

LAURENT HARDION, AUDREY MURATET, ALEJANDRO SOTILLO  
ETIENNE CHANEZ, ADINE HECTOR, FRANÇOIS CHIRON  
NICOLAS COUTURIER, SUZIE DERMINON, KENJI FUJIKI  
CÉCILIA GURISIK, PIERRE-ALEXIS HERRAULT

# ÉVOLVILLE, L'ÉVOLUTION S'INVITE EN VILLE



# ÉVOLVILLE, L'ÉVOLUTION S'INVITE EN VILLE

---

RÉPONSES DES PLANTES AUX GRADIENTS  
ENVIRONNEMENTAUX URBAINS

LAURENT HARDION  
AUDREY MURATET  
ALEJANDRO SOTILLO  
ETIENNE CHANEZ  
ADINE HECTOR  
FRANÇOIS CHIRON  
NICOLAS COUTURIER  
SUZIE DERMINON  
KENJI FUJIKI  
CÉCILIA GURISIK  
PIERRE-ALEXIS HERRAULT

Plan Urbanisme Construction Architecture  
Ministère du Partenariat avec les territoires et de la Décentralisation  
Ministère de la Transition écologique, du Climat et de la Prévention des risques  
Ministère du Logement et de la Rénovation urbaine  
Arche Sud - 92055 La Défense cedex  
[www.urbanisme-puca.gouv.fr](http://www.urbanisme-puca.gouv.fr)

**Directeur de la publication**

François Ménard, secrétaire permanent par intérim du PUCA

**Responsable de l'action**

Sophie Carré, chargée de projets de recherche

**Coordination éditoriale et mise en page**

Bénédicte Bercovici, chargée de valorisation

ISBN : 978-2-11-139341-7

Photos : couverture : © Audrey Muratet - pp.10, 11, 73 : © Audrey Muratet -  
p. 80 : © Bénédicte Bercovici, PUCA  
Décembre 2024

# SOMMAIRE

---

<b>AVANT-PROPOS DU PLAN URBANISME CONSTRUCTION ARCHITECTURE</b>	<b>05</b>
<b>AVANT-PROPOS DE L'OFFICE FRANÇAIS DE LA BIODIVERSITÉ</b>	<b>09</b>
<b>REMERCIEMENTS DES AUTEUR(E)S</b>	<b>13</b>
<b>INTRODUCTION</b>	<b>15</b>
<b>LE PROJET EVOLVILLE, QUAND L'ÉVOLUTION S'INVITE EN VILLE</b>	<b>25</b>
<b>RÉPONSES DES COMMUNAUTÉS</b>	<b>33</b>
<b>RÉPONSES DES POPULATIONS : EXTINCTION, PLASTICITÉ OU ADAPTATION</b>	<b>39</b>
<b>DIVERSITÉ GÉNÉTIQUE ET FLUX DE GÈNES</b>	<b>49</b>
<b>CONCLUSION ET PERSPECTIVES</b>	<b>53</b>
<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b>	<b>64</b>
<b>TITRES DES FIGURES</b>	<b>71</b>
<b>BIOGRAPHIES DES AUTEUR(E)S</b>	<b>75</b>
<b>CONSEIL SCIENTIFIQUE DU PROGRAMME BAUM</b>	<b>78</b>

# AVANT-PROPOS

---

## Plan Urbanisme Construction Architecture

Dans son programme partenarial pluri-annuel 2018-2022, le PUCA a ouvert un chapitre « résilience », et dessiné ainsi, pour les années à venir, les perspectives de partenariats avec les représentants des sciences du vivant, dans la recherche de réponses aux questions pressantes que posent à nos sociétés, l'adaptation au changement climatique, la préservation de la biodiversité, l'usage mesuré des ressources planétaires.

Le programme BAUM est né en 2018 dans le sillage du programme de recherche « Vers des politiques publiques de densification et d'intensification douces ? Intérêts, limites et opportunités », lancé en 2013 par le PUCA ; ce programme s'inscrivait lui-même dans la continuité de travaux de recherche précédents, autour des thèmes de la densification, la ville dense, ou encore la densité dans le périurbain.

BAUM est apparu alors qu'on ne pouvait plus ignorer le vivant, dans nos villes et dans nos politiques publiques de densification. La loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages, adoptée en 2016, nous obligeait ; mais surtout, elle se faisait le reflet d'une prise de conscience collective des voies alternatives à rechercher, dans les projets de densification urbaine, avec l'aide des écologues, si mal connus des acteurs de l'aménagement.

Que soit ici remerciée en particulier Hélène Peskine, secrétaire permanente du PUCA de mai 2017 à septembre 2024, à l'initiative du programme BAUM, pour sa clairvoyance et son soutien dans la réalisation et la valorisation de celui-ci.

Des partenaires enthousiastes très vite rejoignent le PUCA. Le Muséum national d'histoire naturelle, (MNHN), avec en particulier Philippe Clergeau, écologue, professeur émérite, directeur scientifique du programme BAUM, et l'un des premiers en France à avoir interrogé la place de la biodiversité en milieu urbain ; le MNHN accueillera chaque année jusqu'en 2023 une rencontre BAUM acteurs-chercheurs, dans le Grand amphithéâtre du Muséum, qui nous permettra de partager les avancées des recherches avec un public élargi. La Fondation pour la recherche sur la biodiversité (FRB), accueille spontanément, dès 2019, dans le cadre d'un

post-doctorat de 10 mois, Morgane Flégeau, docteure en géographie et aménagement, pour la réalisation d'une revue de la littérature scientifique consacrée aux liens entre formes urbaines et biodiversité, à l'échelle du quartier, dans les villes occidentales. Des résultats de celle-ci, objet d'une publication du PUCA<sup>1</sup>, nous tirerons des enseignements indispensables à la poursuite du programme, et le premier d'entre eux : les chercheurs, écologues et urbanistes, géographes, architectes ou sociologues, sont très peu nombreux à collaborer, et se comprennent mal car ils utilisent des outils de recherche différents. Ainsi, les acteurs de l'aménagement parviennent-ils difficilement à s'emparer des résultats de la recherche en écologie. La Direction générale de l'aménagement du logement et de la nature (DGALN), en charge de la conception des politiques publiques d'aménagement, notre partenaire de tous les instants au Ministère de la transition écologique (MTE), et l'Office français de la biodiversité, agence sous tutelle du MTE, qui voient une opportunité d'encourager la coopération entre les champs disciplinaires de l'écologie et de l'aménagement du territoire, soutiendront le programme BAUM, initié par le PUCA. Enfin, un comité scientifique du programme réunit 18 représentants de la recherche, ou d'institutions en charge de l'animation des politiques publiques, dans les champs disciplinaires de l'écologie et de l'aménagement du territoire, sous la présidence de Philippe Clergeau.

À l'appel à projets de recherche lancé en février 2020 par le PUCA, répondent quarante-cinq équipes, associant chercheurs et acteurs de l'aménagement, dans les champs disciplinaires de l'écologie et de l'aménagement du territoire. Le territoire national entier est représenté.

Six recherches sont sélectionnées pour être soutenues par le PUCA et ses partenaires, l'OFB et la DGALN, et débutent à l'automne 2020 :

- **MORPHBIOT** (Formes urbaines et MORPHologie végétales en ville pour la BIOdiversité : le cas de la ville de Toulouse) : pilotée par l'École nationale supérieure d'architecture de Toulouse
- **BIOREV'AIX** (Biodiversité et réseau viaire à Aix-en-Provence) : pilotée par l'Université d'Aix-Marseille
- **REAUMUR** (Réponses Ecologiques Aux Morphologies Urbaines) : pilotée par l'Université de Franche-Comté
- **EVOLVILLE** (L'évolution s'invite en ville) : pilotée par le Centre national de la recherche scientifique et l'Université de Strasbourg

---

1 *Formes urbaines et biodiversité - Un état des connaissances*, Réflexions en partage, PUCA, 2020 <https://www.urbanisme-puca.gouv.fr/formes-urbaines-et-biodiversite-un-etat-des-a2156.html>

- **FRUGACITÉ** (FoRmes Urbaines des quartiers de GARE ou à fortes contraintes et biodiversITÉ) : pilotée par la société AREP, filiale de SNCF Gares & Connexions
- **TRAM'BIOSOL** (Intégration de la Trame brune et de la biodiversité lombricienne des sols dans les programmes d'aménagement urbain) : pilotée par le bureau d'études Sol Paysage (SA).

A l'automne 2023, après que les équipes ont pu confronter leurs premiers résultats, et soumettre ceux-ci à l'appréciation de leurs pairs et du public dans le cadre des rencontres BAUM acteurs-chercheurs, à l'issue d'un appel à candidatures, François-Marie Martin, géographe, docteur en écologie, est missionné par le PUCA pour réaliser, au sein du laboratoire THEMA de l'Université de Franche-Comté, une synthèse des outils descripteurs de la forme urbaine déployés dans les six recherches du programme et proposer un référentiel à destination des acteurs de l'aménagement.

Aujourd'hui, les sept recherches du programme BAUM sont achevées ou en voie de l'être. Les rapports de recherche font l'objet d'une publication par le PUCA dans une collection destinée à favoriser la diffusion des enseignements de ce programme auprès d'un public averti. Nous avons le plaisir de vous présenter ici le deuxième cahier.

Le PUCA remercie chaleureusement tous les partenaires du programme, institutionnels, chercheurs, partenaires du conseil scientifique et du comité de pilotage, intervenants invités des rencontres acteurs-chercheurs, et aussi le public fidèle du programme BAUM, tous compagnons de route durant les six ans de cette aventure.

Sophie Carré,  
Chargée de programmes de recherche,  
responsable du programme BAUM



## Office français de la Biodiversité

**E**ndémique, cosmopolite, aquatique et terrestre, la biodiversité offre des biens indispensables à notre quotidien. En ville, ou plus largement dans tout espace urbain, et même si la biodiversité de ces écosystèmes est souvent qualifiée « d'ordinaire », cette dernière doit être préservée afin de rendre des services écosystémiques et contribuer à la résilience de ces territoires face aux effets du changement climatique pour qu'ils demeurent habitables.

Avec la création de l'Office français de la biodiversité (OFB) en 2020, la France s'est dotée d'un opérateur national de référence sur l'eau et la biodiversité. L'OFB est ainsi chargé de contribuer à « la surveillance, la préservation, la gestion et la restauration de la biodiversité ainsi qu'à la gestion équilibrée et durable de l'eau, en coordination avec la politique nationale de lutte contre le réchauffement climatique ». Pour répondre à ces missions, l'OFB soutient l'acquisition de connaissances, l'expertise et la recherche sur les espèces, les milieux (dont la ville) et les usages, pour les transférer vers les gestionnaires et acteurs des territoires.

Dans ce cadre, l'OFB a été très sensible à l'invitation du PUCA pour rejoindre les partenaires du programme « Biodiversité, Aménagement Urbain et Morphologie ». Ce projet ambitieux entrait pleinement dans ses objectifs, dans un double cadre : i) poursuivre l'acquisition de connaissances sur un écosystème singulier, ii) soutenir des projets de recherche alliant plusieurs compétences (écologues, urbanistes, paysagistes, ...) et des collectivités territoriales, acteurs déterminants dans la préservation de la biodiversité urbaine.

Ce cahier de recherche du PUCA, consacré au projet « L'évolution s'invente en ville », réalisé sur le territoire de l'Eurométropole de Strasbourg, apporte notamment de nouvelles connaissances scientifiques permettant de mieux comprendre l'impact des méthodes d'entretien des espaces verts pour plusieurs espèces florales. Ces résultats présentent une forte opérationnalité pour la collectivité afin qu'elle puisse adapter à l'avenir ses pratiques de gestion pour favoriser la biodiversité. L'OFB était particulièrement attaché à ce projet du fait de son lien direct avec la mise en œuvre de la Stratégie nationale pour la biodiversité 2030. Bravo pour la qualité du travail accompli, travail que va poursuivre la même équipe au sein du projet « Ecouter la ville » (2023-2027) soutenu par l'OFB.

Bénédicte Augeard,  
Direction de la recherche et de l'appui scientifique,  
Directrice





## Auteur(e)s et affiliations :

- Laurent Hardion, Audrey Muratet, Alejandro Sotillo, Etienne Chanez, François Chiron, Kenji Fujiki, Pierre-Alexis Herrault :

Université de Strasbourg, Laboratoire Image Ville Environnement, UMR 7362 Unistra CNRS ENGEES.

- Adine Hector :

Département Ecologie du Territoire, Service Aménagement du territoire et projets urbains (ATPU), Direction de l'Urbanisme et des Territoires (DUT), Ville et Eurométropole de Strasbourg.

- Suzie Derminon :

Université Paris-Saclay, Laboratoire Écologie, Systématique et Évolution, UMR 8079, CNRS AgroParisTech.

- Nicolas Couturier, Cécilia Gurisik :

InSituLab, Lycée Le Corbusier, Strasbourg.

Ce cahier présente les activités et les résultats du projet EvolVille, réalisé de 2021 à 2023 dans le cadre du programme de Recherche BAUM – Biodiversité, Aménagement Urbain et Morphologie – soutenu par le Plan Urbanisme Construction Architecture (PUCA) et l’Office français de la biodiversité (OFB) en partenariat avec le Muséum national d’histoire naturelle et la Direction de l’eau et de la biodiversité (Ministère de la Transition écologique et de la Cohésion des territoires - Ministère de la Transition énergétique).

