal of applied ecology*, 54(6):1874-1883, doi:10.1111/1365-2664.12876.
- Turo K., Gardiner M. M., 2019. From potential to practical: Conserving bees in urban public green spaces, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17 (3), 167-175, doi:10.1002/fee.2015.
- Weisser W.W., Hauck T.E., 2017. Animal-aided design – using a species' life-cycle to improve open space planning and conservation in cities and elsewhere, *Biorxiv*, doi:10.1101/150359.

Chapitre 29

Ingénierie écologique des écosystèmes urbains

Sébastien Barot, Xavier Raynaud, Jean-Christophe Lata, Luc Abbadie

La notion d'ingénierie écologique, c'est-à-dire la « conception d'écosystèmes durables qui intègrent les sociétés humaines et leur environnement naturel pour le bénéfice des deux » (Mitsch and Jørgensen, 2003), évoquée dès les années 1960 par Howard T. Odum, a commencé à se développer dans les années 1970 pour connaître son plein essor dans les années 1990 (Barot *et al.*, 2012). Dans la définition de Mitsch, il faut comprendre par « environnement naturel » l'écosystème (plus ou moins naturel ou anthropisé) et l'ensemble de la biodiversité qu'il abrite. De manière complémentaire, on peut aussi voir l'ingénierie écologique comme une approche regroupant toutes les applications de l'écologie scientifique permettant de manipuler un système écologique (population d'organismes d'une espèce donnée, communauté d'espèces, écosystème, paysage) pour atteindre des objectifs désirables pour le bien-être humain. Dans de nombreux cas, l'objectif sera de promouvoir et de développer des systèmes écologiques qui fournissent des services écosystémiques de manière durable (Barot *et al.*, 2017), les services écosystémiques désignant l'ensemble des bénéfices matériels et non matériels tirés par les humains des écosystèmes (chapitre 27).

Dans toutes ses conceptions, l'ingénierie écologique implique la mobilisation explicite de connaissances écologiques concernant les systèmes écologiques qui sont manipulés. Cela nécessite d'avoir une approche intégrative, qui prend le plus possible en compte les interactions écologiques (à la fois entre les organismes vivants et entre ces organismes et leur environnement physico-chimique) qui sont impliquées, tout en ayant suffisamment de recul pour pouvoir replacer le système écologique considéré et la façon dont on le manipule dans un contexte plus large. L'objectif général est de remplacer le plus possible les usages non durables de ressources (par exemple, diminuer l'utilisation de sources d'énergie non durables ou d'intrants chimiques) par des processus écologiques, avec l'idée que les écosystèmes non anthropisés et l'ensemble des régulations écologiques sur lesquelles ils sont basés fonctionnent de manière durable et fournissent durablement des services écosystémiques. Cela revient à dire que l'ingénierie écologique vise à ce que les écosystèmes manipulés produisent des services écosystémiques au sens propre du terme (Barot *et al.*, 2017), c'est-à-dire basés sur des mécanismes écologiques et non sur des ressources extérieures apportées par les humains. Le succès de l'ingénierie écologique repose en partie sur la capacité d'auto-organisation des écosystèmes : elle permet aux écosystèmes de se réorganiser au cours du temps, au fur et à mesure des changements environnementaux qu'ils subissent. Cela signifie aussi que l'ingénierie écologique manipule au départ un

système écologique (y compris, si besoin en utilisant des ressources non durables), mais que la capacité d'auto-organisation de ce système doit permettre par la suite de limiter au maximum les interventions humaines.

On peut se demander si l'ingénierie écologique bénéficie nécessairement à la biodiversité. Il s'agit *a priori* de pratiques à visée anthropocentrée qui remplissent des besoins humains et permettent de fournir des services écosystémiques. Cependant, comme ces pratiques sont fondées sur des interactions écologiques, elles sont aussi nécessairement fondées sur la présence et le maintien sur le long terme d'organismes vivants. De fait, l'ingénierie écologique passe donc toujours par la conservation d'un niveau de biodiversité important ou par l'introduction d'éléments vivants (une espèce, un type de plante, etc.) qui étaient absents. L'idée de solutions fondées sur la nature (SFN) s'est récemment développée et a des liens très forts avec l'ingénierie écologique (Eggermont *et al.*, 2015). Cette idée, promue par l'UICN au départ, montre que l'ingénierie écologique est fortement liée à la conservation de la biodiversité. Cependant, comme toute manipulation de la biodiversité ou d'un écosystème, l'ingénierie écologique doit être pratiquée avec précaution, parce que sa mise en œuvre, au cas par cas, pourrait aussi avoir des effets néfastes pour la biodiversité, par exemple si on introduit par mégarde une espèce non locale qui devient invasive.

Concrètement, l'ingénierie écologique consiste généralement en (1) la conservation active d'écosystèmes, (2) la modification d'écosystèmes existants, (3) la restauration d'écosystèmes, (4) la création d'écosystèmes nouveaux, dans tous les cas pour qu'ils fournissent des services écosystémiques. Enfin, il est à noter que l'ingénierie écologique désigne à la fois la science développant par la recherche des pratiques d'ingénierie et les pratiques en elles-mêmes.

► En quoi l'ingénierie écologique peut-elle être profitable en milieu urbain ?

Toutes les formes d'ingénierie citées précédemment peuvent potentiellement jouer un rôle en milieu urbain. On peut vouloir conserver un espace vert urbain, le transformer, le restaurer quand il a été dégradé, ou créer un nouvel espace vert. Cela s'applique aussi à la gestion des écosystèmes aquatiques urbains (étang, rivière, etc.). Dans chacun des cas, on pourra avoir en tête, en pratiquant l'ingénierie écologique, l'idée de fournir des services écosystémiques particuliers. C'est par exemple le cas quand on pratique l'ingénierie écologique pour que la ville puisse accueillir plus de biodiversité (de nouvelles espèces, ou certaines espèces en plus grande abondance). Le but peut être ainsi la conservation de la biodiversité. Et même si cette biodiversité ne constitue pas en elle-même un service écosystémique, elle peut contribuer à des services culturels en améliorant l'esthétique d'un espace vert ou d'un lac urbain, ou en contribuant à l'éducation des usagers.

La population humaine mondiale est de plus en plus urbaine avec 55 % des humains qui vivaient en ville en 2018 et un taux annuel d'accroissement d'environ 2 % conduisant à la prédiction d'une population mondiale à 68 % urbaine en 2050 (UN, 2018). La surface des villes, même si elle reste faible par rapport à la surface des continents, est aussi en croissance de 2 à 8 % selon les continents (Seto *et al.*, 2012). Ce contexte renforce l'importance potentielle de l'ingénierie écologique en milieu urbain de trois façons.

1) Du fait de la croissance urbaine et de la concentration de l'utilisation des ressources dans les zones urbaines, les villes concentrent également les sources de pollution et les impacts environnementaux négatifs. L'ingénierie écologique pourrait permettre d'atténuer certains de ces impacts, soit à l'échelle locale (par exemple, en restaurant un sol pollué par des métaux lourds), soit à l'échelle globale (par exemple, en stockant du carbone dans les sols urbains ce qui pourrait contribuer un peu à atténuer le changement climatique à l'échelle globale).

2) Les villes sont maintenant le milieu de vie de la majorité des humains, qui vont bénéficier des services écosystémiques fournis localement par les écosystèmes urbains. Autrement dit, les éléments de nature implantés en ville, éventuellement par le biais de l'ingénierie écologique, vont améliorer l'environnement des citadins (chapitre 32). Un des services dont l'importance est la plus reconnue pour les habitants des villes tempérées est la réduction de l'effet d'îlot de chaleur urbain grâce à la végétation urbaine (et l'évapotranspiration qu'elle induit ; chapitre 27 ; Nuruzzaman, 2015).

3) La dynamique de croissances de certaines villes (par exemple, en Afrique) peut dégager de nombreuses opportunités pour planifier des opérations d'ingénierie écologique innovantes et de grande ampleur en même temps que le développement de la ville est organisé. De telles opérations sont plus difficiles à mettre en place dans des villes anciennement construites où l'ensemble de l'espace tend à être déjà bâti ou en tout cas organisé, et où les formes urbaines (chapitre 6) sont en partie figées. Par exemple, les espaces verts sont déjà positionnés, et il est plus difficile de végétaliser une toiture *a posteriori* que si la toiture végétalisée a été conçue dès la conception du bâtiment. Toutes ces raisons conduisent les villes à devenir un champ d'expérimentation important pour l'ingénierie écologique, ce qui renforce la nécessité de développer des recherches sur le sujet (Barot *et al.*, 2019). Il est important d'ajouter que s'il existe un foisonnement d'initiatives dans ce sens dans les pays développés, en Europe et en Amérique du Nord, il reste beaucoup à faire en matière de recherche et de mise en pratique de l'ingénierie écologique dans les pays du Sud, en particulier en Afrique.

D'une manière générale, les villes constituent des champs d'expérimentation et d'application de choix pour l'ingénierie écologique : les interventions d'ingénierie écologique peuvent facilement augmenter le niveau de biodiversité qui est au départ faible et, à l'inverse, ne vont pas contribuer à une artificialisation d'écosystèmes naturels, puisque la ville est par définition déjà très artificialisée. Par exemple, le niveau d'artificialisation et d'imperméabilisation des sols est nécessairement élevé du fait de la densité d'habitations et d'infrastructures, mais, de manière paradoxale, cela laisse des opportunités importantes pour inclure plus de biodiversité, ou pour promouvoir une diversité de services écosystémiques.

En dehors des lacs et des rivières urbaines, qui peuvent nécessiter le développement de pratiques d'ingénierie écologique particulières, la biodiversité urbaine et l'ingénierie écologique dépendent de la présence de végétation qui dépend elle-même de l'existence d'un sol ou de tout substrat permettant sa croissance. La première pression sur la végétation en ville est donc l'artificialisation des sols et la construction de bâtiments et d'infrastructures. Les espaces verts sont menacés en particulier par différentes sources de pollution ainsi que par la fréquentation du public qui peut être très intense. Cette fréquentation peut conduire à la dégradation de la végétation et, par exemple, à un tassement des sols. L'ingénierie écologique urbaine est ainsi souvent une

ingénierie visant à désimperméabiliser les sols, à les restaurer ou à créer de nouveaux substrats (chapitre 25). C'est aussi une ingénierie qui vise souvent à réintroduire de la biodiversité végétale dans les espaces verts.

D'une manière générale, l'ensemble des principes de l'ingénierie écologique peut s'appliquer au milieu urbain. Ci-dessous, nous développons deux exemples qui consistent à créer des écosystèmes originaux en milieu urbain : les toitures végétalisées et l'agroécologie urbaine. Nous développons l'exemple des toitures parce qu'elles constituent une pratique en plein développement et sont typiques des pratiques d'ingénierie écologique visant à créer de nouveaux écosystèmes avec tous les défis que cela peut représenter. L'exemple de l'agroécologie urbaine est présenté de manière beaucoup plus succincte en se focalisant sur certaines particularités de l'agriculture urbaine et sans détailler tous les principes de l'agroécologie. Par ailleurs, l'ensemble des pratiques visant à accueillir plus de biodiversité en milieu urbain et à améliorer la gestion des écosystèmes urbains pour qu'ils fournissent plus de services écosystémiques (abordés dans toute la partie III de ce livre) sont aussi des pratiques d'ingénierie écologique.

► Exemple des toitures végétalisées

Les toitures végétalisées (figure 29.1) existent probablement depuis l'Antiquité, mais elles ont commencé à se développer dans les villes modernes à la fin du ^{xx}e siècle (Oberndorfer *et al.*, 2007). L'idée initiale est simple. Il s'agit d'ajouter sur un toit (en général, un toit terrasse, mais on peut aussi installer des toitures végétalisées en pente) une couche de substrat et d'y planter des plantes. Ce substrat peut être du sol qui a été récolté ailleurs ou à l'emplacement où se trouve le bâtiment. Le plus souvent, il s'agit d'un substrat artificiel mélangeant de la matière minérale et de la matière organique. Il s'agit toujours de la création *de novo* d'un écosystème dont il n'existe pas d'équivalent strict dans la nature. Pour ce faire, il est essentiel d'avoir un bâtiment dont la structure est suffisamment solide pour porter sur son toit une couche de substrat et de la végétation. Techniquement, le toit est recouvert d'une couche isolante, d'une membrane étanche, puis d'un substrat permettant de faire pousser des plantes. Entre le substrat et la couche étanche, différents dispositifs peuvent être ajoutés pour faciliter le drainage de l'eau. Il est possible de végétaliser le toit d'un bâtiment déjà construit, mais il est avantageux de concevoir la végétalisation dès la conception du bâtiment, notamment si l'on veut une épaisseur de substrat importante pour augmenter la biomasse de plantes qui peuvent pousser et introduire des arbres. Plus le substrat est profond, plus il peut retenir une quantité importante de nutriments minéraux et d'eau qui faciliteront la croissance d'une communauté diverse de plantes nécessitant peu d'entretien (arrosage, engrais). À l'inverse, plus le substrat est mince, plus les plantes sont vulnérables à la sécheresse, ce qui impose de se restreindre à des plantes adaptées. On distingue ainsi les toitures extensives, qui ont moins de 10 centimètres de substrat ; les toitures semi-intensives, dont le substrat a une épaisseur comprise entre 10 et 30 centimètres ; et les toitures intensives qui ont plus de 30 centimètres de substrat. Les toitures extensives présentent généralement une végétation très rase et peu diversifiée, composée par exemple de sedum. Au contraire, les toitures intensives peuvent supporter une biomasse de plantes plus importante, et accueillir, en plus des plantes herbacées, des buissons ou des arbres. Ce type de toiture peut alors devenir un véritable jardin suspendu. La surcharge correspondant à une toiture extensive est de

l'ordre de 100 à 150 kilogrammes par mètre carré, alors qu'elle peut dépasser 600 kilogrammes par mètre carré pour une toiture intensive. Les toitures semi-intensives ont des caractéristiques intermédiaires.



Figure 29.1. Expérience sur les toitures végétalisées visant à tester l'effet de la diversité végétale, de la nature et de la profondeur du substrat sur différentes fonctions écologiques : production de biomasse, rétention de l'eau, etc. (crédits : Yann Dusza).

Si les toitures végétalisées sont une manière de réintroduire de la biodiversité en ville, les services écosystémiques qu'elles fournissent sont également mis en avant (Berardi *et al.*, 2014). En premier lieu, la végétalisation d'une toiture augmente la durée de vie de la membrane imperméable protégeant le toit et le bâtiment. Le substrat et la végétation protègent physiquement cette membrane des ultraviolets et de l'élévation de la température, qui peut être très importante en été pour un toit non végétalisé. De la même manière, la présence d'un substrat et de végétation augmente l'inertie thermique du toit ainsi que son albédo (proportion d'énergie lumineuse réfléchiée par la surface). Elle limite en outre de plus de 50 % le flux de chaleur traversant le toit. Elle permet donc un meilleur confort thermique des habitants, en diminuant la température à l'intérieur du bâtiment durant les mois les plus chauds. Les toitures végétalisées, comme toutes les formes urbaines de végétalisation, peuvent contribuer au rafraîchissement des villes durant la saison chaude et à la diminution de l'effet d'îlot

de chaleur urbain par deux mécanismes : en augmentant l'albédo des toits, ce qui diminue la chaleur emmagasinée durant la journée par le bâtiment, et par l'évapotranspiration (puisque de l'eau s'évapore du substrat et depuis les feuilles des plantes). Il a ainsi été montré par des simulations que la généralisation des toitures végétalisées à l'échelle d'une ville pouvait permettre de diminuer la température moyenne dans la ville de 0,3 °C à 3 °C (Santamouris, 2014). Les toitures végétalisées peuvent aussi contribuer à une meilleure gestion des eaux pluviales. En ville, du fait de l'imperméabilisation très forte des sols, la gestion des eaux de pluie peut être à l'origine de problèmes importants, notamment durant les épisodes intenses de pluie (inondations, dégâts matériels). Dans ce contexte, le substrat de la toiture végétalisée peut stocker de manière temporaire les eaux de pluie et ralentir le débit d'eau sortant du bâtiment. De plus, une partie des eaux de pluie reçues n'auront pas besoin d'être prises en charge par le système de collecte des eaux pluviales puisqu'elles s'évaporeront au niveau de la toiture végétalisée. La qualité du substrat (granulométrie, contenu en matière organique, profondeur) et les caractéristiques de la végétation (biomasse totale, type de plantes) influencent la capacité d'une toiture végétalisée à rendre ce service. À l'échelle d'un bâtiment, un choix adapté peut permettre de réduire de plus de 50 % le volume d'eau de ruissellement.

Certaines études suggèrent également que les toitures végétalisées sont capables de retenir certains polluants (particules fines, protoxyde d'azote [N₂O]) présents dans l'air (Yang *et al.*, 2008) ou dans les eaux de pluie (Li et Babcock, 2014) et de contribuer ainsi à une amélioration de la qualité de l'air ou des eaux de ruissellement. Une toiture végétalisée peut produire de la nourriture, par exemple des fruits et légumes (voir la section suivante « Exemple de l'agroécologie urbaine »). Enfin, elle peut également, par ses qualités esthétiques, améliorer la santé psychique des personnes pouvant la voir. Ce phénomène est renforcé lorsque la toiture est accessible et peut servir de véritable jardin d'agrément (Williams *et al.*, 2019). Augmenter l'accessibilité des toitures végétalisées serait donc profitable au bien-être des habitants des villes, alors que la plupart des toitures restent inaccessibles au moins pour des raisons de sécurité ou du fait de leur statut privé.

Les toitures végétalisées peuvent abriter une biodiversité considérable, qui est bien plus importante que celle d'une toiture non végétalisée, mais qui est généralement inférieure à celle des espaces verts autour du bâtiment (Wang *et al.*, 2022). Des plantes sont implantées sur la toiture à sa création et leur diversité peut être importante dans le cas d'une toiture intensive. Par la suite, d'autres espèces de plantes, dont les graines peuvent être apportées par le vent ou des animaux, peuvent s'installer d'elles-mêmes (Madre *et al.*, 2014). L'abondance et la biodiversité des arthropodes sont assez bien documentées sur les toitures, tant dans le substrat qu'au-dessus du substrat. On retrouve par exemple des araignées, des hyménoptères, des coléoptères (Madre *et al.*, 2013). Le substrat peut abriter de nombreuses larves d'insectes, des collemboles, des myriapodes. Il contient également de nombreux micro-organismes (bactéries, champignons, protozoaires, etc.), comme dans tous les sols. *A priori*, plus le substrat est profond et plus la communauté de plantes est diverse, plus il y a une grande diversité d'habitats et de ressources et plus l'abondance et la diversité des arthropodes sont importantes. La question de l'impact des toitures végétalisées sur des animaux plus grands, en particulier les oiseaux, est plus compliquée et mal connue. Les toitures peuvent potentiellement fournir un habitat complémentaire aux oiseaux, constituer

une source de nourriture, et améliorer la connectivité facilitant les déplacements entre espaces verts au niveau du sol. Cependant, ces effets sont difficiles à démontrer. Cela pose aussi la question du rôle que peuvent jouer les toitures végétalisées à l'échelle de l'écosystème urbain. Est-ce qu'augmenter la surface de toiture végétalisée revient à augmenter la surface d'espaces verts ? Est-ce que la présence de toitures végétalisées facilite les déplacements des organismes vivants (des plantes et des animaux) à l'intérieur des villes et peut avoir un effet positif sur leur abondance et leur diversité à l'échelle de la ville ? Certaines caractéristiques des toitures jouent certainement un rôle important. Plus l'immeuble sur lequel on installe une toiture végétalisée est haut, plus les organismes vont avoir du mal à l'atteindre depuis les espaces verts environnants et moins cette toiture a des chances d'être connectée à ces espaces verts. Le fait de végétaliser les murs des bâtiments pourrait aider à connecter les toitures végétalisées aux espaces verts environnants (Mayrand et Clergeau, 2018). De même, augmenter la surface de toitures végétalisées au sein d'une même ville pourrait augmenter leur impact positif sur la connectivité entre écosystèmes à l'échelle de la ville.

Une fois passés en revue tous ces aspects des toitures végétalisées, nous sommes face à un problème d'ingénierie écologique. Peut-on optimiser une toiture végétalisée pour atteindre des objectifs en ce qui concerne les services écosystémiques ou la biodiversité ? Et, si oui, comment ? Une première remarque importante est que la complexité des interactions entre services écosystémiques et entre processus écologiques sous-jacents rend probablement impossible l'optimisation de tous les services (Dusza *et al.*, 2017). Nous manquons ensuite de résultats scientifiques pour parfaitement faire le lien entre les caractéristiques des toitures et les services qu'elles rendent. Certaines réflexions visent à lier les caractéristiques des plantes installées sur les toitures et les services qu'elles vont rendre (Van Mechelen *et al.*, 2015), mais il y a encore beaucoup à faire. Dans la pratique, il s'agira souvent de faire des compromis, notamment en fonction du poids que peut supporter la structure du bâtiment. Pour le moment, surtout dans le cas des toitures végétalisées extensives, on utilise des substrats constitués d'une matière minérale légère : pouzzolane ou billes d'argile expansé (Lata *et al.*, 2018) associées à de la tourbe. L'objectif dans ce cas est d'assurer la légèreté du système, le bâtiment ne pouvant généralement supporter plus de poids, probablement au détriment de la fourniture de services écologiques variés. Une autre piste pour améliorer la capacité des toitures à accueillir plus de biodiversité et à fournir des services plus variés serait d'augmenter leur hétérogénéité, par exemple en mettant en place des zones où le substrat est plus ou moins profond, des buttes, en implantant de petits arbres, etc.

► Exemple de l'agroécologie urbaine

L'agriculture urbaine professionnelle (chapitre 10) a toujours existé, mais connaît actuellement un regain d'intérêt en lien avec la crise environnementale, le désir de réintroduire des plantes en ville et la nécessité de développer une agriculture plus locale et plus durable. Alors que l'agriculture urbaine a en moyenne une productivité supérieure à l'agriculture en dehors des villes, elle occupe une place relativement faible à l'échelle mondiale en ne produisant que 5 à 10 % de la nourriture humaine totale (Payen *et al.*, 2022), surtout des légumes et des tubercules. Évidemment, la production agricole en milieu urbain est fortement contrainte par les surfaces cultivables

disponibles et la densité de bâtiments et d'infrastructures, mais cette contrainte peut en partie être levée si on généralise l'agriculture sur les toitures végétalisées. En fournissant une nourriture peu onéreuse et de bonnes qualités (diversité de légumes et de fruits frais), l'agriculture urbaine peut jouer un rôle économique non négligeable dans les pays du Sud ainsi que dans certaines communautés urbaines du Nord, et participe à l'amélioration de la nutrition de ces communautés (Ferreira *et al.*, 2018). En caricaturant, même si la majorité de l'agriculture urbaine professionnelle est de l'agriculture conventionnelle, deux modèles d'agriculture urbaine s'affrontent : un modèle proche de l'agroécologie contre un modèle *hightech*. Le modèle *hightech*, souvent basé sur des sources d'énergie non durable – par exemple, en utilisant des diodes électroluminescentes (DEL, ou LED, en anglais) comme source de lumière, ou des substrats complètement artificiels (qui ne sont de plus pas créés à partir de déchets urbains) et des infrastructures coûteuses (économiquement et environnementalement) – a peu de chances d'être durable. Le modèle agroécologique, au contraire, est l'application de l'ingénierie écologique à l'agriculture et cherche par définition la durabilité en exploitant au mieux les mécanismes de régulation écologiques (Altieri, 1989). Certains points clés de l'agroécologie urbaine sont expliqués dans les prochains paragraphes qui ne traitent pas d'agriculture conventionnelle ou *hightech*.

L'agroécologie urbaine peut se baser sur l'ensemble des leviers écologiques utilisés par l'agroécologie, qui permettent de diminuer les intrants : utilisation de la biodiversité végétale cultivée, protection des sols et des substrats de culture, et valorisation de la biodiversité sauvage pouvant servir d'auxiliaires des cultures. Ces leviers ne seront pas détaillés ici, mais l'information est facilement accessible (Caquet *et al.*, 2020). L'agroécologie urbaine permet en plus, par définition, de mettre en place des circuits courts permettant *a minima* de diminuer le coût énergétique du transport. De plus, la réduction des distances entre la production agricole et les consommateurs rapproche aussi l'endroit où les plantes sont cultivées de l'endroit où sont produits les déchets qui en sont issus : les déchets organiques ménagers, les matières fécales et les urines. Ces déchets renferment à la fois une matière organique pouvant fournir des amendements organiques (très importants en maraîchage) et des nutriments minéraux qui, s'ils sont intégralement recyclés, peuvent se substituer aux engrais. Sous certaines conditions, en facilitant le recyclage des déchets, l'agroécologie peut ainsi être une opportunité pour boucler plus facilement le cycle du carbone, de l'azote, ou du phosphore, et maintenir la fertilité des sols et des substrats utilisés en agriculture urbaine. En outre, le fait de produire la nourriture dans les villes, là où vivent maintenant la majorité des humains, peut aussi avoir un effet pédagogique (Ferreira *et al.*, 2018) : cela favorise une remise en contact des urbains avec le système de production alimentaire, les pousse à s'interroger sur la durabilité de ce système, sur leur alimentation, etc.

Comme toute l'ingénierie écologique urbaine, l'agroécologie requiert des sols ou substrats permettant la croissance de végétaux. En soi, cela entraîne une ingénierie écologique de ces substrats (chapitre 25) qui permet par exemple de recycler des déchets organiques, des composts, etc. À l'inverse, le milieu urbain pose un problème intrinsèque à l'agriculture : comme il concentre les sources de pollution (métaux lourds, hydrocarbures, pathogènes fécaux, etc.), les substrats et sols cultivés peuvent aussi être contaminés par ces pollutions et requièrent des efforts de suivi de ces sols et substrats et des efforts de restauration et de dépollution.

► Vers une ingénierie écologique à l'échelle des villes entières ?

Nous avons vu que l'ingénierie écologique urbaine pouvait s'appliquer à tous les espaces verts et aquatiques urbains élémentaires (du vaste parc de plusieurs hectares à une plate-bande de moins d'un mètre carré au pied d'un immeuble, en passant par un étang ou un estuaire) ainsi qu'à des écosystèmes nouveaux entièrement construits et artificiels comme les toitures végétalisées. On peut imaginer que pour améliorer le cadre de vie des habitants des villes, pour diminuer leurs impacts environnementaux, pour augmenter qualitativement et quantitativement la biodiversité urbaine, c'est-à-dire pour augmenter la durabilité des villes, on utilise les connaissances écologiques et donc l'ingénierie écologique pour optimiser l'ensemble des écosystèmes urbains vis-à-vis de ces objectifs. Cela signifie que, par exemple, on pourrait en théorie coordonner l'ensemble des espaces végétalisés pour réduire très fortement l'îlot de chaleur urbain. Cela impliquerait de répartir judicieusement dans l'espace à la fois les espaces verts au sol et la végétalisation des bâtiments. Cela supposerait aussi potentiellement de choisir finement et de manière coordonnée les caractéristiques de ces espaces végétalisés (par exemple, les espèces plantées). De la même manière, on peut en théorie optimiser les espaces végétalisés (pratiques de gestion, répartition spatiale, connectivité et caractéristiques) pour accueillir une plus grande biodiversité à l'échelle de la ville. Cela déboucherait sur une ingénierie écologique à l'échelle de la ville entière et impliquerait de repenser la structure même de la ville. Bien sûr, cela est *a priori* beaucoup plus facile quand on conçoit une ville naissante en pleine croissance que dans le cas d'une ville ancienne, qui a déjà une structure propre, et dont la végétalisation est fortement contrainte...

► Références citées

- Altieri M.A., 1989. Agroecology: a new research and development paradigm for world agriculture, *Agriculture Ecosystems & Environment*, 27(1-4):37-46, doi:10.1016/0167-8809(89)90070-4.
- Barot S., Abbadie L., Auclerc A., Barthélémy C., Bérille E. *et al.*, 2019. Urban ecology, stakeholders and the future of ecology, *Science of the Total Environment*, 667:475-484, doi:10.1016/j.scitotenv.2019.02.410.
- Barot S., Lata J.C., Lacroix G., 2012. Meeting the relational challenge of ecological engineering, *Ecological Engineering*, 45:13-23, doi:10.1016/j.ecoleng.2011.04.006.
- Barot S., Yé L., Abbadie L., Blouin L., Frascaria N., 2017. Ecosystem services must tackle anthropized ecosystems and ecological engineering, *Ecological Engineering*, 99:486-495, doi:10.1016/j.ecoleng.2016.11.071.
- Berardi U., GhaffarianHoseini A., GhaffarianHoseini A., 2014. State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs, *Applied Energy*, 115:411-428, doi:10.1016/j.apenergy.2013.10.047.
- Caquet T., Gascuel C., Tixier-Boichard M., 2020. *Agroécologie : des recherches pour la transition des filières et des territoires*, Versailles, Quæ, 102 p.
- Dusza Y., Barot S., Kraepiel Y., Lata J.C., Abbadie L. *et al.*, 2017. Multifunctionality is affected by interactions between green roof plant species, substrate depth and substrate type, *Ecology and Evolution*, 7(7):2357-2369, doi:10.1002/ece3.2691.
- Eggermont H., Balian E., Azevedo J., Beumer V., Brodin T. *et al.*, 2015. Nature-based solutions: new influence for environmental management and research in Europe, *Gaia*, 24:243-248, doi:10.14512/gaia.24.4.9.
- Ferreira A.J.D., Guilherme R.I.M.M., Ferreira C.S.S., Oliveira M.d.F.M.L.d., 2018. Urban agriculture, a tool towards more resilient urban communities?, *Current Opinion in Environment Science & Health*, 5:93-97, doi:10.1016/j.coesh.2018.06.004.

- Lata J.C., Dusza Y., Abbadie L., Barot S., Carmignac D. *et al.*, 2018. Role of substrate properties in the provision of multifunctional green roof ecosystem services, *Applied Soil Ecology*, 123:464-468, doi:10.1016/j.apsoil.2017.09.012.
- Li Y., Babcock R.W., 2014. Green roofs against pollution and climate change. A review, *Agronomy for Sustainable Development*, 34:695-705, doi:10.1007/s13593-014-0230-9.
- Madre F., Vergnes A., Machon N., Clergeau P., 2013. A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods, *Ecological Engineering*, 57:109-117, doi:10.1016/j.ecoleng.2013.04.029.
- Madre F., Vergnes A., Machon N., Clergeau P., 2014. Green roofs as habitats for wild plant species in urban landscapes: First insights from a large-scale sampling, *Landscape and Urban Planning*, 122:100-107, doi:10.1016/j.landurbplan.2013.11.012.
- Mayrand F., Clergeau P., 2018. Green roofs and green walls for biodiversity conservation: a contribution to urban connectivity?, *Sustainability*, 10(4):985, doi:10.3390/su10040985.
- Mitsch W.J., Jørgensen S.E., 2003. Ecological engineering: a field whose time has come, *Ecological Engineering*, 20(5):363-377, doi:10.1016/j.ecoleng.2003.05.001.
- Nuruzzaman M., 2015. Urban heat island: causes, effects and mitigation measures - A review, *International Journal of Environmental Monitoring and Analysis*, 3(2), doi:10.11648/j.ijema.20150302.15.
- Oberndorfer E., Lundholm J., Bass B., Coffman R.R., Doshi H. *et al.*, 2007. Green roofs as urban ecosystems: ecological structures, functions, and services, *BioScience*, 57(10):823-833, doi:10.1641/B571005.
- Payen F.T., Evans D.L., Falagan N., Hardman C.A., Kourmpetli S. *et al.*, 2022. How much food can we grow in urban Areas? Food production and crop yields of urban agriculture: a meta-analysis, *Earths Future*, 10(8):e2022EF002748, doi:10.1029/2022EF002748.
- Santamouris M., 2014. Cooling the cities – a review of reflective and green roof mitigation technologies to fight heat island and improve comfort in urban environments, *Solar Energy*, 103:682-703, doi:10.1016/j.solener.2012.07.003.
- Seto, K.C., Guneralp, B., Hutyrá, L.R., 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109:16083-16088, doi:10.1073/pnas.1211658109.
- United Nations (UN), 2018. World Urbanization Prospects: The 2018 Revision. New York, United Nations, département des Affaires économiques et sociales, 126 p.
- Van Mechelen C., Van Meerbeek K., Dutoit T., Hermy M., 2015. Functional diversity as a framework for novel ecosystem design: The example of extensive green roofs, *Landscape and Urban Planning*, 136:165-173, doi:10.1016/j.landurbplan.2014.11.022.
- Wang L., Wang H., Wang Y., Che Y., Ge Z. *et al.*, 2022. The relationship between green roofs and urban biodiversity: a systematic review, *Biodiversity and Conservation*, 31:1771-1796, doi:10.1007/s10531-022-02436-3.
- Williams K.J.H., Lee K.E., Sargent L., Johnson K.A., Rayner J. *et al.*, 2019. Appraising the psychological benefits of green roofs for city residents and workers, *Urban Forestry & Urban Greening*, 44, doi:10.1016/j.ufug.2019.126399.
- Yang J., Yu Q., Gong P., 2008. Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago, *Atmospheric Environment*, 42(31):7266-7273, doi:10.1016/j.atmosenv.2008.07.003.

Chapitre 30

Restaurer la connectivité pour améliorer la biodiversité

Cécile Albert, Céline Clauzel, Tanguy Louis-Lucas, Yohan Sahraoui

Les recherches en écologie et notamment en biologie de la conservation ont mis en avant l'importance de préserver des connexions fonctionnelles entre les habitats pour permettre aux organismes de se déplacer. Le caractère dynamique de la biodiversité et l'importance des déplacements dans le cycle de vie des espèces, le tout confronté à une artificialisation croissante des sols, invitent à explorer les questions de connectivité et de fragmentation paysagère. C'est l'un des axes de recherche de l'écologie des paysages, une approche à la croisée de l'écologie, de la géographie et de l'aménagement des territoires, qui cherche à comprendre les interactions entre les structures paysagères et les processus écologiques.

Le milieu urbain est l'archétype d'un paysage fragmenté, où les éléments bâtis accompagnés de différentes infrastructures (terrestres, aériennes ou souterraines) restreignent les possibilités de déplacement des espèces entre des habitats isolés et souvent de petite taille. La surface d'habitat disponible, la présence de corridors entre les espaces verts privés et publics, ou encore la structure de la végétation sont considérées comme des facteurs déterminants de la richesse spécifique de différents taxons présents en ville. Plusieurs études (Beninde *et al.*, 2015) ont ainsi mis en avant l'intérêt de créer des microtaches d'habitats et des corridors pour faciliter les déplacements d'espèces diversifiées dans les milieux urbains denses ainsi que leur installation. En effet, l'adoption d'initiatives visant à améliorer les connexions entre les habitats favoriserait les mouvements d'espèces dans des systèmes urbains fragmentés, contribuant ainsi à préserver la biodiversité urbaine (Goddard *et al.*, 2010).

Dans la continuité des trames vertes et bleues (TVB) régionales, de nombreuses villes se sont dotées de schémas d'aménagement qui cartographient les réservoirs urbains de biodiversité, où les organismes peuvent accomplir tout ou partie de leur cycle de vie, et les zones de connexion, par lesquelles les organismes peuvent se déplacer entre deux réservoirs. Ces zones favorables aux déplacements des organismes (que l'on appelle des corridors) peuvent être continues (par exemple, les chemins de la nature de la Ville de Paris) ou discontinues (en pas japonais ; par exemple, des arbres isolés). En parallèle, de nombreuses initiatives de végétalisation urbaine se développent pour rendre les villes plus résilientes aux changements climatiques (Bowler *et al.*, 2010). On notera des initiatives habitantes qui fleurissent avec l'appui des municipalités, la création de murs et toitures végétalisées par les architectes urbanistes, la création de microforêts urbaines sur des parcelles vacantes, et plus récemment des initiatives ponctuelles pour végétaliser des espaces autrefois dégradés (par exemple,

des pieds d'arbres) ou même imperméabilisés. En plus de contribuer à réduire l'effet d'îlot de chaleur urbain et le ruissellement, ces dispositifs sont également pensés pour améliorer le cadre de vie et le bien-être des citoyens. Néanmoins, peu de réflexions sont menées sur la contribution potentielle de ces nouveaux espaces végétalisés à la biodiversité urbaine et en particulier leur rôle potentiel en tant que réservoirs ou que connecteurs au sein des réseaux écologiques.

►► Notions d'écologie des paysages urbains

L'artificialisation croissante des sols est aujourd'hui reconnue comme la cause principale du déclin de la biodiversité. Elle entraîne à la fois une réduction des surfaces des habitats naturels (perte d'habitat), et un morcellement spatial de l'habitat restant (fragmentation). Ces deux processus se produisant souvent en même temps, ils sont parfois confondus, conduisant à des débats scientifiques sur les effets positifs ou négatifs de la fragmentation sur les espèces (encadré 30.1). La fragmentation transforme une surface continue d'habitat en un nombre plus ou moins important de fragments de plus petite taille, obligeant les organismes à se déplacer entre les fragments pour réaliser leur cycle de vie (recherche de nourriture, migration saisonnière et dispersion). L'urbanisation continue de nouveaux espaces crée des mosaïques paysagères dans lesquelles les habitats naturels restants sont particulièrement fragmentés. Les questionnements et les outils de l'écologie du paysage ont donc toute leur place pour étudier ces écosystèmes particuliers créés par l'humain.

Un des postulats fondamentaux de l'écologie des paysages est que la nature, mais aussi la forme et l'agencement spatial des éléments dans un paysage, jouent un rôle crucial sur les processus écologiques qui y prennent place, par exemple les flux des individus animaux et végétaux. Ce postulat s'appuie sur plusieurs modèles conceptuels qui ont exploré les relations entre les structures paysagères (notamment la configuration de l'habitat) et les dynamiques démographiques des populations. La théorie biogéographique des îles (figure 30.1) est l'un de ces modèles et a profondément marqué les recherches en biologie de la conservation. Selon cette théorie, le nombre d'espèces dans une île dépend d'une part de sa distance aux autres îles ou au continent, qui conditionne son accessibilité à de nouveaux individus (immigration); et de sa surface, qui conditionne la pérennité de la population qui s'y trouve (extinction). Cette théorie a ensuite été adaptée pour analyser la dynamique des populations dans les milieux terrestres fragmentés. Dans le modèle patch-matrice-corridor, un parallèle est fait entre fragments d'habitat (îlot forestier, par exemple) et îles, et matrice paysagère et mer. La matrice paysagère est l'élément dominant de l'espace et n'est pas particulièrement favorable à la biodiversité (zone urbaine, par exemple), elle constitue le fond de plan de la mosaïque paysagère. Les taches ou fragments sont des zones spatialement compactes d'habitat (îlot forestier, par exemple). Les corridors, éléments de forme linéaire différenciés de la matrice, peuvent avoir une fonction de conduit, d'habitat ou de barrière selon les espèces considérées. La combinaison de ces trois types d'éléments forme la mosaïque paysagère (Forman et Godron, 1986).

Malgré le caractère séduisant de cette théorie qui explique en partie les patrons de biodiversité observés et propose un modèle générique simple et applicable à des cas concrets de conservation, la principale limite reste l'analogie supposée entre la matrice paysagère et une mer totalement inhospitalière pour des organismes terrestres.

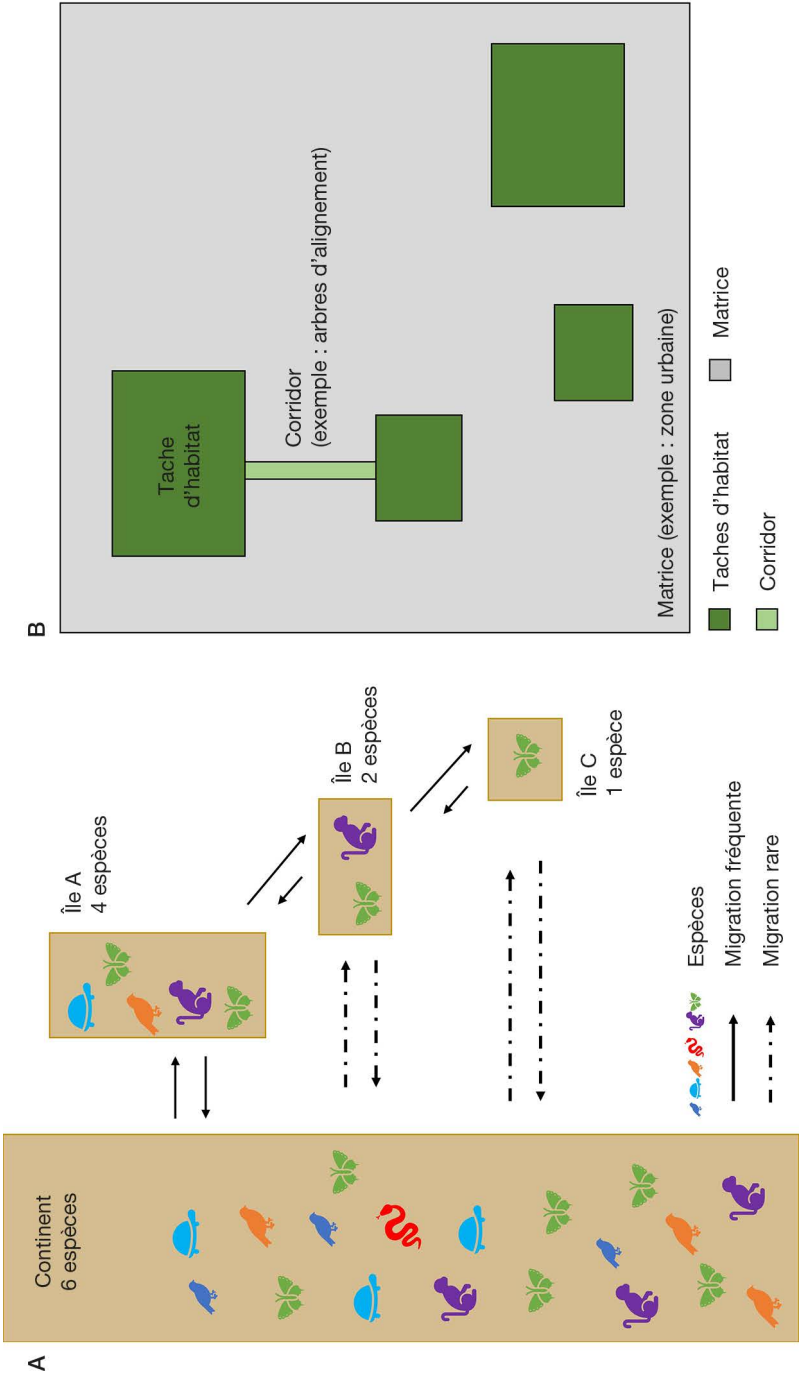


Figure 30.1. Représentation schématique de la théorie biogéographique des îles (A) et modèle patch-matrice-corridor (B) (sources : d'après MacArthur et Wilson, 1967 ; et Forman et Godron, 1986).

Par conséquent, ce modèle conceptuel a progressivement évolué pour prendre en compte une perméabilité variée de la matrice, modifiant de fait les relations entre richesse et taille des fragments d'habitat (figure 30.1). D'autres modèles conceptuels ont suivi, tels que le modèle de *continuum*, pour s'affranchir d'une définition très dichotomique entre les zones d'habitat et le reste, une grande majorité de paysages se présentant davantage comme des mosaïques complexes – voire comme des gradients – plutôt que comme des espaces binaires (Fischer *et al.*, 2004). Ces différents modèles conceptuels, ainsi que leurs combinaisons intégrant des taches d'habitat et des matrices en gradients, présentent chacun des avantages et des inconvénients pour expliquer les patrons de biodiversité. Ils sont complémentaires.

La connectivité paysagère est un concept clé pour l'étude des questions de conservation de la biodiversité dans les paysages fragmentés. Elle est définie comme le degré auquel un paysage facilite ou contraint les déplacements des organismes entre des taches d'habitat (Taylor, 1993). Elle dépend donc à la fois de la structure spatiale (composition et configuration) du paysage et du comportement des organismes face à ce paysage (préférences paysagères, capacité de déplacement, etc.). Ainsi, la connectivité est une propriété du paysage variable en fonction des espèces et de leurs besoins écologiques. Un même paysage (par exemple boisé) aura un niveau de connectivité différent pour des espèces forestières ou des espèces de milieux ouverts. Même au sein des espèces dites forestières, la connectivité d'un paysage forestier ne sera pas la même en fonction de leurs capacités de déplacement, par exemple entre un insecte rampant et un oiseau.

Encadré 30.1. Quantité d'habitats ou fragmentation, le débat des idées

Depuis plusieurs décennies maintenant, un débat fait rage autour des questions de fragmentation des paysages. Alors qu'une partie de la communauté scientifique met l'accent sur les effets critiques de la fragmentation des habitats naturels, une autre partie insiste sur le fait que la variable clé pour la conservation de la biodiversité dans les paysages serait plutôt la quantité d'habitat (Fahrig, 2013). Ce débat prend racine lorsque Diamond (Diamond, 1975) formalise l'hypothèse que conserver plutôt une grande tache d'habitat (*single large*, SL) serait plus favorable à la biodiversité que de protéger plusieurs petites taches (*several small*, SS). Ainsi est apparu le *SLOSS debate* qui est toujours actif (Fahrig *et al.*, 2022). Puis, sur la base de la théorie biogéographique des îles et avec l'émergence de la théorie des métapopulations, l'hypothèse de fragmentation prend de l'ampleur. Comme il est démontré empiriquement et théoriquement que les taches plus grandes et moins isolées accueillent un plus grand nombre d'espèces, il est supposé que ces résultats se transposent à l'échelle des paysages (qui agrègent une multitude de taches d'habitats plus ou moins isolées) et que la fragmentation est nécessairement négative. Ces travaux donnent lieu à l'émergence de la conservation de la connectivité. Ainsi, restaurer de la connectivité dans les paysages, par exemple en y aménageant des corridors, mais sans augmenter la quantité d'habitat permettrait de mieux conserver la biodiversité. Toutefois, différents auteurs insistent sur l'importance de la quantité d'habitat, notamment dans un contexte de changements climatiques (Hodgson *et al.*, 2009), d'autant qu'augmenter la quantité d'habitat dans un paysage en augmenterait aussi la connectivité, les deux étant nécessairement corrélées. En 2013, Lenore Fahrig publie un article qui remet en cause le fait de se focaliser sur les taches d'habitat,

leur surface et leur isolement, l'extrapolation des taches à des paysages entiers n'étant pas triviale, et les résultats empiriques contradictoires. Elle propose ainsi une hypothèse différente, selon laquelle la quantité d'habitat autour d'un point serait le meilleur prédicteur du nombre d'espèces qu'on y observe, cette mesure permettant d'intégrer à la fois la surface de l'habitat dans lequel le point se trouve, mais aussi son isolement (figure 30.2). C'est l'hypothèse de la quantité d'habitat (*habitat amount hypothesis*, en anglais). Malgré un nombre d'études croissant qui viennent l'étayer empiriquement, cette hypothèse reste très critiquée (Fletcher *et al.*, 2023).

Des hypothèses alternatives, voire hybrides, pourraient à terme permettre de sublimer ce débat sur l'importance relative de la perte en habitat ou de la fragmentation pour aboutir à des préconisations cohérentes pour la conservation de la biodiversité dans des paysages fragmentés comme les paysages urbains.

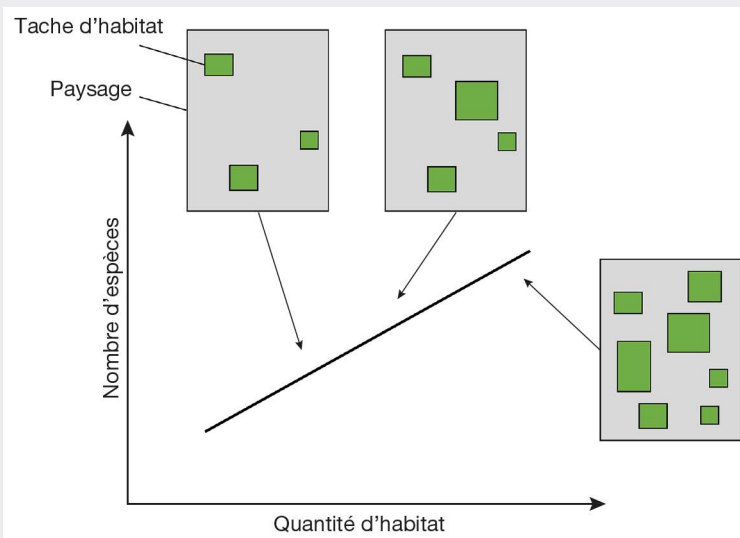


Figure 30.2. Effet de la quantité d'habitat sur la biodiversité dans un paysage (sources : d'après Fahrig, 2013).

En contexte urbain, peu d'articles scientifiques explorent le lien entre la connectivité du paysage et la biodiversité. L'écologie urbaine s'est pendant longtemps concentrée sur l'effet du gradient ville-campagne sur la biodiversité (Gaston *et al.*, 2014), et a petit à petit cherché à comprendre l'impact de facteurs locaux, tels que le nombre d'espèces végétales et la gestion des espaces verts (Threlfall *et al.*, 2016). Plus récemment, les recherches en écologie urbaine ont analysé les effets de variables paysagères telles que la fragmentation, la taille des habitats (Beninde *et al.*, 2015) ou la quantité d'habitat dans un voisinage donné (Fahrig, 2013). La méta-analyse de Beninde *et al.* (2015) montre que ces derniers paramètres (taille des habitats et quantité totale d'habitat dans un voisinage) ont un effet positif sur le nombre d'espèces en ville. Selon Lookingbill *et al.* (2022), les articles traitant de la connectivité dans les contextes urbains partent souvent du postulat que la connectivité est bénéfique pour la biodiversité, sans vérification empirique. Ces articles sont principalement menés en Amérique du Nord, en Europe

ainsi qu'en Chine, et se concentrent sur les grands mammifères et, plus récemment, sur les oiseaux et les invertébrés. Beaucoup d'études mettent l'accent sur l'identification des corridors, et certaines comme Balbi *et al.* (2021) ont démontré l'efficacité des corridors sur la biodiversité en milieu urbain. Néanmoins, ces initiatives sont encore isolées et nécessitent d'être multipliées et croisées avec des données biologiques pour mieux comprendre l'effet de la connectivité du paysage sur la biodiversité urbaine.

►► Comment la connectivité est-elle analysée ?

Inventaires et techniques de suivi

De nombreuses études d'écologie des paysages urbains analysent les liens entre la présence d'une espèce (Verbeylen *et al.*, 2003) ou la composition des communautés (Albert *et al.*, 2021) et les caractéristiques paysagères, comme la connectivité. Ces études mettent donc en place des suivis d'espèces ou de communautés classiques en écologie, et adaptés aux taxons étudiés, tels que des observations directes (par exemple, les plantes, les écureuils), des points d'écoute (tels les oiseaux, les chauves-souris), des collectes par prélèvements de sols (par exemple, les escargots), d'eau (comme les invertébrés aquatiques) ou d'invertébrés à l'aide de pièges Barber (tels que les araignées). Comme dans toutes les questions d'écologie spatiale, l'échantillonnage doit être réfléchi pour éviter les biais et augmenter le pouvoir des analyses statistiques.

Récemment, de nombreuses études visent également à mieux comprendre les processus écologiques sous-jacents aux patrons de biodiversité dans les milieux urbains. Lorsqu'il s'agit de conserver ou de restaurer la connectivité dans les milieux urbains, il est essentiel de mieux comprendre les dynamiques de populations ainsi que les déplacements des organismes, en lien avec l'organisation spatiale des habitats. Différentes approches existent et présentent des avantages et limites différentes.

Les approches par capture-marquage-recapture (CMR) consistent à faire des suivis dans le temps et l'espace d'individus marqués individuellement, soit avec des codes étiquetés ou inscrits sur l'individu au feutre ou à la peinture, soit avec des puces de radio-identification qui émettent un signal indiquant un identifiant unique. L'avantage de cette approche est qu'elle reste relativement simple et peu onéreuse en matériel. Si la durée et l'effort d'échantillonnage sont suffisants, elle permet d'obtenir des connaissances supplémentaires sur la dynamique des populations suivies et d'estimer des taux de mortalité, de natalité ainsi que d'immigration et d'émigration. En revanche, la CMR demande un effort de terrain important et ses apports restent limités sur les déplacements précis des individus. En effet, les déplacements des individus marqués sont inconnus entre deux observations.

Les approches par suivis téléométriques consistent à équiper des individus avec des balises VHF (*very high frequency*) ou GPS (*global positioning system*). L'avantage principal est que ces approches permettent de suivre le mouvement des individus à distance, sans les recapter. En VHF, les balises sont petites, mais le relevé des positions des individus se fait manuellement en parcourant le terrain d'étude avec une antenne, le temps de terrain est donc conséquent et le risque de perdre un individu qui aurait dispersé hors de la zone de suivi non négligeable. En GPS, différentes méthodes existent pour récupérer les données (envoi par satellite, par le réseau de téléphonie ou à l'aide d'une antenne manuelle) qui sont prises par la balise. Leur principale limite est le compromis

que l'opérateur doit faire entre la résolution temporelle de la donnée (fréquence des données récupérées) et la durée du suivi dû à une capacité maximale des batteries qui détermine le poids de l'équipement qui doit être limité à 5 % de la masse de l'animal. Si ces approches permettent d'avoir des informations assez précises sur les déplacements des individus, elles ont l'inconvénient d'être difficiles à déployer à grande échelle du fait du coût de l'équipement et de la difficulté à équiper un grand nombre d'individus.

Les approches de type génétique du paysage peuvent aussi être particulièrement intéressantes pour mieux comprendre comment l'organisation spatiale des habitats dispersés au sein du tissu urbain permet les flux de gènes et structure la variabilité génétique au sein d'une espèce (Balbi *et al.*, 2019). Les flux de gènes et la diversité peuvent renseigner, d'une manière macroscopique et agrégée temporellement, la dynamique des populations (taille effective) ainsi que les mouvements réussis et qui ont mené à de la reproduction au sein du paysage.

» Modéliser les réseaux écologiques pour évaluer la connectivité

Les différentes méthodes de modélisation

La question de la modélisation des réseaux écologiques et de l'estimation de la connectivité est au cœur des publications scientifiques en écologie du paysage. Plusieurs méthodes ont été développées depuis une vingtaine d'années. Elles se distinguent par leur capacité à évaluer les aspects fonctionnels de la connectivité, leur complexité de mise en œuvre, leur précision ainsi que la quantité des données nécessaires. Le choix d'une méthode plutôt que d'une autre repose sur la recherche d'un optimum entre la question posée, le coût technique ou financier de l'analyse et le degré de précision souhaité dans la représentation des processus écologiques.

Une première catégorie concerne les méthodes dédiées à la connectivité structurelle, c'est-à-dire sans intégrer le comportement des espèces. Elles reposent sur le calcul de métriques de composition et de configuration paysagère (taille, forme ou nombre de taches, distance entre les taches, etc.) ainsi que de traitements morphologiques (dilatation-érosion) au moyen des outils SIG (systèmes d'information géographique). La simplicité de calcul de ces métriques ainsi que le développement d'outils logiciels dédiés ont contribué à leur très large diffusion, parfois jusqu'à l'excès, avec le calcul automatisé de dizaines de métriques sans réflexion sur ce qu'elles révèlent de la connectivité ou sur leur adéquation avec l'objectif de recherche. Ces méthodes peuvent avoir un intérêt comme première évaluation de la connectivité, comme cela a été fait pour évaluer le degré de connexion entre les zones protégées. Des études ont par ailleurs montré que des métriques paysagères simples comme la distance euclidienne à l'habitat le plus proche sont parfois suffisantes pour prédire la répartition spatiale de certaines espèces, notamment dans des paysages simples où la matrice est homogène. En revanche, pour des études plus fines sur les dynamiques de métapopulation d'une espèce dans un territoire donné ou sur la contribution spécifique d'un habitat à la viabilité d'une population, des métriques plus complexes sont nécessaires.

La deuxième catégorie de méthodes englobe celles tenant compte à la fois des structures paysagères et du comportement des espèces étudiées. En fonction du type de données biologiques mobilisées, la connectivité fonctionnelle analysée est « réelle »

ou «potentielle». La connaissance de la connectivité réelle implique le recours à des méthodes de suivi des individus (par exemple, CMR, GPS), présentées dans le point précédent. Néanmoins, l'utilisation de ces données génère des coûts importants d'acquisition et d'analyse qui limitent leur généralisation, en particulier pour les approches multi-espèces. En outre, les déplacements observés ne renseignent pas forcément sur le processus écologique à la base du mouvement (recherche de nourriture, dispersion, migration, etc.) et ne reflètent pas l'ensemble des potentialités de mouvement (par exemple, les chemins alternatifs qui pourraient être empruntés en cas de transformation paysagère).

Ces limites expliquent la prépondérance des études sur la connectivité fonctionnelle potentielle qui mobilisent des informations sur les capacités de déplacement (distance, milieux traversés ou évités) issues de dires d'expert ou de la littérature, elles-mêmes tirées d'observations locales sur le terrain ou d'expérimentations menées dans des régions et milieux variés. Des données démographiques (taux de mortalité, taille des populations, etc.) peuvent également être intégrées pour affiner les prédictions, mais au prix d'une complexité plus grande. La mesure de la connectivité fonctionnelle nécessite des méthodes de modélisation-simulation (théorie des graphes, théorie des circuits, modèles multi-agents) qui offrent une représentation plus précise des aspects fonctionnels, mais nécessitent un paramétrage nettement plus exigeant. Les méthodes analysant la connectivité fonctionnelle potentielle sont considérées comme un compromis intéressant en raison de leur bonne capacité à représenter les flux biologiques tout en ayant une exigence modeste en données d'entrée. Parmi ces méthodes, la théorie des graphes, qui consiste à modéliser le réseau écologique sous la forme d'un graphe, a montré un fort potentiel pour l'analyse de la connectivité, mais aussi pour la visualisation et l'appropriation des résultats par les acteurs opérationnels. Elle se caractérise en outre par une grande flexibilité dans le niveau d'intégration des connaissances écologiques, ce qui explique la variété des protocoles utilisés. La théorie des circuits est un autre type de modélisation qui s'appuie sur une analogie entre les flux d'organisme et le courant électrique circulant dans un réseau. Cette modélisation permet de considérer la mosaïque paysagère sous une forme continue (gradient de résistance de la matrice) plutôt que constituée de plusieurs éléments discrets (tache-corridor-matrice). Elle a en outre le grand avantage de représenter une diversité de chemins possibles de déplacements au lieu d'un chemin unique entre deux taches d'habitat.

» Le paramétrage du modèle, un élément crucial

Quelle que soit l'approche utilisée, la modélisation implique de nombreux choix qui varient selon les questions de recherches, selon les connaissances des espèces étudiées, du paysage et des capacités techniques de calculs. Par exemple, dans le cas d'une étude sur la connectivité fonctionnelle potentielle, il est nécessaire de définir une matrice de résistance, où on attribue à chaque type d'occupation du sol une valeur de résistance qui représente la facilité qu'a l'espèce étudiée à s'y déplacer et à y survivre. Étant donné que les informations précises sur le comportement des espèces sont peu nombreuses, le paramétrage de cette matrice se fait souvent à dire d'expert. Les choix effectués peuvent avoir une incidence forte sur plusieurs résultats tels que l'identification des chemins préférentiels des espèces pour rallier des taches d'habitat (Savary *et al.*, 2023). Parmi ces choix se pose la question de l'étendue et de la résolution spatiales auxquelles l'étude est menée. Ces deux paramètres vont là encore influencer les résultats de la modélisation.

Une fois le modèle construit se pose la question de la mesure de la connectivité. Plus d'une soixantaine de métriques, adaptées d'autres champs d'analyse de réseaux (de transport, sociaux, etc.) ou développées spécifiquement pour la connectivité du paysage, ont été proposées au fil des années. Elles se différencient en fonction de leur niveau de calcul sur le graphe (local, composante, global) et des aspects de connectivité qu'elles quantifient (redondance des chemins, vulnérabilité des chemins, surface d'habitat connecté, etc.). L'absence de synthèse bibliographique et de recommandations pour guider la sélection de métriques adaptées aux objectifs des études a sans doute contribué à cette profusion, de nombreux auteurs ayant créé leur propre métrique, parfois même en reprenant une formule déjà établie (Saura, 2018). Le nombre important de métriques semble contre-productif, car il complexifie la reproductibilité des analyses, ainsi que l'interprétation et la comparaison des résultats. Les métriques les plus pertinentes s'avèrent être souvent différentes en fonction de la configuration du paysage et de la structure des réseaux étudiés (Magle *et al.*, 2009). Par conséquent, il semble préférable d'utiliser plusieurs indicateurs complémentaires (Albert *et al.*, 2017), afin de rendre compte des différents types de contribution à la connectivité.

► Combiner données de terrain et modélisation pour une approche plus robuste

Malgré l'intérêt croissant pour la connectivité et le nombre important d'articles constituant les revues de littérature, le recours aux données de terrain apparaît minoritaire (Foltête *et al.*, 2020). De nombreuses études sur la connectivité paysagère restent théoriques, sans référence de terrain, ce qui peut questionner la validité des résultats. En effet, toute modélisation est par nature une représentation simplifiée de la réalité. La capacité d'un modèle à représenter correctement les réseaux écologiques repose sur l'hypothèse que les catégories paysagères considérées comme habitats et corridors pour une espèce sont effectivement adaptées à ses besoins écologiques, et que la connectivité a une influence positive sur la biodiversité. Sans validation de terrain, ces hypothèses ne peuvent être vérifiées, ce qui conduit à préconiser des actions de conservation ou de restauration qui peuvent dans certains cas ne pas être pertinentes.

Les données de terrain peuvent être intégrées dans la modélisation de deux manières différentes, et parfois combinées. La première approche est inductive et concerne la majorité des articles (63 %) mobilisant la théorie des graphes et les données biologiques (Foltête *et al.*, 2020). Elle consiste à construire le modèle en s'appuyant sur les données de terrain pour délimiter les habitats et les corridors (par exemple, à partir de données de présence ou de traces GPS ou en leur attribuant une pondération en fonction de leur qualité). Cette approche modélise ainsi un réseau proche de celui effectivement utilisé par l'espèce cible. La quantification de la connectivité sert ensuite à hiérarchiser l'importance des habitats et des corridors pour leur préservation ou leur restauration. Dans ce cas, le modèle part du postulat que la connectivité a une influence positive sur l'espèce cible et ne cherche pas à questionner cette relation.

Or, l'influence de la connectivité sur la réponse biologique dépend fortement de l'espèce, des processus écologiques et de l'échelle considérée. Certaines études cherchent ainsi à évaluer cette influence pour mieux comprendre les effets de la connectivité (et inversement, de la fragmentation) sur la présence ou l'abondance d'une espèce, ou encore sur la richesse spécifique d'une communauté. Dans cette seconde approche,

hypothético-déductive, le modèle est construit sur la base d'hypothèses sur l'habitat et les corridors utilisés, puis les résultats sont confrontés aux données de terrain pour vérifier la validité de ces hypothèses. Cette approche produit des connaissances sur l'influence de la connectivité du paysage sur la biodiversité, sur l'intensité de cette relation et sur l'échelle spatiale à laquelle elle se produit.

Les deux approches peuvent évidemment être associées si on dispose de deux jeux de données indépendants. Dans Ribeiro *et al.* (2011), les données de présence d'amphibiens ont été utilisées pour sélectionner les taches d'habitat, puis les valeurs de connectivité des taches d'habitat ont été confrontées à la richesse spécifique pour vérifier si la connectivité jouait un rôle sur le nombre d'espèces. Dans Galpern *et al.* (2011), des suivis télémétriques de caribous ont été utilisés pour définir les corridors, puis les valeurs de connectivité obtenues ont été comparées aux données génétiques pour évaluer le rôle du paysage sur la structure génétique des populations.

► Applications au milieu urbain

La modélisation des réseaux écologiques s'est largement développée depuis 20 ans dans la sphère scientifique et se diffuse progressivement dans le monde opérationnel en tant qu'appui pour l'aide à la décision. En France, elle a par exemple été utilisée pour identifier la trame verte et bleue à l'échelle locale (SCOT ou PLU) ou estimer l'impact potentiel d'aménagements sur la connectivité (Girardet et Clauzel, 2018).

Si l'analyse de la connectivité du paysage a historiquement concerné les milieux moins anthropisés, elle s'applique aujourd'hui de plus en plus aux milieux urbains. Les approches fondées sur la connectivité fonctionnelle, bien que minoritaires, ont contribué à accroître les connaissances des facteurs influençant la présence et les mouvements des organismes, qu'il s'agisse de plantes ou d'animaux. Elles s'appuient sur des données issues d'observations ou d'expérimentations (translocation de hérissons, par exemple dans Balbi *et al.*, 2019) mises en relation avec des métriques d'hétérogénéité paysagère ou de connectivité. Mimet *et al.* (2020) ont par exemple montré l'importance des jardins privés pour la connectivité des villes pour la pipistrelle commune.

En matière d'applications opérationnelles, les métriques de connectivité constituent un indicateur pour hiérarchiser les habitats et les corridors à préserver en milieu urbain en fonction de leur contribution à la connectivité (par exemple, Albert *et al.*, 2017, sur Montréal; ou Sahraoui *et al.*, 2021, sur la métropole de Bordeaux) (figure 30.3). Cette contribution revêt différentes formes. Un habitat peut être important pour la connectivité, car sa superficie ou sa qualité sont importantes, parce qu'il est connecté à de nombreuses autres taches d'habitat, ou parce qu'il constitue une étape obligatoire dans les parcours connectant des taches d'habitat plus éloignées. Cette analyse de la contribution se fait en général en supprimant virtuellement les taches d'habitat à tour de rôle et en recalculant les indices de connectivité; les taches entraînant la plus forte baisse de connectivité sont considérées comme les plus importantes (encadré 30.2). La modélisation des réseaux écologiques permet également d'évaluer l'impact potentiel des changements dans le paysage urbain, qu'ils soient réels (Tarabon *et al.*, 2019, à Lyon) ou simulés (Tannier *et al.*, 2016, à Besançon), et d'identifier des secteurs où restaurer des habitats (Louis-Lucas *et al.*, 2022, sur les toitures végétalisées).

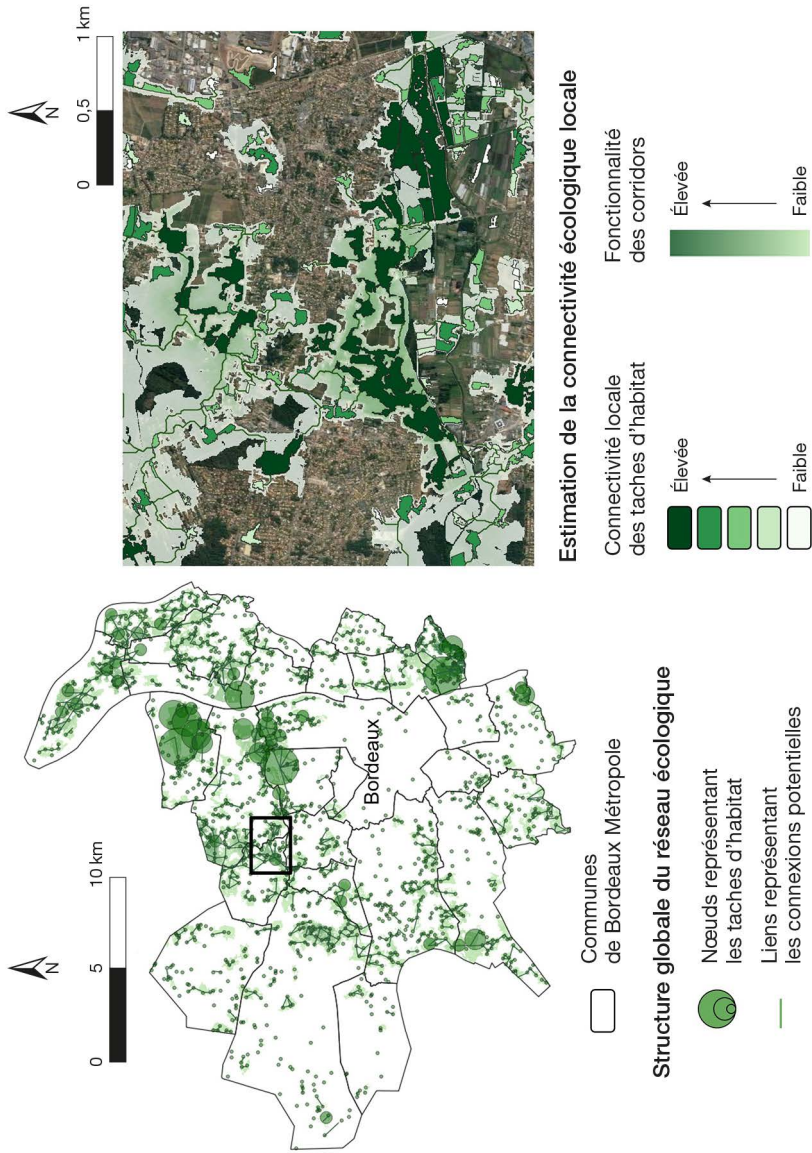


Figure 30.3. Exemple de modélisation des réseaux écologiques pour la mise en œuvre d'une trame verte et bleue (TVB) sur le territoire de Bordeaux Métropole.