Le projet EvolVille a également été soutenu par la Zone Atelier Environnementale Urbaine, l’Eurométropole de Strasbourg et l’Université de Strasbourg à travers le programme Investissements – initiative d’excellence « attractivité ».

L’équipe EvolVille remercie les trois étudiants ayant réalisé leur stage de fin d’étude de master sur le projet, Clément Gros, Benjamin Baudon et Manon Guillaume-Thouvenin. Sont remerciés également les nombreux étudiants ayant participé à ce projet, Pauline Barlogis, Margot Bussard, Laura Coffigny, Roman Duboz, Daniel Freire Espin, Lucas Gasnier, Guillaume Giraudeau, Sinan Gurlek, Hakan Inan, Enzo Jugieau, Margot Kuntz, Camille Krust, Tristan Lambry, Marine Langlois, Théo Mangoni, Charlotte Martin, Martin Meyer, Marie Mohr, Imane Mohib, Maxime Pujeaut, Oscar Schaeffer, Victor Talmot, Hugo Tichit et Éric Weissgerber.

Le projet EvolVille a profité de l’appui technique, de l’espace et du matériel du Jardin Botanique de l’Université de Strasbourg ; nous les remercions d’avoir rendu une partie du projet possible.

Nous remercions également nos collègues du LIVE Christophe Eaux, Eric Maire, Anne Puissant, Dominique Schwartz, Grzegorz Skupinski ainsi que Martine Trautmann du Laboratoire d’Analyses des Sols et des Formations superficielles. L’Université de Strasbourg, l’Eurométropole de Strasbourg, le CNRS, le Port autonome de Strasbourg, l’Aéroclub d’Alsace, le Ministère des armées, le Conservatoire d’Espaces naturels d’Alsace, le bailleur Ophéa, la SPL-2 rives, le Château de Pourtalès, les villes de Bischheim et Schiltigheim sont également investis dans cette étude en donnant accès à leurs parcelles et en partageant les informations sur leur gestion.

# INTRODUCTION

---

Les villes sont souvent perçues comme hostiles à la biodiversité. Ainsi, la littérature scientifique considère majoritairement l'urbanisation comme une menace pour les organismes vivants, notamment à travers la destruction et la fragmentation de leurs habitats, mais aussi via la modification de leur environnement climatique, édaphique, atmosphérique, sonore, lumineux. Or, depuis plusieurs décennies, de nombreux travaux de recherche en écologie urbaine ont révélé l'importante diversité d'espèces abritées par les villes. La biodiversité est partout dans des lieux où elle est attendue, maîtrisée, entretenue (parcs, jardins, cours d'eau) mais aussi dans des lieux moins gérés et non dédiés à la nature comme les friches, les caniveaux, les trottoirs et les pieds d'arbres. Il est alors intéressant dans un contexte de changements globaux de comprendre comment les individus, espèces et communautés arrivent à s'accommoder, s'adapter, se recomposer afin de se maintenir et continuer à coloniser ces milieux urbains. Ainsi, le cas emblématique de la phalène du bouleau adaptant sa couleur à la pollution des villes industrielles (Clarke & Sheppard 1966) a récemment été rejoint par une diversité d'autres cas d'adaptation en ville (Lambert et al. 2021).

Face à une contrainte (une pression de sélection), une espèce peut réagir par trois types de réponse (Figure 1) :

- (i) Extinction ou extension locales : lorsque l'espèce ne peut avoir une performance (survie, croissance, reproduction) suffisante pour persister dans un environnement donné, elle s'éteint localement. Cette réponse peut être rapide mais dépend des capacités de dispersion de l'espèce pour la recolonisation des milieux lorsque les conditions redeviennent favorables. A l'inverse si les nouvelles conditions sont favorables à l'espèce, ses populations peuvent augmenter localement. Cela aboutit à un réarrangement de la composition en espèces de la communauté.

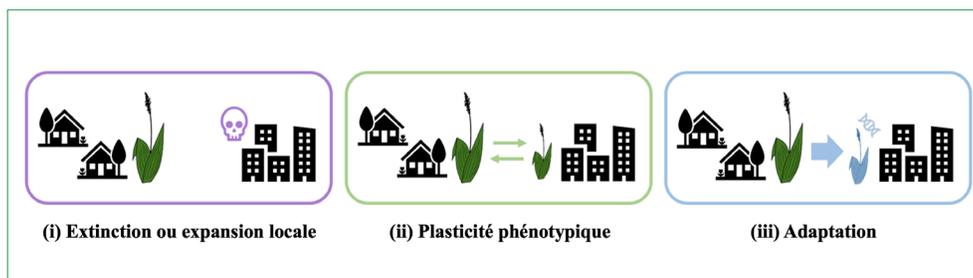


Figure 1. Différents types de réponses des espèces à des contraintes environnementales urbaines.  
© Laurent Hardion

- (ii) Plasticité phénotypique : face à certaines contraintes, les individus d'une espèce peuvent modifier leur forme, leur métabolisme leur comportement ou leur phénologie pour un même génotype. Cette plasticité phénotypique va permettre à l'espèce de s'accommoder rapidement à la variabilité de l'environnement (espèce généraliste), mais souvent au détriment de sa performance (biomasse, reproduction ; Figure 2).

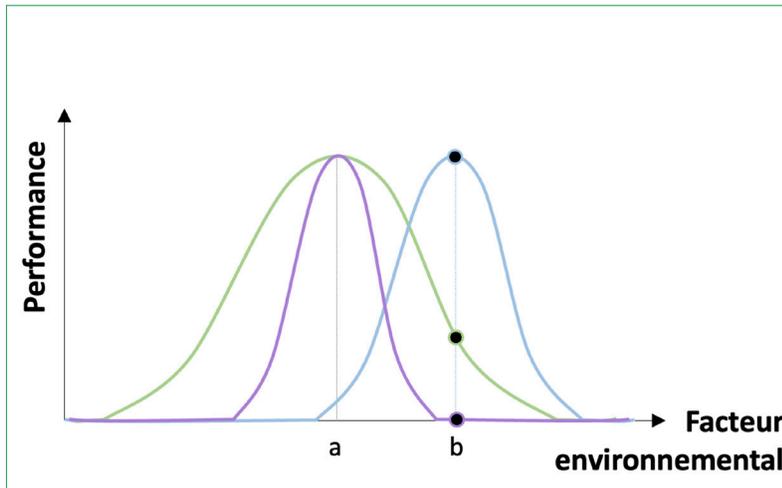


Figure 2. Modification de la performance d'une espèce lorsqu'un facteur environnemental passe de la condition 'a' vers 'b'. En violet, l'espèce y répond par sa disparition ; en vert, l'espèce répond par sa plasticité, elle modifie sa forme pour persister, mais au détriment de sa performance ; en bleu, l'espèce s'est adaptée à cette nouvelle condition, elle y atteint sa performance maximale.

© Laurent Hardion

- (iii) Adaptation : de nouvelles conditions environnementales peuvent jouer le rôle de filtre de sélection naturelle favorisant les génotypes les mieux adaptés (les plus performants). Ainsi, certains génotypes présentant des caractères morphologiques, physiologiques ou phénologiques seront sélectionnés au détriment des autres sur plusieurs générations. Cette réponse dépend donc de processus à plus long terme et donc moins réversibles, mais elle optimise la performance des individus (Figure 2).

## EXTINCTION-REMPLACEMENT DES ESPÈCES ET RÉARRANGEMENT DES COMMUNAUTÉS

L'extinction ou l'extension locale des espèces s'étudie souvent à l'échelle des communautés végétales à travers leur réarrangement en fonction des variations environnementales. A ce niveau, il a déjà été démontré que l'urbanisation réduit la richesse des espèces végétales ainsi que l'abondance de leurs pollinisateurs (de Barros Ruas et al. 2022). De plus, les diversités et différenciations taxonomiques ne sont pas les seules affectées par les variables environnementales urbaines. En effet, la diversité fonctionnelle des communautés, basée sur les traits fonctionnels des espèces qui les composent, est aussi impactée par les gradients urbains. Un trait fonctionnel est une caractéristique morphologique, physiologique ou phénotypique d'un individu affectant sa performance dans un environnement donné. L'étude de la diversité fonctionnelle permet de dépasser la simple considération taxonomique des espèces (1 taxon + 1 taxon = 2 taxons), et d'intégrer les caractéristiques écologiques de ces espèces et le fonctionnement des écosystèmes dans les approches comparatives en écologie. C'est ainsi que les plantes incapables de s'autoféconder et dépendantes des insectes pour leur pollinisation sont défavorisées en ville relativement au milieu rural (Desaegher et al. 2019). Celles colonisant les milieux urbains sont généralement capables de s'autoféconder, pollinisées par le vent, à cycle de vie court (annuelles), de grande taille, produisant des graines lourdes (Palma et al. 2017, Williams et al. 2015). Plus largement il apparaît que les assemblages de plantes ont tendance à voir une convergence de leur traits végétatifs le long de gradients d'urbanisation mais une divergence de leurs traits de reproduction (Concepción et al. 2017). Les conditions environnementales particulières des zones urbaines favorisent des espèces xérophiiles - capables de croître sur des sols secs -, nitrophiles - tolérant des sols enrichis en nutriments et thermophiles - appréciant des températures élevées (Desaegher et al. 2019, Williams et al. 2015).

## DISTINGUER L'ADAPTATION DE LA PLASTICITÉ PHÉNOTYPIQUE

Démêler la plasticité de l'adaptation dans les réponses des plantes aux gradients urbains requiert une approche associant des observations *in situ* et *ex situ* (Lambert et al. 2021 ; Figure 3). Le cheminement scientifique se fait souvent de la manière suivante : Tout d'abord, (1) des **observations de terrain** permettent de cibler une espèce présentant une variation d'un trait (phénotype) entre populations situées dans des envi-

ronnements contrastés ; (2) La **démonstration de la base génétique** de cette variation de trait peut être faite par des cultures d'individus issus des différents environnements, idéalement en conditions croisées, ou bien en jardin botanique avec des conditions similaires pour tous les individus. Si les différences entre les populations s'inversent (en transplantations croisées) ou s'estompent (en jardin botanique), l'espèce peut être considérée plastique pour le trait étudié. Si des différences sont conservées en écho aux observations de terrain, la base génétique de cette variation est retenue ; (3) la recherche d'un **facteur environnemental explicatif** de cette variation (pression de sélection) inscrit le reste de la démarche dans une perception mécanistique. Par exemple, l'étude des conditions environnementales dans lesquelles les différentes populations étudiées se développent permet d'isoler certains paramètres représentant une pression de sélection potentielle, en recherchant des relations avec la variation du trait étudié. (4) Enfin, une **expérimentation sur la performance** (survie, reproduction, croissance) de l'espèce selon ces différences génétiques, en conditions contrôlées ou en transplantations croisées, permettra ou non de valider l'hypothèse d'adaptation. Une amélioration de la reproduction, de la survie ou de la croissance d'un génotype donné dans une condition environnementale donnée signale un avantage sélectif de la valeur d'un trait pour ce génotype, l'hypothèse est validée. La variation génétique du trait étudié peut aussi répondre à d'autres forces évolutives plus aléatoires que la sélection naturelle, comme la dérive génétique et les flux de gènes, sans avantage sélectif, l'hypothèse d'adaptation est alors non validée.

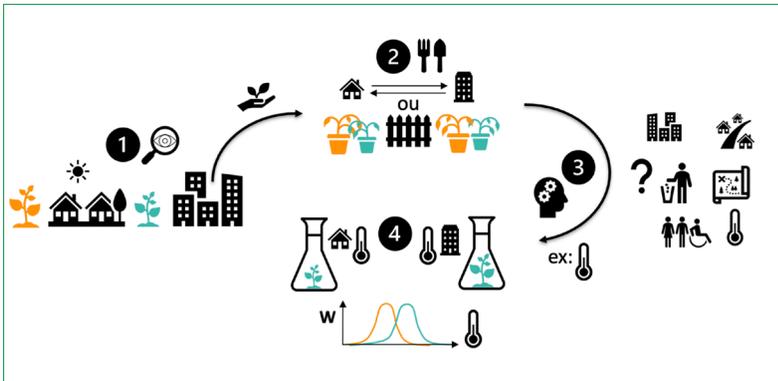


Figure 3. Démarche scientifique pour distinguer plasticité et adaptation au milieu urbain. (1) observations de la variation d'un trait fonctionnel d'une espèce-cible et caractérisation de l'environnement in situ ; (2) expérimentations ex situ en transplantations croisées et/ou en jardin botanique, et distinction des parts respectives de la différenciation génétique du trait et de sa plasticité phénotypique ; (3) hypothèses mécanistiques et choix des paramètres environnementaux à isoler et tester ; (4) expérimentations en laboratoire selon un paramètre (ici la température) et mesure des performances afin de prouver l'avantage sélectif de la valeur du trait. © Laurent Hardion

Il est à noter qu'aucun outil moléculaire n'est évoqué dans ce cheminement méthodologique. La plupart des études démontrant une adaptation en milieu urbain se basent sur l'observation de différences phénotypiques et non pas sur des données génomiques, bien qu'il existe déjà quelques tentatives pionnières (Perrier et al. 2020). Ainsi, pour les espèces végétales (Tableau 1), seul le modèle du trèfle blanc, *Trifolium repens* L. (Fabaceae), et de sa teneur en HCN (composé limitant l'herbivorie mais favorisant le gel de la plante) se passe d'expérimentation en conditions contrôlées, car les chercheurs étudient directement les fréquences alléliques du gène impliqué dans l'expression de ce trait comme preuve de sélection (Thompson et al. 2016 ; Santangelo et al. 2022). Un avantage de travailler à l'échelle de résolution du gène est de pouvoir encore mieux différencier les effets de la sélection naturelle de la dérive génétique et des flux de gènes, en comparant la fréquence allélique de ce gène à celles de marqueurs génétiques neutres. Dans le cas de *Trifolium repens* et de sa teneur en HCN, Santangelo et al. (2018) ont d'ailleurs démontré que la dérive génétique peut jouer un effet important dans la distribution spatiale de ce trait, venant brouiller le signal adaptatif.