Le réseau représenté correspond à celui d'un groupe fonctionnel d'espèces animales associées à des milieux ouverts.

Encadré 30.2. Contribution des cours d'école végétalisés à la connectivité

Dans une perspective d'amélioration du cadre de vie urbain, de plus en plus de villes mettent en œuvre des opérations de transformation des cours d'école au travers d'une désimperméabilisation de leurs sols et d'une végétalisation (chapitre 13). En dépit de leur faible taille, les cours d'école représentent une superficie cumulée importante et répartie de manière homogène au sein des villes. Leur végétalisation pourrait ainsi contribuer à réduire l'îlot de chaleur urbain à l'échelle de leur quartier. En 2022, le projet européen de recherche Coolschools, réunissant les villes de Barcelone, Bruxelles, Paris et Rotterdam, s'est interrogé sur la contribution potentielle des cours d'école végétalisés à la biodiversité urbaine. En effet, même si les enjeux écologiques ne sont pas au cœur de ces transformations, ces nouveaux espaces de végétation pourraient accueillir une faune et une flore spontanée diversifiée, à des niveaux peut-être comparables à celles des espaces verts publics. En outre, cette biodiversité pourrait être d'autant plus importante que ces espaces sont bien connectés aux espaces verts à proximité (figure 30.4). Les inventaires sur l'entomofaune réalisés en 2023 montrent que les cours d'école disposant des plus grandes surfaces de végétation à la fois au sein de la cour et autour de l'école accueillent une diversité d'espèces aussi forte que dans les espaces verts à proximité. En revanche, les communautés que l'on y trouve sont à 70 % différentes, signifiant que les cours d'école abritent des espèces en partie différentes de celles des espaces verts. Cette différenciation des communautés serait probablement liée aux communautés végétales qui varient fortement entre ces deux types d'espaces urbains.

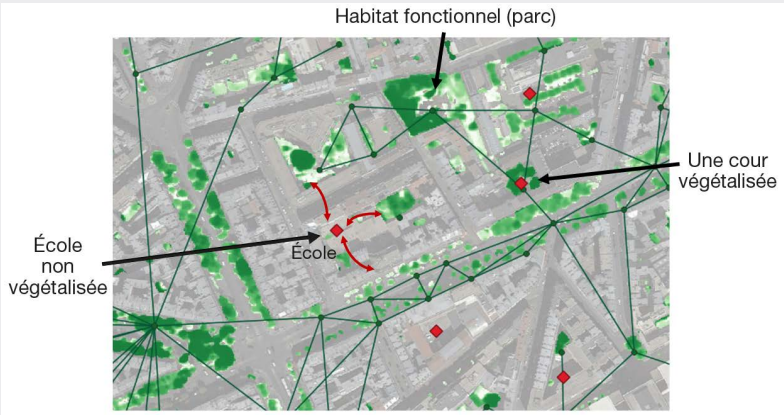


Figure 30.4. Contribution potentielle des écoles à la connectivité urbaine si elles étaient végétalisées dans une perspective de soutien à la biodiversité.

L'étude de la connectivité en ville et de sa restauration est récente, bien qu'elle soit parfaitement adaptée au contexte urbain du fait de la forte fragmentation de cet environnement. Alors que peu d'études ont exploré les liens entre connectivité du paysage et biodiversité en ville, les chercheurs, les décideurs politiques, mais aussi les personnels des collectivités ont eu tendance à penser qu'il existait une relation positive entre ces deux éléments. Ainsi, des politiques publiques et des aménagements urbains sont sporadiquement réalisés pour améliorer la connectivité du paysage et pour créer des corridors (par exemple, TVB, trame noire, trame brune, etc.).

Afin d'améliorer notre compréhension des effets de la connectivité sur la biodiversité, il semble nécessaire de poursuivre des recherches pour évaluer les méthodes existantes, en développer de nouvelles, mais aussi estimer la contribution de différentes formes d'urbanisation et d'infrastructures vertes aux différentes facettes de la connectivité (selon les échelles, les organismes, etc.) en couplant les modélisations avec des données biologiques. Ces recherches permettraient de comparer et d'évaluer les formes d'urbanisation ou solutions de végétalisation dans l'objectif d'imaginer une ville la plus accueillante possible pour les humains et les non-humains.

En effet, il semble aujourd'hui primordial de donner des orientations claires, notamment sur les opérations de végétalisation en ville dans leurs diversités de formes, de tailles et de compositions. Ces opérations d'ajout d'habitat doivent nécessairement s'accompagner d'une conservation des habitats existants, mais également d'une réflexion de type « réseau » dans laquelle les effets de l'aménagement sont intégrés à plusieurs échelles pour permettre d'améliorer les connectivités.

► Références citées

- Albert C.H., Cabrera C., Marty E., Verdier L., 2021. Caractérisation des communautés d'oiseaux et de chauves-souris dans les parcs urbains d'Aix-en-Provence, *Ecologia mediterranea*, 47(1):17, doi:10.3406/ecmed.2021.2117.
- Albert C.H., Rayfield B., Dumitru M., Gonzalez A., 2017. Applying network theory to prioritize multispecies habitat networks that are robust to climate and land-use change, *Conservation Biology*, 31(6):1383-1396, doi:10.1111/cobi.12943.
- Balbi M., Croci S., Petit E.J., Butet A., Georges R. *et al.*, 2021. Least-cost path analysis for urban greenways planning: A test with moths and birds across two habitats and two cities, *Journal of Applied Ecology*, 58(3):632-643, doi:10.1111/1365-2664.13800.
- Balbi M., Petit E.J., Croci S., Nabucet J., Georges R. *et al.*, 2019. Ecological relevance of least cost path analysis: An easy implementation method for landscape urban planning, *Journal of Environmental Management*, 244:61-68, doi:10.1016/j.jenvman.2019.04.124.
- Beninde J., Veith M., Hochkirch A., 2015. Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation, *Ecology Letters*, 18(6):581-592, doi:10.1111/ele.12427.
- Bowler D.E., Buyung-Ali L., Knight T.M., Pullin A.S., 2010. Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence, *Landscape and Urban Planning*, 97(3):147-155, doi:10.1016/j.landurbplan.2010.05.006.
- Diamond J.M., 1975. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves, *Biological Conservation*, 7(2):129-146, doi:10.1016/0006-3207(75)90052-X.
- Fahrig L., 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis, *Journal of Biogeography*, 40(9):1649-1663, doi:10.1111/jbi.12130.
- Fahrig L., Watling J.I., Arnillas C.A., Arroyo-Rodríguez V., Jörger-Hickfang T. *et al.*, 2022. Resolving the SLOSS dilemma for biodiversity conservation: a research agenda, *Biological Reviews*, 97(1):99-114, doi:10.1111/brv.12792.
- Fischer J., Lindenmayer D.B., Fazey I., 2004. Appreciating Ecological Complexity: Habitat Contours as a Conceptual Landscape Model, *Conservation Biology*, 18(5):1245-1253, doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00263.x.
- Fletcher J.R., Betts M.G., Damschen E., Hefley T., Hightower J. *et al.*, 2023. Addressing the problem of scale that emerges with habitat fragmentation, *Global Ecology and Biogeography*, 32(6):828-841, doi:10.1111/geb.13658.
- Foltête J.C., Savary P., Clauzel C., Bourgeois M., Girardet X. *et al.*, 2020. Coupling landscape graph modeling and biological data: a review, *Landscape Ecology*, 35(5):1035-1052, doi:10.1007/s10980-020-00998-7.

- Forman R.T.T., Godron M., 1986. *Landscape Ecology*, New York, John Wiley & Sons Inc, 619 p.
- Galpern P., Manseau M., Fall A., 2011. Patch-based graphs of landscape connectivity: A guide to construction, analysis and application for conservation, *Biological Conservation*, 144(1):44-55, doi:10.1016/j.biocon.2010.09.002.
- Gaston K.J., Duffy J.P., Gaston S., Bennie J., Davies T.W., 2014. Human alteration of natural light cycles: causes and ecological consequences, *Oecologia*, 176(4):917-931, doi:10.1007/s00442-014-3088-2.
- Girardet X., Clauzel C., 2018. *Graphab. 14 réalisations à découvrir*, actes de la journée «Retour d'expérience sur Graphab» du 27 juin 2017, www.hal.science/hal-01701885/document.
- Goddard M.A., Dougill A.J., Benton T.G., 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments, *Trends in Ecology & Evolution*, 25(2):90-98, doi:10.1016/j.tree.2009.07.016.
- Hodgson J.A., Thomas C.D., Wintle B.A., Moilanen A., 2009. Climate change, connectivity and conservation decision making: back to basics, *Journal of Applied Ecology*, 46(5):964-969, doi:10.1111/j.1365-2664.2009.01695.x.
- Lookingbill T.R., Minor E.S., Mullis C.S., Nunez-Mir G.C., Johnson P., 2022. Connectivity in the Urban Landscape (2015–2020): Who? Where? What? When? Why? and How?, *Current Landscape Ecology Reports*, 7(1):1-14, doi:10.1007/s40823-021-00068-x.
- Louis-lucas T., Clauzel C., Mayrand F., Clergeau P., Machon N., 2022. Role of green roofs in urban connectivity, an exploratory approach using landscape graphs in the city of Paris, France, *Urban Forestry & Urban Greening*, 127765, doi:10.1016/j.ufug.2022.127765.
- MacArthur R.H., Wilson E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*, Princeton, NJ, Princeton University Press, 203 p.
- Magle S.B., Theobald D.M., Crooks K.R., 2009. A comparison of metrics predicting landscape connectivity for a highly interactive species along an urban gradient in Colorado, USA, *Landscape Ecology*, 24(2):267-280, doi:10.1007/s10980-008-9304-x.
- Mimet A., Kerbirou C., Simon L., Julien J.F., Raymond R., 2020. Contribution of private gardens to habitat availability, connectivity and conservation of the common pipistrelle in Paris, *Landscape and Urban Planning*, 193:103671, doi:10.1016/j.landurbplan.2019.103671.
- Ribeiro R., Carretero M.A., Sillero N., Alarcos G., Ortiz-Santaliestra M. *et al.*, 2011. The pond network: can structural connectivity reflect on (amphibian) biodiversity patterns?, *Landscape Ecology*, 26(5):673-682, doi:10.1007/s10980-011-9592-4.
- Sahraoui Y., De Godoy Leski C., Benot M.-L., Revers F., Salles D. *et al.*, 2021. Integrating ecological networks modelling in a participatory approach for assessing impacts of planning scenarios on landscape connectivity, *Landscape and Urban Planning*, 209, 104039, doi:10.1016/j.landurbplan.2021.104039.
- Saura S., 2018. Node self-connections in network metrics, *Ecology Letters*, 21(2):319-320, doi:10.1111/ele.12885.
- Savary P., Foltête J.C., Moal H., Vuidel G., Garnier S., 2023. Inferring landscape resistance to gene flow when genetic drift is spatially heterogeneous, *Molecular Ecology Resources*, 23(7):1574-1588, doi:10.1111/1755-0998.13821.
- Tannier C., Bourgeois M., Houot H., Foltête J.C., 2016. Impact of urban developments on the functional connectivity of forested habitats: a joint contribution of advanced urban models and landscape graphs, *Land Use Policy*, 52:76-91, doi:10.1016/j.landusepol.2015.12.002.
- Tarabon S., Bergès L., Dutoit T., Isselin-Nondedeu F., 2019. Maximizing habitat connectivity in the mitigation hierarchy. A case study on three terrestrial mammals in an urban environment, *Journal of Environmental Management*, 243:340-349, doi:10.1016/j.jenvman.2019.04.121.
- Taylor P.D., Fahrig L., Henein K., Merriam G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure, *Oikos*, 68(3):571-573, doi:10.2307/3544927.
- Threlfall C.G., Williams N.S.G., Hahs A.K., Livesley S.J., 2016. Approaches to urban vegetation management and the impacts on urban bird and bat assemblages, *Landscape and Urban Planning*, 153(1):28-39, doi:10.1016/j.landurbplan.2016.04.011.
- Verbeylen G., De Bruyn L., Adriaensen F., Matthysen E., 2003. Does matrix resistance influence Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L. 1758) distribution in an urban landscape?, *Landscape Ecology*, 18(8):791-805, doi:10.1023/B:LAND.0000014492.50765.05.

Chapitre 31

Réduire les effets de la pollution lumineuse sur la biodiversité

Léa Mariton, Christian Kerbiriou, Isabelle Le Viol

Au cours du dernier siècle, les lumières artificielles nocturnes (LAN; éclairage public, vitrines commerciales, phares de voitures, etc.) ont proliféré et ont profondément modifié les paysages nocturnes à travers le monde. Cette « altération des niveaux naturels de lumière causée par les sources de lumières anthropiques » est qualifiée de pollution lumineuse (Longcore et Rich, 2004). Elle se compose des effets directs des LAN sur leurs alentours, mais également du *skyglow* (ou halo lumineux), défini comme la lumière artificielle réfractée par les constituants de l'atmosphère et redirigée vers la terre (Kyba *et al.*, 2017). De fait, la pollution lumineuse, bien que liée à l'urbanisation, peut se diffuser à plusieurs centaines de kilomètres des centres urbains, jusqu'à des sites préservés d'autres pressions anthropiques.



Figure 31.1. Image satellite prise en 2013 depuis la station spatiale internationale (sources : Sánchez de Miguel *et al.*, 2022; licence : CC-BY 4.0).

La Belgique (au centre) se démarque par des éclairages orange caractéristiques des lampes à vapeur de sodium basse pression. Les Pays-Bas, la France et le Royaume-Uni (à droite, à gauche et au-dessus, respectivement) présentent des éclairages jaunâtres provenant de lampes à vapeur de sodium haute pression. En bas, l'Allemagne se caractérise par des éclairages bleuâtres provenant de tubes fluorescents et de lampes à vapeur de mercure.

Ainsi, Falchi *et al.* estimaient en 2016 que la pollution lumineuse touchait 23 % de la surface du globe entre 75°N et 60°S (88 % de l'Europe), et que 80 % de la population mondiale vivait sous des ciels pollués par les éclairages artificiels (99 % des Européens). Fait inquiétant, entre 2012 et 2016, les surfaces artificiellement éclairées ont augmenté de 2,2 % par an (Kyba *et al.*, 2017), alors que la brillance du ciel nocturne a crû de 7 à 10 % par an entre 2011 et 2022 (Kyba *et al.*, 2023).

Zissis *et al.* estimaient en 2021 que les LAN consommaient 16,5 % de la production annuelle mondiale d'électricité. Face à cet enjeu énergétique et au vieillissement des équipements d'éclairage, les diodes électroluminescentes (DEL) ont été massivement adoptées sur de vastes zones géographiques. Cela a abouti à des mutations de la composition spectrale (répartition des rayonnements d'une lumière en fonction de leur longueur d'onde) des LAN, avec des émissions blanches et bleues plus importantes qu'auparavant (Sánchez de Miguel *et al.*, 2022). En effet, les DEL les plus utilisées aujourd'hui ont un spectre relativement large avec des pics d'émission importants dans le bleu. En comparaison, les lampes à vapeur de sodium, qui composaient 56 % des lampes utilisées en Europe en 2005 (Van Tichelen *et al.*, 2007), avaient un spectre étroit avec un unique pic d'émission dans le jaune pour les lampes à basse pression, et un spectre plus large mais avec un pic d'émission dans le jaune-orange pour celles à haute pression (figure 31.1).

Ces modifications profondes des environnements lumineux nocturnes ne constituent cependant pas qu'un enjeu énergétique. Depuis plusieurs décennies, de nombreux autres impacts ont été documentés sur l'activité des astronomes, le bien-être et la santé humaine, ainsi que sur la biodiversité tant terrestre qu'aquatique (chapitre 32).

► L'importance majeure de la lumière naturelle pour la biodiversité

Les cycles naturels de lumière et d'obscurité, restés constants à travers les ères géologiques, sont devenus, tôt dans l'évolution, un signal essentiel pour la régulation des rythmes biologiques (Bennie *et al.*, 2014; Gaston *et al.*, 2017; Hölker *et al.*, 2010b). La majorité des êtres vivants ont ainsi adopté un rythme circadien pour répondre à la périodicité quotidienne de leur milieu. Celui-ci permet, entre autres, de gouverner les oscillations de sécrétions de certaines hormones (par exemple, la mélatonine et le cortisol), les variations de paramètres physiologiques (comme la température corporelle) ou encore les cycles de certains comportements (tels que le cycle repos-activité) (Guido *et al.*, 2002), jouant ainsi un rôle majeur pour le métabolisme, la croissance et la survie des organismes (Hölker *et al.*, 2010b). Or, la régularité de ce rythme est entretenue par une horloge biologique endogène dont la synchronisation avec l'environnement repose sur des stimuli extérieurs, l'un des plus importants d'entre eux étant la lumière (Guido *et al.*, 2002). Celle-ci façonne ainsi les rythmes d'activité des êtres vivants, qui se répartissent par conséquent le long d'un gradient allant des espèces strictement nocturnes aux strictement diurnes, en passant par des espèces crépusculaires ou encore cathémérales (c'est-à-dire actives de jour comme de nuit) (Bennie *et al.*, 2014).

La lumière est également un des principaux signaux contribuant à la survie des êtres vivants dans des environnements saisonniers. En effet, en complément d'une horloge circannuelle endogène, nombre d'espèces utilisent les fluctuations de la photopériode

(c'est-à-dire de la longueur des jours au cours de l'année) pour détecter et anticiper les variations saisonnières de leur milieu et réguler leur physiologie et leurs comportements (par exemple, la reproduction, la migration ou l'hibernation; Bradshaw et Holzapfel, 2010). À noter que les variations des niveaux de lumière au cours des cycles lunaires seraient également essentielles pour la synchronisation de la migration et de la reproduction pour certaines espèces (Gaston *et al.*, 2017).

Enfin, la lumière ne régule pas seulement les rythmes biologiques, mais joue aussi un rôle majeur dans divers processus déterminant le fonctionnement des écosystèmes. Tout d'abord, la lumière du soleil, par sa conversion en énergie chimique au cours de la photosynthèse, est la source d'énergie fondamentale pour le fonctionnement de la biosphère. Elle constitue également un signal visuel pour de nombreuses espèces, leur permettant de se diriger dans l'espace lors de leur migration ou de leurs mouvements quotidiens (Owens *et al.*, 2019; Van Doren *et al.*, 2017), pour identifier et communiquer avec des conspécifiques (par exemple, la bioluminescence des lucioles et des vers luisants durant la reproduction; Longcore et Rich, 2004), ou encore pour interagir avec d'autres espèces (par exemple, pour attirer des proies; Meyer-Rochow, 2007).

► Quand la lumière artificielle vient perturber la biodiversité

Perturbations des rythmes biologiques

En masquant l'obscurité et les lumières naturelles, les LAN viennent impacter les cycles biologiques à de multiples échelles. La lumière artificielle, y compris à faible intensité, perturbe les rythmes circadiens modifiant ainsi, par exemple, l'expression de certains gènes ou la sécrétion d'hormones telles que la mélatonine, avec des conséquences en cascade sur la santé des organismes (par exemple, une baisse de l'immunité ou une prise de poids; Bumgarner et Nelson, 2021; Sánchez de Miguel *et al.*, 2022). L'existence et l'ampleur de ces effets peuvent varier en fonction du spectre d'émission et de l'intensité de la lumière (Bumgarner et Nelson, 2021; Sánchez de Miguel *et al.*, 2022).

Plus généralement, les LAN perturbent les rythmes d'activité journaliers en altérant le sommeil de certaines espèces diurnes et crépusculaires et peuvent les amener à étendre leur activité la nuit (Gaston *et al.*, 2017; Gaston et Sánchez de Miguel, 2022). Par exemple, l'heure des chœurs matinaux des oiseaux est avancée en présence d'éclairages artificiels (Longcore et Rich, 2004; figure 31.2G). À l'inverse, les LAN peuvent modifier – voire restreindre – l'activité des espèces nocturnes (Bumgarner et Nelson, 2021; Gaston *et al.*, 2017; Mariton *et al.*, 2022). Ces variations des rythmes d'activité peuvent engendrer des modifications des temps alloués à différents comportements ou encore altérer les interactions intra et interspécifiques, avec des conséquences difficiles à prédire, tant sur la *fitness* des organismes que sur les dynamiques des populations et communautés.

La pollution lumineuse, en masquant les variations de la photopériode, induit également des perturbations des rythmes annuels. Elle touche notamment aux comportements reproducteurs, par exemple, en avançant les périodes de chant et de ponte des oiseaux plus tôt dans l'année (Da Silva *et al.*, 2015) ou encore en induisant une date de floraison ou de débourrage plus précoce chez certaines plantes (Gaston *et al.*, 2017; Gaston et Sánchez de Miguel, 2022; figure 31.2H). D'autres modifications de comportements et mécanismes saisonniers provoqués par les LAN incluent des perturbations de la migration des oiseaux (Bumgarner et Nelson, 2021; Gaston et Sánchez de Miguel,

2022), de la diapause chez certaines espèces d'insectes (Mukai *et al.*, 2021) ou encore de la perte et la coloration des feuilles des plantes décidues à l'automne (Gaston *et al.*, 2017; figure 31.2I). De telles perturbations pourraient aboutir à une désynchronisation des espèces avec leur environnement et ainsi avoir des conséquences fortes sur la survie des individus et le fonctionnement des écosystèmes.

Perturbations de la distribution spatiale et des mouvements

En modifiant profondément les paysages nocturnes, la pollution lumineuse altère non seulement la distribution temporelle des espèces, mais également leur distribution spatiale. De multiples taxa sont attirés par les sources de lumière (phototaxisme positif), les exemples les plus connus étant ceux des oiseaux migrants la nuit (Horton *et al.*, 2023; Van Doren *et al.*, 2017; figure 31.2F) et des insectes (Owens *et al.*, 2019; figure 31.2B). Ces derniers, en s'agrégeant près des sources de lumière où ils s'épuisent et subissent une prédation accrue, accusent une mortalité importante, alors que les zones obscures se vident d'insectes. À l'inverse, d'autres espèces évitent la lumière (phototaxisme négatif), sans doute en raison de risques de prédation plus importants en contexte lumineux. C'est notamment le cas de certaines espèces d'oiseaux (Korpach *et al.*, 2022), de mammifères terrestres ou encore d'arthropodes (Longcore et Rich, 2004) (figure 31.2, de C à E). L'attraction ou la répulsion de certaines espèces vis-à-vis de la lumière pourrait aussi s'expliquer par une perturbation de leur orientation. Cela a été documenté pour les jeunes tortues de mer qui ne parviennent pas à rejoindre le large (Longcore et Rich, 2004), mais également pour d'autres taxa tels que les oiseaux (Van Doren *et al.*, 2017) et les insectes (Fabian *et al.*, 2024; Owens *et al.*, 2019).

Cependant, l'attraction ou la répulsion provoquée par les LAN peut dépendre tant du comportement que de l'échelle spatiale considérés. Par exemple, localement, certaines espèces de chauves-souris, au vol adapté à la chasse en milieu fermé et souvent qualifié de lent, vont éviter les zones polluées par la lumière alors que d'autres, au vol plus rapide et adapté à la chasse en milieu ouvert ou de bordure, sont attirées par les sources de lumière qui concentrent les insectes dont elles se nourrissent (Voigt *et al.*, 2021; figure 31.2B). Cependant, ces mêmes espèces présentent un comportement d'évitement de la lumière lorsqu'elles sont en transit (Hale *et al.*, 2015; figure 31.2C) et à une plus large échelle, leur abondance est plus faible dans les paysages éclairés (Azam *et al.*, 2016; Mariton *et al.*, 2022). Ainsi, pour les chauves-souris, les oiseaux (Korpach *et al.*, 2022) ou encore les insectes (Grubisic *et al.*, 2018), les LAN se traduisent par des perturbations pouvant aller jusqu'à la perte de leurs habitats, ce qui réduit la connectivité du paysage et, de ce fait, augmente sa fragmentation.

L'intensité de ces effets varie en fonction de divers paramètres lumineux, tels que l'intensité ou le spectre d'émission des sources de lumière (par exemple, Barré *et al.*, 2023; Kerbirou *et al.*, 2020). En particulier, les sources lumineuses dont les spectres d'émission comportent une proportion importante de faibles longueurs d'onde (ultra-violet, bleu) ont tendance à avoir un effet plus important sur la biodiversité (Gaston et Sánchez de Miguel, 2022; Sánchez de Miguel *et al.*, 2022).

Perturbations de la communication

Les LAN, en masquant les signaux lumineux que certaines espèces utilisent pour communiquer, peuvent modifier les interactions inter et intraspécifiques. En particulier,

c'est le cas des vers luisants et des lucioles dont les comportements et le succès reproducteur sont altérés en présence d'éclairages artificiels (Longcore et Rich, 2004; Owens *et al.*, 2019; figure 31.2A). La pollution lumineuse peut également agir indirectement sur la communication, en modifiant, par exemple, la fréquence des émissions sonores de certaines espèces (par exemple, Cieraad *et al.*, 2022).

Effet sur les populations

Les LAN étant intimement liées à l'urbanisation, leurs impacts potentiels sur les populations restent difficiles à évaluer tant il est difficile de les décorrélérer de ceux d'autres pressions anthropiques, telles que la pollution sonore et chimique ou l'imperméabilisation des sols. De plus, ces menaces peuvent avoir des effets interactifs, antagonistes ou additifs (Wilson *et al.*, 2021) difficiles à prédire. Cependant, la réduction de l'abondance de plusieurs espèces, observée notamment pour les chauves-souris, en lien avec le niveau de pollution lumineuse affectant les paysages, évoque nécessairement un effet sur la dynamique de leurs populations. La pollution lumineuse pourrait ainsi être un facteur non négligeable de déclin des populations de chauves-souris (Browning *et al.*, 2021) et d'insectes (Owens *et al.*, 2019).

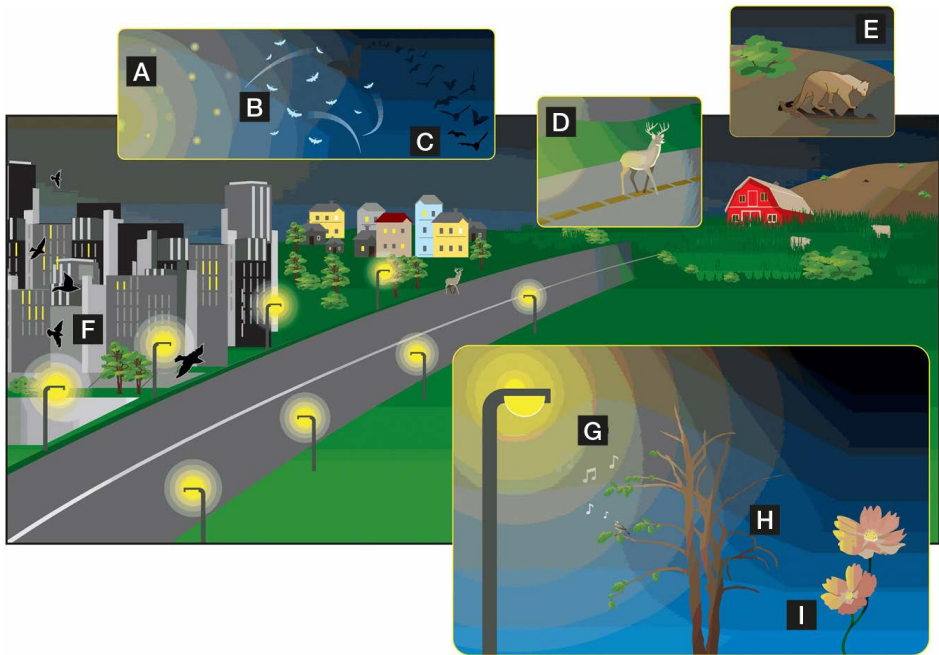


Figure 31.2. Impacts de la pollution lumineuse sur la biodiversité urbaine (sources : Gaston et Sánchez de Miguel, 2022; licence : CC-BY 4.0).

A : masquage de la bioluminescence des lucioles; B : agrégation des papillons de nuit autour des sources lumineuses, attirant des chauves-souris chassant en milieu ouvert ou de bordure; C : chauves-souris recherchant des zones obscures en transit; D : mammifère (cerf) traversant une route dans sa portion la plus sombre; E : mammifère (puma) abandonnant les zones éclairées; F : oiseaux migrateurs attirés par l'éclairage nocturne; G : oiseaux avançant l'heure de leur chorus matinal; H : feuilles restant sur les arbres à proximité de lampadaires; I : débourrage et floraison plus précoce des plantes.

Effets sur les communautés et les interactions interspécifiques

Parce que la pollution lumineuse altère la physiologie, la morphologie et le comportement des organismes à de multiples échelles spatio-temporelles, elle induit des effets en cascade sur l'organisation et la composition des communautés, ceux-ci pouvant se répercuter sur le fonctionnement même des écosystèmes (Sanders *et al.*, 2023). Elle modifie les interactions entre proies et prédateurs en poussant des espèces diurnes à étendre leur activité la nuit et en augmentant l'efficacité de la prédation des espèces utilisant leur vision, aux dépens de leurs proies (Negro *et al.*, 2000; Owens *et al.*, 2019). Elle se traduit par des agrégations de certaines espèces qui attirent en retour des prédateurs (Owens *et al.*, 2019; Voigt *et al.*, 2021). Elle perturbe également les stratégies de défense des proies, par exemple celles de certaines espèces de papillons de nuit qui réduisent leurs comportements d'évitement des chauves-souris en présence de lumière (Owens *et al.*, 2019).

Par ailleurs, en étendant ou en restreignant les périodes d'activités des espèces, les LAN peuvent modifier les interactions d'ordre compétitif (Longcore et Rich, 2004). Elles peuvent ainsi favoriser les espèces tolérantes à la lumière aux dépens des espèces moins adaptées aux nouvelles conditions environnementales. Enfin, en altérant les communautés impliquées dans la pollinisation et la dispersion des graines, les LAN viennent diminuer le succès reproducteur de certaines plantes, ces changements pouvant même se répercuter sur les communautés animales diurnes (Knop *et al.*, 2017).

► Agir pour limiter les effets des LAN sur la biodiversité

Si l'impact de la lumière artificielle sur l'environnement est multiple, complexe et reste à préciser, la communauté scientifique s'accorde à souligner l'urgence à agir pour réduire ses effets, en particulier sur la biodiversité.

Changer de paradigmes

Face aux enjeux, un nombre croissant d'organisations et d'experts (Science for Environment Policy, 2023) appellent à l'application du principe de précaution aux LAN et donc à changer de paradigme en questionnant, aux différentes échelles de décision et de gestion (individuelle et collective), la nécessité d'éclairer au regard des impacts négatifs engendrés (énergétiques, flux et matériaux, impacts sur la biodiversité, etc.).

Ainsi le gaspillage massif d'éclairage nocturne pourrait-il être drastiquement réduit. À titre d'exemple, il représenterait dans l'Union européenne plus de cinq milliards d'euros par an et plus de sept milliards de dollars par an aux États-Unis, où près de 30 % de l'éclairage extérieur est considéré comme « gaspillé », soit un équivalent d'émissions carbone (dioxyde de carbone [CO₂]) d'environ 9,5 millions de voitures par an (Science for Environment Policy, 2023). Là où les LAN ne peuvent être évitées, l'enjeu est aujourd'hui d'adopter « la bonne lumière, au bon endroit, en quantité appropriée, pendant la durée appropriée » (UK Dark Skies Partnership, 2021), où l'expression « bonne lumière » renvoie à une performance visuelle adéquate pour les humains, tout en répondant aux objectifs de protection de l'environnement et de la santé (Science for Environment Policy, 2023).

Cette ambition sous-entend alors (1) un changement de paradigme consistant à remettre au cœur des réflexions non plus seulement l'éclairage, mais aussi la nécessité

de préserver et de faire émerger des temps et des zones d'obscurité; (2) l'engagement de politiques ambitieuses de restauration de l'obscurité dans les zones impactées par les LAN; (3) l'adoption d'actions d'évitement, de réduction des impacts pour les futurs projets d'éclairage; (4) sans oublier une nécessaire réflexion sur la compensation des impacts sur la biodiversité (Gaston et Sánchez de Miguel, 2022) aux différentes échelles spatiales et temporelles (Science for Environment Policy, 2023).

S'appuyer sur des solutions techniques d'adaptation des paramètres lumineux

Parmi les mesures de réduction – aisément applicables – figurent l'adoption de solutions techniques d'adaptation des paramètres lumineux, tels que la période et la durée d'éclairement (extinction partielle), la distribution spatiale (direction de la lumière), le spectre d'émission (température de couleur) et l'intensité. Les DEL, de par leur flexibilité, peuvent permettre de mettre en œuvre ces solutions tout en offrant de nouvelles perspectives d'action, telles que les éclairages « intelligents » (par exemple, détection de mouvements).

Dans le cas d'une nécessité d'éclairage, le dimensionnement de sa durée et de sa période se pose naturellement. Si l'extinction lumineuse permet de protéger une partie de la nuit, ses effets peuvent être relativement limités pour nombre d'espèces crépusculaires et nocturnes, leur pic d'activité en début de nuit correspondant à la période majeure de demande d'éclairage pour les activités humaines (Mariton *et al.*, 2023). De nombreuses espèces de chauves-souris sont ainsi surtout actives juste après le crépuscule, ce qui réduit l'efficacité de l'extinction en milieu de nuit (Azam *et al.*, 2015). Des programmes d'éclairage dédiés peuvent cependant s'avérer localement efficaces, comme l'extinction intermittente de l'éclairage de l'exposition « *Tribute in Light* » du National 9/11 Museum dans le sud de Manhattan « libérant » des milliers d'oiseaux migrateurs piégés par l'attraction de cette source lumineuse (Van Doren *et al.*, 2017).

Limiter l'exposition aux LAN passe également par une meilleure orientation, ou canalisation de l'éclairage, pour éviter toute diffusion au-delà de la zone souhaitée, qu'il s'agisse d'éclairages extérieurs (par exemple, chaussées, parcs urbains) ou intérieurs (par exemple, bureaux, logements). Il est ainsi possible d'utiliser des écrans de protection (rideaux, volets, barrières naturelles végétalisées, etc.), des lampadaires aux designs ou aux optiques particulières, et des revêtements, formes ou textures dans les aménagements qui limitent la réflexion de la lumière.