A l'exception de l'étude pionnière de Cheptou et al. (2008), les 13 études portant sur l'adaptation d'espèces végétales au milieu urbain ont été publiées très récemment (2016-2023). La plupart de ces études démontrent une différence génétique des traits mesurés, principalement en cultivant des génotypes différents dans des conditions similaires en jardin botanique. Ces différences ne sont pas systématiquement observées au préalable in situ, sur le terrain (Tableau 1, approche expérimentale). Les cas de transplantations croisées sont très rares (Thompson et al. 2016 ; Gorton et al. 2018), sûrement du fait de la plus grande difficulté méthodologique de ce protocole. Néanmoins, la dimension mécanistique est très peu intégrée dans ces études, comme le montre les modalités environnementales prises en compte pour échantillonner différents génotypes et caractériser leur environnement. En effet, la plupart des études ne considèrent qu'une distinction binaire entre environnements urbain et non-urbain (rural, suburbain ou "naturel" ; tableau 1, 'Facteur environnemental'). La différenciation génétique entre les individus échantillonnés n'est démontrée avec une analyse génétique de marqueurs ADN neutres que dans un faible nombre d'études (Yakub & Tiffin 2017 ; Santangelo et al. 2022 ; Fukano et al. 2023 ; Schmitz et al. 2023). Enfin, la moitié de ces études parvient à démontrer l'avantage sélectif des différences génétiques de traits dans différentes conditions environnementales à travers des mesures de performance (e.g. Dubois & Cheptou 2017 ; Fukano et al. 2023).

Tableau 1. Synthèse des études d'écologie évolutive urbaine ciblant l'adaptation d'une espèce végétale à l'urbanisation.

Auteurs	Espèce	Ville	Facteur environnemental	Design expérimental
Cheptou et al. 2008; Dubois & Cheptou 2017; Lambrecht et al. 2016	<i>Crepis sancta</i> (Asteraceae)	Montpellier, France	Urbain / rural	OBS, JB, RT
Thompson et al. 2016	<i>Trifolium repens</i> (Fabaceae)	4 villes N-Américaines	Distance au centre	OBS, RT, GC
Yakub & Tiffin 2017	<i>Lepidium virginicum</i> (Brassicaceae)	5 villes N-Américaines	Urbain / rural	JB, GN
Gorton et al. 2018	<i>Ambrosia artemisiifolia</i> (Asteraceae)	Minneapolis, USA	Urbain / rural	RT
Fukano et al. 2020	<i>Digitaria ciliaris</i> (Poaceae)	Tokyo, Japon	Urbain / rural	JBE
Pisman et al. 2020	<i>Taraxacum officinale</i> (Asteraceae)	Ghent, Belgique	Urbain / suburbain / rural	JBE
Weston et al. 2021	<i>Phalaris arundinacea</i> (Poaceae)	Ohio, USA	Urbain / sub-urbain / rural / naturel	JBE
Qu et al. 2022	<i>Arabidopsis thaliana</i> (Brassicaceae)	Ghent, Belgique	Landcover gradient	JBE
Santangelo et al. 2022	<i>Trifolium repens</i> (Fabaceae)	160 villes mondiales	Distance au centre & urbain / rural	OBS, GC, NG
Fukano et al. 2022	<i>Eleusine indica</i> (Poaceae)	Tokyo, Japon	Urbain / rural	JBE
Taichi & Ushimaru 2023	<i>Commelina communis</i> (Commelinaceae)	Osaka-Kobe, Japon	Urbain / suburbain / rural	OBS, JB
Schmitz et al. 2023	<i>Arabidopsis thaliana</i> (Brassicaceae)	Cologne, Allemagne	Indicateurs basés sur l'écologie des plantes	OBS, JBE, GN
Fukano et al. 2023	<i>Oxalis corniculata</i> (Oxalidaceae)	Tokyo, Japon	Urbain / espaces verts	OBS, JBE, GN

OBS, observations in situ ; JB, Culture en jardin botanique ; JBE, JB avec expérimentation ; RT, transplantations reciproques ; GC, marqueurs génétiques codants ; GN, marqueurs génétiques neutres

Estimation de la performance	Plasticité, base génétique ou adaptation	Principaux résultats
Modélisation du coût de dispersion ; nombre d'inflorescences	Adaptation	"Urban plants produced less dispersing seeds, were larger, flowered and senesced later, had higher photosynthetic capacity and water-use efficiency, and higher leaf nitrogen content."
Herbivorie, performance reproductive, biomasse	Génétique	"Urban plant had lower HCN content, without fitness benefit."
-	Génétique	"Urban plants bolted sooner and longer before flowering, grew larger, had fewer leaves, produced more seeds, and are less plastic than rural plants ex situ."
Nombre de fleurs et fruits	~ Adaptation	"For a given site, urban seeds flowered earlier than rural seeds. For a given seed origin, flowering is earlier in rural sites (counter-gradient effect)."
Biomasse au-dessus et au-dessous du sol	Adaptation	"Urban plants showed better fitness than rural ones in low competition conditions, and conversely."
Biomasse sous-sol, poids des graines, nombre de graines et inflorescences	Génétique & plastique	"Urban plants had a reduced early seed production following herbivory ex situ."
Biomasse totale	Génétique & plastique	"Urban population was larger aboveground and had greater stress tolerance ex situ (leaf dry matter content, specific root length). Plasticity itself seems adaptive depending on urban contexts."
-	Génétique	"Larger sizes and decreased trichome density and seed set, and higher tolerance to herbivory with urbanisation ex situ."
-	Génétique	"In cities with urban plant had lower HCN content in situ, more genetic differentiation on HCN genes than on neutral markers."
Biomasse au-dessus et au-dessous du sol	~ Adaptation	"Urban plants showed better fitness than rural ones in low competition conditions, and conversely."
-	Génétique & plastique	"In urban, lower leaf number and SLA (genetic) and higher plant height and leaf area (plastic)."
Diamètre rosette, hauteur plante, nombres de feuilles, fleurs et fruit	Génétique	"Genetic difference of dormancy and flowering among sites, but opposite patters in situ and ex situ (counter-gradient effect)."
Biomasse, taux photosynthétique (assimilation CO2)	Adaptation	"More red leaves in urban in situ, and red leaves performed better under heat stress ex situ, and conversely for green leaves."

## L'ÉVOLUTION NON-ADAPTATIVE : DIVERSITÉ GÉNÉTIQUE ET FLUX DE GÈNES

Les variables environnementales urbaines n'ont pas uniquement un effet d'exclusion/inclusion, de pression de sélection ou de stress diminuant ou améliorant la performance des espèces, mais elles peuvent aussi influencer leur capacité à se disperser et à se reproduire. Ce faisant, elles ont un impact sur la diversité génétique, sa structuration et les flux de gènes entre populations. Initialement, l'urbanisation est perçue comme néfaste aux espèces par la destruction de leur habitat, réduisant la diversité génétique des populations notamment par l'effet de la dérive génétique sur les petites populations (Holderegger et Di Giulio, 2010 ; Crispo et al., 2011). De plus, la fragmentation de cet habitat tend à réduire les flux de gènes et augmenter la différenciation génétique entre populations. Mais sur la base de 167 études de génétique des populations en environnement urbain, Miles et al. (2019) ont partiellement rejeté l'hypothèse selon laquelle l'urbanisation diminuerait nécessairement la diversité génétique au sein des populations ou augmenterait la différenciation génétique entre elles. En effet, l'urbanisation peut entraver ou faciliter les flux génétiques, selon les espèces et leurs caractéristiques ainsi que les villes étudiées. Ainsi, les environnements urbains peuvent aussi faciliter les échanges génétiques entre les populations grâce à divers mécanismes, notamment le transport assisté par l'humain et la création de corridors de dispersion (Jha et Kremen, 2013 ; LaPoint et al., 2015). Cette facilitation urbaine peut introduire de nouveaux allèles dans les populations urbaines, influençant potentiellement leur adaptabilité aux conditions urbaines (Munshi-South et Richardson, 2020). Cependant, Miles et al. (2019) remarquent également que la grande variabilité des traits fonctionnels des espèces étudiées peut limiter les tendances générales. Une seconde revue de la littérature sur les flux de gènes en fonction des connectivités écologiques en milieu urbain (*urban landscape genetics*) a une fois de plus souligné que les caractéristiques urbaines peuvent entraver, favoriser ou ne montrer aucune relation cohérente avec le flux de gènes, selon les traits des espèces et les villes (Fusco et al. 2021). Ces synthèses soulignent également le biais de ce type d'étude ne représentant généralement qu'une espèce, la plupart du temps un tétrapode vertébré, dans une seule ville, généralement d'Amérique du Nord.



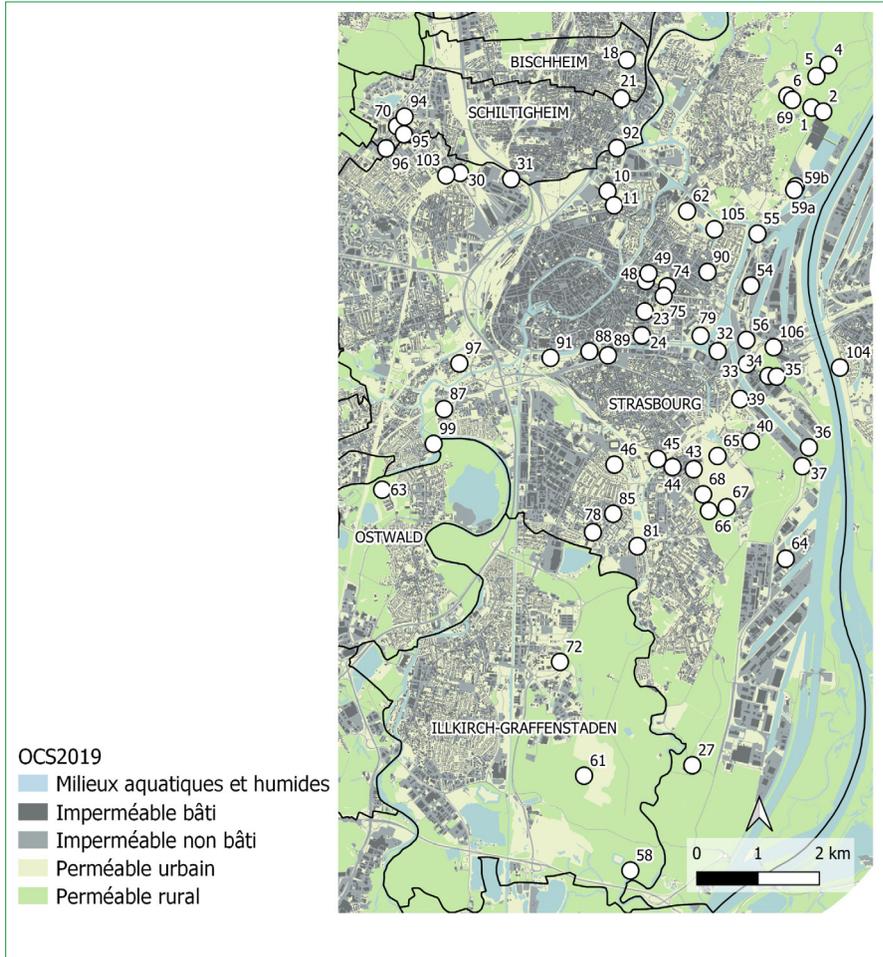
# LE PROJET EVOLVILLE, QUAND L'ÉVOLUTION S'INVITE EN VILLE

---

Le projet de recherche EvolVille étudie la réponse des espèces végétales aux gradients environnementaux urbains, aux échelles emboîtées des communautés, des populations et des gènes. Pour cela, un observatoire à long terme de la biodiversité urbaine a été mis en place en 2020 par la caractérisation et le suivi d'une soixantaine de sites répartis dans l'Eurométropole de Strasbourg selon différents gradients d'urbanisation.

## SITES D'ÉTUDE

- (1) Un gradient d'imperméabilisation du paysage allant de contextes forestiers à urbanisés (Figure 4) tout en évitant les contextes agricoles, difficiles à situer dans ce gradient naturel à urbain (BD végétation grande échelle, Eurométropole de Strasbourg, 2017 ; NDVI, image Sentinel 2, 30.04.2019).
- (2) Le deuxième gradient considéré est un gradient de gestion d'abord réalisé à partir de la physionomie de la végétation (gazons, prairies, friches) puis affiné à l'aide de questionnaires soumis aux gestionnaires des espaces. La forte dynamique urbaine induit des disparitions de sites au cours du temps qui sont remplacés par de nouveaux. C'est ainsi, qu'en 2023, un total de 65 sites a été suivi au moins une année.



**Figure 4.** Distribution des sites de l'observatoire de la biodiversité urbaine EvolVille sur l'Eurométropole de Strasbourg selon l'occupation du sol (OCS2019, Région Grand Est). Les traits noirs symbolisent les limites des communes, celle à droite de la carte symbolisant également la frontière Franco-Allemande.

© Audrey Muratet

## GRADIENTS ENVIRONNEMENTAUX URBAINS

En plus des deux gradients d'urbanisation utilisés pour notre plan d'échantillonnage des 60 sites, ceux-ci ont également été décrits en fonction des densités humaine et bâtie dans leur voisinage ainsi que par des variables climatiques et édaphiques locales.

### • Variables paysagères (voir encadré 1) :

Au sein d'une zone tampon de 100 à 500 m de rayon partant du centre des carrés d'observation de la flore (voir p.33), nous avons estimé la densité de routes (en m/m<sup>2</sup>, BD Topo v3.0 ; IGN 2020), la densité de population humaine sur son lieu de résidence fiscale (en habitants/km<sup>2</sup>, données carroyées Filosofi 2017 ; INSEE 2017 ; BD Topo v3.0 ; IGN, 2020 ; données de bâti utilisées pour désagréger à fine échelle la donnée de population), la hauteur moyenne du bâti, correspondant à la somme des volumes des bâtiments divisée par la somme des surfaces bâties (données BD Topo v3.0 ; IGN 2020), et la quantité de végétation représentée par l'indice de végétation (Normalized Difference Vegetation Index : NDVI) moyen dans la zone tampon (image Sentinel 2 du 23.07.2020, tuile 32ULU, issu du Pôle de Données Français THEIA au niveau 2A corrigée des effets topographiques et atmosphériques) ainsi que sa continuité à l'aide d'un Indice d'agrégation pour les valeurs de NDVI à un seuil fixé à 0,6.

### • Variables climatiques locales :

Des capteurs de type iButton (Proges Plus) ont été installés sur 55 des sites étudiés, au sein de nichoirs à insectes (Figure 5), afin de recueillir les conditions climatiques locales. Pour les sites où il n'y a pas eu de capteur installé (cinq sites), une interpolation a été réalisée à partir des sites voisins. La moitié des capteurs installés ont enregistré la température uniquement tandis que l'autre moitié associait mesures de température et hygrométrie (pourcentage d'humidité atmosphérique). La température (résolution de 0.5°C) et l'hygrométrie (résolution de 1%) ont été enregistrées toutes les heures 24h/24h en continu depuis avril 2022.

### • Variables de gestion :

Des données de gestion des sites herbacés ont été récoltées auprès des gestionnaires de site, décrivant la période de fauche (précoce, estivale, tardive, toute l'année), la fréquence de fauches par an (allant de 0 à 16), le type de fauche (coupe ou broyage), et l'export ou non des produits de fauche.

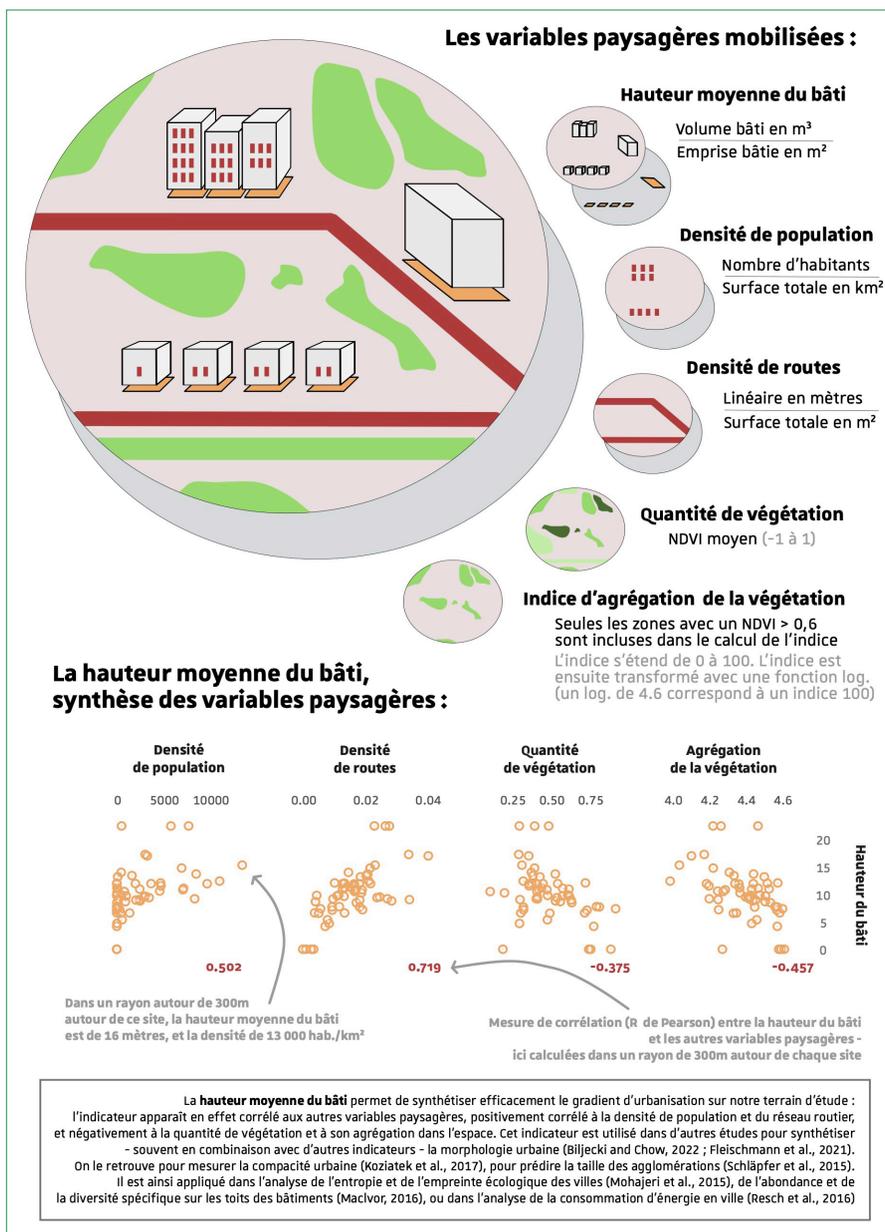




Figure 5. A gauche, nichoir à insectes placé sur chaque site pour enregistrer température et humidité locales ; à droite, sondage à la tarière pour la description des horizons du sol.  
© Audrey Muratet

### • Variables pédologiques :

À l'aide d'un sondage à la tarière au plus proche des relevés floristiques (voir p.33) et sur toute la profondeur du sol (jusqu'à rencontrer un obstacle, Figure 5), les différents horizons ont été décrits en termes de couleur (Code Munsell 2010), de texture dominante (argileuse/limoneuse/sableuse), de teneur en éléments grossiers (> 2 mm de diamètre) et des potentielles traces d'hydromorphie. La réserve utile en eau du sol, i.e. la quantité d'eau maximale qu'il peut contenir, a été estimée selon sa profondeur, son coefficient de texture et sa teneur en éléments grossiers. Trois échantillons de sol ont été prélevés dans l'horizon de surface (20 cm), le plus crucial pour les racines des plantes herbacées, pour réaliser des analyses en laboratoire de la granulométrie, la fertilité (pH, teneurs en carbonates, en carbone organique, en azote total et calcul du ratio C/N). Enfin, la compacité du sol a été estimée par la densité apparente à l'aide de prélèvements de trois cylindres enfoncés en surface pour mesurer le ratio entre le poids sec du sol et son volume.

Après une analyse des corrélations entre toutes ces variables environnementales, les cinq variables retenues comme les plus représentatives des gradients urbains analysés sont : (i) la hauteur moyenne du bâti comme variable représentative de la fragmentation de l'habitat à l'échelle paysagère (détails dans l'encadré 1), (ii) la température nocturne locale moyenne sur un an, reflétant l'îlot de chaleur urbain, (iii) le nombre de fauches illustrant l'intensité de gestion des sites et, (iv) la teneur en sable et (v) en azote illustrant respectivement la déstructuration et l'eutrophisation des sols.



# RÉPONSES DES COMMUNAUTÉS

---

## MISE EN PLACE D'UN OBSERVATOIRE

L'inventaire des plantes vasculaires a été réalisé en juin-juillet au sein de trois séries de cinq carrés d'1 m<sup>2</sup> dans chaque site et répété chaque année entre 2020 et 2023. Les espèces présentes au sein des 15 carrés ont été notées. Les communautés ont été analysées ensuite d'un point de vue taxonomique et fonctionnel. Au niveau de la communauté, nous n'avons pas mesuré les traits sur le terrain mais utilisé les bases de données et Flores existantes (TRY, BioFlor, Baseflor et *Flora Gallica*) pour associer les performances et les traits fonctionnels à chaque espèce recensée et dériver des moyennes pondérées par la fréquence des espèces dans la communauté.

## RECOMPOSITIONS FONCTIONNELLES EN RÉPONSE À L'URBANISATION

Sur les quatre années du suivi, 316 espèces ont été recensées. En réponse à l'urbanisation on assiste à un appauvrissement des communautés qui se réarrangent vers des assemblages d'espèces à période de floraison plus longue, non dépendantes des insectes pour leur pollinisation, de petite taille. Les tendances observées pour la taille contredisent la plupart des études (Palma et al. 2017) : ici, les espèces voient leur taille diminuer de près de 10 cm lorsque la température augmente d'1°C. A partir de 5 fauches par an, la taille moyenne des espèces est en-dessous de 80 cm (versus entre 80 et 120 cm pour les sites non fauchés, Figure 6). Les stratégies de survie varient selon les gradients urbains analysés, les espèces vivaces étant favorisées par une gestion très intensive des espaces, mais défavorisées par les hautes températures urbaines (Figure 7). Les caractéristiques du sol ne montrent pas de relations significatives ou fortes sur les assemblages des communautés.

Les espèces avec une période de floraison étalée peuvent être considérées comme des opportunistes (généralistes) telle la pâquerette (*Bellis perennis*), le Sénéçon du Cap (*Senecio inaequidens*) ou la Véronique de Perse (*Veronica persica*) capables de fleurir à n'importe quel moment de l'année lorsque les conditions leur sont favorables. Les espèces avec une période de floraison plus restreinte sont quant à elles spécialisées sur une saison et ainsi plus sensibles à des perturbations environnementales. C'est le cas du Céraiste nain (*Cerastium pumilum*) qui fleurit en avril-mai, la Fléole des prés (*Phleum pratense*) qui ne fleurit qu'en juillet ou de l'Epilobe d'automne (*Epilobium brachycarpum*) qui fleurit en août-septembre. Le nombre d'opportunistes augmente avec l'excès de chaleur urbain, tandis

que les spécialistes vont disparaître quand les conditions approchent des extrêmes climatiques. Les effets du paysage bâti et de la gestion locale sur la période de floraison vont également dans le sens d'une perte des espèces aux périodes de floraison courtes (Figure 8).

Les espèces entomophiles, dépendantes des insectes pour leur pollinisation, sont plus rares dans les paysages très compactés. La fragmentation induite par les bâtiments pourrait limiter les déplacements des pollinisateurs et ainsi favoriser les espèces qui n'en dépendent pas, les espèces anémophiles pollinisées par le vent (Figure 9).