La plupart des êtres vivants étant plus sensibles aux éclairages émettant des longueurs d'onde courtes (par exemple, bleu, ultraviolet) plutôt qu'élevées, il est préférable d'utiliser des éclairages filtrant ces longueurs d'onde et émettant plutôt dans le jaune et le rouge, comme certaines DEL ambrées, à l'inverse de DEL à large spectre bleues ou blanches.

Enfin, de nombreuses espèces étant très sensibles à des niveaux d'éclairement même très faibles, tels que ceux de la lune (environ entre 0,05 à 0,1 lux), la diminution de l'intensité lumineuse est également une solution technique de réduction des effets. Les seuils de sensibilité de la large majorité des espèces étant encore peu connus et pouvant varier selon la durée d'exposition, les stades du cycle de vie et la structure de l'habitat, la diminution maximale de cette intensité est ainsi largement préconisée (Jägerbrand et Spoelstra, 2023; Science for Environment Policy, 2023). Il a par exemple été montré que

cette mesure de réduction pouvait s'avérer plus efficace pour lutter contre l'effet de la pollution lumineuse sur les chauves-souris que la modification du spectre d'émission des lampadaires, de leur hauteur et donc de l'étendue de la zone directement éclairée (Pauwels *et al.*, 2021). Les DEL à intensité variable, ajustables après installation, offrent dans ce contexte des perspectives intéressantes. Par exemple, plus de 100 000 lampadaires DEL dont l'intensité lumineuse peut être réglée à toute heure de la nuit ont été adoptés par la ville de Rotterdam (Science for Environment Policy, 2023).

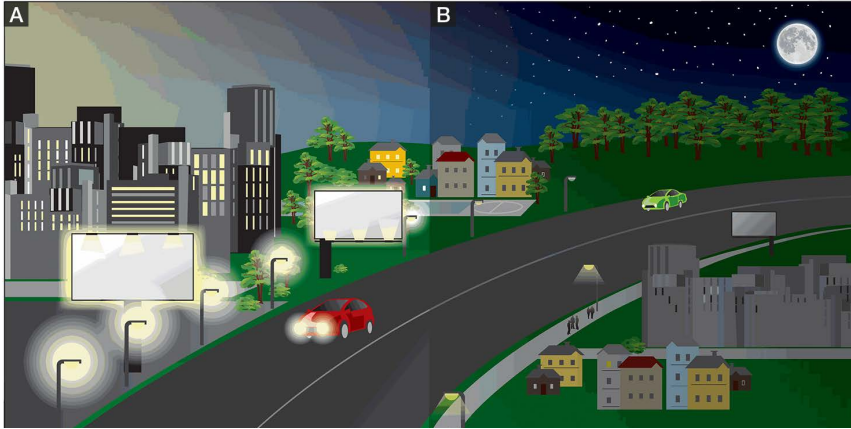


Figure 31.3. Mauvaises (A) et bonnes (B) pratiques d'éclairage (sources : Gaston et Sánchez de Miguel, 2022 ; licence : CC-BY 4.0).

Les mauvaises pratiques (A) correspondent à une forte densité de luminaires émettant une lumière intense, blanche ou bleue, au-dessus de l'horizontale, à des lumières domestiques apparentes, aux bâtiments éclairés en permanence, aux panneaux publicitaires lumineux, aux phares de voiture éblouissants, etc. Au contraire, les bonnes pratiques (B) consistent à installer moins de luminaires, émettant une lumière plutôt ambrée, d'une intensité minimale, dirigée exclusivement sur la zone à éclairer et en dessous de l'horizontale, à la limitation des temps d'éclairage (par exemple, extinction partielle ou détecteurs de mouvement), à des rideaux tirés, aux lumières des bâtiments éteintes lorsqu'ils ne sont pas utilisés, à des phares de voiture moins éblouissants, etc.

Ainsi, les avancées technologiques actuelles des LAN, en particulier l'adoption des DEL pour remplacer les anciens éclairages devenant obsolètes, peuvent constituer une opportunité pour mieux concilier les attentes humaines en matière d'éclairage et les besoins d'obscurité de la biodiversité. Ces potentialités, qui restent encore sous-exploitées (Science for Environment Policy, 2023), incluent cependant des risques d'effet rebond – du développement de ces technologies moins coûteuses en énergie – pouvant conduire à une augmentation de l'intensité et du nombre de points lumineux (Gaston et Sánchez de Miguel, 2022 ; Höller *et al.*, 2010a).

Intégrer dans la planification territoriale les enjeux de limitation des effets des LAN

Si ces mesures de réduction et d'évitement méritent d'être appliquées à toutes les échelles spatiales et temporelles, les réfléchir et les coordonner aux échelles paysagères, régionales, voire transfrontalières, revêtent une importance particulière, les espaces non éclairés se réduisant de plus en plus. Ainsi, le maintien de l'obscurité et la conservation de vastes zones sombres ont à être intégrés dans la planification

territoriale, qu'il s'agisse de politiques de conservation de la biodiversité ou plus largement de l'aménagement du territoire. L'enjeu y est de garantir des surfaces suffisantes non éclairées au regard des exigences des espèces (notamment de la taille des domaines vitaux) avec des cœurs de biodiversité, effectivement connectés entre eux par des continuités sombres fonctionnelles, non exposées aux LAN, assurant la fonctionnalité des réseaux pour toutes les espèces, en particulier celles crépusculaires et nocturnes. Si cet enjeu concerne tous les territoires, les espaces ruraux à l'intérêt écologique reconnu et les espaces protégés constituent naturellement des cibles privilégiées. Ainsi, différentes initiatives d'identification des besoins « réels » en éclairage des territoires ainsi que de reconnaissance, valorisation d'espaces sombres et de trames nocturnes aux différentes échelles spatiales ont-elles vu le jour (« trame noire » ou « trame éclairée » selon les modalités de construction).

Aux premières démarches historiques d'attribution de labels reconnaissant et valorisant la qualité de l'environnement nocturne, par exemple la désignation de « réserve internationale de ciel étoilé » (RICE), label décerné par l'*International Dark Sky Association*, ou celui de « villes et villages étoilés » par l'Association nationale pour la protection du ciel et de l'environnement nocturnes (ANPCEN) en France, se sont ajoutées des initiatives territoriales d'identification et de désignation d'espaces et de continuités à conserver, à restaurer, comme à l'échelle d'agglomérations (Lille, Douai, Bordeaux Métropole, etc.), de parcs régionaux (Auvergne, par exemple) ou nationaux (Cévennes, par exemple), ces initiatives se traduisant aujourd'hui par des objectifs plus institutionnels de désignation de ces espaces (en France, au travers de la Stratégie nationale biodiversité 2030) et la proposition d'outils d'aide à la décision (Science for Environment Policy, 2023 ; Sordello *et al.*, 2022).

Partager des lignes directrices : normes et cadrages politiques

Une transition effective vers une intégration des enjeux de biodiversité dans les politiques d'éclairage (et de non-éclairage) passera aussi par l'adoption de normes et de réglementations (Science for Environment Policy, 2023). Ainsi émergent les besoins d'établir des valeurs seuils pour les différents paramètres lumineux (spectre, intensité lumineuse, direction de la lumière, horaires d'extinction, etc.) et des normes relatives au pouvoir réfléchissant des surfaces des aménagements (objets, structures, par exemple). Si les recherches restent largement à développer, certains textes proposent déjà des prescriptions techniques et de temporalité. C'est par exemple le cas de l'Arrêté du 27 décembre 2018 relatif à la prévention, à la réduction et à la limitation des nuisances lumineuses⁹⁵ adopté en France ou encore du *Guide on the limitation of the effects of obtrusive light from outdoor lighting installations* de l'*International Commission on Illumination* (Pollard *et al.*, 2017). Les impacts de la pollution lumineuse sur la biodiversité étant multiples, ces seuils ne peuvent cependant constituer que des efforts « *a minima* », qui ne sont pas forcément adaptés à toutes les espèces et se doivent donc d'être réfléchis plus finement au regard des enjeux des territoires.

Des définitions de lignes directrices et de cadrages politiques sont par ailleurs initiées au niveau international, comme dans les travaux de la Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage (CMS) ou ceux de la Commission

95. Arrêté du 27 décembre 2018 relatif à la prévention, à la réduction et à la limitation des nuisances lumineuses, *Journal officiel de la République française*, 2018.

internationale de l'éclairage (CIE), et parfois déjà mises en œuvre dans certains pays (Jägerbrand et Spoelstra, 2023). Cependant, ces auteurs soulignent l'urgence d'amplifier ces initiatives (Science for Environment Policy, 2023) déplorant par exemple l'absence actuelle d'adoption d'une gestion intégrative de l'éclairage extérieur dans l'Agenda 2030 pour le développement durable des Nations unies, alors même que nombre de ces objectifs sont affectés par les LAN (Jägerbrand et Spoelstra, 2023).

Les succès des politiques de régulation de l'utilisation des LAN à l'extérieur sont encore à ce jour limités (Barentine, 2020), la multiplicité des aspects à intégrer expliquant probablement les difficultés. Si les enjeux d'obscurité pour la biodiversité, le bien-être et la santé humaine commencent à être reconnus, leur intégration fait face aux besoins de conciliation avec les usages, réglementations, et exigences en lumière des humains, entre autres liées aux besoins et sentiments de sécurité et sûreté. Par exemple, décider de ne pas installer de nouveaux éclairages peut être difficile, mais encore plus difficile est la décision de supprimer ceux qui existent déjà (Gaston et Sánchez de Miguel, 2022).

Aussi s'agit-il d'adopter des politiques ambitieuses, plus intégratives et plus globales (Challéat *et al.*, 2021 ; Science for Environment Policy, 2023) : (1) en considérant les impacts sur la biodiversité « commune », et pas uniquement ceux existants dans les espaces où se trouvent certaines espèces protégées particulièrement sensibles aux LAN ; (2) en promouvant une gestion intégrée des LAN à l'échelle des territoires, à savoir des éclairages tant publics (villes, routes, par exemple) que privés (publicités, bâtiments, équipements sportifs, etc.). Hölker *et al.* (2021) pointent l'intérêt de s'inspirer de la loi fédérale allemande sur la protection de la nature, visant la « protection des insectes », qui intègre régulation et contrôle des émissions. De même, la reconnaissance « institutionnelle » de l'importance de la mise en place de réseaux écologiques « sombres », tissant des trames où l'obscurité est respectée, sera-t-elle clé pour mieux conserver la biodiversité (Challéat *et al.*, 2021 ; Sordello *et al.*, 2022).

Partager les connaissances

Ces initiatives ne seront cependant suivies d'effets que si elles reçoivent l'adhésion des habitants, ce qui sous-entend l'évolution des représentations, à savoir ne plus considérer uniquement les aspects positifs des LAN (aspects esthétiques, représentation de la modernité, sentiment de sécurité, par exemple), mais également les effets négatifs de celles-ci (sur la santé et le bien-être humain, la biodiversité, etc.) (Jägerbrand et Spoelstra, 2023) et certaines réalités : si l'éclairage urbain est perçu comme améliorant la sécurité et la sûreté au travers de la réduction des accidents et de la criminalité, les preuves de leur efficacité sont limitées (Marchant et Norman, 2022), voire inverses (Tompson *et al.*, 2022) et l'effet de l'éclairage sur le sentiment de sécurité est très dépendant de multiples facteurs contextuels (Trop *et al.*, 2023). Aussi, des campagnes de sensibilisation en faveur de mesures de gestion des LAN respectueuses de la biodiversité qui valorisent l'obscurité (Hölker *et al.*, 2021), tout en considérant les besoins des habitants, sont recommandées.

L'adoption de politiques efficaces d'éclairage intégratrices de l'ensemble des enjeux (biodiversité, sécurité, esthétiques, etc.) ne passera enfin que par un meilleur partage des connaissances entre acteurs (éclairagistes, écologues, aménageurs, décideurs, société civile, etc.), et des collaborations multi-acteurs au niveau de la planification territoriale (Hölker *et al.*, 2021).

Poursuivre les recherches et les réflexions

De la même manière, cette approche interdisciplinaire est fortement encouragée en recherche (Science for Environment Policy, 2023), qu'il s'agisse de mieux connaître les effets des LAN sur la biodiversité, de développer des solutions techniques, d'obtenir une meilleure intégration de ces enjeux dans la planification territoriale, ou d'imaginer et de mettre en œuvre d'autres possibles pour éviter, réduire les impacts et restaurer les conditions nocturnes. Quelles que soient les mesures techniques adoptées resteront cependant des impacts résiduels et donc la question de leurs compensations et de leurs mises en application pratique (Gaston et Sánchez de Miguel, 2022). Supprimer des points lumineux ou baisser l'intensité de LAN peut-il compenser l'ajout d'autres éclairages ? Que compense-t-on alors du point de vue du vivant ? Ainsi, au-delà de ces aspects techniques, pratiques, la pollution lumineuse et sa gestion renvoient-elles plus largement à l'importance d'une réflexivité sur les relations entre l'humain et la nature ainsi que sur notre relation aux vivants non humains.

► Références citées

- Azam C., Kerbiriou C., Vernet A., Julien J.-F., Bas Y. *et al.*, 2015. Is part-night lighting an effective measure to limit the impacts of artificial lighting on bats?, *Global Change Biology*, 21(12):4333-4341, doi:10.1111/gcb.13036.
- Azam C., Le Viol I., Julien J.F., Bas Y., Kerbiriou C., 2016. Disentangling the relative effect of light pollution, impervious surfaces and intensive agriculture on bat activity with a national-scale monitoring program, *Landscape Ecology*, 31(10):2471-2483, doi:10.1007/s10980-016-0417-3.
- Barentine J.C., 2020. Who speaks for the night?: The regulation of light pollution in the 'Rights of Nature' legal framework, *International Journal of Sustainable Lighting*, 22(2):28-36, doi:10.26607/ijsl.v22i2.104.
- Barré K., Thomas I., Le Viol I., Spoelstra K., Kerbiriou C., 2023. Manipulating spectra of artificial light affects movement patterns of bats along ecological corridors, *Animal Conservation*, acv.12875, doi:10.1111/acv.12875.
- Bennie J., Duffy J.P., Inger R., Gaston K.J., 2014. Biogeography of time partitioning in mammals, *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(38):13727-13732, doi:10.1073/pnas.1216063110.
- Bradshaw W.E., Holzapfel C.M., 2010. What season is it anyway? Circadian tracking vs. photoperiodic anticipation in insects, *Journal of Biological Rhythms*, 25(3):155-165, doi:10.1177/0748730410365656.
- Browning E., Barlow K.E., Burns F., Hawkins C., Boughey K.L., 2021. Drivers of European bat population change: a review reveals evidence gaps, *Mammal Review*, mam.12239, doi:10.1111/mam.12239.
- Bumgarner J.R., Nelson R.J., 2021. Light at night and disrupted circadian rhythms alter physiology and behavior, *Integrative and Comparative Biology*, icab017, doi:10.1093/icb/icab017.
- Challéat S., Barré K., Laforge A., Lapostolle D., Franchomme M. *et al.*, 2021. Grasping darkness: the dark ecological network as a social-ecological framework to limit the impacts of light pollution on biodiversity, *Ecology and Society*, 26(1):art15, doi:10.5751/ES-12156-260115.
- Cieraad E., van Grunsven R.H.A., van der Sman F., Zwart N., Musters Kees J.M. *et al.*, 2022. Lack of local adaptation of feeding and calling behaviours by *Yponomeuta cagnagellus* moths in response to artificial light at night, *Insect Conservation and Diversity*, 15(4):445-452, doi:10.1111/icad.12568.
- Da Silva A., Valcu M., Kempenaers B., 2015. Light pollution alters the phenology of dawn and dusk singing in common European songbirds, *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1667):20140126, doi:10.1098/rstb.2014.0126.
- Fabian S.T., Sondhi Y., Allen P.E., Theobald J.C., Lin H.-T., 2024. Why flying insects gather at artificial light, *Nature Communications*, 15(1):689, doi:10.1038/s41467-024-44785-3.
- Falchi F., Cinzano P., Duriscoe D., Kyba C.C.M., Elvidge C.D. *et al.*, 2016. The new world atlas of artificial night sky brightness, *Science Advances*, 2(6):e1600377, doi:10.1126/sciadv.1600377.

- Gaston K.J., Davies T.W., Nedelec S.L., Holt L.A., 2017. Impacts of artificial light at night on biological timings, *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(1):49-68, doi:10.1146/annurev-ecolsys-110316-022745.
- Gaston K.J., Sánchez de Miguel A., 2022. Environmental impacts of artificial light at night, *Annual Review of Environment and Resources*, 47(1):373-378, doi:10.1146/annurev-environ-112420-014438.
- Grubisic M., van Grunsven R.H.A., Kyba C.C.M., Manfrin A., Hölker F., 2018. Insect declines and agroecosystems: does light pollution matter?: Insect declines and agroecosystems, *Annals of Applied Biology*, 173(2):180-189, doi:10.1111/aab.12440.
- Guido M.E., Carpentieri A.R., Garbarino-Pico E., 2002. Circadian phototransduction and the regulation of biological rhythms, *Neurochemical Research*, 27(11):1473-1489, doi:10.1023/a:1021696321391.
- Hale J.D., Fairbrass A.J., Matthews T.J., Davies G., Sadler J.P., 2015. The ecological impact of city lighting scenarios: exploring gap crossing thresholds for urban bats, *Global Change Biology*, 21(7):2467-2478, doi:10.1111/gcb.12884.
- Hölker F., Bolliger J., Davies T.W., Giavi S., Jechow A. *et al.*, 2021. 11 Pressing research questions on how light pollution affects biodiversity, *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9:767177, doi:10.3389/fevo.2021.767177.
- Hölker F., Moss T., Griefahn B., Kloas W., Voigt C.C. *et al.*, 2010a. The dark side of light: A transdisciplinary research agenda for light pollution policy, *Ecology and Society*, 15(4):13, doi:10.5751/ES-03685-150413.
- Hölker F., Wolter C., Perkin E.K., Tockner K., 2010b. Light pollution as a biodiversity threat, *Trends in Ecology and Evolution*, 25(12):681-682, doi:10.1016/j.tree.2010.09.007.
- Horton K.G., Buler J.J., Anderson S.J., Burt C.S., Collins A.C. *et al.*, 2023. Artificial light at night is a top predictor of bird migration stopover density. *Nature Communications*, 14(1):7446, doi:10.1038/s41467-023-43046-z.
- Jägerbrand A.K., Spoelstra K., 2023. Effects of anthropogenic light on species and ecosystems, *Science*, 380(6650):1125-1130, doi:10.1126/science.adg3173.
- Kerbiouri C., Barré K., Mariton L., Pauwels J., Zissis G. *et al.*, 2020. Switching LPS to LED streetlight may dramatically reduce activity and foraging of bats, *Diversity*, 12(4):165, doi:10.3390/d12040165.
- Knop E., Zoller L., Ryser R., Gerpe C., Hörler M. *et al.*, 2017. Artificial light at night as a new threat to pollination, *Nature*, 548(7666):206-209, doi:10.1038/nature23288.
- Korpach A.M., Garroway C.J., Mills A.M., von Zuben V., Davy C.M. *et al.*, 2022. Urbanization and artificial light at night reduce the functional connectivity of migratory aerial habitat, *Ecography*, 2022:e05581, doi:10.1111/ecog.05581.
- Kyba C.C.M., Altıntaş Y.Ö., Walker C.E., Newhouse M., 2023. Citizen scientists report global rapid reductions in the visibility of stars from 2011 to 2022, *Science*, 379(6629):265-268, doi:10.1126/science.abq7781.
- Kyba C.C.M., Kuester T., Sánchez de Miguel A., Baugh K., Jechow A. *et al.*, 2017. Artificially lit surface of Earth at night increasing in radiance and extent, *Science Advances*, 3(11):e1701528, doi:10.1126/sciadv.1701528.
- Longcore T., Rich C., 2004. Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(4):191-198, doi:10.1890/1540-9295(2004)002[0191:ELP]2.0.CO;2.
- Marchant P.R., Norman P.D., 2022. To determine if changing to white light street lamps improves road safety: A multilevel longitudinal analysis of road traffic collisions during the relighting of Leeds, a UK city, *Applied Spatial Analysis and Policy*, 15(4):1583-1608, doi:10.1007/s12061-022-09468-w.
- Mariton L., Kerbiouri C., Bas Y., Zanda B., Le Viol I., 2022. Even low light pollution levels affect the spatial distribution and timing of activity of a "light tolerant" bat species, *Environmental Pollution*, 305:119267, doi:10.1016/j.envpol.2022.119267.
- Mariton L., Le Viol I., Bas Y., Kerbiouri C., 2023. Characterising diel activity patterns to design conservation measures: Case study of European bat species, *Biological Conservation*, 277:109852, doi:10.1016/j.biocon.2022.109852.
- Meyer-Rochow V.B., 2007. Glowworms: a review of Arachnocampa spp. and kin, *Luminescence*, 22(3):251-265, doi:10.1002/bio.955.

- Mukai A., Yamaguchi K., Goto S.G., 2021. Urban warming and artificial light alter dormancy in the flesh fly, *Royal Society Open Science*, 8(7):210866, doi:10.1098/rsos.210866.
- Negro J.J., Bustamante J., Melguizo C., Ruiz J.L., Grande J.M., 2000. Nocturnal activity of lesser kestrels under artificial lighting conditions in Seville, Spain, *Journal of Raptor Research*, 34(4):327-329.
- Owens A.C.S., Cochard P., Durrant J., Farnworth B., Perkin E.K. *et al.*, 2019. Light pollution is a driver of insect declines, *Biological Conservation*, 241108259, doi:10.1016/j.biocon.2019.108259.
- Pauwels J., Le Viol I., Bas Y., Valet N., Kerbiriou C., 2021. Adapting street lighting to limit light pollution's impacts on bats, *Global Ecology and Conservation*, 28(2):e01648, doi:10.1016/j.gecco.2021.e01648.
- Pollard N.E., van Bommel W., Diaz Castro J., Lecoc J., Pong B.J. *et al.*, 2017. *Guide on the Limitation of the Effects of Obtrusive Light from Outdoor Lighting Installations*, 2nd Edition, International Commission on Illumination (CIE), doi:10.25039/TR.150.2017.
- Sánchez de Miguel A., Bennie J., Rosenfeld E., Dzurjak S., Gaston K.J., 2022. Environmental risks from artificial nighttime lighting widespread and increasing across Europe, *Science Advances*, 8(37):eabl6891, doi:10.1126/sciadv.abl6891.
- Sanders D., Hirt M.R., Brose U., Evans D.M., Gaston K.J. *et al.*, 2023. How artificial light at night may rewire ecological networks: concepts and models, *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 378(1892):20220368, doi:10.1098/rstb.2022.0368.
- Science for Environment Policy, 2023. *Light pollution: mitigation measures for environmental protection*, Future brief 28, rapport, Commission européenne, direction Environnement, département de communication scientifique, UWE Bristol, 75 p.
- Sordello R., Busson S., Cornuau J.H., Deverchère P., Faure B. *et al.*, 2022. A plea for a worldwide development of dark infrastructure for biodiversity – Practical examples and ways to go forward, *Landscape and Urban Planning*, 219:104332, doi:10.1016/j.landurbplan.2021.104332.
- Tompson L., Steinbach R., Johnson S.D., The C.S., Perkins C. *et al.*, 2022. Absence of Street Lighting May Prevent Vehicle Crime, but Spatial and Temporal Displacement Remains a Concern. *Journal of Quantitative Criminology*, 39:603-623, doi:10.1007/s10940-022-09539-8.
- Trop T., Shoshany Tavory S., Portnov B.A., 2023. Factors affecting pedestrians' perceptions of safety, comfort, and pleasantness induced by public space lighting: A systematic literature review, *Environment and Behavior*, 55(1-2):3-46, doi:10.1177/00139165231163550.
- UK Dark Skies Partnership, 2021. *Towards a Dark Sky Standard: A lighting guide to protect dark skies: from local need to landscape impact*, rapport, 26 p.
- Van Doren B.M., Horton K.G., Dokter A.M., Klinck H., Elbin S.B. *et al.*, 2017. High-intensity urban light installation dramatically alters nocturnal bird migration. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(42):11175-11180, doi:10.1073/pnas.1708574114.
- Van Tichelen P., Geerken T., Jansen B., Vanden Bosch M., Van Hoof V. *et al.*, 2007. *Final report lot 9: Public street lighting*, rapport, 344 p.
- Voigt C.C., Dekker J., Fritze M., Gazaryan S., Hölker F. *et al.*, 2021. The impact of light pollution on bats varies according to foraging guild and habitat context, *BioScience*, 71(10):1103-1109, doi:10.1093/biosci/biab087.
- Wilson A.A., Ditmer M.A., Barber J.R., Carter N.H., Miller E.T. *et al.*, 2021. Artificial night light and anthropogenic noise interact to influence bird abundance over a continental scale, *Global Change Biology*, 27(17):3987-4004, doi:10.1111/gcb.15663.
- Zissis G., Bertoldi P., Serrenho T., 2021. *Update on the status of LED-lighting world market since 2018*, rapport technique JRC, Luxembourg, Bureau des publications de l'Union européenne, 82 p.

Chapitre 32

Zoom – Lumière artificielle nocturne et biodiversité aquatique

Caroline Roux, Laure Carassou

La pollution lumineuse nocturne (LAN, lumière artificielle nocturne) affecte les taxons terrestres et aquatiques (voir chapitre 31 pour ses effets sur la biodiversité terrestre). Pourtant, sur un total de 584 publications scientifiques traitant de l'effet de la pollution lumineuse sur les organismes ou les écosystèmes, seulement 20 % abordent explicitement les espèces aquatiques (contre 59 % abordant les organismes terrestres et 21 % d'approches mixtes; Bassi *et al.*, 2022). Les premières études empiriques portant sur l'impact de la LAN sur les organismes aquatiques concernent les tortues marines caouannes (*Caretta caretta*), dont la migration des juvéniles vers la mer, guidée par l'éclairement lunaire, est perturbée en cas de pollution lumineuse côtière intense (Witherington et Bjorndal, 1991; Tuxbury et Salmon, 2005). D'autres études ont depuis mis en évidence des effets de cette forme de pollution urbaine sur divers attributs des communautés aquatiques : structure des communautés, reproduction des espèces, mobilité des individus (Gaston *et al.*, 2014). Tous les écosystèmes aquatiques côtiers et estuariens urbanisés sont impactés (Garratt *et al.*, 2019; Maggi *et al.*, 2019; Zapata *et al.*, 2019), mais aussi certains écosystèmes marins éloignés des villes mais assidûment fréquentés par des bateaux de pêche, en Arctique par exemple (Ludvigsen *et al.*, 2018; Berge *et al.*, 2020). Les effets *in situ* du stress lumineux sur les organismes, les espèces et leur éventuelle évolution à plus long terme, sachant l'action conjointe d'une multitude d'autres facteurs de stress anthropiques en ville, sont complexes.

En matière d'échelles d'impact, en mer, la lumière artificielle nocturne pénètre jusqu'à 40 mètres de profondeur ou moins, selon la clarté de l'eau (Smyth *et al.*, 2021). Ainsi, à 1 mètre de profondeur, ce sont environ 3,1 % des zones économiques marines mondiales qui sont impactées, pour 2,7 % à 10 mètres, et 1,4 % à 20 mètres (Smyth *et al.*, 2021). Un atlas satellitaire de la luminosité artificielle du ciel nocturne (Falchi *et al.*, 2016) permet de documenter l'étendue et l'intensité des impacts de la pollution lumineuse sur les mers mondiales, afin d'aider à identifier les zones vierges d'impacts, et estimer les risques potentiels pour les organismes côtiers et intertidaux à partir d'observations satellitaires au-dessus de la surface de la mer. Cependant, les longueurs d'onde pénétrant sous la surface, et l'intensité lumineuse résiduelle après diffraction et réflexion sur celle-ci, varient en fonction des caractéristiques physiques et biologiques de l'eau (salinité, densité, matières en suspension, y compris particules biologiques, par exemple plancton). Enfin, les effets en milieu naturel dépendent d'autres facteurs environnementaux comme les cycles lunaires, la nébulosité, l'influence d'ombrages éventuels, etc. (Kyba *et al.*, 2011). La question de l'influence réelle de la pollution lumineuse nocturne

sur les organismes aquatiques est donc particulièrement complexe à aborder, car il faut tenir compte d'une part, du comportement physique de la lumière sous la surface de l'eau, particulièrement en conditions naturelles, et d'autre part, de la variété des réponses potentielles d'une multitude d'organismes (McFarland, 1986; Perkin *et al.*, 2011).

L'effet de cette pollution physique sur les organismes aquatiques est ainsi principalement étudié en conditions expérimentales à partir de modèles biologiques divers, incluant des poissons d'eau douce comme la perche (*Perca fluviatilis*) (Brüning *et al.*, 2011 et 2016; Franke *et al.*, 2013), le gardon (*Rutilus rutilus*), l'ablette (*Alburnus alburnus*), le chevesne (*Leuciscus cephalus*) (Brüning *et al.*, 2011, 2018a et 2018b), le guppy (*Poecilia reticulata*; Kurvers *et al.*, 2018) ou la gambusie (*Gambusia affinis*) (Miner *et al.*, 2021), des poissons marins comme le poisson-clown (*Amphiprion ocellaris*) (Fobert *et al.*, 2019), des poissons migrateurs amphihalins comme l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) (Vowles et Kemp, 2021), mais aussi le zooplancton (daphnie : Talanda *et al.*, 2018), les crustacés (décapodes : Steell *et al.*, 2020; amphipodes et isopodes : Perkin, 2013; Quintanilla-Ahumada *et al.*, 2024) ou les échinodermes (anémones et oursins : Lynn *et al.*, 2024; et Xu *et al.*, 2023, respectivement).

Chez les poissons, la majorité des études ont abordé les réponses comportementales à l'échelle individuelle (41,0% des études), ainsi que les effets physiologiques (22,8%), la structure des communautés (24,4%) et certains aspects de l'écologie des espèces (reproduction, recrutement larvaire, interactions entre les proies et les prédateurs, rythmes circadiens) (Bassi *et al.*, 2022). Les effets à long terme sur l'état de santé des individus et leur *fitness* restent peu documentés (6,9% des études d'après Bassi *et al.*, 2022). Par exemple, la lumière artificielle nocturne affecte le succès de la reproduction chez le poisson-clown (Fobert *et al.*, 2019), certains paramètres physiologiques comme la production de mélatonine (hormone du sommeil) ou de gonadotropines (hormones associées à la maturation des gonades et donc à la reproduction) chez la perche et le gardon (Brüning *et al.*, 2016, 2018a et 2018b), ou le comportement de dévalaison de l'anguille européenne (Vowles et Kemp, 2021). Le comportement du guppy soumis à la LAN tend à augmenter sa prise de risque vis-à-vis des prédateurs, même en journée (Kurvers *et al.*, 2018). La gambusie, qui est une espèce très tolérante, semble quant à elle capable d'ajustements comportementaux afin de limiter l'impact de la pollution lumineuse sur sa survie (Miner *et al.*, 2021). Parmi les invertébrés, les daphnies (petits crustacés aquatiques) expriment un comportement différent sous l'effet de la pollution lumineuse, entraînant un risque de prédation plus important, et pouvant causer à terme un déséquilibre à l'échelle des réseaux alimentaires (relation prédateur-proie; Talanda *et al.*, 2018). La lumière artificielle n'affecte cependant pas l'activité cardiaque ou les déplacements de la langouste blanche (Steell *et al.*, 2020).

Ces résultats mettent en évidence l'existence d'impacts variés à diverses échelles et sur une multitude de taxons aquatiques, encourageant à poursuivre les études sur les effets de la LAN sur les multiples processus afférents à la physiologie et l'écologie des espèces. Parmi les effets actuellement abordés en recherche, la pollution lumineuse nocturne est susceptible d'affecter les performances alimentaires des espèces (la vision restant par exemple un des sens utilisés par les poissons pour rechercher et localiser leur nourriture, Franke *et al.*, 2013; Carassou *et al.*, 2025), et plus généralement les interactions biotiques structurant les communautés (Zapata *et al.*, 2019; Mondy *et al.*, 2021; Ganguly et Candolin, 2023). La lumière artificielle nocturne affecte

par exemple la photosynthèse chez les biofilms, communautés de micro-organismes à la base des réseaux trophiques dans la majorité des écosystèmes aquatiques dulci-coles (Roux *et al.*, 2024). Chez les consommateurs primaires ou secondaires à activité nocturne, la LAN affecte aussi le comportement alimentaire de certaines espèces sessiles ou peu mobiles, comme l'anémone plumeuse (Lynn *et al.*, 2024), ou l'oursin (Xu *et al.*, 2023), suggérant des impacts potentiels sur le fonctionnement des écosystèmes côtiers marins.

Les milieux aquatiques urbains, bien que pris en compte dans les politiques publiques de planification spatiale visant à réduire la fragmentation des habitats par les infrastructures urbaines (trames vertes et bleues), ne sont ainsi pas suffisamment intégrés à ces mêmes réflexions concernant spécifiquement la pollution lumineuse (trame noire). L'émergence d'une trame multi-enjeux couplant trames bleues et noires, serait donc à envisager à l'avenir, comme suggéré par Sordello (2017).

► Références citées

- Bassi A., Love O.P., Cooke S.J., Warriner T.R., Harris C.M. *et al.*, 2022. Effects of artificial light at night on fishes: a synthesis with future research priorities, *Fish and Fisheries*, 23(3):631-647, doi:10.1111/faf.12638.
- Berge J., Geoffroy M., Daase M., Cottier F., Priou P. *et al.*, 2020. Artificial light during the polar night disrupts Arctic fish and zooplankton behaviour down to 200 m Depth, *Communications Biology*, 3(1):102, doi:10.1038/s42003-020-0807-6.
- Brüning A., Hölker F., Franke S., Kleiner W., Kloas W., 2016. Impact of different colours of artificial light at night on melatonin rhythm and gene expression of gonadotropins in European Perch, *Science of The Total Environment*, 543(Pt A):214-222, doi:10.1016/j.scitotenv.2015.11.023.
- Brüning A., Hölker F., Franke S., Kleiner W., Kloas W., 2018a. Influence of light intensity and spectral composition of artificial light at night on melatonin rhythm and mRNA expression of gonadotropins in roach, *Rutilus rutilus*, *Fish Physiology and Biochemistry*, 44(1):1-12, doi:10.1007/s10695-017-0408-6.
- Brüning A., Hölker F., Wolter C., 2011. Artificial light at night: implications for early life stages of four temperate freshwater fish species, *Aquatic Sciences*, 73(1):143-152, doi:10.1007/s00027-010-0167-2.
- Brüning A., Kloas W., Preuer T., Hölker F., 2018b. Influence of artificially induced light pollution on the hormone system of two common fish species, perch and roach, in a rural habitat, *Conservation Physiology*, 6(1):coy016, doi:10.1093/conphys/coy016.
- Carassou L., Benhaïm D., Vagner M., Lobry J., 2025. Trophic Ecology of Marine Fishes, in Cabral H., Lepage M., Lobry J., Lepape O. (éd.), *Ecology of Marine Fish*, New York, Elsevier, 119-142, doi:10.1016/B978-0-323-99036-3.00003-9.
- Falchi F., Cinzano P., Duriscoe D., Kyba C.C.M., Elvidge C.D. *et al.*, 2016. The new world atlas of artificial night sky brightness, *Science Advances*, 2(6):e1600377, doi:10.1126/sciadv.1600377.
- Forbert E.K., Burke da Silva K., Swearer S.E., 2019. Artificial light at night causes reproductive failure in clownfish, *Biology Letters*, 15(7):20190272, doi:10.1098/rsbl.2019.0272.
- Franke S., Brüning A., Hölker F., Kloas W., 2013. Study of biological action of light on fish, *Journal of Light and Visual Environment*, 37(4):194-204, doi:10.2150/jlve.IEIJ130000518.
- Ganguly A., Candolin U., 2023. Impact of light pollution on aquatic invertebrates: behavioral responses and ecological consequences, *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 77(9):104, doi:10.1007/s00265-023-03381-z.
- Garratt M.J., Jenkins S.R., Davies T.W., 2019. Mapping the consequences of artificial light at night for intertidal ecosystems, *Science of The Total Environment*, 691:760-768, doi:10.1016/j.scitotenv.2019.07.156.
- Gaston K.J., Duffy J.P., Gaston S., Bennie J., Davies T.W., 2014. Human alteration of natural light cycles: causes and ecological consequences, *Oecologia*, 176(4):917-931, doi:10.1007/s00442-014-3088-2.

- Kurvers, R.H.J.M., Drägestein, J., Hölker, F., Jechow, A., Krause, J., Bierbach, D. 2018. Artificial light at night affects emergence from a refuge and space use in guppies, *Scientific Reports*, 8:14131, doi:10.1038/s41598-018-32466-3.
- Kyba C.C.M., Ruhtz T., Fischer J., Hölker F., 2011. Cloud coverage acts as an amplifier for ecological light pollution in urban ecosystems, *Plos One*, 6(3):e17307, doi:10.1371/journal.pone.0017307.
- Ludvigsen M., Berge J., Geoffroy M., Cohen J.H., De La Torre P.R. *et al.*, 2018. Use of an Autonomous Surface Vehicle reveals small-scale diel vertical migrations of zooplankton and susceptibility to light pollution under low solar irradiance, *Science Advances*, 4(1):eaap9887, doi:10.1126/sciadv.aap9887.
- Lynn K.D., Quintanilla-Ahumada D., Duarte C., Quijón P.A., 2024. Artificial light at night alters the feeding activity and two molecular indicators in the plumose sea anemone *Metridium senile* (L.), *Marine Pollution Bulletin*, 202:1169352, doi:10.1016/j.marpolbul.2024.116352.
- Maggi E., Bongiorno L., Fontanini D., Capocchi A., Dal Bello M. *et al.*, 2019. Artificial light at night erases positive interactions across trophic levels, *Functional Ecology*, 34(3):694-706, doi:10.1111/1365-2435.13485.
- McFarland W.M. 1986. Light in the sea – correlations with behaviors of fishes and invertebrates, *American Zoology*, 26(2):389-401, doi:10.1093/icb/26.2.389.
- Miner K.A., Huertas M., Aspbury A.S., Gabor K.R. 2021. Artificial light at night alters the physiology and behavior of Western Mosquitofish (*Gambusia affinis*), *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9:617063, doi:10.3389/fevo.2021.617063.
- Mondy N., Boisselet C., Poussineau S., Vallier F., Lengagne T. *et al.*, 2021. Herbivory increases on freshwater plants exposed to artificial light at night, *Aquatic Botany*, 175:103447, doi:10.1016/j.aquabot.2021.103447.
- Perkin E.K., 2013. *The effects of artificial light at night on stream ecosystems*, thèse doctorale, Freie Universität Berlin, 161 p., doi:10.17169/refubium-14982.
- Perkin E.K., Hölker F., Richardson J.S., Sadler J.P., Wolter C. *et al.*, 2011. The influence of artificial light on stream and riparian ecosystems: questions, challenges, and perspectives, *Ecosphere*, 2(11):122, doi:10.1890/ES11-00241.1.
- Quintanilla-Ahumada D., Quijón P.A., Jahnsen-Guzmán N., Lynn K.D., Pulgar J. *et al.*, 2024. Splitting light pollution: wavelength effects on the activity of two sandy beach species, *Environmental Pollution*, 356:124317, doi:10.1016/j.envpol.2024.124317.
- Roux C., Madru C., Millan Navarro D., Jan G., Mazzella N. *et al.*, 2024. Impact of urban pollution on freshwater biofilms: oxidative stress, photosynthesis and lipid responses, *Journal of Hazardous Materials*, 472:134523, doi:10.1016/j.jhazmat.2024.134523.
- Smyth T.J., Wright A.E., McKee D., Tidau S., Tamir R. *et al.*, 2021. A Global Atlas of Artificial Light at Night under the Sea, *Elementa: Science of the Anthropocene*, 9(1):00049, doi:10.1525/elementa.2021.00049.
- Sordello R., 2017. Trame verte, trame bleue, et toutes ces autres trames dont il faudrait aussi se préoccuper, *Regard R72* du 29/05/2017, Société française d'écologie (SFE), 15 p.
- Steel S.C., Cooke S.J., Eliason E.J., 2020. Artificial light at night does not alter heart rate or locomotor behaviour in Caribbean spiny lobster (*Panulirus argus*): insights into light pollution and physiological disturbance using biologgers, *Conservation Physiology*, 8(1):coaa097, doi:10.1093/conphys/coaa097.
- Tałańda J., Maszczyk P., Babkiewicz E., 2018. The reaction distance of a planktivorous fish (*Scardinius erythrophthalmus*) and the evasiveness of its prey (*Daphnia pulex* × *pulicaria*) under different artificial light spectra, *Limnology*, 19:311-319, doi:10.1007/s10201-018-0548-0.
- Tuxbury S.M., Salmon M., 2005. Competitive interactions between artificial lighting and natural cues during seafinding by hatchling marine turtles, *Biological Conservation*, 121(2):311-316, doi:10.1016/j.biocon.2004.04.022.
- Vowles A.S., Kemp P.S. 2021. Artificial light at night (ALAN) affects the downstream movement behaviour of the critically endangered European eel, *Anguilla Anguilla*, *Environmental Pollution*, 274:116585, doi:10.1016/j.envpol.2021.116585.
- Witherington B.E., Bjorndal K.A. 1991. Influences of artificial lighting on the seaward orientation of hatchling loggerhead turtles *Caretta Caretta*, *Biological Conservation*, 55(2):139-149, doi:10.1016/0006-3207(91)90053-C.

- Xu X., Wang Z., Jin X., Ding K., Yang J. *et al.*, 2023. Effects of artificial light at night on fitness-related traits of sea urchin (*Heliocidaris crassispina*), *Animals*, 13(19):3035, doi:10.3390/ani13193035.
- Zapata M.J., Sullivan S.M.P., Gray S.M. 2019. Artificial lighting at night in estuaries—Implications from individuals to ecosystems, *Estuaries and Coasts*, 42:309-330, doi:10.1007/s12237-018-0479-3.

Chapitre 33

La participation des habitants à la renaturation de la ville

Richard Raymond

La ville est, d'abord, faite par les humains et pour les humains. Ceci est un truisme. Pour évident qu'il soit, ce constat est parfois négligé. Cela ne signifie pas que la ville est uniquement une construction humaine et que la part de nature y est, sinon inexistante, au moins négligeable. Loin s'en faut ! Mais c'est toujours dans une perspective de l'habiter humain que ces autres vivants sont considérés. Ce qu'entraîne cette évidence, c'est que si la nature, la biodiversité ou les autres vivants, etc., s'installent en ville de manière pérenne, c'est avec l'accord des humains. Que cet accord soit explicite ou implicite. La participation des habitants à la «renaturation» de la ville peut donc s'appréhender de deux manières différentes : une participation passive et une participation active. La participation passive renvoie à l'acceptation d'entités considérées comme naturelles par les habitants. Ceux-ci leur font une place; ils acceptent de partager la ville avec elles. La participation active engage davantage les habitants. Ceux-ci sont à l'origine de l'accueil des entités considérées comme naturelles. Ils dédient, aménagent, construisent un ensemble de dispositifs favorables à l'installation et au développement d'éléments appréciés comme des éléments de nature. Ces dispositifs sont-ils, pour autant, favorables à la biodiversité ? Nous proposerons, dans un premier temps, une distinction simple qui permet d'appréhender cette question. Nous présenterons ensuite quelques acquis et limites de la connaissance de la participation des habitants à la renaturation de la ville, en abordant d'abord l'acceptation de nouvelles entités dans ce monde humain, puis en explorant l'implication volontaire des habitants dans la mise en œuvre de dispositifs présentés comme naturels.

» Nature en ville et part urbaine de la biodiversité, proposition de distinction

Les relations que les populations urbaines entretiennent avec la nature font l'objet de nombreux discours. Ceux-ci sont savamment structurés et argumentés. On y apprend que la nature n'a pas déserté la ville et que les citadins en sont friands; on y signifie également que la nature urbaine est importante et que s'y reconnecter ouvre la voie à l'épanouissement personnel. Dans le même temps, divers penseurs nous invitent à reconsidérer, radicalement, la notion de nature. Bruno Latour réduit définitivement la nature à une construction sociale (Latour, 1999). Philippe Descola pose l'existence d'une opposition entre nature et culture dans les sociétés occidentales et invite à dépasser

la dyade nature-culture pour apprendre d'autres conceptions du monde (Descola, 2005). Ainsi, la nature est tour à tour valorisée, intégrée dans la société ou appelée à être transcendée. Mais faire face aux enjeux de l'écologie urbaine demande, peut-être, d'effectuer un court retour sur cette notion de nature afin de saisir, à nouveaux frais, la portée des revendications et des implications des habitants à la renaturation de la ville. Pour ce faire, nous proposons de distinguer la notion de nature et celle de biodiversité. Cette distinction peut être discutée. Elle le sera probablement. Mais il semble important de ne pas confondre, pour la question qui nous anime, ce que nous nommerons nature et ce que nous nommerons biodiversité.

La notion de nature a une histoire ancienne. Le mot est, aujourd'hui, définitivement inscrit dans le vocabulaire ordinaire. Au terme d'une enquête bibliographique, la philosophe Virginie Maris (Maris, 2018), comme le philosophe Frédéric Ducarme et l'écologue Denis Couvet (Ducarme et Couvet, 2020), proposent plusieurs sphères de significations pour ce terme. D'abord, héritière de la *phusis* présocratique, ce mot désigne tout ce qui existe, a existé et existera. Ce sens nous renvoie à une totalité qui contient et contiendra toujours la ville, les habitants n'y sont pour rien et n'y peuvent rien. Ce n'est probablement pas ce sens qui nous aidera à éclaircir la contribution des habitants à la renaturalisation de la ville. La deuxième sphère de significations soulignée est celle d'une normalité. Est naturel ce qui est dans l'ordre des choses. Ainsi, la renaturalisation de la ville viserait à retrouver une ville normale. Ces significations renvoient alors davantage à la conception de ce qu'est ou devrait être la ville, plus qu'à la prise en compte par les habitants des enjeux écologiques en ville. La troisième signification retenue est celle d'une altérité. Est naturel ce qui n'est pas artificiel, ce qui n'a pas été créé par l'humain. Cette troisième sphère de significations est plus séduisante. Elle permet de mettre en perspective ce qui est pensé, construit, aménagé avec cette altérité. Cette réhabilitation de la nature-altérité est importante pour penser la domination humaine sur le vivant et la nécessité d'envisager un retrait de la pression exercée sur la biosphère. Mais cette réhabilitation est incomplète si on s'intéresse aux modes de coexistence de l'humain avec d'autres entités vivantes dans des situations singulières que sont les territoires urbains. En effet, l'assimilation courante d'un parc urbain ou d'une façade végétalisée à de la nature en ville pose question. En effet, ces objets ou ces espaces mobilisent des intentions humaines de production et d'organisation. Ce que nous pouvons retenir de ce court développement, c'est que les significations accordées au vocable nature sont diverses. Mais le fait qu'un parc urbain soit considéré comme plus naturel qu'une tour de béton ne tient ni à son appartenance à une totalité déjà là, ni à sa contribution singulière à l'ordre des choses ni au fait que ce parc soit indépendant d'une intentionnalité humaine. Reconnaître certaines entités comme des représentantes de la nature repose sur un ensemble de conventions sociales dont les origines se perdent sans doute dans l'histoire de la culture occidentale. Ainsi, il est courant de considérer qu'un parc, un moineau ou un arbre sont des éléments de nature en ville. Considérer l'implication des habitants à la renaturation de la ville revient à considérer les façons dont ces habitants participent à l'accroissement de la part de ces entités dans la ville. Peu importe, alors, que ces entités appartiennent à une totalité, soient inscrites dans l'ordre des choses ou soient indépendantes de l'action humaine. Ce qui importe, c'est que ces entités soient considérées, par les habitants, comme de la nature. Et ce que ces habitants considèrent être naturel peut être bien différent de ce que les écologues étudient, eux, comme étant de la nature.

Le philosophe analytique John R. Searle nous offre un outil simple et efficace pour penser la différence entre ce qui est considéré comme de la nature et ce que nous considérons, intuitivement, comme de « la nature naturelle », cette nature objet d'attention des écologues. Ce philosophe propose de distinguer ce qui relève de la réalité sociale, dont la construction est supportée par un ensemble de conventions, et ce qui appartient à la réalité extérieure dont l'existence ne dépend pas des conceptions que l'on peut en avoir (Searle, 1995). Cette proposition permet de mettre en perspective ce que les habitants pensent et se représentent être de la nature avec ce que les sciences de la nature tentent de décrypter. En suivant la distinction proposée par John R. Searle, la nature désignée par les habitants des villes apparaît bien comme un construit social, une part de la réalité sociale. Cependant, et cet aspect est fondamental, considérer la nature pour les habitants comme un construit social ne doit pas conduire à nier qu'il existe une part de la réalité qui est indépendante de la conception que l'on peut en avoir et qui est largement méconnue. Cette part de la réalité pourrait être nommée, ici, biodiversité.

La notion de biodiversité est relativement récente. Elle date des années 1980. Selon les mots de Robert Barbault, la biodiversité est le « tissu vivant de la planète », mais cet écologue précise que la biodiversité est bien davantage que la simple collection d'espèces à laquelle on la réduit trop souvent (Barbault, 2006). Trois aspects de ce tissu vivant de la planète doivent être soulignés lorsqu'on s'inquiète de sa sauvegarde. Le premier est, bien sûr, l'extraordinaire diversité de ses composantes. Le deuxième est que cette biodiversité forme système : chacune de ses composantes est en interaction avec les autres. Enfin, un troisième aspect important est que cette biodiversité est évolutive, résultat et support d'un long processus dont les fondements furent décrits pour la première fois par Charles Darwin en 1859. Ainsi, la notion de biodiversité désigne un système vivant complexe, fonctionnel et évolutif. C'est un des aspects de la réalité extérieure, cette part du monde dont l'existence ne dépend pas de la manière dont on la conçoit. S'intéresser à la participation des habitants à sa préservation en ville revient alors à considérer les interactions entre ces habitants et les autres composantes de la biodiversité, que ces interactions soient directes ou indirectes, proches ou plus lointaines, voulues ou imprévues... Bien sûr, la manière de décrire la biodiversité repose sur des conventions sociales : le choix des indicateurs, des classifications, etc., sont des conventions. Mais ces conventions sont le support de discours sur la biodiversité et non la biodiversité elle-même.

Pour éclaircir la question de la participation des habitants à la renaturation de la ville, nous pouvons, au moins pour ce qui nous concerne ici, distinguer ce que nous nommerons nature, qui est une construction sociale, et ce que nous nommerons biodiversité, qui est une part de la réalité extérieure. En somme, si la nature en ville est appréciée ou attendue parce que les habitants la pensent et lui accordent quelques valeurs, la biodiversité, elle, se fiche de la manière dont on pense à elle, mais ne se fiche pas de la manière dont on agit. Cette distinction a son importance. Elle nous permet de situer les représentations et aspirations des populations humaines vis-à-vis des connaissances résultant d'une enquête la plus exhaustive possible au regard de notre appareillage conceptuel et technique : la description de la biodiversité par les sciences. Cette distinction nous permet alors d'articuler, sans les opposer nécessairement, les formes de nature acceptées ou implantées par les habitants et la part de la biodiversité qu'elles représentent. Elle nous permet d'éclairer l'apparent paradoxe qui surgit lors de nombreuses réunions publiques consacrées à la nature et à la biodiversité en ville :

pour augmenter la part de nature en ville, de nombreux projets visent à aménager les friches urbaines pour les transformer en « espaces naturels ». Ainsi, une friche ferroviaire située dans le Nord-Est parisien est transformée en promenade et en parc. L'importance des friches pour une part de la biodiversité urbaine est pourtant avérée par de nombreux travaux scientifiques et les espaces naturels ainsi créés apparaissent empreints d'artifice. Distinguer réalité sociale et réalité extérieure permet de considérer deux objectifs différents. D'une part, les friches sont des espaces de libre évolution favorables à la biodiversité, mais pas toujours appréciées pour leur esthétique et les usages qu'elles accueillent. D'autre part, les espaces de nature créés sont conformes aux conventions sociales qui définissent ce qu'est la nature et ses bons usages. Distinguer ces objectifs permet d'apprécier les interrelations qu'ils peuvent entretenir. Jamais totalement opposés, ces objectifs s'articulent mais ne se superposent pas parfaitement. Parfois, la création d'espaces de nature et la conservation de la biodiversité s'étayent mutuellement, comme l'illustre le Natur-Park Schöneberger Südgelände à Berlin ; parfois, cette articulation est plus ténue ; parfois même, certaines réalisations visant à renaturaliser la ville se révèlent dommageables pour la biodiversité, comme peut l'être l'implantation de différentes espèces qui s'avèrent perturber les dynamiques permettant de maintenir la biodiversité (introduction de plantes horticoles, simplification de milieux, homogénéisation de cortèges taxonomiques, etc.).

► Accepter la nature en ville, du plébiscite aux limites

La présence de nature en ville participe à la qualité du cadre de vie urbain et au bien-être des citoyens. Le propos est entendu. Les arguments ne manquent pas. L'étude de Roger Ulrich, publiée dans la revue *Science*, est souvent présentée comme séminale. En suivant une cohorte de patients ayant subi une ablation de la vésicule biliaire dans un hôpital de la banlieue de Pennsylvanie entre 1972 et 1981, ce professeur d'architecture souligne que les 23 patients disposant d'une chambre avec des fenêtres donnant sur un parc ont eu des séjours post-opératoires plus courts et ont pris moins d'analgésiques que les 23 patients ayant des chambres similaires avec des fenêtres donnant sur un mur de briques. Il en déduit alors que la nature a un bienfait sur la santé des individus (Ulrich, 1984). Ce travail a été suivi par de nombreux autres. Près de 30 ans plus tard, à partir d'une analyse de 57 articles publiés dans des revues scientifiques, une équipe de quatre biologistes ou spécialistes des sciences de la durabilité a souligné la diversité des contributions de la nature au bien-être humain (Keniger *et al.*, 2013). La géographe Lise Bourdeau-Lepage recentre cette analyse en proposant une liste des vertus attribuées à la nature en milieu urbain étayée par 31 références (Bourdeau-Lepage, 2019). On y apprend, par exemple, que la présence et la proximité d'éléments végétaux considérés comme naturels (arbres, plantes ou espaces verts) diminuent le stress et la fatigue mentale, améliorent l'état de santé, diminuent le sentiment de solitude, augmentent le niveau de bien-être déclaré ou réduisent le niveau de criminalité. Ces analyses résonnent avec des sondages d'opinion. Depuis 2007, l'Union nationale des entreprises du paysage, appuyée par l'institut de sondage Ipsos, réalise des enquêtes auprès de la population française. Année après année, les tendances ne se démentent pas. En 2019, ce sondage souligne, sur la base de plus de 900 réponses à un questionnaire, que la très grande majorité des « Français souhaitent voir se développer le vert dans la ville »⁹⁶.

96. <https://documents.lesentreprisesdupaysage.fr/pub/documents/dossier-complet-ifop2019.pdf>.

Aujourd'hui, le développement de la nature en ville est donc plébiscité. Les acteurs de l'aménagement urbain ne s'y trompent pas. Les villes rivalisent d'aménagements et d'opérations diverses pour souligner la place donnée à la nature sur leur territoire. Des éléments de décor urbains sont disposés. De très nombreux espaces verts sont réaménagés pour accueillir une part de nature plus importante. Les écoquartiers fleurissent. Les façades et les toitures verdissent. Des dispositifs végétalisés se dessinent... Quelques exemples emblématiques permettent de s'en convaincre. En France, on compte plus de 500 quartiers engagés dans la démarche ou labellisés Écoquartier. La Ville de Montpellier envisage de planter 50 000 arbres supplémentaires entre 2020 et 2026. La Ville de Lille a engagé, dès 2010, une végétalisation de ses cimetières : les allées ont été engazonnées, les interstices entre les tombes ont vu apparaître des fleurs sauvages... À Paris, l'Atelier parisien d'urbanisme a recensé les espaces végétalisés de la ville : plus de 730 parcs et jardins publics couvrent près de 520 hectares, les bois de Boulogne et de Vincennes totalisent 1 840 hectares, 113 hectares pour les cimetières paysagers, 600 hectares de jardins privés, 44 hectares de talus le long du boulevard périphérique, 31 hectares dédiés à l'agriculture urbaine, 5 hectares de jardins partagés, ainsi que 50 hectares de toitures et 30 hectares de murs végétalisés... Cet inventaire est repris dans de nombreux documents promotionnels de la Ville. La nature n'est pas seulement tolérée, elle est plébiscitée ! Mais la nature n'est pas la biodiversité...

Parallèlement aux développements d'éléments réputés naturels en ville, un ensemble d'actions tente de préserver ou de développer la part urbaine de la biodiversité. Les modes de gestion des espaces publics sont modifiés afin de favoriser l'installation de diverses populations végétales, animales ou fongiques. L'effectif des populations de diverses espèces évolue. Des cortèges d'espèces se développent. Une des mesures emblématiques qui favorise le développement de la biodiversité en ville est l'application de la Loi n° 2014-110 du 06 février 2014 visant à mieux encadrer l'utilisation des produits phytosanitaires sur le territoire national, dite loi Labbé. Depuis le 1^{er} janvier 2017, l'usage des produits phytosanitaires est interdit sur les espaces verts, les voiries ou les promenades accessibles ou ouverts au public et dont la gestion relève du domaine public ou privé de l'État, et des collectivités territoriales. Le 1^{er} juillet 2022, cette interdiction a été étendue à tous les espaces fréquentés par du public ou à usage collectif, que ceux-ci soient publics ou privés (sauf exceptions). Plus ponctuellement, diverses villes tentent de favoriser tel ou tel taxon. Ainsi, afin de faire face à la baisse importante des populations de moineaux (*Passer domesticus*) à Paris, la Ville met en place des dispositifs de renforcement des colonies locales : les « quartiers moineaux », où des nichoirs sont installés. Entre 2021 et 2024, 11 de ces dispositifs sont établis ou prévus. Ainsi, sous l'influence de politiques publiques ou de manière spontanée, la part urbaine de la biodiversité change.

Comment les populations urbaines accueillent-elles ces éléments de la biodiversité dans leur espace de vie ? Au-delà du premier élan, l'acceptation de ces éléments n'est peut-être pas si simple que ne le laissent prévoir les travaux documentant la demande de nature en ville. Ainsi, si les petits passereaux suscitent souvent de la sympathie, il est aisé de rencontrer une personne qui maugrée parce qu'un couple de moineaux a fait son nid dans le coffrage de son volet. Ces oiseaux-là sont alors coupables de chanter avant le lever du soleil et de salir le rebord de fenêtre de fientes ou de morceaux d'herbe sèche... Plusieurs travaux abordent la question de l'acceptation d'éléments de la biodiversité en ville.

En 2012, une étude menée par le Pôle wallon de gestion différenciée, association sans but lucratif, visait à saisir la manière dont le public appréciait la végétation spontanée en ville suite à l'abandon des pesticides (Vanparys, 2012). Un questionnaire construit autour de photographies représentant trois niveaux de développement de la végétation spontanée dans trois situations différentes a été présenté à 717 personnes dans 11 communes de Wallonie. Cette étude démontre que l'appréciation de la végétation spontanée varie en fonction de la maîtrise supposée des végétaux : plus la végétation apparaît contrôlée et homogène, plus elle est acceptée. Cette enquête révèle également que cette appréciation varie selon le type d'espace considéré : la végétation spontanée est moins appréciée dans les cimetières que dans les rues pavées, et moins entre les pavés que sur les bords de chemin d'un parc. Ces conclusions ont été confirmées depuis par différents travaux tels que ceux menés par Amélie Robert et Jean Louis Yengué dans la région du Val de Loire (Robert et Yengué, 2018).

La géographe Alizé Berthier s'est intéressée à l'acceptation des oiseaux dans l'espace urbain de la métropole parisienne. À partir d'une enquête reposant sur 480 questionnaires complétée par des observations et des entretiens auprès des habitants, elle met en évidence que l'acceptation des perruches à collier (*Psittacula krameri*) ne dépend ni de l'âge des personnes interrogées, ni de leur catégorie socioprofessionnelle ou de leur niveau d'étude. En revanche, cette acceptation varie en fonction de la densité de ces animaux et des lieux d'accueil (Berthier *et al.*, 2017). D'abord appréciée positivement pour son exotisme et sa beauté, la perruche devient indésirable lorsque sa densité augmente. Ce gradient d'appréciation croise un autre aspect : ces oiseaux sont davantage appréciés positivement dans les espaces publics (parcs) que dans les espaces privés (jardins).

Afin de tester l'influence des types d'entités vivantes sur le degré d'acceptation de la biodiversité en ville, une équipe pluridisciplinaire associant géographes, écologues et architectes a proposé, en 2020, un dispositif d'enquête simple consistant à positionner, sur un support de cercles concentriques représentant des espaces de plus en plus intimes, différents pictogrammes figurant divers types d'espèces (Clergeau *et al.*, 2020). Ce dispositif visait à saisir la distance minimale, par rapport au domicile des personnes enquêtées, à laquelle ces différentes entités vivantes étaient acceptées. L'espace était organisé en six catégories centrées sur le lieu de vie des personnes interrogées : la campagne, la ville, le quartier, la rue, le jardin ou la cour, et le domicile. Les types d'espèces se distinguaient par leur taille ou leur familiarité. Huit sortes d'animaux (le moineau, le pigeon, le renard, la guêpe, l'abeille, la fourmi, le papillon) et trois types de végétaux (l'herbe, la fleur, l'arbre) ont été testés. Sur la base d'un échantillon de 942 personnes résidant dans des communes de plus de 20 000 habitants, ce dispositif révèle que toutes les espèces qui constituent de fait des composantes de la biodiversité ne sont pas accueillies de la même manière dans les espaces de vie des citoyens. Certains types d'espèces sont repoussés au loin (le renard, par exemple), d'autres sont acceptés dans les espaces les plus proches tels que les papillons et plus encore les végétaux, en particulier les fleurs (angiospermes à fleurs visibles).

Si la nature est plébiscitée en ville, il n'en est pas de même pour la biodiversité et ses différentes composantes. Loin des discours généraux et généreux présentant sous un même regard largement positif les relations à la nature et à la biodiversité, de nombreux travaux montrent que l'acceptation de l'une ou de l'autre n'est pas équivalente.

Ces travaux portant sur les formes de coexistence entre des composantes de la biodiversité et les citoyens convergent vers l'idée qu'il existe une juste place, dans le temps et dans l'espace, symboliquement attribuée à chaque entité de la biodiversité. Cette place dépend de la culture des personnes concernées, mais aussi du type d'espèce, de sa densité, de son apparence ou des formes de relations qui lient les humains et chaque type de non-humains. Bien sûr, ces entités peuvent être débordantes et s'affranchir de la place qui leur a été symboliquement assignée. On observe alors le développement de différentes stratégies pour faire en sorte que ces entités « restent à leur place ». Ce peut être des pratiques coercitives : désherbage, lutte contre les entités considérées comme nuisibles, etc. Ce peut être aussi une évolution des contours donnés à cette place symbolique : les sauvages sont davantage tolérés dans les rues, les martins (*Apus apus*) mieux acceptés dans les bouches d'aération, etc., depuis qu'ils sont présentés au public. Cette juste place dédiée aux différentes composantes de la part urbaine de la biodiversité est donc dynamique et évolutive. Ces éléments ouvrent de stimulantes perspectives pour déterminer les traits culturels et biologiques impliqués dans ces relations sociétés-biodiversité. Ainsi, la demande de nature en ville de la part des citoyens est bien réelle, même si elle ne concerne que des aménagements perçus comme naturels et pas nécessairement des aménagements favorables à la biodiversité. Parallèlement, l'accueil de la part urbaine de la biodiversité par les habitants varie en fonction des entités concernées, de leurs dynamiques, des espaces considérés, etc.

» S'impliquer dans la renaturation de la ville, réels engagements environnementaux ?

Résultats de déplacements de certaines espèces ou fruits d'aménagements initiés par la puissance publique, les habitants ne sont pas à l'origine de la renaturation de la ville évoquée jusqu'à présent. Les populations humaines acceptent ou s'opposent, avec plus ou moins de véhémence, à ces nouvelles arrivées. Souvent, elles y sont indifférentes... Mais l'accroissement de la nature ou de la biodiversité urbaine demande, parfois, la participation plus active des habitants.

Plusieurs arguments peuvent être évoqués pour légitimer la participation active des habitants à la renaturation de la ville. Le fait que l'aménagement ou la gestion de nombreux espaces, tels que les propriétés privées, échappe en partie à la puissance publique en est un. Un autre de ces arguments est lié à la conviction qu'une des manières de renforcer les liens entre les habitants et la biodiversité consiste à impliquer ces habitants dans la mise en œuvre de dispositifs concrets en lien avec le vivant. D'autres arguments pourraient encore être évoqués : l'identification de lieux précis pouvant accueillir plus de nature, la délégation de certaines activités aux populations suite aux difficultés budgétaires que rencontrent de nombreuses municipalités, etc. Il s'agit bien, ici, de participation active, en actes. Cette participation active prend place dans les espaces privés et dans les espaces publics. Cette distinction est importante car la participation de ces habitants à la renaturation de la ville ne repose pas sur les mêmes fondements anthropologiques et ne révèle pas les mêmes figures de l'engagement selon qu'elle prend place dans un type d'espace ou dans un autre.

Dans les espaces privés, la renaturation vise à donner forme à un idéal de nature au plus proche des aspirations des propriétaires. Le jardin participe au domicile de celles et ceux qui en revendiquent l'usage. La complexité de ce qu'est l'habiter rend

la méthode ethnographique indispensable pour tenter d'en saisir les éléments et le sens général. Fondée sur l'observation, l'entretien non directif et la description minutieuse des situations, cette méthode a été mise en œuvre par Nicole Haumont dans un travail séminal portant sur l'habitat pavillonnaire (Haumont, 1966). À partir de 300 entretiens menés auprès de différents types d'habitants en pavillon et d'une population contrôlée constituée d'habitants d'immeubles collectifs, cette psycho-sociologue a pu mettre en évidence l'importance du jardin. Celui-ci apparaît comme un espace à soi et pour soi, mais aussi comme un élément de présentation de soi aux autres. Nicole Haumont souligne les fonctions attribuées au jardin : fonction morale, il protège les enfants de la rue et éloigne l'homme des débits de boissons ; fonction hygiénique, il offre des produits réputés naturels ; fonction économique, c'est un espace de loisirs ou de productions à bas coût ; fonction statutaire, il illustre le statut de ses propriétaires, etc. Ainsi, le jardin renvoie tout autant à un idéal de nature qu'à un idéal de soi en société. L'apport des jardins privés au caractère naturel attribué au quartier ou à la ville est renforcé si cet idéal de nature est partagé par le plus grand nombre. Mais la contribution de cet espace à la conservation de la biodiversité est davantage un effet secondaire, une conséquence non nécessairement visée, qu'une réelle intention ; il importe d'apprécier cette contribution à l'aune d'une analyse des faits biologiques.

D'un point de vue fonctionnel, l'intérêt de renforcer le caractère naturel des espaces privés s'impose. Les idéaux de nature actuels faisant, dans les sociétés occidentales, la part belle à la végétation, la renaturation des jardins privés augmente souvent la part végétale du tissu urbain. L'imperméabilisation des sols s'en trouve ainsi limitée, la lutte contre les îlots de chaleur urbains est renforcée, etc. L'intérêt des espaces verts privés pour favoriser la biodiversité en ville a également été démontré par Anne Mimet et ses collaborateurs (Mimet *et al.*, 2020) pour le cas de Paris. Ces travaux s'appuient sur l'importance de la contribution des espaces verts privés pour le déplacement de la pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus*) au sein de la matrice urbaine. Après avoir caractérisé les habitats favorables à ce chiroptère, cette équipe interdisciplinaire a estimé la probabilité d'abondance des pipistrelles dans chaque espace vert, privé comme public, de Paris. La comparaison de la résistance de la matrice urbaine au déplacement des pipistrelles a ensuite été modélisée en retenant, dans un scénario, l'ensemble des espaces verts parisiens et, dans l'autre scénario, les seuls espaces verts publics. Malgré une taille moyenne nettement inférieure et une surface cumulée presque deux fois plus petite, les espaces verts privés, du fait de leur répartition et de leur nombre, diminuent de plus de 50 % la résistance de la matrice urbaine au déplacement de ces chiroptères. La mise en évidence de l'importance fonctionnelle des espaces verts privés dans le tissu urbain invite à prêter attention aux modes de gestion de ces espaces par les habitants. Quels sont les idéaux de nature, de paysage, de jardin, de cadre de vie qui guident ces pratiques ? Sont-elles favorables à la conservation de la biodiversité ? Quels sont les facteurs qui les soutiennent ou les contraignent ? Quelle est la permanence de ces aménagements ?