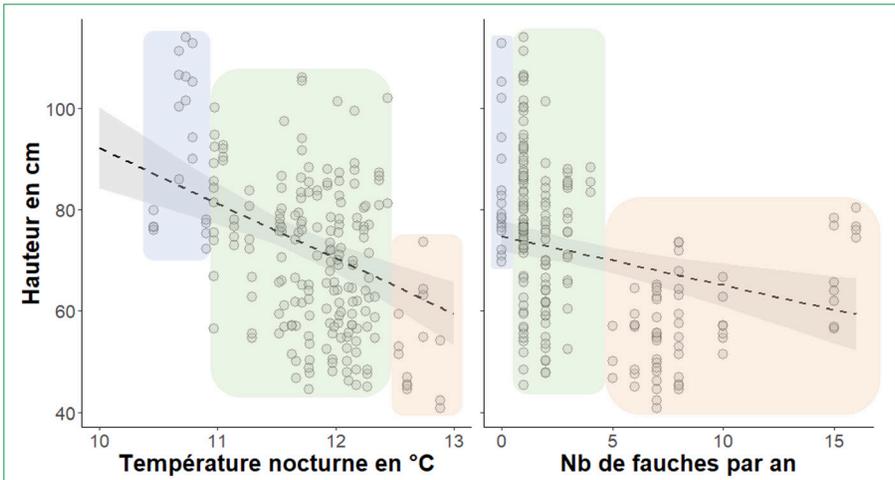


Figure 6. Hauteur moyenne des assemblages végétaux en fonction de la température nocturne et du nombre de fauches par an. © Audrey Muratet

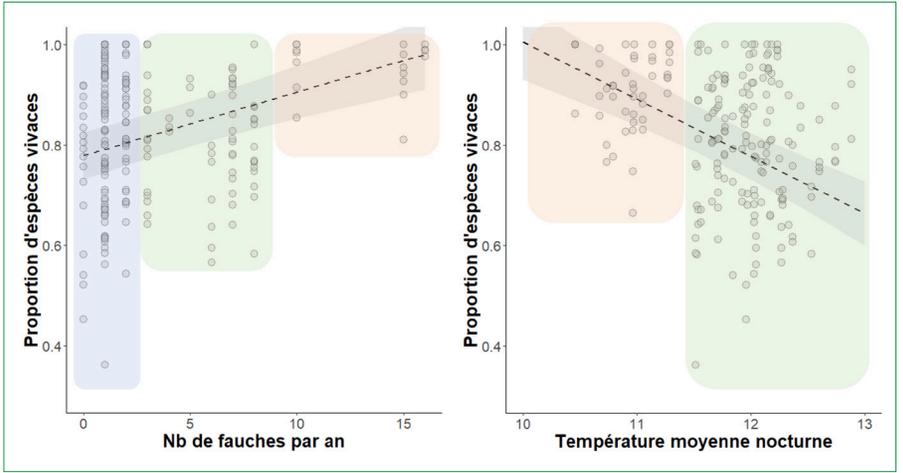


Figure 7. Proportion d'espèces vivaces au sein des assemblages végétaux en fonction du nombre de fauches par an et de la température moyenne annuelle nocturne locale. © Audrey Muratet

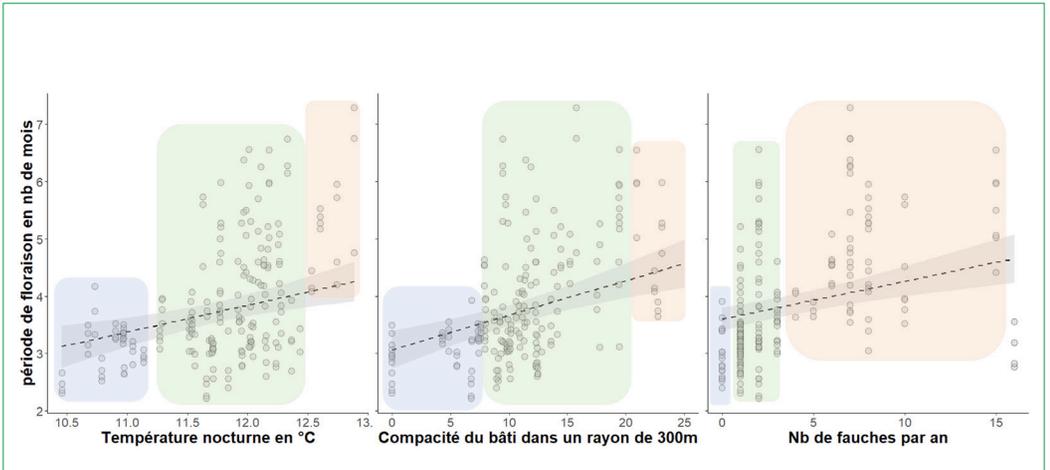


Figure 8. Durée de la période de floraison moyenne des assemblages végétaux en fonction de la température nocturne, de la hauteur moyenne du bâti dans un rayon de 300 m autour du site et du nombre de fauches par an. © Audrey Muratet

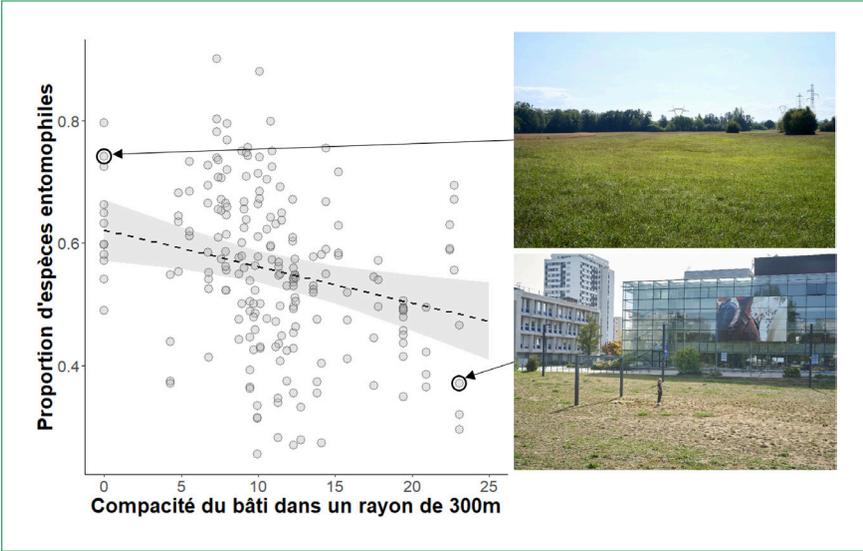


Figure 9. Proportion d'espèces entomophiles au sein des assemblages végétaux en fonction de la hauteur moyenne du bâti dans un rayon de 300 m autour du site. © Audrey Muratet



# RÉPONSES DES POPULATIONS : EXTINCTION, PLASTICITÉ OU ADAPTATION

---

## CHOIX DES ESPÈCES

A l'échelle des populations, l'étude des réponses des plantes à l'urbanisation a ciblé quatre espèces parmi celles présentes dans le plus grand nombre de sites, en excluant celles à floraison précoce ou tardive, tout comme les espèces régulièrement présentes dans les semences commerciales. Ainsi, le plantain lancéolé, *Plantago lanceolata* L. (Plantaginaceae) a été étudié sur un minimum de 46 sites, la luzerne lupuline, *Medicago lupulina* L. (Fabaceae) sur 25 sites minimum, le dactyle aggloméré, *Dactylis glomerata* L. (Poaceae) sur 19 sites minimum, et le trèfle des près, *Trifolium pratense* L. (Fabaceae) sur 23 sites minimum, avec une variation positive selon les traits mesurés et le matériel végétal disponible sur site. Ces quatre espèces présentent aussi des distinctions fonctionnelles intéressantes, prenant respectivement la forme d'une rosette basale, d'une herbacée prostrée, d'une herbacée dressée, et d'une graminée cespiteuse. A titre d'exemple, nous pouvons faire l'hypothèse que la perturbation de fauche se portera sur l'ensemble de la biomasse aérienne du dactyle, sur les inflorescences et partiellement sur les feuilles du plantain et du trèfle, et ne devrait pas impacter directement la luzerne (Figure 10). De plus, la luzerne et le trèfle sont entomophiles - pollinisés par des insectes - et zoogames - leurs semences sont dispersées par les animaux -, alors que le plantain et le dactyle sont principalement anémophiles et anémogames - leur pollen et leurs semences sont dispersés par le vent.



Figure 10. Choix des espèces et distinction de forme entre, de gauche à droite, *Plantago lanceolata*, *Medicago lupulina*, *Dactylis glomerata* et *Trifolium pratense*. Les tirets représentent une hauteur de fauche potentielle entraînant des dommages et des conséquences différentes pour chaque espèce. © Laurent Hardion

## CHOIX DES TRAITS FONCTIONNELS ÉTUDIÉS

Parmi les traits fonctionnels mesurés dans le projet EvolVille, **la masse foliaire par unité de surface** (*leaf mass per area* LMA), inverse de la surface spécifique foliaire (specific leaf area SLA), correspond à la masse sèche de la feuille par unité de surface foliaire (kg/m<sup>2</sup>, mesurée sur la troisième feuille sommitale). La surface de la feuille a été mesurée avec un scanner portable CI-202 (CID-Bioscience ; résolution de 0,1 mm), et son poids sec pesé à une résolution de 0,1 mg après 48 h à 80°C. **La longueur étirée reproductrice**, proche de la hauteur de la plante en fleur, a été mesurée du point de fixation au sol jusqu'au sommet de l'inflorescence en étirant-déployant l'échantillon. **Le poids des graines** a été mesuré par lot de 30 graines-akènes à une résolution de 0,1 mg après 48 h à 80°C, en mélange à l'échelle populationnelle *in situ*, et par individu *ex situ*. **Le taux de germination** a été estimé en phytotron (16h jour à 30°C / 8h nuit à 20°C) durant deux mois sur 20 graines récoltées *in situ* par site et par espèce.

La réponse de ces quatre espèces en termes d'extinction ou d'extension a été analysée à l'aide des données de présence et d'absence issues du protocole d'étude des communautés exposé précédemment. Pour distinguer les réponses de plasticité et d'adaptation, une phase de terrain (*in situ*) et une phase de culture en jardin botanique (*ex situ*) ont été menées avec un an d'intervalle (2021 et 2022). Une partie des graines récoltées *in situ* ont permis de cultiver de nombreux individus jusqu'à maturité pour la mesure des traits *ex situ* (Figure 11). Parmi les 60 sites du projet, 45 sites ont été représentés *ex situ* pour le plantain, 36 pour la luzerne, 25 pour le dactyle et 31 pour le trèfle.



Figure 11. Étapes de la mise en culture *ex situ*. De gauche à droite, germination en conditions contrôlées (phytotron), plants en godets, et plantes en pots (1,3 L). © Audrey Muratet

## RÉPONSES D'EXTINCTION, PLASTICITÉ ET ADAPTATION

En termes d'**extinction**/persistance, le dactyle et la luzerne montrent une fréquence significativement réduite face à la pression de fauche. Cette aversion à la fauche est plus prononcée pour le dactyle et accompagnée d'une perte de performance en termes de viabilité de la descendance (taux de germination) sur des sols enrichis en azote et des paysages urbains fragmentés par le bâti (Figure 12).

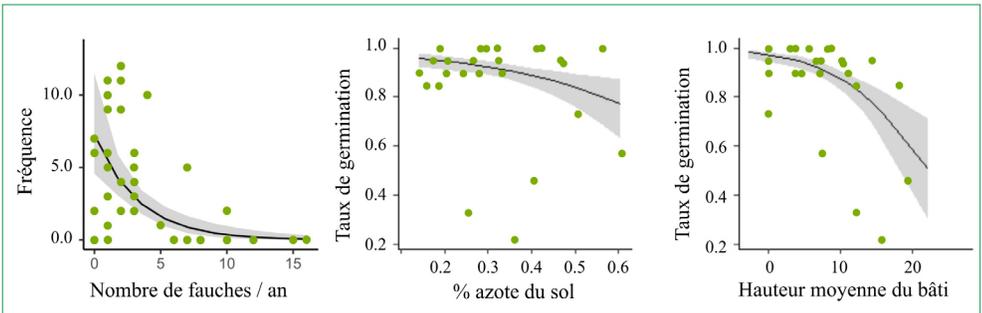


Figure 12. Effets des variables environnementales sur la performance du dactyle en termes de persistance/extinction (Fréquence *in situ*) et de production d'une descendance viable (Taux de germination des graines récoltées *in situ* et mises à germer en conditions contrôlées).  
©Alejandro Sotillo

Pour les traits étudiés, 13 effets significatifs ont été observés uniquement *in situ* et constituent donc des preuves de **plasticité** des espèces étudiées (Tableau 2). A titre d'exemple, la longueur des inflorescences/fleurs réagit uniquement par plasticité environnementale, et essentiellement pour le trèfle face au pourcentage de sable dans le sol et aux températures nocturnes, indicateurs potentiels d'aridité.

Seule la hauteur du bâti a eu un effet sur la hauteur reproductive du trèfle à la fois *in situ* et *ex situ* (Figure 13). C'est donc le seul effet présentant clairement une **base génétique**, puisque la différence entre les sites observées *in situ* s'est maintenue en culture en jardin botanique. La hauteur reproductive est un trait fonctionnel souvent corrélé à la capacité de dispersion en termes de distance, notamment pour les espèces anémogames, mais aussi pour des dispersions barochores ou zoochores (Thomson et al., 2011). Or, Cheptou et al. (2008) ont démontré que la dispersion de *Crepis sancta* s'est adaptée à des environnements fortement imperméabilisés, en produisant moins de types d'akènes capables de se disperser sur

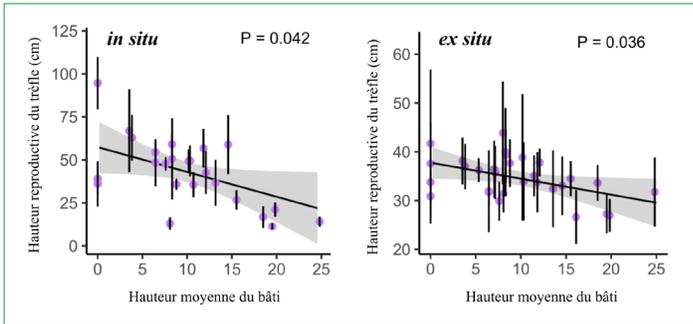


Figure 13. Effets de la hauteur moyenne du bâti (fragmentation de l'habitat ; sur 300 m de rayon) sur la longueur reproductive du trèfle. ©Alejandro Sotillo

de longues distances (*i.e.* avec une forte probabilité de tomber hors de son habitat). Dans notre étude, la plus faible hauteur reproductive du trèfle en milieu fortement fragmenté pourrait être adaptée à une dispersion plus locale, augmentant la probabilité de survie de la descendance, et cela malgré la dispersion zoochore de l'espèce (Thomson et al., 2011). Comme expliqué précédemment, cette différence génétique devra ensuite être testée en transplantation croisée ou en expérimentation en conditions contrôlées afin de démontrer s'il s'agit d'une adaptation, permettant au génotype associé une meilleure performance dans l'environnement où il se trouve initialement.