Plusieurs travaux documentent les pratiques de jardinage et d'entretien des espaces verts privés. Face au constat d'un manque fréquent de pérennité ou de la taille radicale des plantes recouvrant un mur de copropriété, des enquêtes ont été menées dans des copropriétés parisiennes pour en saisir les raisons. L'anthropologue Julie Scapino a ainsi étudié les représentations de 31 murs végétalisés répartis dans 19 copropriétés parisiennes (Scapino, 2018). Son enquête révèle que les plantes grimpantes apparaissent comme des objets naturels ambigus, valorisés comme ornement et agrément, mais considérés

comme une menace pour le bâti et le bon ordre des parties communes. Le devenir de ces plantes est intimement lié aux récriminations de voisinages et aux prescriptions des syndicats. Par ailleurs, l'observation de différentes réunions de copropriétés souligne le caractère technique et quelque peu expéditif des conseils des syndicats concernant la gestion des murs végétalisés. Souvent, face à un problème lié au développement d'une plante grimpante, celle-ci est soit rabattue à une faible hauteur, souvent à la limite entre le rez-de-chaussée et le premier étage afin de permettre sa taille ultérieure à l'échelle, soit simplement éliminée. Ainsi, la participation active des habitants à la renaturalisation des espaces privés est essentiellement portée par des considérations esthétiques, sociales ou techniques. Son intérêt pour la part urbaine de la biodiversité apparaît essentiellement comme un effet secondaire, même s'il est parfois bien réel.

Le concours des habitants est également recherché pour transformer les espaces publics en y insérant plus de nature. Les habitants sont invités à végétaliser leur quartier. Pour installer des bacs ou fleurir des pieds d'arbres dans les rues ou sur les places publiques, il leur est proposé de demander une autorisation d'occupation temporaire du domaine public, plus connue sous le nom de permis de végétaliser. Les raisons invoquées par la puissance publique pour l'octroi de ces autorisations sont diverses : embellir son quartier, contribuer au rafraîchissement de l'air, offrir un refuge ou une source de nourriture à la petite faune ou encore favoriser les liens avec ses voisins. La Ville de Lyon propose de créer des jardins de rue depuis 2005 ; plus de 3 000 dispositifs ont été créés depuis. La Ville de Paris propose ce permis de végétaliser depuis 2015. D'autres villes adoptent cette politique : Marseille en 2015 avec le « Visa vert », Lille en 2017, Pantin la même année, Montpellier en 2019, Melun en 2020, Bordeaux, Chalon, Le Havre ou Strasbourg en 2021, ou encore Lourdes en 2023. À Paris, le succès du permis de végétaliser est immédiat. La presse fait état de 2 500 permis accordés entre 2015 et 2022⁹⁷. Les données officielles en recensent 1 600 en 2025⁹⁸.

Les succès du permis de végétaliser invitent à en comprendre les raisons. Cette invitation est renforcée par le constat, fréquent, de l'abandon des initiatives habitantes quelque temps après leur mise en œuvre. Cet engouement puis le fait que les habitants-jardiniers se détournent de ces dispositifs qu'ils ont eux-mêmes installés ont sans doute des choses à révéler sur les liens qui se nouent et se dénouent entre les habitants et la nature en ville. Afin de documenter ces liens, une enquête de terrain a été conduite, durant près de neuf ans, dans deux quartiers du Nord-Est parisien, La Chapelle et Stalingrad. Cette enquête s'appuie sur une observation des pratiques des habitants, une série d'entretiens répétés auprès d'une centaine de personnes résidant dans ces quartiers, des discussions informelles, une participation continue à la réalisation et à l'entretien de plusieurs jardinets au pied des arbres d'alignement, etc. Cette immersion a permis de saisir les motivations des habitants à la renaturation des espaces publics. Si, lors des premiers entretiens, les arguments environnementaux sont fréquemment mobilisés pour justifier l'implantation de dispositifs végétalisés dans l'espace public, d'autres raisons sont évoquées lorsqu'une certaine confiance s'est établie avec les personnes enquêtées. Une part, minoritaire, des habitants réalisent ces jardinets en espérant susciter des dynamiques collectives au sein de leur quartier.

97. À ce sujet, lire l'article de Denis Cosnard, « Anne Hidalgo signe la fin des "permis de végétaliser" à Paris », *Le Monde*, 18 janvier 2022, www.lemonde.fr/politique/article/2022/01/18/a-paris-anne-hidalgo-signe-la-fin-des-permis-de-vegetaliser_6109929_823448.html.

98. <https://opendata.paris.fr/explore/dataset/permis-de-vegetaliser/information/>.

Pour d'autres, plus nombreux, ces dispositifs végétalisés permettent d'écarter l'indésirable : personnes sans-abri, dépôts d'encombrants, pratiques dépréciées, etc. L'abandon de ces dispositifs semble être lié à deux facteurs principaux : d'une part, une certaine dispersion de l'attention liée aux rythmes de la vie urbaine et au très grand nombre de sollicitations et, d'autre part, à un découragement face aux déprédations faites par d'autres humains traduisant un manque de réciprocité dans ce qui est considéré comme du commun. La végétalisation de l'espace public apparaît davantage comme un outil de régulation de rapports sociopolitiques entre humains qu'un moyen pour réintroduire nature ou biodiversité en ville (Raymond, à paraître).

La participation des habitants à la renaturation de la ville est ambivalente. La demande de nature en ville est avérée. Cependant, les entités qui incarnent cette aspiration sont essentiellement désignées à partir de représentations et de conventions sociales. Les végétaux ou les animaux désignés comme éléments de nature sont contraints, pour être acceptés, dans l'espace et dans leur développement. Plus encore, il n'est pas rare que les dispositifs végétalisés implantés, au nom de la renaturalisation de la ville, servent des intérêts bien éloignés des préoccupations environnementales ou écologiques.

Les éléments matériels qui sont associés à la nature en ville, sans s'opposer nécessairement aux dynamiques favorables à la conservation de la biodiversité, s'en distinguent. La demande de nature en ville et la conservation de la part urbaine de la biodiversité peuvent alors s'opposer, comme dans le cas de la destruction d'habitats originaux au profit de parcs urbains standardisés ou dans le cas de l'introduction d'espèces exotiques promues pour leur esthétique. Mais cette aspiration des populations et la conservation de la biodiversité peuvent aussi s'étayer l'une l'autre comme dans le cas de la désartificialisation d'espaces urbains ou de l'implantation de nouveaux habitats où diverses entités vivantes trouveront gîte ou nourriture. Considérer ces dynamiques, à la fois sociales et écologiques, invite à de nouveaux défis, défis scientifiques pour accroître la compréhension des interrelations dynamiques entre sociétés et biodiversité, défis opérationnels pour articuler les faits sociaux et les enjeux écologiques.

*
**

Documenter et analyser les interactions entre les populations humaines urbaines et la biodiversité invitent alors à reconsidérer à nouveaux frais les termes de la dyade nature-culture ou, plus exactement, société-biodiversité. C'est au prix d'une interdisciplinarité qui ne limite ni les dynamiques sociales à des variables de forçage d'un modèle écologique, ni les faits biologiques à leurs seules représentations sociales, que les interactions entre société et biodiversité pourront être appréhendées. Sciences de la nature et sciences de l'humain sont invitées à collaborer. Un vaste champ d'interrogations s'ouvre alors. Le doute et l'examen des faits, tant sociaux que biologiques, permettront de construire une connaissance éprouvée des dynamiques qui traversent et structurent les socio-écosystèmes urbains.

► Références citées

- Barbault R., 2006. *Un éléphant dans un jeu de quilles. L'homme dans la biodiversité*, Paris, Seuil, 270 p.
- Berthier A., Clergeau P., Raymond R., 2017. De la belle exotique à la belle invasive : perceptions et appréciations de la Perruche à collier (*Psittacula krameri*) dans la métropole parisienne, *Annales de géographie*, 716(4):408-434, doi:10.3917/ag.716.0408.
- Bourdeau-Lepage L., 2019. De l'intérêt pour la nature en ville. Cadre de vie, santé et aménagement urbain, *Revue d'économie régionale et urbaine*, 5:893-911, doi:10.3917/rru.195.0893.
- Clergeau P., Jarlat P., Raymond R., Ware S., 2020. La place du vivant non humain en ville de plus en plus plébiscitée par les citoyens, *Riurba*, 9.
- Darwin C., 1859. *On the Origin of Species by Means of Natural Selection, or the Preservation of Favoured Races in the Struggle for Life*, Londres, John Murray, 502 p.
- Descola P., 2005. *Par-delà nature et culture*, Paris, Gallimard, 640 p.
- Ducarme F., Couvet D., 2020. What does 'nature' mean?, *Palgrave Communications*, 6(14), doi:10.1057/s41599-020-0390-y.
- Haumont N., 1966. *Les pavillonnaires. Étude psycho-sociologique d'un mode d'habitat*, Paris, Centre de Recherche d'Urbanisme et Institut de Sociologie urbaine, 246 p.
- Keniger L.E., Gaston K.J., Irvine K.N., Fuller R.A., 2013. What are the Benefits of Interacting with Nature?, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 10(3):913-935, doi:10.3390/ijerph10030913.
- Latour B., 1999. *Politiques de la nature*, Paris, La Découverte, 382 p.
- Maris V., 2018. *La part sauvage du monde*, Paris, Seuil, 256 p.
- Mimet A., Kerbiriou C., Simon L., Julien J.F., Raymond R., 2020. Contribution of private gardens to habitat availability, connectivity and conservation of the common pipistrelle in Paris, *Landscape and Urban Planning*, 193: 103671, doi:10.1016/j.landurbplan.2019.103671.
- Raymond R., à paraître. La rue en partage, autour du permis de végétaliser dans un quartier populaire (Stalingrad, Paris), dans Bognon S., Cormier L. *Ouvrage contre-Nature*, Genève, MétisPresses.
- Robert A., Yengué J.L., 2018. Les citoyens, un désir de nature « sous contrôle », « fleurie et propre », *Métropoles*, 22, doi:10.4000/metropoles.5619.
- Scapino J., 2018. *Des murs végétalisés dans les copropriétés parisiennes : représentations, gestion et pérennité*, rapport de recherche, ANR-Ladyss UMR CNRS 7533.
- Searle J.R., 1995. *The Construction of Social Reality*, New York, Editions Free Press (traduit par Tiercelin C., 1998. *La construction de la réalité sociale*, Paris, Gallimard, 303 p.).
- Ulrich R.S., 1984. View through a window may influence recovery from surgery, *Science*, 224(4647): 420-421, doi:10.1126/science.6143402.
- Vanparrys V., 2012. *Enquête sur la perception de la végétation spontanée par les citoyens wallons*, rapport, Pôle wallon de gestion différenciée, 24 p.

Partie V

Conclusion

Chapitre 34

La biodiversité urbaine en pratique : le chercheur en écologie comme acteur de la ville

*Magali Deschamps-Cottin, Christine Robles, Audrey Marco,
Valérie Bertaudière-Montès, Bruno Vila*

De nos jours, une attention croissante est portée à l'intégration de la biodiversité en ville du fait d'une demande sociétale forte et d'une évolution du contexte réglementaire. Il en résulte qu'une multitude d'acteurs s'emparent de la question, agissent et concourent à la transformation de territoires qui se veulent plus vertueux au regard du vivant. Ces acteurs peuvent être des collectifs publics ou privés (municipalités, État, promoteurs, entreprises, chercheurs), mais aussi des individuels (investisseurs, commerçants, usagers, habitants, citoyens) (figure 34.1). Pourtant, même au sein des villes engagées depuis assez longtemps sur les questions de nature, la recherche scientifique en écologie constate que des difficultés persistent au sujet de l'appropriation complexe de la notion de biodiversité, de son intégration et de sa mise en application au travers de politiques publiques et auprès des acteurs privés. Ces difficultés trouvent en partie leurs origines dans les représentations sociales de la nature (éléments mis en évidence par la sociologie de l'environnement) et dans la mise en place de l'action publique.

En effet, la nature en ville est le plus souvent évoquée sous sa forme spatiale (un parc, un jardin, un bois, une friche, etc.) et au travers de certains groupes taxonomiques précis (oiseaux, chauve-souris, abeilles, etc.). Ce principe de sectorisation explique en partie la difficulté à appréhender la nature en ville sous les concepts de biodiversité, de connectivité et de fonctionnements écologiques. Il existe ainsi un décalage entre l'approche dynamique et fonctionnelle de l'écologie et l'approche spatialisée ou sectorisée des citoyens. Les représentations sociales de la nature en ville mobilisent aussi fortement la notion d'esthétique de la nature, au travers de la beauté du cadre de vie. Il est alors difficile d'appréhender la dimension fonctionnelle de cette nature, et ce, même si les écologues et les politiques publiques ont largement employé la notion de services écosystémiques en ville en lien avec le changement climatique. Cette dernière entrée a ouvert un nouveau regard sur l'écologie fonctionnelle en milieu urbain, mais a conduit à une approche souvent réductrice de la nature en la ramenant à sa seule dimension utilitaire.

D'autres travaux ont permis d'identifier des freins au niveau de l'action publique. On peut relever l'inadéquation des jeux d'acteurs et de leurs implications : urbanistes, administratifs, politiques, aménageurs et scientifiques. Les acteurs publics en charge de l'aménagement des territoires n'ont, en général, que peu de connaissances

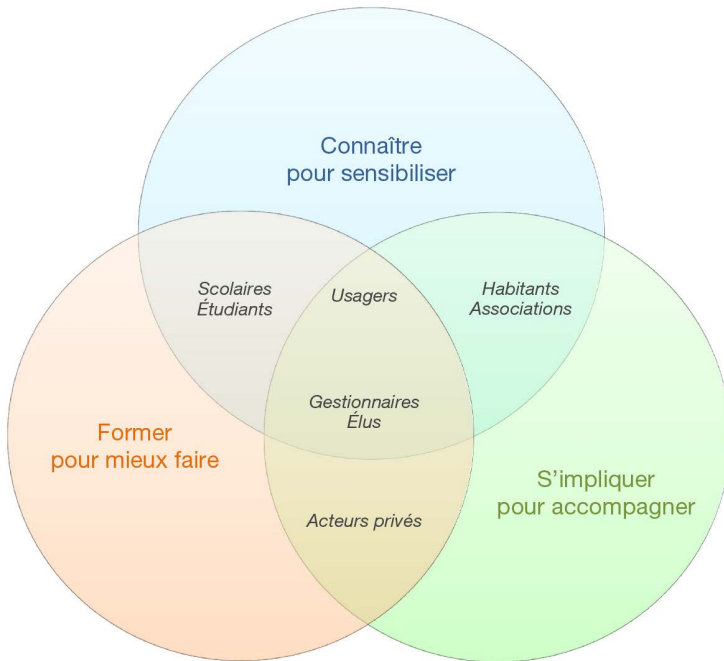


Figure 34.1. Rôles du chercheur auprès des acteurs et usagers de la ville pour améliorer l'intégration de la biodiversité dans la fabrique urbaine.

en écologie; leurs formations initiales relèvent de l'urbanisme, de l'aménagement, du droit administratif, etc. En parallèle, les scientifiques écologues sont trop peu inclus dans l'élaboration des projets d'aménagement, soit par défaut d'invitation à y participer, soit par un mode opératoire alternatif à la participation de la recherche, tel que la mobilisation des bureaux d'études et des associations. Ceci est d'autant plus préjudiciable pour la biodiversité que les bureaux d'études invisibilisent bien souvent les espèces ordinaires en ne travaillant que sur les espèces patrimoniales et les espèces déterminantes des trames vertes et bleues (TVB). Ceci ne facilite pas l'appréhension de la diversité du vivant, dans sa pluralité et ses fonctionnalités écologiques, par les acteurs de l'aménagement.

Enfin, on peut aussi noter qu'il est difficile de convaincre les élus locaux de développer des projets intégrant la dimension écologique au sens scientifique du terme. Bien que cela soit de plus en plus répandu, le fait de choisir un développement plus durable en prenant en compte les réalités écologiques soulève un certain nombre de questions. Il s'agit, pour les élus, de repenser le développement de leur territoire, souvent prioritairement dévolu à l'essor démographique et économique, ce qui n'est pas chose aisée (Salomon Cavin et Granjou, 2021).

Dans ce contexte, comment agit aujourd'hui le chercheur en écologie pour améliorer les actions en faveur de la biodiversité en ville, particulièrement dans son lien avec les autres acteurs? Comment fait-il évoluer le mieux savoir, le mieux faire? Comment participe-t-il à la transmission de nouveaux savoirs et de savoir-faire écologiques auprès des acteurs de la ville? Quelle posture adopte-t-il au regard des différents acteurs (agents techniques, élus, etc.)?

►► Produire et diffuser des connaissances sur la biodiversité urbaine : sensibiliser les acteurs sur leur territoire

Les recherches en écologie urbaine sont relativement récentes en France et liées au développement des premiers programmes pluridisciplinaires, il y a une vingtaine d'années. Le besoin de connaissances sur la biodiversité en ville, sur son fonctionnement, et de manière plus générale sur les écosystèmes urbains reste important aujourd'hui encore. De plus, ces travaux s'articulent plus récemment avec les changements globaux, tel le réchauffement climatique, par le biais des îlots de chaleur urbains et les changements d'occupation du sol au travers de l'érosion de la biodiversité.

Ainsi, de nombreux chercheurs et enseignants-chercheurs conduisent des recherches fondamentales et appliquées sur les communautés animales et végétales présentes en ville. Ils décrivent en particulier les espaces à caractère de nature, ainsi que la biodiversité qui s'y trouve, et tentent d'éclairer les processus fonctionnels en jeu. Ils s'interrogent aussi sur les nouvelles formes que cette biodiversité prend au sein des villes (notion de « nouvel écosystème »), sur les continuités écologiques (trame verte, bleue, noire, etc.) qui permettent de la maintenir, ou sur les processus de renaturation qui visent à l'améliorer. À l'aide de recherches fondamentales et appliquées, ils testent et expérimentent (Clergeau et Blanc, 2013).

Certains de ces travaux sont parfois réalisés en toute indépendance par les chercheurs. Dans ces circonstances, la diffusion des résultats de la recherche scientifique reste le plus souvent limitée au domaine académique et ne touche pas les personnes concernées par l'aménagement des communes, des régions, etc. Mais, pour certaines recherches, les chercheurs vont solliciter les acteurs de la ville, notamment les acteurs publics, afin de pouvoir accéder à des sites d'études, d'obtenir des autorisations d'aménagement dans certains espaces en vue d'expérimentations scientifiques et de leur demander aussi de contribuer au financement de la recherche (encadré 34.1). Il en résulte une production de connaissances sur la biodiversité de plus en plus territorialisée. Même s'il existe des situations contrastées entre les territoires urbains, ces sollicitations reçoivent généralement un bon accueil et se mettent en place avec plus ou moins de difficultés avec les techniciens et les gestionnaires des espaces de nature qui sont eux directement en prise avec la réalité de la gestion de la biodiversité en ville. Certains apprécient le caractère appliqué de ce type de recherches qui va permettre de répondre à des problématiques de leur quotidien.

Les chercheurs en écologie sollicitent également directement les citoyens et leur proposent, à l'aide de protocoles expérimentaux adaptés, de contribuer aux recherches académiques au travers de la collecte de données naturalistes et scientifiques en ville. En France, le programme pionnier STOC (suivi temporel des oiseaux communs) développé sous l'impulsion du Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN) a été mis en place en 1989 et a fait appel à des réseaux naturalistes. Ce programme de sciences participatives s'adressait donc à des experts et a ensuite été décliné pour d'autres modèles biologiques. Cette démarche a également été élargie au grand public qui a été invité à participer à la collecte de données pour les scientifiques. C'est le cas du programme « Sauvages de ma rue » qui s'intéresse à la flore spontanée présente en ville (chapitre 9). Ces programmes (regroupés sous Vigie-Nature) se sont multipliés en ville (Bourdons et Papillons dans les jardins, Propage et Florilège à destination des gestionnaires d'espaces urbains, Spipoll [chapitre 22]) en commençant par les espèces terrestres attractives

(oiseaux, papillons, pollinisateurs, plantes, escargots). Ils ont ensuite été élargis aux sols avec le suivi des vers de terre. Ces approches novatrices permettent de collecter un grand nombre de données, à de grandes échelles de temps et d'espace, ce qui ne serait pas faisable par les chercheurs seuls. C'est aussi une manière de s'ouvrir au grand public, de faciliter les échanges et, ainsi, de sensibiliser les citoyens à la nature et à la biodiversité en ville ainsi qu'à son observation. Les sciences participatives permettent également de mobiliser des savoirs individuels et locaux. Ces programmes mobilisent et diffusent de surcroît des connaissances en matière de biodiversité (listes d'espèces ou de taxons). Ces suivis peuvent également faire appel à des mesures simples (corolle de *Cymbalaria* sp.) ou à des observations phénologiques (Observatoire des saisons).

Un des enjeux actuels est de permettre la diffusion des connaissances scientifiques en écologie aux acteurs de la ville pour qu'elles soient intégrées dans la transformation urbaine. En effet, certaines actions, engagées par les élus ou des associations et qui impliquent des connaissances en écologie, ne reposent pas sur des fondements scientifiques ou reposent parfois sur une mauvaise interprétation des résultats de recherche. Ces actions relèvent souvent de projets « clés en mains » ou s'apparentant à des « kits biodiversité » médiatisés tels que les forêts de Miyawaki (chapitre 7), les bombes à graines, etc. Ainsi, consécutivement au déclin des pollinisateurs, observé par les scientifiques, deux fausses bonnes idées ont émergé et ont été développées par de nombreuses collectivités et associations. L'une d'elles a été de contrer la diminution des pollinisateurs en installant des ruches dans les villes sur les toits, dans les écoles et même parfois les universités. Loin d'améliorer la situation, cela peut avoir comme conséquence une diminution des pollinisateurs sauvages en raison d'une compétition avec l'abeille domestique pour les ressources florales. L'autre levier, actionné également par de nombreux acteurs, a été de procéder à l'installation d'hôtels à insectes censés favoriser la biodiversité et l'abondance des pollinisateurs en leur offrant des zones d'abris. Les études scientifiques récentes ne montrent pas d'effets positifs avérés de ces hôtels qui peuvent même parfois se révéler contre-productifs en ce qui concerne la biodiversité. En effet, il a été montré que ces dispositifs sont parfois utilisés par les espèces non natives et récemment introduites (chapitre 23). Ces actions peuvent aussi servir de prétexte pour communiquer sur la biodiversité en ville et sur la politique développée par les élus sans que des actions concrètes et réellement pertinentes en matière environnementale ne soient encouragées par ailleurs.

Afin de combler le déficit de savoirs et de savoir-faire écologiques auprès des décideurs politiques, des actions de transfert de connaissances à destination des acteurs de la ville sont désormais conduites par les chercheurs, sous différents formats. Ces actions peuvent s'inscrire dans des programmes de grande ampleur, conduits en synergie entre scientifiques et collectivités territoriales, en partenariat avec les universités et organismes de recherche. On peut par exemple citer le programme européen *Nature For City Life*, piloté par la région Provence-Alpes-Côte d'Azur⁹⁹, qui a mobilisé trois métropoles méditerranéennes sur le thème du développement et de la valorisation des infrastructures vertes et bleues (IVB) en tant qu'outils de résilience urbaine (c'est-à-dire pour diminuer la vulnérabilité et augmenter les capacités d'adaptation) face aux changements climatiques. Or, les IVB sont encore considérées par les aménageurs et les

99. Programme Nature For City LIFE - LIFE16 GIC/FR/000099. LPED-Région Sud Paca : www.nature4citylife.eu/.

élus comme une contrainte dans la planification urbaine et les projets d'aménagement. Combler le déficit de connaissances par des actions de sensibilisation et d'acquisition de connaissances concernant les services écosystémiques rendus par les IVB urbaines devient alors un enjeu majeur et s'inscrit dans les objectifs de la stratégie européenne d'adaptation au changement climatique. Des sites de démonstration sont créés dans les quartiers et des enquêtes sont conduites auprès des associations mobilisées sur le changement climatique et la nature en ville, associées à des représentants des habitants, afin de recueillir leurs savoirs, leurs représentations et leurs perceptions. Les porteurs des enjeux de la société civile sont également invités à participer à des ateliers pratiques et réflexifs, auxquels sont conviés des techniciens et des agents des collectivités associés à l'aménagement et aux renouvellements urbains, ainsi que des entreprises prestataires des travaux publics et des élus de collectivités. Les échanges portent aussi bien sur les domaines de la conception que de la mise en œuvre des TVB (rédaction des documents de planification stratégique). D'autres outils innovants sont développés pour communiquer, informer et sensibiliser sur le rôle multifonctionnel des IVB urbaines, par exemple des randonnées urbaines partagées entre acteurs de la ville. Ces initiatives visent à une meilleure appropriation d'une culture commune de la nature en ville et ont pour objectif de faire évoluer collectivement les nouveaux projets d'urbanisme.

Souvent organisé sur un temps court, le transfert de connaissances peut être sollicité par de multiples acteurs. Il est parfois proposé directement par le monde académique et les chercheurs ou enseignants-chercheurs lors de restitution de programmes de recherches (Barthelemy *et al.*, 2017) ou à l'inverse lorsque les acteurs du territoire sont commanditaires d'études à destination directe des formations universitaires et de leurs étudiants (par l'intermédiaire des écoles de terrain de master). D'autres institutions ou associations permettent lors de journées techniques l'acquisition de connaissances au moyen d'actions concrètes et transformatives (journée technique Plante et Cité, Hortis, Agence régionale de la biodiversité et de l'environnement, Cotec Biodiver'Cité Bordeaux Métropole, etc.). Ce sont alors les retours d'expériences et les propres terrains d'action des participants qui sont mobilisés pour acculturer les acteurs des territoires. Cet ancrage fort permet parfois une meilleure compréhension et prise en compte de l'écologie dans les futurs projets de territoire.

► S'impliquer dans les projets de territoire pour accompagner les acteurs dans la mise en pratique de la biodiversité urbaine

En parallèle à ce transfert des connaissances, le chercheur écologue peut également interagir directement avec les acteurs urbains dans une volonté de contribuer à l'action ou d'accompagner l'évolution des pratiques. Il peut ainsi prendre part à la dynamique de projets publics ou privés de territoire, et aider à leurs déploiements suivant différentes modalités de participation et de collaboration avec les acteurs urbains : mission de conseils, d'expertise, d'évaluation, de suivis et d'expérimentations scientifiques, etc. Ces synergies et espaces de dialogue avec la science sont de plus en plus recherchés par ces acteurs qui ont envie d'agir en faveur de la biodiversité, mais qui n'ont pas toujours les clés au regard des problématiques qui se posent sur leur territoire.

Dans le cadre de missions de conseils, le chercheur peut être amené à accompagner les acteurs dans la définition de l'ambition écologique d'un projet d'aménagement. Cet aspect reste souvent un impensé des projets qui sont généralement centrés sur les

requalifications d'usage et du cadre de vie. Il s'agit dès lors de préciser une commande dans sa dimension écologique et de définir avec eux les enjeux en matière de biodiversité. Le chercheur peut, du fait de ses connaissances, aider les acteurs urbains à réfléchir de manière plus globale à une stratégie en faveur de la biodiversité et les conseiller au regard des problématiques posées par le projet. Cette stratégie peut alors être discutée et articulée avec les autres problématiques environnementales – voire sociales – que le projet peut soulever. C'est ce qui s'est passé dans le cadre d'un projet de revégétalisation de la toiture d'un réservoir d'eau potable à Marseille entre des chercheurs en écologie, des paysagistes concepteurs et les personnes de la Société des eaux de Marseille Métropole en charge du projet. Ils souhaitaient favoriser l'accueil et le développement de la biodiversité tout en améliorant la qualité du paysage proposée par le toit du réservoir (Marco *et al.*, 2020). Une stratégie combinant biodiversité et paysage a pu être définie et mise en œuvre collectivement.

Toutefois, une difficulté à laquelle le chercheur est régulièrement confronté dans le dialogue avec les acteurs urbains, est l'approche souvent réductrice de la biodiversité d'un grand nombre d'entre eux, notamment privés. La biodiversité est le plus souvent considérée comme un catalogue d'espèces animales ou végétales, ou d'espèces emblématiques à protéger ou comme un chiffre nécessairement simplificateur (diversité spécifique ou richesse en espèces, par exemple). La dimension fonctionnelle de la biodiversité, c'est-à-dire l'identité des espèces et la prise en compte des relations entre elles et qui assurent un ensemble de fonctions au sein de l'écosystème (recyclage de la matière organique, pollinisation, etc.), est quant à elle souvent mise de côté par les personnes impliquées dans les projets d'aménagement. Par exemple, les actions de végétalisation qui ont été conduites ces dernières décennies en ville se sont souvent réduites au simple verdissement des espaces, limitant fortement leurs portées fonctionnelles, les services écosystémiques associés et leur durabilité. Dans d'autres configurations de projets, la biodiversité est mise en pratique par le biais de liste d'espèces à intégrer ou à exclure d'un projet d'aménagement, par exemple les « espèces allergisantes », voire par le prisme de recommandations normatives pour l'obtention d'un label biodiversité dans le cadre de projets immobiliers.

Ces outils, bien qu'initialement envisagés pour faire évoluer les pratiques des aménageurs, sont souvent mal utilisés en situation de projet et conduisent parfois à des assemblages d'espèces qui ont peu de pertinence fonctionnelle. Par ses connaissances et son expertise, le chercheur peut aider les acteurs urbains à ajuster ces cadres normatifs pour une meilleure traduction opérationnelle de la biodiversité. Mais lors de ces projets, le chercheur est confronté à un autre aspect, celui de la gestion sur le temps long de la biodiversité. Dans bien des cas, ils envisagent peu ou n'envisagent pas l'accompagnement de la biodiversité au-delà du projet d'aménagement. Quand l'accompagnement est prévu, les modalités de gestion se déclinent souvent de manière standardisée quel que soit le projet, ce qui est généralement peu pertinent pour la biodiversité et encore moins si on se place du point de vue de sa dynamique. Les connaissances écologiques plus complexes apportées par le chercheur permettent de questionner les pratiques des gestionnaires à l'œuvre et de proposer d'autres manières d'accompagner les dynamiques du vivant sur les moyen et long termes. Ce type de collaboration chercheur-acteur est essentiel, car si la gestion différenciée a bien évolué dans les services espaces verts des villes, l'évolution des pratiques d'entretien auprès des acteurs privés doit encore progresser.

Le chercheur en écologie urbaine peut être consulté dans des situations de projet d'aménagement urbain où les connaissances naturalistes sur les sites de projet sont incomplètes, voire absentes. En effet, que ce soit d'un point de vue botanique ou zoologique, les naturalistes qui ont une connaissance experte de la biodiversité ont trop peu porté leur attention sur les flores et les faunes urbaines. La flore urbaine, partiellement anthropogène, est considérée comme constituée de taxons à large aire de distribution et d'indigénats non statués. Cependant, en France, sur le millier de taxons protégés, deux espèces (la gueule-de-loup tortueuse *Antirrhinum majus* L. subsp. *tortuosum* et la canne de Pline *Arundo plinii* Turra *sensu lato*) sont strictement inféodées au milieu urbain. Une troisième, l'angélique des estuaires (*Angelica heterocarpa* J. Lloyd) est liée à des milieux fortement anthropisés. Lorsqu'il s'agit d'espèces protégées et afin d'assurer la conservation ou le rétablissement dans un état de conservation favorable, un plan national d'actions (PNA) peut être mis en place. Il a pour objectif la mise en œuvre d'actions coordonnées, d'information auprès des acteurs et du public, et doit faciliter l'intégration de la protection de ces espèces dans les activités humaines ainsi que dans les politiques publiques. Dans ce cadre, en fonction du contexte, si l'aménageur n'est pas informé ou s'il ignore la présence d'une espèce protégée, l'État peut le contraindre à respecter la réglementation. Les services de l'État, par l'intermédiaire du Conseil national de la protection de la nature (CNP) et des Directions régionales de l'environnement, de l'aménagement et du logement (Dreal) peuvent solliciter des études scientifiques afin de promouvoir les connaissances nécessaires à la conservation de l'espèce et formuler des recommandations. C'est ce qui s'est passé, il y a quelques années, sur la communauté d'agglomération de Fréjus-Saint-Raphaël qui abrite une espèce rare et protégée *Arundo plinii sensu lato* (aujourd'hui *Arundo donaciformis* Hardion *et al.*). Pendant plusieurs décennies, son statut d'espèce protégée ne fut pas respecté lors de l'aménagement urbain, ce qui a conduit à la régression de la moitié de la superficie de ses populations. La demande officielle de la ville, de déplacement et de destruction de populations, présentée au CNPN a alors conduit à son rejet. Un manque de connaissances scientifiques théoriques sur les espèces présentes (limites taxonomiques et répartitions), et pratiques relatives à la gestion à mettre en œuvre, ont conduit le CNPN et la Dreal à suspendre plusieurs travaux d'aménagements urbains en cours. Sur demande du CNPN, la Dreal a sollicité l'expertise des scientifiques de l'université d'Aix-Marseille afin de suivre scientifiquement les transplantations déjà entreprises, et surtout de produire les connaissances nécessaires à la conservation de l'espèce dans un contexte urbain (Vila *et al.*, 2016).

► Former académiquement les acteurs de la ville à la biodiversité urbaine pour une meilleure compréhension de la complexité du vivant

La formation académique des acteurs de la ville est un autre aspect auquel le chercheur en écologie peut prendre part.

Dans les dispositifs de formation initiale dispensés dans les universités, les étudiants étaient principalement formés de façon disciplinaire. En effet, depuis les débuts de la science écologique, les dynamiques du vivant étaient appréhendées dans les écosystèmes les plus naturels possibles. Les chercheurs se sont appliqués à étudier, comprendre, décrire, conserver, les communautés non humaines et leurs dynamiques dans les milieux naturels. Dans bien des cas, l'humain était sorti du système pour

n'être appréhendé que comme un facteur «exogène» et comme générateur de perturbations. Se tourner vers l'écologie urbaine a donc nécessité un changement de paradigme, en appréhendant l'humain selon une dimension relationnelle au vivant, une adaptation des méthodologies des sciences écologiques et une «ouverture» vers les sciences humaines et sociales. Il en résulte qu'il existe peu de formations pluridisciplinaires embrassant simultanément les sciences de la nature et de la vie et les sciences humaines et sociales (chapitre 4).

Des formations adaptées à la compréhension des mécanismes à l'œuvre en ville sont assez récentes et en voie de développement, mais restent encore minoritaires. Cependant, le tropisme des étudiants vers les milieux naturels reste important surtout dans les territoires ancrés dans des espaces de nature préservée. Ainsi, il est parfois compliqué d'attirer les étudiants vers des milieux plus anthropisés aux dynamiques complexifiées par les usages humains. Pourtant, il est important d'arriver à former des écologues en mesure d'interagir avec les acteurs pluriels de la ville pour en faire de futurs acteurs mobilisables dans les dynamiques de la fabrique urbaine. C'est dans ce cadre qu'une initiation ou une formation aux sciences humaines et sociales (géographie, sociologie, urbanisme, etc.) est indispensable pour les écologues de l'urbain. De la même façon, il est alors important et primordial que les parcours en urbanisme, en paysage et en architecture s'écologisent et appréhendent le fonctionnement et les dynamiques des écosystèmes urbains dans l'apprentissage de projets d'aménagement. Il est aujourd'hui nécessaire d'envisager en ville un gradient de solutions d'amplitude variable dans l'aménagement et la gestion, allant de l'espace entièrement aménagé, entretenu et artificialisé, à l'espace en libre évolution. Savoir conserver l'existant est un objectif à faire percoler dans les formations. Il est aussi possible de ménager l'existant afin de concevoir des écosystèmes originaux, répondant aux attentes des habitants et des usagers en prenant en compte le rôle fonctionnel des organismes vivants, afin de limiter l'assistance technique et l'énergie nécessaire à leur maintien. En effet, le végétal ne doit plus être considéré comme un mobilier urbain qui vient verdifier les villes par sa présence, il est essentiel de l'appréhender par ses fonctionnalités et notamment en tant que support aux dynamiques écologiques ou animales dans le cadre des services écosystémiques et dans un objectif de durabilité des écosystèmes.

En parallèle de ces formations académiques classiques dispensées au sein des universités et des écoles, il existe des formations diplômantes qui s'adressent aux personnes en poste ou en reconversion au travers de diplômes d'université (Desu) ou des formations du Centre national de la fonction publique territoriale (CNFPT). Le CNFPT est un établissement public dont les missions de service public sont multiples, mais la formation en est un axe fort. Il accompagne les collectivités territoriales et leurs agents dans leurs missions et les évolutions de leurs carrières. Ces formations qui mobilisent à la fois des universitaires et des personnels du monde socio-économique vont, pour certaines, permettre une mise à niveau en écologie, tant au niveau théorique que pratique. Elles permettent sur des temps courts de compléter les connaissances et d'élargir les champs de compétences. Pour compléter ces approches, entre la formation académique et le transfert de savoirs, on assiste depuis quelques années au développement d'outils numériques tels que les MOOC (*Massive Open Online Course*) et les webinaires. Ces outils en libre accès par l'intermédiaire de plates-formes (contenu pédagogique multiple, vidéos, documents rédigés, QCM, etc.) viennent compléter le panel de dispositifs de formation. Sur le thème de la nature en ville, on peut par

exemple citer le MOOC *Nature For City life* (Bertaudière-Montès *et al.*, 2022) qui a pour objectif de livrer une synthèse des connaissances scientifiques pluridisciplinaires des services écosystémiques rendus par la nature en milieu urbain, ainsi qu'un regard pluriel, pour une meilleure maîtrise des techniques d'intégration de la nature dans les projets urbains. Il en existe cependant bien d'autres, comme celui sur la TVB dispensé par *Tela Botanica*. Ces formations à distance permettent de rendre plus facilement accessibles à un grand nombre d'acteurs de la ville des connaissances détachées d'une formation sur un site géographique unique et sur le temps long. Ce type de formation permet aux apprenants d'avancer à leur rythme, mais implique une difficulté des apprenants à dialoguer entre eux et avec les intervenants, excepté au moyen du forum de questions et d'échanges entre les apprenants.

Il ressort de ce retour d'expériences sur la biodiversité urbaine « en pratique » que les rapports entre tous les acteurs, la transmission et le partage de leurs connaissances réciproques sont essentiels pour une meilleure intégration de la biodiversité dans les dynamiques urbaines. Si d'un côté les acteurs urbains présentent des difficultés à se saisir de la notion de biodiversité, les chercheurs et enseignants-chercheurs de l'écologie doivent pour leur part s'approprier davantage l'urbain. Il est indispensable qu'ils s'acculturent aux dynamiques urbaines à la fois dans les dimensions géographique, urbanistique, politique, économique et sociale. En effet, il ressort de cela que le chercheur souffre souvent d'un manque de connaissances de la complexité des mécanismes mis en jeu. Dès lors, son acculturation ne peut se faire que par une coconstruction de projets de recherche avec les partenaires opérationnels, et ceci au terme d'un processus d'acculturation plus ou moins long selon les situations et les volontés. Les retours d'expérience montrent comment les acteurs de la ville enrichissent et complexifient les réflexions des chercheurs sur les contraintes techniques de l'aménagement, les politiques publiques envisagées dans le cadre d'enjeux économiques et sociaux, ainsi que les rouages politiques. Les chercheurs en écologie intègrent désormais les usages et les pratiques liées au fonctionnement urbain, sans paraître déconnectés des enjeux socio-urbanistiques et de leur complexité, grâce à une meilleure identification des leviers sur lesquels ils peuvent agir et à une lecture plus fine des politiques publiques et de leur mise en œuvre, ainsi que des modalités d'action des acteurs privés.

Un premier point crucial dans ce débat est que lorsque les chercheurs en écologie deviennent expérimentés dans l'approche pluridisciplinaire et intersectorielle, ils peuvent former les acteurs de la ville de manière concrète aux enjeux de biodiversité ancrés dans les territoires. Le chercheur s'implique alors dans l'action publique et privée et devient un acteur du territoire à part entière. Si l'interaction avec les acteurs opérationnels est réelle et est mise en œuvre « naturellement », celle avec les acteurs politiques reste encore problématique. Une des limites se trouve dans le portage politique qui n'est souvent pas à la hauteur des enjeux écologiques, les réponses apportées étant trop souvent partielles et limitées dans le temps. Il existe également entre chercheurs et acteurs de la ville des problèmes de convergences et de temporalité sur les enjeux de leurs missions respectives. Les politiques auront une urgence à agir en lien avec leur mandat, alors que les actions du chercheur s'inscrivent souvent sur un temps long : faire avancer la science *versus* obtenir des réponses concrètes et immédiates à des problématiques de gestion et d'aménagement. De la même façon, les attendus, les rendus, les évaluations et les pressions de la « hiérarchie » ne sont pas les mêmes pour ces deux types d'acteurs. Toutefois, il est important que les acteurs

de la ville comprennent que la plus-value d'un partenariat entre chercheur et collectivité territoriale réside notamment dans l'innovation, la recherche et la formation que leur apporte le contrat de collaboration, ce qui diffère notamment des missions des bureaux d'étude, missions que les acteurs urbains projettent souvent sur les chercheurs. Le constat est néanmoins à nuancer, car il existe à ce niveau une grande disparité territoriale. L'acculturation des politiques à l'écologie est enclenchée et s'avère indispensable, mais reste encore complexe (neutralité, temporalité, etc.). Échanger sur les processus écologiques et expliquer le fonctionnement des écosystèmes, dont les élus ont une vision souvent sommaire, est nécessaire. Les acteurs politiques s'inscrivent aisément dans des effets de mode médiatisés (fausses bonnes idées) sur lesquels il est plus facile de communiquer à court terme. Pour une meilleure prise en compte de l'écologie et de ses processus dans l'aménagement et la gestion, il est indispensable de former tous les acteurs, et tout particulièrement les élus.

Encadré 34.1. Le parc urbain des Papillons (PUP), un programme hybride de recherche et de formation de l'écologie vers l'aménagement du territoire

En 2012, le PUP est né d'un questionnaire scientifique sur l'homogénéisation biotique et les continuités écologiques. Les chercheurs du Laboratoire population-environnement-développement (LPED) ont proposé la création d'un site expérimental au sein de la ville de Marseille afin d'évaluer si une plus grande disponibilité en ressources (plantes nectarifères et plantes hôtes) permettrait d'améliorer la biodiversité des papillons en ville. Dans cet objectif, les chercheurs se sont tournés vers les gestionnaires de ville pour obtenir un site fermé au public dans lequel ils pourraient procéder à des aménagements et plantations et en assurer la gestion. Grâce à ce dispositif, il est ainsi possible de suivre l'évolution des communautés de lépidoptères rhopalocères en ville au cours du temps. Dans un objectif de diffusion et d'ouverture, la mise en place du site expérimental a fait l'objet de collaborations multiples entre scientifiques, artistes, lycée professionnel et associations naturalistes et universitaires (Deschamps-Cottin *et al.*, 2019). Ce dispositif a un autre objectif : favoriser les connaissances et les interactions des citoyens avec la nature. Ainsi, l'élaboration collaborative du dispositif a conduit à repenser les pratiques de gestion afin de favoriser le rétablissement de la biodiversité urbaine, ainsi qu'à conjuguer ce dispositif dans le cadre d'une formation participative et de la médiation des sciences du vivant avec un large public (gestionnaires de l'environnement, étudiants, scolaires et grand public).

Les résultats sont prometteurs, que ce soit du point de vue de la recherche ou de la formation. En 2010, avant l'aménagement, seulement 17 espèces de papillons ont été recensées alors qu'on en comptait 34 en 2020. L'installation de plantes nectarifères et de plantes hôtes a permis le retour ou la venue de nouvelles espèces comme le citron de Provence, le Robert le diable, le thécla du kermès ou encore l'azuré de Lang, dont certaines sont typiquement méditerranéennes (Deschamps-Cottin *et al.*, 2023). En ce qui concerne la formation, l'intégration de la visite de ce parc au sein du cursus universitaire fait monter en compétences les étudiants sur les connaissances naturalistes, l'écologie de terrain et la démarche scientifique expérimentale. Des étudiants en stage de master apportent d'autres questionnements scientifiques et compétences qu'ils partagent lors de visites guidées en accompagnant des publics variés, comme les gestionnaires ou les citoyens. En retour, les agents techniques réfléchissent en quoi cette expérimentation est transposable aux modes de gestion des parcs dont ils sont responsables et échangent sur leurs pratiques.

Encadré 34.1. (suite)

Afin de pérenniser le dispositif et de le répliquer, un Wiki* (site web collaboratif) a été créé. L'objectif est de porter à connaissance les enjeux et la démarche de ce dispositif afin d'accompagner le développement de nouveaux sites et d'identifier des équipes projet (alliant scientifiques, gestionnaires et formateurs) sur d'autres lieux urbains. Nous avons mis en ligne les ressources disponibles associées pour sa répliquabilité. Ainsi, le PUP (figure 34.2) est un exemple concret d'un dispositif efficace en faveur de la biodiversité urbaine dont les travaux scientifiques menés sont exposés et diffusés auprès du grand public, des gestionnaires et de la communauté scientifique.



Figure 34.2. A : vue d'un massif du PUP; B : QR Code du site web collaboratif; C : capture et identification lors des suivis d'étudiants (crédits : A-B, Magali Deschamps-Cottin; C, Louise Seguinell).

* <https://lped.info/PUP/?PagePrincipale>.

Un second point crucial dans le débat relatif à la prise en compte de la biodiversité dans le milieu urbain est la place qui lui est donnée dans le débat politique et l'importance qui lui est accordée par la société. Comprendre les processus et les fonctionnements écologiques de la biodiversité en ville et les inclure dans les politiques publiques se confrontent aujourd'hui à une autre problématique écologique beaucoup plus médiatisée : l'urgence climatique. En effet, le changement climatique est connu et prévu depuis plusieurs décennies. Il est aujourd'hui omniprésent dans le débat public et commence à se traduire dans les politiques publiques. Face à l'importance des canicules

et autres épisodes climatiques extrêmes, aux effets visibles à la fois sur les populations humaines, les écosystèmes ou l'économie, les effets du changement climatique ne peuvent plus être ignorés. La hiérarchisation sociétale de ces enjeux place souvent l'urgence climatique avant celle liée à l'érosion de la biodiversité. Or, ces deux enjeux ne peuvent être désolidarisés, car l'adaptation des villes et les mesures d'atténuation du changement climatique s'accompagnent nécessairement de la pérennisation, voire de l'optimisation, des services rendus par les écosystèmes, étroitement liée à leur fonctionnement et à leur diversité spécifique. Sachant que les processus écologiques de maintien de la biodiversité sont désormais bien connus, la mobilisation des connaissances en écologie urbaine et la consultation des écologues apparaissent comme des leviers essentiels pour éclairer les décisions politiques de la fabrique urbaine.

► Références citées

- Barthélémy C., Bertauière-Montes V., Consales J.N., Deschamps-Cottin M., Lizée M.H. *et al.*, 2017. *Petit atlas d'une ville nature – Jardins urbains et cultures buissonnières à Marseille*, Marseille, éditions WildProject, 139 p.
- Bertauière-Montès V., Barthélémy C., Biehler A., Consales J.N., Deschamps-Cottin M. *et al.*, 2022. MOOC Nature For City Life – Which nature city do you live?, cours initial et de perfectionnement, <https://moocnatureforcitylife.eu/>.
- Clergeau P., Blanc N., 2013. (coord.). *Trames vertes urbaines. De la recherche scientifique au projet urbain*, Gentilly, Éditions du Moniteur, 339 p.
- Deschamps-Cottin M., Jacek G., Seguinell L., Le Champion C., Robles C. *et al.*, 2023. A 12-year experimental design to test the recovery of butterfly biodiversity in urban ecosystem: lessons from the Parc Urbain des Papillons, *Insects*, 14(10):780, doi:10.3390/insects14100780.
- Deschamps-Cottin M., Vila B., Robles C., 2019. Le parc urbain des papillons : un dispositif collaboratif de recherche, formation et diffusion des connaissances sur la biodiversité urbaine, *Éducation relative à l'environnement*, 15(1), doi:10.4000/ere.4601.
- Marco A., Vesco F., Magnon A., Mure V., Bertauière-Montès V., *et al.*, 2020. Revégétaliser une toiture en faveur de la biodiversité et du paysage, le cas du réservoir d'eau potable Lacédémone de Marseille, in colloque *Rever – Restaurer et s'enraciner*, 23 au 25 juin 2020, Gap.
- Salomon Cavin J.; Granjou C. (dir.), 2021. *Quand l'écologie s'urbanise*, Grenoble, UGA Éditions, 386 p.
- Vila B., Barthélémy C., Consales J.N., Hardion L., Lefèbvre J. *et al.*, 2016. La canne de pline à Fréjus : préserver l'héritage antique, in Barles S., Blanc N. (éd.), *Écologies urbaines : le terrain*, Economica (coll. Villes), 303-323.

Chapitre 35

De l'écologie urbaine à l'urbanisme écosystémique

Philippe Clergeau, Eduardo Blanco

Les composantes abiotiques (caractéristiques physico-chimiques) et biotiques (éléments vivants) qui gouvernent le fonctionnement de tout territoire doivent être intégrées dans la planification de l'espace. En particulier, ce principe doit guider le mode d'urbanisation, ce qui implique de repenser fondamentalement le projet urbain. Il ne s'agit plus de le centrer uniquement sur les êtres humains et leurs interactions avec leurs semblables ainsi que sur l'environnement bâti, mais plutôt de l'enraciner dans des relations multifonctionnelles plus diversifiées. Ainsi, les espaces non bâtis prennent une importance égale à celle des espaces bâtis, plaçant l'écologie au même niveau que l'architecture.

En introduisant la nature dans la ville, nous modifions profondément le paradigme de ce qu'est une ville. En nous appuyant sur le fonctionnement de la biodiversité et sur les services écologiques (voir chapitre 27, notamment en ce qui concerne les régulations climatiques et sanitaires) tout en opérant un changement d'échelle, nous disposons déjà d'outils pour envisager la ville de demain. Bien que cette approche puisse sembler d'abord trop axée sur des aspects biotechnologiques, elle conduit rapidement à des réflexions indispensables sur les notions d'usage, de perception, de patrimoine et de sobriété, qui peuvent redéfinir les méthodes de conception urbaine¹⁰⁰.

► La qualité de la biodiversité est gage de durabilité des systèmes

La qualité de la biodiversité joue un rôle central dans le fonctionnement des écosystèmes et dans les services qu'ils fournissent. La biodiversité est la diversité des gènes, des espèces et des écosystèmes, ainsi que les relations des espèces entre elles et avec leur biotope. Il s'agit donc de parler non seulement de richesse en espèces, mais aussi de leurs fonctions dans l'écosystème.

Actuellement, les pertes de biodiversité, et les changements dans l'environnement qui en découlent, sont plus rapides qu'à aucune période de l'histoire de l'humanité (Barnosky *et al.*, 2011). L'érosion de la biodiversité pose alors la question de la pérennité des fonctionnements écologiques et des services qu'ils fournissent aux humains. Sa qualité est au centre des questions environnementales, de climat et d'énergie, d'agriculture et d'alimentation, d'eau et de gestion durable des ressources, mais aussi de santé et de bien-être.

100. Ce chapitre reprend certains passages de Clergeau (2021) et Blanco et Clergeau (2022).

Dans cette dynamique, les villes, du fait même qu'elles occupent de plus en plus d'espaces, se doivent de jouer un rôle dans la conservation de la biodiversité, au même titre que la foresterie ou l'agriculture, qui doivent intégrer des actions de préservation des espaces et des espèces. Les grandes agglomérations devraient donc s'impliquer systématiquement dans la protection et la conservation de leur patrimoine naturel.

Cependant, la ville a toujours été un refuge pour les humains, notamment pour les protéger d'une nature perçue comme dangereuse (Terrasson, 1991). Jusqu'alors, il n'y avait donc aucune place pour la biodiversité urbaine, ou si peu. Même aujourd'hui, pour certains taxons, les espèces sauvages locales sont moins présentes en ville que les espèces horticoles ou domestiques. Or, la biodiversité urbaine, lorsqu'elle est fonctionnelle, permet à la ville de se rapprocher d'un fonctionnement écosystémique. Une fleur sur un balcon est un simple être vivant placé là pour son esthétique, ce n'est pas de la biodiversité fonctionnelle. En revanche, si une abeille vient la butiner, elle entre alors dans un processus écologique (la pollinisation) et elle s'intègre au système écologique. De même, le chat, espèce domestique par excellence, lorsqu'il est enfermé dans un appartement, n'est qu'un élément familier parmi d'autres, mais lorsqu'il sort, par son comportement de prédateur, il fait partie du processus écologique qu'est la chaîne alimentaire, et intègre la biodiversité urbaine fonctionnelle.

Un des objectifs de l'écologie urbaine est de comprendre et de définir les conditions d'émergence de systèmes fonctionnels, sinon équilibrés. Le fonctionnement de l'écosystème urbain doit s'approcher d'un fonctionnement « naturel » avec les processus écologiques qui le caractérisent (chaînes alimentaires, mutualisme, dispersion, etc.). Prendre en compte cette idée de biodiversité fonctionnelle implique une réflexion sur les espèces elles-mêmes. Lesquelles favoriser ? Lesquelles éloigner ? Quelles places respectives donner aux espèces spontanées, sauvages, et aux espèces domestiques ou cultivées ?

Cette idée implique également une réflexion sur les espaces concernés. En effet, il s'agira de se placer non seulement au niveau de sites particuliers, mais aussi à une échelle globale. Une approche fonctionnelle doit, en effet, être envisagée à tous les niveaux d'un territoire, alors qu'aujourd'hui le virage n'est souvent bien pris qu'à l'échelle locale, pour la gestion de parcs et de jardins, et non à l'échelle de l'agglomération urbaine.

Les pratiques de gestion des espaces verts urbains ont changé en appliquant des démarches plus écologiques, plus différenciées en fonction des usages. Avec l'abandon de l'utilisation des pesticides, des choix d'espèces plus locales, et des gestions de l'eau plus économes, on assiste à une installation de nombreuses espèces nouvelles dans la ville (voir l'exemple des poissons, chapitre 19). La présence de nouveaux végétaux spontanés et de leur cortège d'insectes procure ainsi des ressources indispensables à l'établissement de nouveaux prédateurs. On reconstruit des chaînes alimentaires nécessaires à la stabilité des systèmes. Même si la nature en ville ne sera jamais celle de zones plus « naturelles », plus on se rapproche d'un fonctionnement écologique complexe, plus le milieu sera résistant aux pollutions, invasions biologiques et autres agressions environnementales. Ainsi, un jardin avec beaucoup d'espèces complémentaires, dont des espèces locales, verra se reformer des horizons de sol grâce aux dépôts plus importants de matières organiques, et un sol mieux travaillé par une microfaune – dont les vers de terre –, qui sera aéré, plus riche en nutriments et moins sujet à la dessiccation. D'ailleurs, nous assumons l'idée que des espaces verts plus naturels demandent moins de gestion sur le long terme, et donc moins de main-d'œuvre et de coûts d'entretien.

Pouvoir bénéficier d'un système écologique plus résilient veut dire le rendre capable de résister aux perturbations, sans atteinte, grâce à son fonctionnement, aux interactions entre espèces, aux services produits, et ceci même lorsque les conditions évoluent rapidement (du fait du changement climatique, par exemple). Cependant, cette capacité de résilience est étroitement liée à la durabilité du système que l'on met en place. Par exemple, on peut continuer à planter des platanes partout. Ils répondent à plusieurs besoins pour le citoyen (ombrage, rafraîchissement de l'air, dépollution, esthétique, souvenir d'enfance, etc.) et en plus, ils sont très résistants aux manques d'eau et aux pollutions. Mais il est facile de comprendre la fragilité d'un système composé d'une seule espèce face à l'arrivée de ravageurs ou pathogènes de cette espèce.

À une échelle globale, les recherches et les prises en compte de la biodiversité, surtout urbaine, en sont à leurs débuts. Envisager la biodiversité à l'échelle des territoires, c'est prendre en compte les possibilités de déplacement des espèces qui permettent d'assurer la viabilité de populations dans les habitats fragmentés (Clergeau, 2007). La nécessité d'existence de corridors écologiques (figure 35.1), qui relient des habitats réservoirs de biodiversité entre eux, a bien été démontrée en milieu agricole (Hilty *et al.*, 2012). Un travail restait à faire en milieu urbain où les effets barrières, causés par la matrice bâtie et imperméabilisée, sont forts. Un animal peut traverser un champ même si cela n'est pas son habitat. Il ne peut pas traverser une barre d'immeuble. En ville, il n'y a pas souvent d'équivalents aux haies et chemins creux ruraux pour assurer les liaisons écologiques.

Cette question a été à l'origine d'un programme pluridisciplinaire de recherche (programme ANR « Trames vertes urbaines » ; Clergeau et Blanc, 2013). Le premier volet a consisté à mieux décrire une biodiversité urbaine encore peu connue. En milieu urbain, hormis les oiseaux, les papillons et les végétaux, trop peu de travaux précisaient ce qu'étaient la faune du sol ou de l'air, la flore spontanée, etc. Le programme a ensuite eu pour objectif de mieux comprendre les relations entre caractéristiques environnementales urbaines, activités humaines et réponses des espèces. En particulier, l'influence du climat sur la biodiversité urbaine a été précisée. On sait que les végétaux répondent différemment en ville, et plus précisément au phénomène d'îlot de chaleur, par exemple en modifiant leur phénologie (débourrement et floraison précoces, chute des feuilles anticipée, etc.). On sait aussi que les oiseaux sont, selon les espèces, plus ou moins précoces dans leur reproduction en ville qu'en campagne proche.

Les changements climatiques font émerger de nouvelles questions, notamment au regard du déplacement des aires de distribution des espèces qui glissent progressivement vers le nord. Ainsi, les oiseaux ou les papillons, par exemple, montrent des tendances significatives à se reproduire dans des zones plus septentrionales qu'avant (Huntley *et al.*, 2008 ; Lenoir et Svenning, 2015). Face aux dispersions différenciées entre territoires ruraux et urbains, les grandes villes très denses jouent un rôle de barrières infranchissables aux dispersions régionales, au moins pour les espèces moins mobiles. À cette échelle régionale, la création ou la préservation de trames vertes est donc indispensable pour permettre aux espèces de mieux circuler à travers les grandes mégapoles, au moins dans les périphéries.

Prendre pleinement en compte une biodiversité urbaine, c'est donc se poser des questions aussi bien à l'échelle du parc ou du jardin qu'au niveau du quartier ou de la métropole.



Figure 35.1. De nombreuses formes d'agriculture urbaine en pleine terre, comme la permaculture, participent à l'installation de biodiversité et peuvent constituer des corridors écologiques jusque dans la ville (crédits : Philippe Clergeau).

► Qu'est-ce qu'un urbanisme plus écologique ?

Réduire de manière consistante la pression écologique globale exercée par les humains, d'une part, et prendre en considération le désir des citoyens de verdir la ville, d'autre part, devraient nous pousser à imaginer un nouveau paradigme repensant en profondeur nos modes d'urbanisme et de transformation des milieux. La question de la recherche de compromis entre densification urbaine et présence de nature en ville commence à toucher de plus en plus les urbanistes, architectes et paysagistes qui vont intégrer les préoccupations écologiques (économie d'énergie, gestion des déchets, etc.) dont biodiversitaires.

Les différentes échelles abordées précédemment pour prendre en compte le fonctionnement d'une biodiversité urbaine se conjuguent bien évidemment aussi pour végétaliser la ville de façon cohérente. Il s'agit de réfléchir le non-bâti dans toute sa diversité pour en faire un élément structurant de la morphologie urbaine et du mieux vivre en ville (Clergeau, 2020). Les espaces verts et les bâtiments, objets du paysagiste et de l'architecte, sont au cœur d'une ingénierie écologique locale, mais leur intégration dans un maillage à l'échelle de la ville devrait être tout aussi fondamentale.

On a longtemps végétalisé les bâtiments essentiellement pour améliorer l'infiltration des eaux pluviales. Mais, il y a une quinzaine d'années, l'idée a émergé d'utiliser cette pratique pour d'autres services, comme le tamponnage thermique et sonore, et le développement d'une biodiversité. S'il est clair qu'actuellement la conception des bâtiments végétalisés tient davantage compte de l'agrément pour les citoyens que de l'intérêt pour la biodiversité, ils contribuent néanmoins à redonner une autre image de la ville. Le pas peut sembler petit pour passer du tout minéral, à des formes de végétalisation plus fonctionnelles, intégrant par exemple des espèces locales, mais il est encore trop peu franchi, car il bouleverse aussi les cultures professionnelles, pépiniéristes inclus. Les travaux et expérimentations sur la végétalisation des toitures sont nombreux, et les solutions semblent aujourd'hui bien définies (profondeur du substrat, multiplication des strates, etc.) pour permettre un aménagement de la

cinquième façade combinant approche esthétique, approche technique – atténuation des températures, rétention d'eau – et bonne intégration de la biodiversité. La question des murs végétalisés est plus épineuse. Il n'y a que deux principaux modèles de murs que l'on maîtrise à peu près : ceux constitués de plantes grimpantes, qui trouvent leurs ressources en eau et nutriment dans le sol, et ceux constitués d'espèces de type falaises poussant sur des feutres intégrés aux éléments de construction (Madre *et al.*, 2015) ; ces derniers systèmes sont coûteux et ne sont pas toujours autonomes vis-à-vis de l'eau, si bien que leur empreinte écologique est conséquente. Il y a là tout un domaine de recherche en émergence (Lagurgue, 2023).

L'intégration de ces spots de nature sur les toitures et sur les murs des villes denses pourrait permettre d'établir des relais entre les espaces verts plus classiques comme les jardins publics et privés, les potagers, les espaces verts de détente, les bords de fleuve, les chemins plantés ou les jardins de lotissements qui se situent, eux, davantage en périphérie des cœurs de ville. Néanmoins, si l'idée de continuités vertes au sein de la ville peut inclure diverses formes au sol, elle doit à tout prix privilégier le plein sol (Mayrand et Clergeau, 2018). Si nous insistons sur la nécessité de mettre en place des formes de végétalisations complémentaires et écologiques, c'est qu'elles sont la seule base efficace d'installation de toute une faune qui pourra y trouver nourriture, espaces de reproduction et abris.

Parallèlement, il y a une vraie réflexion à mener sur la densification urbaine, qui offre deux visages contradictoires. D'un côté, la ville soutenable a été définie, notamment par l'Europe, comme une ville dense dans laquelle on limite l'expansion pour éviter de grignoter sur le rural et de devoir étendre les réseaux de transport ou d'énergie. D'un autre côté, la ville très dense, qui est très mal acceptée par les Occidentaux, est génératrice de conflits sociaux. Il y a donc un compromis qui est délicat à trouver et qui concerne directement la place dévolue à la nature dans nos cités. De nouvelles formes d'espaces verts, gérés selon de nouvelles pratiques sont à imaginer. Au lieu du trop classique parc, d'un seul tenant, entouré de grilles et fermé la nuit, on pourrait privilégier des espaces de nature plus diffus sous la forme de microsites végétalisés omniprésents qui constitueraient un maillage vert plus solide, et qui rapprocheraient beaucoup plus étroitement le citoyen d'éléments de nature sans obérer toute démarche de densification. Nous affirmons qu'il est possible de concevoir la ville de demain sur cette organisation territoriale en partant de la topographie du terrain, des contraintes de réseaux techniques et des couloirs de biodiversité pour agencer ensuite le bâti (emprise au sol, hauteurs) et les structures de mobilités. Sans cette démarche préalable à tout urbanisme, la place de la biodiversité ne sera jamais suffisamment prise en compte pour lui permettre d'être préservée et fonctionnelle.

L'implication de tous les acteurs est alors essentielle, et particulièrement celle des citoyens. Dans la plupart des villes, l'espace occupé par la propriété privée est très largement supérieur à celui occupé par l'espace public. La constitution d'une nature en ville, fonctionnelle et résiliente, est l'affaire de tous. Cependant, l'habitant qui a un jardin, ou même l'entreprise qui a un espace vert, ne fera rien si un exemple réussi ou une réglementation ne l'y amènent pas. Les projets municipaux exemplaires seront donc à mener de pair avec la sensibilisation des citoyens pour qu'ils imaginent eux-mêmes de nouvelles pratiques de jardinage ou d'usages dans leurs propres espaces, en cohérence avec un développement progressif de biodiversité.

► Les objectifs d'un urbanisme écosystémique et régénératif

Les projets urbains sont donc en première ligne des objectifs de durabilité qui peuvent être attendus aujourd'hui, notamment dans un contexte de transition écologique et d'adaptation au changement climatique. L'urbanisme ne peut plus ignorer ces grands enjeux. Il ne s'agit alors plus seulement d'adaptation, de réduction d'impacts ou de réponses au coup par coup à des contraintes environnementales, mais surtout de modifier le paradigme de l'urbanisme actuel.

L'objectif est non seulement de créer des écosystèmes urbains fonctionnels et résilients, mais surtout de faire de la ville un vaste système social et écologique qui s'auto-régule et s'auto-entretient. Chaque projet urbain devient une opportunité d'action pour améliorer l'écosystème urbain et, de ce fait, les bénéfices produits pour les vivants humains et non-humains. Il s'agit de basculer vers un urbanisme écosystémique et régénératif qui intègre pleinement les notions de fonctionnement écologique.

Dans la planification et l'aménagement urbain, l'idée de relier le fonctionnement des systèmes urbains et celui des systèmes écologiques n'est pas récente. Elle remonte au XIX^e siècle, avec des travaux de chercheurs et praticiens américains et anglais qui ont tenté d'appliquer les processus écologiques dans le projet urbain. L'objectif d'alors était déjà d'améliorer la qualité de vie des citoyens. En 1994, John Tillman Lyle propose l'expression *regenerative design* appliquée à l'aménagement. L'idée centrale est que les processus de conception ne devraient pas seulement minimiser les impacts négatifs sur l'environnement, mais plutôt contribuer activement à améliorer les écosystèmes. Cela signifie que les bâtiments, les paysages et les infrastructures devraient être conçus de manière à fonctionner en harmonie avec les cycles naturels, en utilisant des ressources renouvelables et en intégrant des systèmes naturels pour la purification de l'eau, la gestion des déchets, la production alimentaire, etc. Depuis, de nombreux auteurs ont rediscuté les termes d'urbanisme régénératif et les objectifs qu'il convenait d'y inscrire (voir Blanco *et al.*, 2021).

Le constat que l'on peut faire aujourd'hui est que les actions qui sont entreprises en aménagement pourraient être hiérarchisées selon un niveau de « maturité » jusqu'à aboutir à un projet urbain plus durable dans ses composantes holistiques et régénératives. On peut identifier trois étapes d'objectifs et de pratiques qui représentent différents niveaux de complexité (figure 35.2).

– Une première étape consiste à planter beaucoup de végétation pour répondre aux besoins du citoyen. Les services fournis par cette nature (rafraîchir la ville, permettre la santé du citoyen, gérer l'eau, etc.) sont conséquents et apparaissent indispensables pour une ville vivable (Abbadie, 2020). C'est un objectif clairement affiché par une majorité de municipalités et particulièrement utilisé par les acteurs de la production de projets urbains (Bonthoux et Cholet, 2021 ; Louis-Lucas, 2021).

– Une deuxième étape fait intervenir non plus seulement des végétaux disponibles chez les pépiniéristes, mais une biodiversité, dont les espèces interagissent entre elles et avec leur habitat, et dont les propriétés émergentes apportent une certaine plus-value à l'écosystème. Il s'agit par exemple de favoriser un foisonnement d'espèces locales, spontanées et diversifiées plus à même de former des réseaux d'interaction plus stables (par opposition aux alignements de platanes ou aux toitures de sedums). Cette étape tend à produire une ville durable (Clergeau, 2007).

– Une troisième étape va encore plus loin dans l'objectif de durabilité, car la ville régénérative vise la constitution d'écosystèmes les plus proches possible de ceux qui existent dans des milieux plus naturels, c'est-à-dire capables de s'auto-entretenir grâce à la reconstitution permanente, après chaque perturbation, des réseaux écologiques (des chaînes alimentaires, par exemple) et de garder leurs propriétés sur le long terme. Les projets sont régénératifs lorsqu'ils améliorent profondément le fonctionnement écosystémique des territoires sur lesquels ils s'implantent, de par les surfaces concernées et la qualité de la biodiversité restaurée.

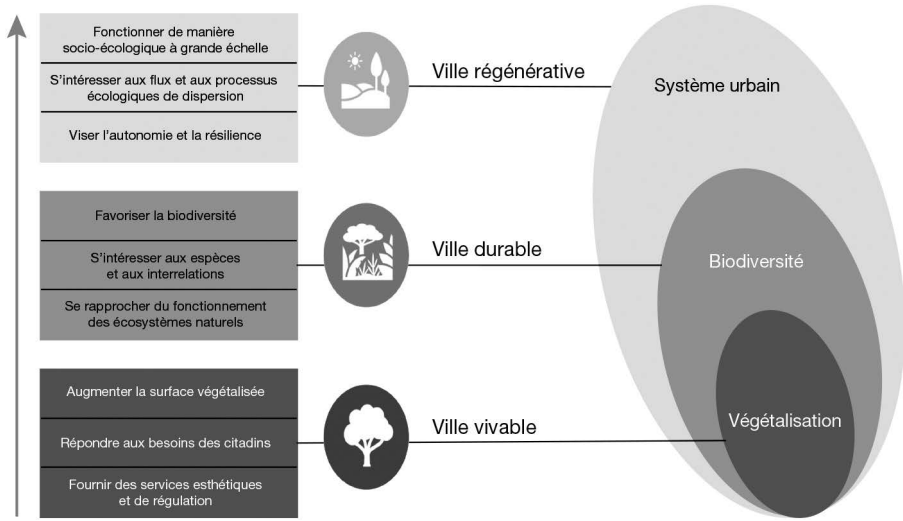


Figure 35.2. Schématisation des trois niveaux de maturité de la question « Nature en ville ».