Quatre autres effets ont été trouvés exclusivement *ex situ* (Figure 14), ce qui n'était pas attendu conceptuellement dans notre méthodologie, et donc peu réfléchi en termes d'implications évolutives. Dans la plupart des études analogues (7/13 ; Tableau 1), les traits ne sont pas mesurés *in situ* et les conclusions se basent uniquement sur des données *ex situ*, ou bien cette incongruence n'est pas discutée et l'*ex situ* suffit à démontrer la base génétique (e.g. Taichi & Ushimaru, 2024). Ces effets *ex situ* dénotent certainement eux aussi de différences entre populations, donc possédant une base génétique, donc héréditaire (acquis des parents) et potentiellement présentes aussi *in situ* (Tableau 3). De plus, ces différences sont structurées le long de certains gradients environnementaux, et donc peuvent représenter de potentielles adaptations à tester expérimentalement. Exprimées nettement par les individus cultivés en jardin botanique, ces différences ont pu être masquées sur le terrain par l'effet additionné de la plasticité phénotypique due à de la concurrence plus accrue, ou des conditions environnementales plus contraignantes (e.g. sols urbains, perturbations, absence d'arrosage), et d'autres variables environnementales

Tableau 2. Effets des variables explicatives (modèle linéaire multivarié par trait et par espèce, séparément *in situ* et *ex situ*) sur les moyennes par population des traits fonctionnels *in situ* et *ex situ*, ainsi que sur les taux de germination et la fréquence de chaque espèce étudiée *in situ*. Pour chaque interaction trait x variable, les coefficients sont présentés *in situ* | *ex situ*.

Trait	Espèce	Fréquence de fauches		% N <sub>tot</sub> du sol		% en sable du sol		Température nocturne		Hauteur moy. du bâti	
LMA (kg/m <sup>2</sup> )	<i>D. glomerata</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
	<i>M. lupulina</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.44	ns	
	<i>P. lanceolata</i>	-0.29	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.35	
	<i>T. pratense</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
Hauteur reproductive (cm)	<i>D. glomerata</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
	<i>M. lupulina</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
	<i>P. lanceolata</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
	<i>T. pratense</i>	-0.61	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.41	
Longueur de l'inflorescence (cm)	<i>D. glomerata</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
	<i>M. lupulina</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	0.43	
	<i>P. lanceolata</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
	<i>T. pratense</i> *	ns	ns	ns	ns	-0.51	ns	-0.71	ns	ns	
Masse des graines (mg)	<i>D. glomerata</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
	<i>M. lupulina</i>	ns	0.61	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
	<i>P. lanceolata</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.41	ns	ns	
	<i>T. pratense</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
Taux de germination	<i>D. glomerata</i>	ns	-0.45	ns	ns	ns	ns	ns	ns	-0.97	
	<i>M. lupulina</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
	<i>P. lanceolata</i>	ns	ns	0.16	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
	<i>T. pratense</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
Fréquence in situ	<i>D. glomerata</i>	-1.25	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
	<i>M. lupulina</i>	-0.45	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
	<i>P. lanceolata</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	
	<i>T. pratense</i>	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	

\*, longueur de la fleur mesurée

non incluses dans nos analyses. Une explication alternative pour l'apparition de tendances *ex situ* non répliquées *in situ* serait un effet de sélection stabilisante : pour obtenir une valeur d'un trait donné similaire, théoriquement idéal en toute situation, sous différentes valeurs d'une variable environnementale, l'espèce en question aurait besoin de différents génotypes. *Ex situ*, ces différents génotypes exprimeraient donc des différences dans le trait, qui ne s'expriment pas *in situ*.

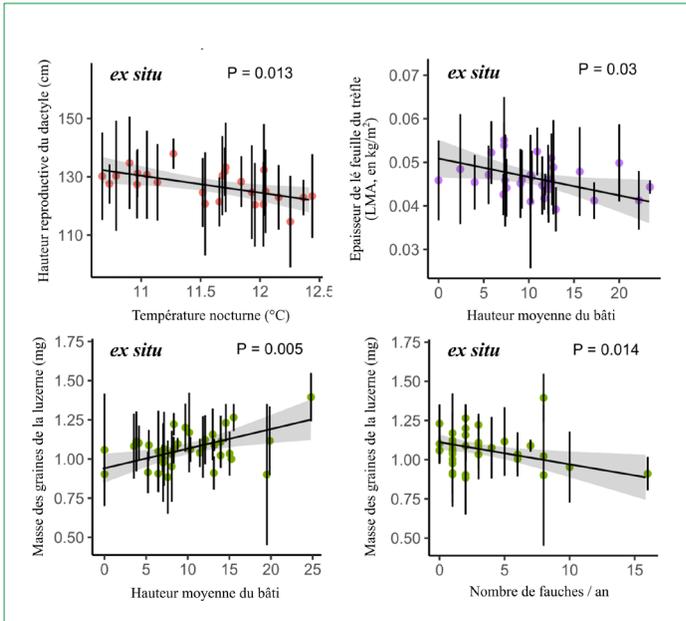


Figure 14. Effets présentant une base génétique mais démontrés uniquement *ex situ*. ©Alejandro Sotillo

Tableau 3. Représentation des hypothèses mécanistiques sous-jacentes à la méthodologie choisie de mesures des traits sur le terrain (*in situ*) et sur des individus cultivés en jardin botanique (*ex situ*). =, similarité des traits par population, ≠ différences significatives des traits par populations.

	= <i>ex situ</i>	≠ <i>ex situ</i>
= <i>in situ</i>	Variance faible ou non-structurée	Base génétique masquée <i>in situ</i> ?
≠ <i>in situ</i>	Plasticité phénotypique	Base génétique (adaptation ?)

## EFFETS DES VARIABLES ENVIRONNEMENTALES URBAINES

La gestion des sites herbacés urbains, la composition du sol, l'excès de chaleur urbain et la fragmentation du paysage ont induit l'extinction ou la persistance, la plasticité et l'adaptation potentielle chez les quatre espèces étudiées (Tableau 2). La **hauteur moyenne du bâti** est la variable accumulant le plus d'effets (cinq *in situ*, trois *ex situ*). Pour rappel, cette variable représente bien la fragmentation du paysage urbain par sa forte corrélation avec les autres variables paysagères (voir encadré 1). Ces effets impactent principalement la LMA, et donc la productivité des espèces, potentiellement plus forte (LMA plus faible) dans les paysages fortement fragmentés. Néanmoins, une étude similaire à la nôtre a récemment démontré la corrélation positive entre la LMA de *Commelina communis* et l'artificialisation urbaine, en culture en jardin botanique également (Taichi & Ushimaru 2024). De plus, notre étude démontre à nouveau que la fragmentation du paysage diminue la capacité des plantes à se disperser. En effet, la hauteur moyenne du bâti semble aussi favoriser des hauteurs reproductives plus petites (plantain *in situ*, trèfle *in* et *ex situ*) et des masses de graines plus importantes (luzerne *ex situ*), ces directions étant souvent liées à une diminution de la distance de dispersion des graines (Thomson et al., 2011).

Contrairement à nos attentes, **le nombre de fauches**, illustrant la pression de gestion humaine sur les sites, a relativement peu d'effets, et principalement plastiques. L'augmentation de la gestion fait disparaître le dactyle et la luzerne, et réduit la LMA du plantain et la hauteur reproductive du trèfle. La LMA représente des stratégies de conservation, sa réduction impliquant des feuilles plus fines, une densité tissulaire plus faible, une durée de vie plus courte, une plus faible quantité de composés défensifs, et donc une faible protection contre l'usure, la sécheresse et les herbivores. A l'échelle des communautés, l'augmentation du nombre de fauches favorise les espèces à LMA faible (Bouchet et al., 2017 ; Fynn et al., 2011), pouvant compenser ces perturbations par une régénération de feuilles rapide (Westoby, 1996). La hauteur reproductive des plantes est associée à la dissémination des graines et à la compétitivité dans la capture de la lumière. Enfin, fidèle à nos attentes, la LMA et la hauteur de la luzerne ne répondent pas à la pression de fauche car son port prostré semble particulièrement bien adapté pour boucler son cycle sans perturbation. Cependant, la pression de gestion est négativement corrélée à la fréquence *in situ* et au poids des fruits de luzerne obtenus *ex situ*.

**Le pourcentage en azote du sol** dans un contexte urbain est associé aux apports anthropiques (Trammell et al., 2020). Notre étude couvre une variété de configurations, des sols non perturbés entourés de bois à des sols entourés d'industries et de routes très fréquentées. Allant de 0,11 à 0,6 %, les concentrations totales en azote dans nos sites d'étude dépassent souvent celles trouvées dans les zones résidentielles de Baltimore, aux États-Unis (0,05 à 0,2 % Raciti et al., 2011), les prairies urbaines du sud de l'Angleterre (0,22 à 0,42 % Norton et al., 2019), les parcs urbains en Finlande (0,22 à 0,39 % Setälä et al., 2016), et les sols urbains de Rostock en Allemagne (0,06 à 0,25 % Beyer et al., 2001). Cependant, ils se situent dans la fourchette de Stevens et al. (2004), qui ont analysé les prairies anglaises le long d'un gradient de dépôt d'azote (0,1 à 1,6 %). L'azote peut agir comme un fertilisant, augmentant la performance des plantes (mais aussi la compétition), voire selon les concentrations et les espèces, comme un facteur de stress diminuant cette même performance par toxicité, directe ou indirecte (e.g. microbiome du sol). Dans notre étude, l'azote du sol a uniquement des effets plastiques, et sur des traits pouvant être reliés à la performance des espèces. Ainsi, il améliore la masse des graines de la luzerne et le taux de germination du plantain, tandis qu'il diminue celui du dactyle. Si l'effet positif de la fertilité du sol sur la masse des graines est évident (Kolodziejek, 2017), l'effet négatif de l'enrichissement du sol en azote sur la germination des graines de dactyle a lui aussi déjà été démontré (Pérez-Fernández et al., 2006 ; Pérez-Fernández & Rodríguez-Echeverría, 2003).

**Le pourcentage de sable du sol** influence sa perméabilité, mais aussi sa capacité (inversement proportionnelle) à retenir l'eau. Par cette tendance drainante et asséchante, les sols sableux peuvent influencer la floraison (nombre ou taille des fleurs, période) des plantes selon leur tolérance à l'aridité (Bretzel et al., 2009). Dans notre étude, cette variable présente un seul effet et uniquement *in situ*, sur la diminution de la taille des fleurs de trèfle, espèce entomophile. Cette tendance entre sécheresse et diminution de la taille des fleurs a déjà été observée dans d'autres contextes environnementaux, souvent liée à une diminution des interactions plantes-pollinisateurs (Descamps et al., 2021 ; Kuppler et al., 2021 ; Phillips et al., 2018 ; Rering et al., 2020 ; Winkler et al., 2009). D'ailleurs, la température nocturne a aussi un effet plastique sur la taille des fleurs de cette espèce sensible à la sécheresse (Queen et al., 2009).

**La température nocturne**, représentative de l'îlot de chaleur urbain, diminue aussi la masse des graines du plantain. Observée uniquement *in situ*, cette réduction pourrait correspondre à une moins bonne performance de l'espèce pour la production de réserve, et donc de viabilité de la

descendance dans les îlots de chaleur. Cette réduction de masse pourrait alternativement être perçue comme fonctionnelle, être due à l'épaisseur du tégument de la graine, et dans ce cas réduire la dormance tégumentaire dans des températures chaudes grâce à un tégument plus fin (Alexander & Wulff, 1985 ; Lacey et al., 1997).

# DIVERSITÉ GÉNÉTIQUE ET FLUX DE GÈNES

---

A une troisième échelle d'étude, le projet EvolVille étudie l'évolution non-adaptative en milieu urbain à travers une approche de génétique des populations. Parmi les quatre espèces étudiées précédemment, deux ont été retenues sur la base de critères biologiques et pratiques (Tableau 4). *Dactylis glomerata* a été écarté de ce choix dû au plus faible nombre de sites qu'il occupe, mais aussi au regard de sa très grande taille de génome sous-tendant un plus grand coût de séquençage. *Trifolium pratense* a été exclu car parfois présent dans les semences commerciales utilisées pour réensemencer les espaces herbacés ; l'introduction de nouveaux génotypes aurait pu modifier la structure génétique interprétée en relation avec nos variables environnementales et des mécanismes écologiques et évolutifs sous-jacents. Pour les deux espèces retenues, *Plantago lanceolata* et *Medicago lupulina*, 23 sites avec leur co-occurrence ont été échantillonnés, en récoltant deux feuilles sur 10 individus les plus espacés possible, par site et par espèce, et en relevant la géolocalisation précise de tous ces individus.