Dans cette troisième étape, il s'agit bien d'une bioinspiration, puisque les concepteurs doivent s'inspirer de la nature pour créer des espaces urbanisés, mais verts, pérennes, autonomes et résilients (Buck, 2017). Les systèmes produits, qu'il s'agisse de sites, de quartiers ou de villes, visent alors à évoluer et se régénérer comme les écosystèmes plus naturels le font spontanément. Même si une ville régénérative ne sera jamais un système proprement « naturel », elle s'intègre dans sa biorégion (Magnaghi, 2003) au même titre que les autres écosystèmes. Elle participe au métabolisme global, c'est-à-dire aux flux d'énergie et de matière, et considère l'humain, non plus comme l'espèce au-dessus des autres, mais comme un des éléments d'un système dynamique, fragile mais flexible, adaptable et résilient.

Plusieurs projets urbains se sont inscrits dans cette perspective, par exemple, le projet du quartier The Paddock à Castlemaine en Australie (figure 35.3 ; voir Blanco *et al.*, 2022). Ce projet, d'une superficie d'environ 1,4 hectare situé à seulement 1,4 kilomètre du centre de Castlemaine, a été développé en adoptant une approche de conception régénérative dès ses débuts. Cette démarche lui a permis de s'intégrer pleinement dans l'écosystème local et de générer des bénéfices positifs partagés entre nature et société.

Tout d'abord, le projet met l'accent sur la sobriété dans plusieurs domaines : la sobriété foncière, énergétique et d'utilisation de l'eau. En ce qui concerne le foncier, le projet accorde une place centrale aux espaces non bâtis et à la nature. Sur la surface

disponible, environ 65 % sont dédiés à la végétation, tandis que seulement 35 % sont réservés aux constructions, comprenant 27 logements, qui vont de 84 à 120 mètres carrés chacun. Sur le plan énergétique, le projet s'appuie sur les ressources locales et fonctionne comme un quartier à énergie positive, utilisant principalement des énergies renouvelables en autoconsommation. Les bâtiments sont conçus avec une haute performance énergétique, et l'énergie solaire est produite sur place pour répondre à la demande locale. En ce qui concerne les matériaux de construction, une attention particulière a été portée à l'utilisation de matériaux issus du réemploi, locaux et sans substances chimiques nuisibles à la santé humaine ou à l'environnement. Par ailleurs, la gestion de l'eau de pluie est réalisée entièrement à l'échelle de la parcelle, avec la collecte, le stockage et la réutilisation, sans aucun traitement chimique.



Figure 35.3. Vue du projet The Paddock à Castlemaine en Australie (crédits : Geoff Crosby).

Concernant l'aspect écosystémique, le projet s'est basé sur un diagnostic écologique participatif du site pour orienter sa conception. Les caractéristiques du site liées à l'eau, au sol, à la végétation, aux oiseaux, aux insectes, aux amphibiens, aux reptiles et aux mammifères ont été identifiées pour guider les décisions de l'équipe de conception. Ce travail a donné lieu à un projet qui préserve une part importante du terrain comme espaces de nature (environ 65 % de la surface), comprenant notamment des jardins potagers partagés, des vergers, des zones humides plantées ainsi que des jardins de plantes indigènes. À terme, l'objectif est de consacrer 30 % de la surface du site à la production alimentaire pour les habitants. Chaque maison dispose d'un jardin privé à l'avant et à l'arrière, et des sentiers relient les jardins, les vergers et les zones humides, favorisant la connectivité entre les espaces végétalisés et encourageant l'interaction entre les habitants. L'ensemble de ces mesures contribue positivement à la biodiversité du site, en créant une diversité de milieux, en favorisant l'installation d'espèces végétales indigènes et en mettant l'accent sur la connectivité des espaces naturels à l'intérieur de la parcelle et avec les environs.

Enfin, le projet comprend également des actions de compensation pour l'impact écologique inévitable. Pour chaque hectare de développement, une superficie équivalente de terres situées en dehors du site du projet sera achetée et réservée pour la protection environnementale à perpétuité. De plus, les émissions de carbone liées au

projet, résultant des travaux et des matériaux de construction, seront compensées par l'acquisition de crédits carbone. Le projet est actuellement dans sa dernière phase de construction et plusieurs unités sont déjà occupées.

*
**

En conclusion, les recherches et connaissances en écologie urbaine se sont d'abord focalisées sur l'écologie dans la ville puis sur l'écologie de la ville, en passant d'études naturalistes à des analyses de processus de plus en plus écosystémiques. La biodiversité devient alors la base des projets d'aménagement et de construction de territoires notamment urbains. Poussé par l'évolution très rapide des conditions environnementales, l'urbanisme est aujourd'hui en plein changement de paradigmes fondamentaux et le concept, pourtant ancien, de régénératif reprend une valeur particulièrement d'actualité.

► Références citées

- Abbadie L., 2020. La nature nous rend et se rend des services, in Clergeau P. (coord.), *Urbanisme et Biodiversité – Vers un espace vivant structurant le projet urbain*, Rennes, Apogée.
- Barnosky A.D., Matzke N., Tomiya S., Wogan G.O.U., Swartz B. *et al.*, 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived?, *Nature*, 471:51-7, doi:10.1038/nature09678.
- Blanco E., Clergeau P., 2022. Projets urbains régénératifs : de l'idée à la méthode, *Métropolitiques*, <https://metropolitiques.eu/Projets-urbains-regeneratifs-de-l-idee-a-la-methode.html>.
- Blanco E., Raskin K., Clergeau P., 2021. Le projet urbain régénératif : un concept en émergence dans la pratique de l'urbanisme, *Les Cahiers de la recherche architecturale urbaine et paysagère*, doi:10.4000/craup.8973.
- Blanco E., Raskin K., Clergeau P., 2022. Towards regenerative neighbourhoods: an international survey on urban strategies promoting the production of ecosystem services, *Sustainable Cities and Societies*, 80:103784, doi:10.1016/j.scs.2022.103784.
- Bonthoux S., Chollet S., 2021. Pourquoi et comment favoriser la spontanéité écologique en ville?, *Métropolitiques*, <https://metropolitiques.eu/Pourquoi-et-comment-favoriser-la-spontaneite-ecologique-en-ville.html>.
- Buck N.T., 2017. The art of imitating life: The potential contribution of biomimicry in shaping the future of our cities, *Environment and Planning B: Urban Analytics and City Science*, 44(1):120-140, doi:10.1177/0265813515611417.
- Clergeau P., 2007. *Une écologie du paysage urbain*, Rennes, Apogée, 144 p.
- Clergeau P. (coord.), 2020. *Urbanisme et biodiversité – Vers un paysage vivant structurant le projet urbain*, Rennes, Apogée, 336 p.
- Clergeau P., 2021. Un projet urbain autour de la biodiversité, *Les Cahiers du développement urbain durable*, 125-135, https://www.unil.ch/files/live/sites/ouvdd/files/shared/URBIA/urbia_21/08_Urbia%20n21_Philippe%20Clergeau.pdf.
- Clergeau P., Blanc N., 2013. *Trames vertes urbaines, de la recherche scientifique au projet urbain*, Gentilly, Le Moniteur, 339 p.
- Hilty J.A., Lidicker Jr.W.Z., Merenlender A.M., 2012. *Corridor ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation*, Washington, Island press, 344 p.
- Huntley B., Collingham Y.C., Willis S.G., Green R.E., 2008. Potential Impacts of Climatic Change on European Breeding Birds, *Plos One*, 3(1): e1439, doi:10.1371/journal.pone.0001439.
- Lagurue X., 2023. *La végétalisation des façades – Architectures, esthétiques et écologies*, Rennes, Apogée, 216 p.
- Lenoir J., Svenning J.C., 2015. Climate-related range shifts—a global multidimensional synthesis and new research directions, *Ecography*, 38:15-28, doi:10.1111/ecog.00967.

- Louis-Lucas T., 2021. Que recouvre l'intérêt des promoteurs pour la biodiversité?, *Métropolitiques*, <https://metropolitiques.eu/Que-recouvre-l-interet-des-promoteurs-pour-la-biodiversite.html>.
- Lyle J.T., 1994. *Regenerative Design for Sustainable Development*, New York, John Wileys et Sons, 338 p.
- Madre F., Clergeau P., Machon N., Vergnes A., 2015. Building biodiversity: Vegetated façades as habitats for spider and beetle assemblages, *Global Ecology and Conservation*, 3:222-233, doi:10.1016/j.gecco.2014.11.016.
- Magnaghi A., 2003. *Le projet local, Manuel d'aménagement territorial*, Bruxelles, Mardaga, 128 p.
- Mayrand F., Clergeau P., 2018. Green roofs and green walls for biodiversity conservation: A contribution to urban connectivity?, *Sustainability*, 10(4):985, doi:10.3390/su10040985.
- Terrasson F., 1991. *La peur de la Nature*, Paris, Sang de la Terre, 192 p.

Glossaire

Agriculture urbaine. L'agriculture urbaine est la culture des plantes et l'élevage des animaux dans l'enceinte même des villes.

Artificialisation des sols. Elle est définie par l'article 192 de la Loi Climat et résilience (Loi n° 2021-1104 du 22 août 2021) comme « l'altération durable de tout ou partie des fonctions écologiques d'un sol, en particulier de ses fonctions biologiques, hydriques et climatiques, ainsi que de son potentiel agronomique par son occupation ou son usage ».

Biodiversité (ou diversité biologique). Elle est définie par la convention de Rio de 1992 comme « la variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques, et les complexes écologiques qui en font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces, ainsi que celle des écosystèmes ».

Biodiversité urbaine. D'après le site Biodiversite.gouv.fr, « les milieux urbanisés couvrent des réalités variées (périmètre, densité de population, gouvernance, etc.) et les espaces de nature y prennent des formes très diverses : bois, milieux humides, potagers, jardins privés, squares, arbres d'alignement, toitures végétalisées, etc. En France métropolitaine, un dixième du territoire est artificialisé. Les milieux urbanisés regroupent 77 % de la population et continuent de s'étendre ». La biodiversité urbaine regroupe toutes les espèces présentes dans les milieux urbanisés, que ces espèces soient présentes spontanément ou y aient été introduites volontairement ou non par les activités humaines. Les plantes cultivées et les animaux de compagnie en font donc partie, de même que les populations humaines qui y vivent ou les fréquentent.

Bioindicateur ou indicateur biologique. Il s'agit d'une espèce vivante ou d'un groupe d'espèces qui, par sa présence ou son absence, son abondance ou sa rareté, permet d'évaluer la qualité d'un type de milieu et la présence de certains polluants de l'eau, de l'air ou du sol. Par exemple, la présence de certains lichens sur un site est indicatrice de la bonne qualité de l'air.

Biotope. Un biotope correspond à un milieu biologique présentant des conditions de vie homogènes pour les organismes qui s'y développent. Par exemple, un étang est le biotope des communautés des eaux stagnantes.

Carpophore. Le carpophore est l'organe qui produit et libère les spores pour la reproduction de certains champignons. C'est ce que l'on appelle couramment le « champignon », et que l'on cueille pour la consommation alimentaire.

Communauté animale. C'est l'ensemble des populations d'individus appartenant à différentes espèces d'un même groupe systématique dans un même écosystème et présentant entre elles des interactions souvent complexes. Par exemple, l'ensemble des animaux qui interagissent avec les fleurs transportant leur pollen de plantes en plantes constitue la communauté des pollinisateurs.

Communauté végétale. Une communauté végétale est composée de populations de plusieurs espèces végétales qui vivent dans un même site, et sont en interaction entre elles (compétition, facilitation, etc.), avec les communautés animales et microbiennes, ainsi qu'avec leur biotope.

Compétition. C'est une interaction écologique négative entre deux ou plusieurs organismes qui se disputent une ressource limitée (comme la nourriture, l'eau, la lumière, l'espace ou les partenaires de reproduction).

Connectivité ou continuité écologique. La connectivité écologique désigne la connexion fonctionnelle et effective des milieux nécessaire au fonctionnement, à la stabilité et à la résilience des écosystèmes à long terme. C'est grâce à cette connectivité que les espèces peuvent assurer l'ensemble de leur cycle de vie en se déplaçant d'un espace à l'autre pour se reproduire, se reposer ou s'alimenter.

Corridor écologique. Un corridor écologique est une continuité de milieux permettant d'assurer les déplacements des espèces animales et végétales entre des habitats. Il existe plusieurs types de corridors écologiques : (1) les corridors linéaires, bandes continues de végétation naturelle similaire (ripisylves, lignes de chemin de fer, boulevards boisés, par exemple), (2) les corridors discontinus (en pas japonais), où des éléments séparés spatialement sont suffisamment proches pour former un réseau d'habitats relais entre les habitats sources; et (3) les corridors en mosaïque, où le regroupement d'habitats diversifiés crée de la connectivité.

Désimperméabilisation ou reperméabilisation des sols. La désimperméabilisation des sols consiste à transformer des surfaces imperméables pour les rendre perméables à l'eau, cette opération s'accompagnant habituellement de leur végétalisation.

Diversité fonctionnelle. La diversité fonctionnelle désigne la variété des caractéristiques biologiques (ou traits fonctionnels) présente dans une communauté d'organismes, c'est-à-dire les différences entre les espèces en ce qui concerne les fonctions écologiques : alimentation, reproduction, mobilité, tolérance au stress, rôle dans le cycle des nutriments, etc.

Diversité spécifique ou taxonomique. Nombre d'espèces (richesse spécifique), ou de taxons, pondéré par l'abondance (nombre d'individus) de chaque espèce, ou taxon.

Eaux grises et eaux noires. Les eaux grises ou eaux ménagères sont des eaux usées domestiques faiblement polluées issues d'évacuations de douches, lavabos, lave-linge ou lave-vaisselle. Elles sont à différencier des eaux noires davantage polluées, car issues des toilettes.

Écosystème. Un écosystème correspond à un ensemble d'organismes vivants (plantes, animaux, micro-organismes) qui interagissent entre eux et avec leur environnement physique (sol, eau, air).

Éléments traces métalliques. Les éléments traces métalliques (ETM) désignent des métaux et métalloïdes réputés toxiques et dont la teneur moyenne dans l'écorce terrestre est inférieure à un gramme par kilogramme. Cela inclut par exemple le zinc, le cuivre, l'arsenic et le plomb, et exclut le fer et l'aluminium.

Épizootie. Une épizootie est une maladie qui frappe une espèce ou un groupe d'espèces animales dans une région plus ou moins vaste. Par exemple, la grippe aviaire est une épizootie qui affecte massivement les oiseaux domestiques et sauvages.

Espace urbanisé. Un espace urbanisé désigne un espace partiellement ou totalement couvert par une zone bâtie considérée comme continue, c'est-à-dire dont les constructions sont séparées de moins de 200 mètres entre elles.

Espace vert. En urbanisme, un espace vert désigne tout espace d'agrément végétalisé (engazonné, souvent planté de fleurs, de buissons d'ornement et d'arbres), et pouvant être garni de pièces d'eau, de sculptures et comporter des cheminements.

Espèce. Une espèce correspond à l'unité de base de la classification des êtres vivants; elle réunit les individus qui peuvent se reproduire entre eux et engendrer une descendance viable et féconde, dans des conditions naturelles.

Espèce emblématique. Une espèce emblématique est une espèce ayant une importance culturelle, religieuse, parfois économique, pour les humains dans un territoire donné.

Espèce endémique. Une espèce endémique d'un territoire est une espèce qui n'est présente que dans ce territoire (par exemple, les espèces endémiques des Pyrénées ou de Corse).

Espèce exotique. Une espèce exotique est une espèce introduite volontairement ou involontairement par les humains sur un territoire hors de son aire de répartition naturelle.

Espèce exotique envahissante (EEE) ou espèce invasive. C'est une espèce introduite volontairement ou involontairement par les humains sur un territoire hors de son aire de répartition naturelle, et qui menace les écosystèmes, les habitats naturels ou les espèces locales.

Espèce généraliste vs spécialiste. Une espèce généraliste est en mesure de prospérer dans un grand nombre de conditions environnementales et peut faire usage d'une grande variété de ressources alors qu'une espèce spécialiste ne peut s'épanouir que dans une gamme étroite de conditions environnementales ou d'alimentation.

Espèce indigène ou native. Une espèce indigène ou native d'un territoire correspond à une espèce qui y est présente naturellement et n'y a pas été introduite, volontairement ou involontairement, par des humains.

Espèce naturalisée. Une espèce naturalisée dans un territoire est une espèce qui y a été introduite et qui s'y reproduit spontanément si elle rencontre les conditions écologiques favorables à son installation et à son développement.

Espèce protégée. Une espèce protégée est une espèce, animale, végétale ou fongique, qui bénéficie de mesures réglementaires mises en place afin d'en assurer la préservation et d'en interdire ou restreindre la destruction. La liste de ces espèces protégées est fixée par le Code de l'environnement en application de son article L411-1.

Espèce ubiquiste. Une espèce ubiquiste est une espèce à large distribution que l'on rencontre dans des territoires étendus et variés.

Espèce urbaine. Une espèce urbaine est une espèce qui est présente en ville, mais dont la ville ne constitue pas nécessairement l'unique habitat.

Facilitation. C'est une interaction positive entre deux espèces dans laquelle l'une aide l'autre à survivre, se développer ou s'installer dans un milieu.

Forêt suburbaine. Une forêt suburbaine est une forêt située à proximité immédiate de zones urbanisées d'une ville.

Forêt urbaine. Selon l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), une forêt urbaine correspond à « un réseau ou un système incluant toutes les surfaces boisées, les groupes d'arbres et les arbres individuels se trouvant en zone urbaine et périurbaine, y compris, donc, les forêts, les arbres des rues, les arbres des parcs et des jardins, et les arbres d'endroits abandonnés ».

Friche urbaine. Dans son article L111-26, le Code de l'urbanisme définit la friche comme « tout bien ou droit immobilier, bâti ou non bâti, inutilisé et dont l'état, la configuration ou l'occupation totale ou partielle ne permet pas un réemploi sans un aménagement ou des travaux préalables ». Sur le plan écologique, une friche urbaine correspond à un terrain inutilisé ou laissé à l'abandon sur une période plus ou moins longue en milieu urbain, dans lequel se développe une végétation spontanée.

Génie végétal. Le génie végétal correspond à la mise en œuvre de techniques utilisant des végétaux et leurs propriétés mécaniques ou biologiques, avec comme objectif de contribuer à la restauration écologique et à la résilience de l'écosystème. Il peut être mobilisé par exemple pour la stabilisation et la gestion des rives de cours d'eau et de sols érodés.

Habitat écologique. Un habitat écologique (ou habitat naturel) désigne l'ensemble des conditions environnementales (physiques, chimiques et biologiques) nécessaires à la survie, à la croissance et à la reproduction d'une espèce animale ou végétale.

Homogénéisation biotique. L'homogénéisation biotique est un processus par lequel, sous l'effet de changements écologiques (urbanisation, fragmentation des habitats, introduction d'espèces exotiques, etc.), les milieux naturels tendent à partager les mêmes espèces.

Hygiénisme. L'hygiénisme est un courant de pensée né au XIX^e siècle, influencé par les avancées médicales (notamment celles de Pasteur), qui postule que l'amélioration de l'environnement physique (qualité de l'air, de l'eau, de l'alimentation, propreté des corps) contribue à améliorer la santé publique. Ce courant a beaucoup marqué l'urbanisme européen de la seconde moitié du XIX^e siècle, avec la mise en place d'équipements tels que les égouts, les toilettes publiques, les espaces verts et les architectures favorisant l'entrée de la lumière et la circulation de l'air, pour préserver au mieux la santé des citadins.

Hyphe. Une hyphe est un filament fin et allongé qui constitue la structure de base des champignons filamenteux.

Îlot de chaleur urbain. Un îlot de chaleur urbain correspond à une élévation localisée des températures, particulièrement des températures maximales diurnes et nocturnes, enregistrées en milieu urbain par rapport aux zones rurales ou forestières voisines ou par rapport aux températures moyennes régionales.

Infrastructure verte urbaine. Une infrastructure verte urbaine regroupe l'ensemble des espaces végétalisés connectés d'une ville, incluant les voies de communication végétalisées, les parcs, les squares, les espaces verts résidentiels ou d'agrément, les jardins domestiques et les friches urbaines.

Ingénierie écologique. L'ingénierie écologique est une démarche qui consiste à prendre en compte et à appliquer les connaissances écologiques dans la conception et la réalisation d'un projet ou d'un aménagement.

Lagunage. Le lagunage est une installation d'épuration des eaux usées qui repose sur des processus naturels utilisant des végétaux pour épurer les eaux dans une succession de bassins artificiels créés à cet effet.

Matrice paysagère. La matrice paysagère correspond au milieu ou habitat le plus étendu et représentatif de ce paysage, qui y joue donc un rôle prédominant. Par exemple, la matrice paysagère d'une ville ou matrice urbaine est constituée du bâti, des routes et autres espaces artificialisés.

Mycélium. C'est l'ensemble des filaments qui forment le corps d'un champignon.

Patch ou tâche d'habitat. C'est un fragment d'habitat présent de manière discontinue au sein d'un paysage.

Paysage. Un paysage désigne une portion de territoire qui comprend une mosaïque dynamique d'habitats.

Pesticides. Les pesticides sont des substances chimiques utilisées pour lutter contre des organismes considérés comme nuisibles. C'est un terme générique qui rassemble les fongicides, herbicides, insecticides et parasitocides utilisés pour leurs propriétés biocides.

Planification. Il s'agit d'un processus volontariste de fixation d'objectifs, suivi d'une détermination des moyens et des ressources nécessaires pour atteindre ces objectifs selon un calendrier donnant les étapes à franchir. Par exemple, la planification urbaine est l'ensemble des actions, des règles et des décisions prises pour organiser le développement d'un territoire urbain.

Pollution lumineuse. La pollution lumineuse correspond à une production excessive de lumière artificielle, surtout nocturne, qui a des conséquences négatives sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes et peut également fortement affecter la santé humaine.

Population. Une population animale ou végétale correspond à un ensemble d'individus d'une même espèce vivant sur un même territoire.

Prophylaxie. La prophylaxie correspond au processus actif ou passif ayant pour but de prévenir l'apparition, la propagation ou l'aggravation d'une maladie.

Renaturation urbaine. La renaturation urbaine a pour objectif de réintroduire ou restaurer des espaces naturels dans les villes. L'objectif est de recréer des milieux favorables à la biodiversité.

Restauration écologique. La restauration écologique est un ensemble d'opérations menées sur des milieux dégradés avec l'objectif d'y restaurer tout ou partie de la biodiversité, le bon état écologique, la production de certaines fonctionnalités ou services, ou d'un paysage correspondant à un état considéré favorable.

Richesse spécifique. Nombre total d'espèces présentes dans un milieu ou un échantillon donné.

Services écosystémiques. Ce sont des «biens et services que les hommes peuvent tirer des écosystèmes, directement ou indirectement, pour assurer leur bien-être» (Millennium Ecosystem Assessment, 2005¹⁰¹).

Sobriété écologique. C'est un principe de mode de vie et d'organisation sociale qui vise à réduire volontairement la consommation des ressources naturelles et à limiter l'impact environnemental.

Solution fondée sur la nature (SFN). Selon l'UICN, les solutions fondées sur la nature sont des actions qui s'appuient sur les écosystèmes pour relever les défis que posent les changements globaux à nos sociétés comme la lutte contre les changements climatiques, la gestion des risques naturels, la santé, l'approvisionnement en eau ou encore la sécurité alimentaire.

101. Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, Washington, D.C., Island Press.

Taxon. Un taxon est une unité non définie pouvant être un ordre, une famille, un genre, une espèce, une sous-espèce, etc., de la classification des êtres vivants.

Traits écologiques. Les traits écologiques sont des caractéristiques mesurables d'un être vivant qui influencent sa survie, sa croissance, sa reproduction et sa capacité à s'adapter à son environnement. Ils permettent de comprendre comment une espèce interagit avec son milieu et les autres êtres vivants. Par exemple, la production de nectar est un trait fonctionnel qui va influencer la visite des pollinisateurs et donc la reproduction d'une espèce végétale.

Trame verte et bleue (TVB). La trame verte et bleue est un réseau formé de continuités écologiques terrestres et aquatiques identifiées par les schémas régionaux de cohérence écologique (SRCE) ainsi que par les documents de planification de l'État, des collectivités territoriales et de leurs groupements.

Végétalisation ou verdissement. Ce terme désigne l'introduction volontaire de végétaux dans les espaces urbanisés afin d'y développer des infrastructures vertes et de lutter contre les îlots de chaleur urbains.

Ville. Une ville correspond à une agglomération d'une population importante (au moins 2000 habitants) sur un espace restreint.

Liste des auteurs

- Luc Abbadie**, Institut d'écologie et des sciences de l'environnement de Paris (iEES-Paris), Sorbonne Université, Paris, France
- Didier Alard**, BIOGECO, université de Bordeaux-INRAE, Bordeaux, France
- Cécile Albert**, Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie, Aix-Marseille Université, CNRS, Avignon Université, IRD, Aix-en-Provence, France
- Marc Barra**, Agence régionale de la biodiversité en Île-de-France, Institut Paris Region, Paris, France
- Sébastien Barot**, Institut d'écologie et des sciences de l'environnement de Paris (iEES-Paris), IRD, Paris, France
- Frédéric Barraquand**, Institut de mathématiques de Bordeaux, CNRS, université de Bordeaux, Bordeaux INP, Talence, France
- Jérôme Belliard**, université Paris-Saclay, INRAE, UR HYCAR, Antony, France
- Marie-Lise Benot**, BIOGECO, université de Bordeaux, INRAE, Pessac, France
- Valérie Bertaudière-Montès**, Laboratoire population-environnement-développement (LPED), Aix-Marseille Université, IRD, Marseille, France
- Yves Bertheau**, Centre d'écologie et des sciences de la conservation (Cesco), Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN), CNRS, Sorbonne Université, France
- Eduardo Blanco**, Energy Cities, Bruxelles, Belgique
- Sabine Bognon**, université Paris-Est-Créteil, École d'Urbanisme de Paris, Lab'Urba, France
- Marion Brun**, Laboratoire de recherche en projet de paysage (Larep), École nationale supérieure de paysage Versailles-Marseille, Versailles, France
- Laure Carassou**, UR Écosystèmes aquatiques et changements globaux (EABX), INRAE, Cestas, France
- Jérôme Cimon-Morin**, Université Laval, Faculté de foresterie, de géographie et de géomatique, Québec, Canada
- Céline Clauzel**, Ladyss, université Paris-1-Panthéon-Sorbonne, France
- Philippe Clergeau**, MNHN ; Groupe sur l'urbanisme écologique, Institut de la transition environnementale de l'Alliance Sorbonne Université, Paris, France
- Marianne Cohen**, UR Médiations, sciences des lieux, science des liens, UFR de Géographie et aménagement, Faculté des lettres, Sorbonne Université, Paris, France
- Jean-Noël Consalès**, Laboratoires d'études rurales, université Lumière-Lyon-2, Lyon, France
- Isabelle Dajoz**, université Paris-Cité, Institut d'écologie et des sciences de l'environnement de Paris (iEES-Paris), Paris, France
- Tania De Almeida**, université de Lille, IMT Nord-Europe, université Artois, Junia, Laboratoire de génie civil et géo-environnement (LGCgE), Lille, France
- Magali Deschamps-Cottin**, LPED, Aix-Marseille Université, IRD, Marseille, France
- Francesca Di Pietro**, UMR Citeres, université de Tours, Polytech-DAE, Tours, France
- Nelly Faget**, Cesco, MNHN, CNRS, Sorbonne Université, Paris, France
- Marie Finocchiaro**, Institut de botanique, Académie des sciences tchèque, Průhonice, République tchèque

Nathalie Frascaria-Lacoste, Laboratoire Écologie, société, évolution, université Paris-Saclay, Gif-sur-Yvette

Benoît Geslin, UMR Ecobio, université de Rennes (UNIR), CNRS, Rennes, France

Élodie Gloaguen, Cescio, MNHN, CNRS, Sorbonne Université, Paris, France

Paloma Humbaire, UFR de géographie et aménagement, Faculté des lettres, Sorbonne Université, Paris, France

Sophie Joimel, UMR Ecosys, INRAE, AgroParisTech, université Paris-Saclay, Palaiseau, France

Christian Kerbiriou, Cescio, MNHN, CNRS, Sorbonne Université, Paris ; Station marine, Concarneau, France

Xavier Lagurgue, École nationale supérieure d'architecture Paris La Villette, laboratoire Gerphau ; Cescio, MNHN, CNRS, Sorbonne Université, Paris, France

Jean-Christophe Lata, iEES-Paris, Sorbonne Université, Paris, France

Céline Le Pichon, UR HYCAR, INRAE, université Paris-Saclay, Antony, France

Isabelle Le Viol, Cescio, MNHN, CNRS, Sorbonne Université, Paris ; Station marine, Concarneau, France

Tanguy Louis-Lucas, ARP-Astrance, Paris, France

Pierre Lubszynski, Direction réglementation et stratégie urbaine, Agence d'écologie urbaine, Direction espaces verts et environnement, Ville de Paris, France

Nathalie Machon, Cescio, MNHN, CNRS, Sorbonne Université, Paris, France

Frédéric Madre, Cescio, MNHN, CNRS, Sorbonne Université ; Adivet ; Topager ; FMR/A, France

Audrey Marco, Larep, École nationale supérieure de paysage (ENSP), Marseille, France

Léa Mariton, Cescio, MNHN, CNRS, Sorbonne Université, Paris ; GDR 2202 Lumière & environnement nocturne (Lumen), CNRS, France

Candice Mortier, Syndicat mixte de la baie de Bourgneuf, Beauvoir-sur-mer, France

Serge Muller, Institut de systématique, évolution, biodiversité (Isyeb), MNHN, Paris, France

Maciej Nowak, Faculté de biologie, université Adam Mickiewicz de Poznań, Pologne ; laboratoire Médiations, sciences des lieux, sciences des liens, Sorbonne Université, Paris, France

Laurent Palka, Cescio, MNHN, CNRS, Sorbonne Université, Paris, France

Aurélien Ramos, université Paris-1-Panthéon-Sorbonne, UMR Géographie-Cités, Paris, France

Richard Raymond, CNRS, MNHN, Paris, France

Xavier Raynaud, iEES-Paris, Sorbonne Université, Paris, France

Christine Robles, LPED, Aix-Marseille Université, IRD, Marseille, France

Natacha Rollinde de Beaumont, Cergy-Paris Université, laboratoire Places, Cergy-Pontoise, France

Lise Ropars, Cescio, MNHN, CNRS, Sorbonne Université, Paris, France

Caroline Roux, EABX, INRAE, Cestas, France

Yohan Sahraoui, Théoriser et modéliser pour aménager (ThéMA), université Marie-et-Louis-Pasteur, CNRS, Besançon, France

Hortense Serret, Nabi Ecology ; Cescio, MNHN, CNRS, Sorbonne Université, Paris, France

Evelyne Tales, UR HYCAR, INRAE, université Paris-Saclay, Antony, France

Jeanne Vallet, MNHN, Conservatoire botanique national du Bassin parisien (CBNBP), Paris, France

Bruno Vila, LPED, Aix-Marseille Université, IRD, Marseille, France

Photographie de couverture : Jakub Rutkiewicz, stock.adobe.com

Édition : Alice Durand

Mise en pages et infographie : Hélène Bonnet, Studio9

Achevé d'imprimer en décembre 2025 par

Dépôt légal : janvier 2026

Imprimé en France

En écologie urbaine, la ville est considérée comme un véritable écosystème, riche d'habitats originaux où coexistent humains et non-humains. Ces milieux sont soumis aux spécificités de la ville : fragmentation des habitats et diversité d'usages. Ils accueillent des assemblages d'espèces inédits et révèlent le rôle déterminant des activités humaines — de la gestion quotidienne à l'aménagement — dans les dynamiques écologiques.

Cet ouvrage retrace l'émergence de l'écologie urbaine et présente les enjeux liés à la biodiversité en milieu urbain, ainsi que les inégalités sociales d'accès aux espaces naturels. Il détaille les biotopes urbains, leur capacité à accueillir la vie, et les biocénoses qui s'y développent — faune et flore adaptées à la ville, dynamiques écologiques et interactions multiples entre espèces. Il présente enfin les stratégies de préservation de la biodiversité en ville, en analysant les politiques publiques, la gestion environnementale, les services écologiques rendus par la nature urbaine et les approches innovantes comme l'ingénierie écologique ou la restauration de la connectivité entre habitats.

Fruit d'un travail collectif, cet ouvrage de référence s'appuie sur les avancées les plus récentes en écologie urbaine pour proposer une réflexion sur la collaboration entre chercheurs et acteurs de la ville. Il explore les perspectives offertes par l'urbanisme régénératif pour réconcilier développement urbain et protection de la biodiversité. Il s'adresse à l'enseignement supérieur, aux professionnels et aux acteurs publics, tout en restant accessible à un large public intéressé par la ville et le vivant.

Nathalie Machon est professeure d'écologie urbaine au Muséum national d'Histoire naturelle, au Centre d'écologie et des sciences de la conservation (Cesco).

Francesca Di Pietro est enseignante-chercheuse en géographie de l'environnement à l'université de Tours (Polytech), dans l'unité Cités, territoires, environnement et sociétés (Citeres).

Valérie Bertaudière-Montès est enseignante-chercheuse en écologie végétale à Aix-Marseille Université, au Laboratoire population-environnement-développement (LPED).

Laure Carassou est chercheuse en écologie aquatique à INRAE, dans l'unité Écosystèmes aquatiques et changements globaux (EABX).

Serge Muller est professeur émérite au Muséum national d'Histoire naturelle, rattaché à l'Institut de systématique, évolution, biodiversité (ISYEB).



34 €

ISBN : 978-2-7592-4131-6

éditions
Quæ

INRAE



Éditions Cirad, Ifremer, INRAE
www.quae.com

ISSN : 1777-4624
Réf. : 03029