Tableau 4. Caractéristiques biologiques ayant permis le choix des deux espèces ciblées par l'approche de génétique des populations. Gbp, milliard de paires de bases d'ADN.

Espèce	Nombre de sites	Génome 1C (Gbp)	Ploïdie (2n)	Système de reproduction	Pollinisation	Dispersion des semences
<i>Plantago lanceolata</i>	49/60	1,3	2x = 12	Allogame auto-incompatible	Entomophile, anémophile	Baro-, zoochore
<i>Medicago lupulina</i>	32/60	0,9	2x = 16 ; 4x = 32	~ autogame	Entomophile	Baro-, zoochore
<i>Trifolium pratense</i>	31/60	0,4	2x = 14	Allogame auto-incompatible	Entomophile	Baro-, zoochore
<i>Dactylis glomerata</i>	26/60	4,3	2x = 14 ; 4x = 28	Allogame auto-incompatible	Anémophile	Baro-, zoochore

Les deux espèces retenues sont aussi les plus fréquentes des quatre espèces étudiées en évolution adaptative, tout en restant distinctes en termes de traits et d'hypothèses mécanistiques. A travers cette étude en cours, nous testerons essentiellement l'impact de la gestion sur le brassage génétique intra-population de ces espèces, en testant l'hypothèse d'un déficit d'hétérozygote pour *Plantago lanceolata* dans les sites très fréquemment fauchés, dû à la grande taille de son inflorescence, contrai-

rement à *Medicago lupulina* dont l'inflorescence est prostrée (Figure 10). Un résultat alternatif inverse serait expliqué par les traits de reproduction de ces espèces, *Plantago lanceolata* présentant une triple stratégie allogame assez exceptionnelle puisque gynodioïque progryne auto-incompatible, alors que *Medicago lupulina* est connue pour être majoritairement autogame. Entre populations, nous nous attendons à une faible différenciation génétique, comme semble le montrer une analyse préliminaire des résultats pour les individus de *Plantago lanceolata* (Figure 15) ; dans cette analyse, les individus rapprochés selon leur ressemblance génétique ne semblent pas structurés par population (en couleurs). Utilisant à nouveau l'observatoire EvolVille, nous testerons aussi d'éventuelles corrélations entre nos indices génétiques et nos gradients environnementaux urbains, de façon plus exploratoire. Enfin, nous tenterons de confronter des indices de dissimilarité avec des distances écologiques basés sur des modèles de connectivité du paysage pour ces espèces à Strasbourg.

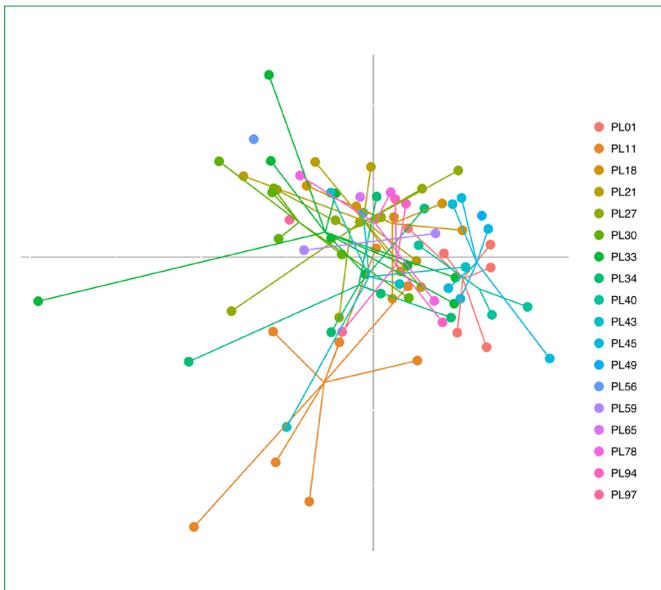


Figure 15. Analyse préliminaire PCO (Principal coordinates analysis ; l'axe 1 et 2 représentant chacun 3,4% d'inertie) à partir des distances génétiques (RAD sequencing) entre les individus de *Plantago lanceolata* représentés par sites (couleurs), rassemblant spatialement les individus génétiquement proches. © Laurent Hardion



# CONCLUSION ET PERSPECTIVES

---

Les milieux urbains imposent sur les organismes qui les occupent une série de gradients environnementaux caractéristiques : la gestion de la végétation, la structure et la composition des sols, le microclimat, la configuration du paysage environnant. Dans le cas des plantes herbacées, ces gradients déterminent les espèces qui parviennent à persister sur la base de leurs traits fonctionnels. Cela aboutit à des réarrangements des communautés vers des assemblages de plantes généralistes pour leur période de floraison, peu dépendantes des insectes pour leur pollinisation (anémophiles) et de petites tailles. Au sein des populations d'une même espèce, on retrouve également des variations de leur traits liés à la croissance, la survie et la reproduction en réponse aux gradients environnementaux urbains. Ces réponses varient entre espèces, avec trois tendances décrites ci-après.

Dans notre étude, la réponse majoritaire des plantes à l'urbanisation est la plasticité. Pour ce qui est du plantain lancéolé, dans des sites les plus fauchés, il produit des feuilles plus fines. Le trèfle des prés lui va produire des individus plus petits, et ce afin de croître à l'abri de la tondeuse. C'est une réponse rapide et réversible au contexte urbain, mais qui entraîne des performances réduites.

Le dactyle aggloméré et la luzerne lupuline, en revanche, faute d'adaptation et de plasticité, ont vu leur nombre décroître, à la suite de fauches répétées.

Au-delà des deux possibilités déjà mentionnées, nous avons démontré qu'il existait une adaptation évolutive, qui est une réponse à long terme, impliquant une sélection d'individus les plus tolérants aux conditions locales. Par exemple, dans les quartiers souffrant le plus de l'effet « îlot de chaleur urbain », ce sont des dactyles agglomérés de petite taille qui s'adaptent le mieux. Il en résulte que cette espèce est susceptible de répondre au défi du réchauffement climatique.

En définitive, la biodiversité en ville fait preuve de résilience par sa plasticité et son adaptation évolutive. Mais pour conserver des écosystèmes urbains riches, la gestion et l'aménagement des villes doivent intégrer cette résilience, et ses limites. Par exemple, diminuer la fréquence de tontes permet à un plus grand nombre d'espèces de s'accommoder à l'environnement urbain, et, à terme, de s'adapter à des conditions climatiques de plus en plus extrêmes. Ces réponses fonctionnelles peuvent aussi entraîner des effets sur les fonctions écosystémiques des espaces herbacés urbains (cycles biogéochimiques, production primaire, pollinisation), et donc sur l'état écologique des espaces de nature en ville. En partenariat avec l'Euro-métropole de Strasbourg, les travaux et résultats du projet EvoVille ont

déjà permis de guider certaines politiques d'aménagement urbain (encadré 2). Le projet EvoVille s'est également étendu à d'autres perceptions de la nature en ville et de son étude, notamment en collaboration avec des étudiants en arts appliqués (encadré 3).

Nos résultats invitent à poursuivre l'investigation des mécanismes d'adaptation évolutive dans les milieux urbains, ainsi que des conséquences des gradients environnementaux urbains sur l'état écologique des villes. Pour approfondir notre compréhension de l'adaptation évolutive en ville, il est à présent nécessaire de mettre en lien des réponses fonctionnelles héréditaires identifiées avec des mesures de performance (*fitness*). Ceci peut se réaliser *ex situ* dans des conditions contrôlées en laboratoire, ou bien *in situ* par le biais d'expériences de transplantation. La poursuite du suivi des sites et de leur communauté végétale permettra également d'étudier la dimension temporelle du réarrangement des espèces végétales face aux variables environnementales urbaines ; dimension temporelle qui a déjà été approchée durant le projet par l'analyse d'ortho-photographies aériennes historiques (encadré 4). La prise en compte de différents groupes trophiques simultanément dans l'étude des réponses fonctionnelles à des gradients environnementaux urbains permettrait de cerner les échelles spatiales et temporelles, le caractère local ou paysager, ainsi que les possibles interactions entre groupes trophiques, de ces réponses. Ceci est une étape indispensable pour pouvoir dans le futur procéder à l'évaluation intégrée des effets des choix de gestion et de planification urbaine avec pour but le bon état écologique des villes.



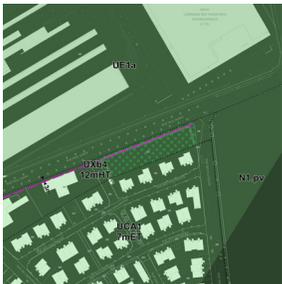
## "Des espaces sans fonction ni usages" ?



Quand on réalise une cartographie territoriale ou dans le cadre d'un projet d'aménagement, les espaces non bâtis sont très souvent... non représentés.



Ces dernières années, avec les enjeux d'adaptation du territoire au changement climatique, les actions en faveur de la végétalisation ont fait naître de nombreux plans canopée. Les arbres figurent ainsi plus souvent sur les plans.



Mais les milieux herbacés quant à eux restent en blanc, est-ce pour autant du vide ?

Ces blancs sont vus comme des espaces à remplir, des trous à combler, du foncier mobilisable, des lieux potentiels pour des projets, ...

On ne les représente pas sur les cartes, mais qu'est-ce que l'on en fait ? On les construit ? On les gère pour faire propre ? Pour permettre les pique-nique et les parties de foot ? Ou on accepte de laisser s'exprimer une certaine nature spontanée ?

Ces espaces ne sont pas vides et ne servent pas à rien, au contraire...

Evolville permet de mettre en lumière toute la richesse floristique de ces espaces, leur valeur intrinsèque, les facteurs favorisant leur diversité ou pas, et leur rôle en tant qu'habitat pour la faune.



vendredi 20 mai 2022, formation d'agents de l'Eurométropole au protocole florilèges-prairies urbaines. © Audrey Muratet

**Encadré 3. Diversification des méthodes d'observation avec la contribution en arts appliqués d'InSituLab.**

L'InSituLab est un diplôme supérieur d'arts appliqués de l'académie de Strasbourg, situé au Lycée Le Corbusier à Illkirch-Graffenstaden. Depuis 2017, la formation en arts appliqués de terrain mène en entrée de formation un atelier pratique de mise en relation par la marche, la promenade, la déambulation, avec les jambes, à pied ou en vélo. Entre arts visuels et pratiques performatives, les étudiants travaillent entre des actions individuelles et collectives, à se lier à des lieux, à les découvrir ou redécouvrir, entre espaces urbains et péri-urbains.



Relevés sur un graphique simplifié, l'objectif étant d'identifier et de comparer rapidement la taille et la fréquence de chaque individu par rapport à la taille de l'observateur. © Justine Freyd, 2020.

En 2020 et 2021, ils travaillent à rencontrer les prairies urbaines de Strasbourg, avec EvoVille, Audrey Muratet et Laurent Hardion. À partir de leurs pratiques de recherche, de leurs outils et procédures, ils développent une série d'outils d'observation non conventionnels et sans doute étranges. Ils souhaitent ainsi saisir les opérations à l'œuvre dans les pratiques de recherche sur site. Apparaissent ainsi plus de vingt propositions ; une chorale panoramique de description de prairies, des filets de capture volumique d'arbuste, des herbiers transparents, des géophones visuels, des caches et cadres d'observation, des protocoles de captation des sols, des outils de mesure par le corps, ainsi que des outils de confort pour l'observation à ras du sol.



A gauche, relevé dessiné sur plaque de verre, prairie 43 - A droite, modelage du site, prairie 56. © le collectif, 2020.

#### Encadré 4. (1/2). Un impact des paysages passés sur la flore actuelle en écologie urbaine ?

Dans un environnement urbain subissant des évolutions rapides, les écosystèmes peuvent présenter un **délai de réponse** écologique, correspondant au temps écoulé entre le changement de l'habitat et le moment où l'écosystème est à nouveau en phase avec ce nouvel état. Certaines espèces caractéristiques de l'état passé de l'écosystème persistent durant un certain temps, alors qu'elles sont vouées à disparaître localement : il s'agit du taux d'extinction retardé (aussi appelé *dette d'extinction*). En parallèle, d'autres caractéristiques du nouvel état de l'écosystème ne sont pas encore installées, il s'agit du taux de colonisation retardé (aussi appelé *crédit de colonisation*). De précédents travaux ont mesuré des décalages temporels de ce type de plusieurs dizaines d'années, voire de plus d'un siècle (Ridding *et al.* 2022 ; Haddou *et al.* 2022).

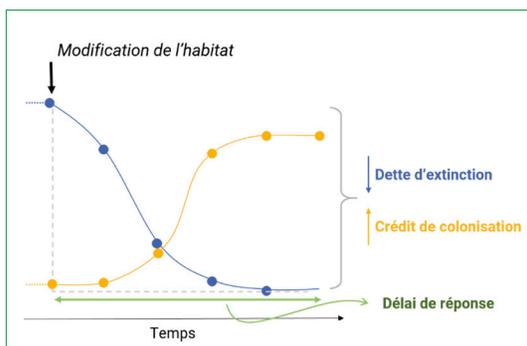
Relativement à la dimension spatiale, la dimension temporelle est **rarement prise en compte** dans les travaux d'écologie et dans la planification urbaine. Pourtant un habitat s'inscrit spatialement dans le paysage actuel mais il est aussi le reflet d'une trajectoire paysagère s'étendant sur plusieurs décennies, avec des usages et des perturbations passées. Il est nécessaire de connaître l'ordre de grandeur des décalages temporels exprimés par les écosystèmes, afin de pouvoir prendre en compte les bouleversements passés des habitats et intégrer les déséquilibres écologiques associés.

Nous avons appliqué cette perspective temporelle aux **sites de l'observatoire EvolVille** pour déterminer si les communautés de plantes inventoriées sont influencées par les paysages urbains passés et, le cas échéant, quel est l'ordre de grandeur de leur délai de réponse. Nous avons en particulier mesuré quatre facettes des communautés végétales des sites : la richesse spécifique (diversité  $\alpha$ , la richesse fonctionnelle (Villegger *et al.*, 2008), le degré moyen d'urbanité (une moyenne pondérée de l'indice spécifique d'urbanité de Bioflor pour chaque communauté) et la contribution de chaque site à la diversité  $\beta$ .

Il est difficile d'avoir accès à des **descriptions fines des paysages urbains** pour des périodes antérieures à l'essor de l'imagerie satellite, nous avons donc développé une méthode permettant d'obtenir des informations sur les **compositions bâties et arborées** des paysages urbains passés de l'Eurométropole de Strasbourg à partir d'**ortho-photographies aériennes historiques** (sur la période 1966 - 2015), un matériel relativement commun mais peu exploité. Cette méthode repose sur des indices de texture extrait de ces images d'archive en noir et blanc (Haralick *et al.*, 1973). Ces indices transcrivent des caractéristiques des images telles que la brillance, l'homogénéité ou le contraste, qui peuvent, selon nos hypothèses, être associés à certaines composantes paysagères.

Nous avons mis à profit des données vectorisées produites sur la même période temporelle par le LIVE afin de valider nos résultats.

Nous avons ainsi obtenu une estimation de la composante arborée et bâtie des paysages alentour pour 31 des sites EvolVille – décrits à travers des fenêtres de 300m de côté. Ces estimations basées sur les indices de textures se sont révélées fiables pour comparer les sites entre eux pour une même année. Disposer de plusieurs années différentes est particulièrement intéressant car cela permet de mesurer le délai de réponse écologique plus précisément qu’avec une simple comparaison entre deux dates.



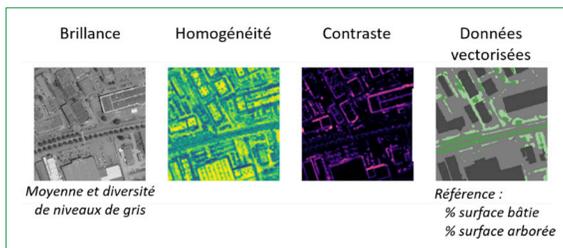
Concept de délai de réponse, d'après Kuussari et al. (2009)

#### Encadré 4. (2/2). Un impact des paysages passés sur la flore actuelle en écologie urbaine ?

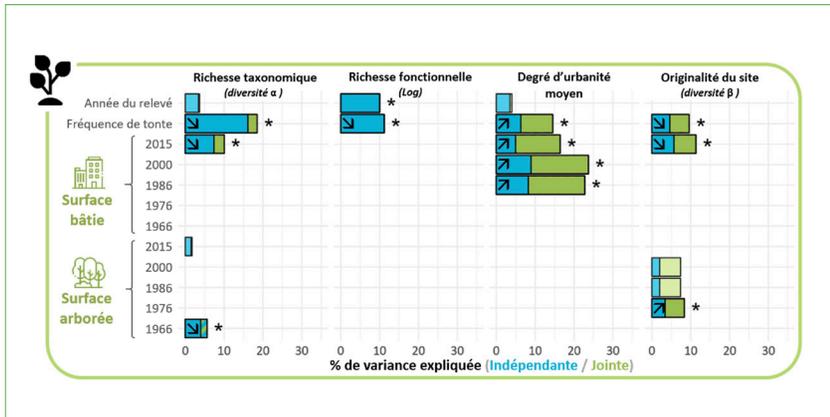
Pour identifier si les communautés végétales des sites Evolville présentent un délai de réponse par rapport aux paysages passés nous avons construit des modèles linéaires reliant les indicateurs floristiques aux variables paysagères actuelles et passées obtenues précédemment, ainsi qu'à la gestion locale et à l'année du relevé des plantes. Nous avons ensuite soumis ces quatre modèles linéaires à un algorithme de partition hiérarchique, permettant d'identifier la part de variance totale de la métrique de biodiversité portée par chaque variable explicative.

Cette méthode nous a permis de mettre en évidence un lien entre les paysages passés de la ville et certaines facettes des communautés de plantes actuellement présentes dans les sites étudiés. Trois des métriques étudiées

- la richesse spécifique, le score d'urbanité, et l'originalité du site - **sont significativement liées aux composantes bâties ou arborées des paysages contemporains ainsi que passés**, avec un délai pouvant être de plus de 50 ans. En particulier, les résultats sur le degré d'urbanité montrent que chaque décennie supplémentaire d'ancienneté du bâti contribue significativement au score d'urbanité global de la communauté floristique. A l'opposé, on voit que si un site était arboré dans les années 70, cela contribue encore aujourd'hui à l'originalité de la flore actuelle !



Indices de texture et des données de références utilisées (adaptée de Derminon et al., 2024 ; indice issu de Haralick et al., 1973)



Les barres colorées correspondent à l'influence relative des variables paysagères. Le bleu représente la contribution indépendante de chaque décennie, et le vert, la contribution conjointe. Les astérisques et les couleurs plus foncées indiquent qu'une variable a une contribution indépendante significative. Les flèches indiquent le sens de l'effet de cette variable explicative sur la métrique de biodiversité modélisée. L'intensité de gestion (fréquence de tonte) a un impact significatif sur chacune des métriques de biodiversité, et la composante bâtie actuelle impacte négativement les diversités  $\alpha$  et  $\beta$  et positivement le degré d'urbanité moyen. En ce qui concerne les impacts des paysages passés, la richesse taxonomique (diversité  $\alpha$ ) est négativement impactée par la composante arborée de 1966, le degré d'urbanité moyen est positivement impacté par les composantes bâties de 2000 et 1986 et la diversité  $\beta$  est positivement impactée par la composante arborée de 1976.

© Suzie Derminon



# RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Alexander, H. M., & Wulff, R. D. (1985). Experimental Ecological Genetics in *Plantago*: X. The Effects of Maternal Temperature on Seed and Seedling Characters in *P. Lanceolata*. *The Journal of Ecology*, 73(1), 271.

de Barros Ruas, R., Costa, L. M. S., & Bered, F. (2022). Urbanization driving changes in plant species and communities—A global view. *Global Ecology and Conservation*, 38, e02243.

Beyer, L., Kahle, P., Kretschmer, H., Wu, Q. (2001). Soil organic matter composition of man-impacted urban sites in North Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 164(4), 359.

Biljecki, F., & Chow, Y. S. (2022). Global building morphology indicators. *Computers, Environment and Urban Systems*, 95, 101809.

Bouchet, D. C., Cheptou, P., & Munoz, F. (2017). Mowing influences community-level variation in resource-use strategies and flowering phenology along an ecological succession on Mediterranean road slopes. *Applied Vegetation Science*, 20(3), 376–387.

Bretzel, F., Pezzarossa, B., Benvenuti, S., Bravi, A., & Malorgio, F. (2009). Soil influence on the performance of 26 native herbaceous plants suitable for sustainable Mediterranean landscaping. *Acta Oecologica*, 35(5), 657–663.

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.

Clarke, C. A., & Sheppard, P. M. (1966). A local survey of the distribution of industrial melanic forms in the moth *Biston betularia* and estimates of the selective values of these in an industrial environment. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences*, 165(1001), 424–439.

Concepción, E. D., Götzenberger, L., Nobis, M. P., de Bello, F., Obrist, M. K., & Moretti, M. (2017). Contrasting trait assembly patterns in plant and bird communities along environmental and human-induced land-use gradients. *Ecography*, 40(6), 753–763.

Crispo, E., Moore, J. S., Lee-Yaw, J. A., Gray, S. M., & Haller, B. C. (2011). Broken barriers: Human-induced changes to gene flow and introgression in animals: An examination of the ways in which humans increase genetic exchange among populations and species and the consequences for biodiversity. *BioEssays*, 33(7), 508–518.

Derminon, S., Chiron, F., Muratet, A., & Herrault, P. A. (2024). Textural indices of aerial images reveal urban landscapes temporal dynamics and their effects on plants and birds. *Ecological Indicators*, 162, 112002.

- 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.
- Descamps, C., Quinet, M., & Jacquemart, A. L. (2021). The effects of drought on plant-pollinator interactions: What to expect? *Environmental and Experimental Botany*, 182, 104297.
- Dubois, J., & Cheptou, P. O. (2017). Effects of fragmentation on plant adaptation to urban environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 372(1712), 20160038.
- Fleischmann, M., Romice, O., & Porta, S. (2021). Measuring urban form: Overcoming terminological inconsistencies for a quantitative and comprehensive morphologic analysis of cities. *Environment and Planning B: Urban Analytics and City Science*, 48(8), 2133-2150.
- Fukano, Y., Guo, W., Uchida, K., & Tachiki, Y. (2020). Contemporary adaptive divergence of plant competitive traits in urban and rural populations and its implication for weed management. *Journal of Ecology*, 108(6), 2521-2530.
- Fukano, Y., Uchida, K., & Tachiki, Y. (2023). Urban-rural gradients: how landscape changes drive adaptive evolution of plant competitive traits. *Evolutionary Ecology*, 37(2), 215-232.
- Fukano, Y., Yamori, W., Misu, H., Sato, M. P., Shirasawa, K., Tachiki, Y., & Uchida, K. (2023). From green to red: Urban heat stress drives leaf color evolution. *Science Advances*, 9(42), eabq3542.
- Fusco, N. A., Carlen, E. J., & Munshi-South, J. (2021). Urban landscape genetics: are biologists keeping up with the pace of urbanization? *Current Landscape Ecology Reports*, 6, 35-45.
- Fynn, R., Morris, C., Ward, D., & Kirkman, K. (2011). Trait-environment relations for dominant grasses in South African mesic grassland support a general leaf economic model. *Journal of Vegetation Science*, 22(3), 528-540.
- Gorton, A. J., Moeller, D. A., & Tiffin, P. (2018). Little plant, big city: a test of adaptation to urban environments in common ragweed (*Ambrosia artemisiifolia*). *Proceedings of the Royal Society B*, 285(1881), 20180968.
- Haddou, Y., Mancy, R., Matthiopoulos, J., Spatharis, S., & Dominoni, D.M. 2022. Widespread extinction debts and colonization credits in United States breeding bird communities. *Nature Ecology & Evolution*, 6 (3), 324-31.

- Haralick, R. M., Shanmugam, K., & Dinstein, I. H. (1973). Textural features for image classification. *IEEE Transactions on systems, man, and cybernetics*, 6, 610-621.
- Holderegger, R., & Di Giulio, M. (2010). The genetic effects of roads: a review of empirical evidence. *Basic and Applied Ecology*, 11(6), 522-531.
- Jha, S., & Kremen, C. (2013). Urban land use limits regional bumble bee gene flow. *Molecular Ecology*, 22(9), 2483-2495.
- Julve, P. H. (1998). Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France. *Institut Catholique de Lille, Lille*.
- Kattge, J. et al. TRY plant trait database—enhanced coverage and open access. *Global Change Biology*, 26, 119–188 (2020)
- Kolodziejek, J. (2017). Effect of seed position and soil nutrients on seed mass, germination and seedling growth in *Peucedanum oreoselinum* (Apiaceae). *Scientific Reports*, 7, 1959.
- Koziatek, O., & Dragičević, S. (2017). iCity 3D: A geosimulation method and tool for three-dimensional modeling of vertical urban development. *Landscape and Urban Planning*, 167, 356-367.
- Kühn, I., Durka, W. & Klotz, S. (2004) BiolFlor: a new plant-trait database as a tool for plant invasion ecology. *Diversity and Distributions*, 10, 363–365
- Kuppler, J., Wieland, J., Junker, R. R., & Ayasse, M. (2021). Drought-induced reduction in flower size and abundance correlates with reduced flower visits by bumble bees. *AoB PLANTS*, 13(1), plab001.
- Kuussaari, M., Bommarco, R., Heikkinen R. K., Helm, A., Krauss, J., Lindborg, R., Öckinger, E., et al. 2009. extinction debt: A challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 24, 564–71.
- Lacey, E. P., Smith, S., & Case, A. L. (1997). Parental effects on seed mass: seed coat but not embryo/endosperm effects. *American Journal of Botany*, 84(11), 1617–1620.
- Lambert, M. R., Brans, K. I., Des Roches, S., Donihue, C. M., & Diamond, S. E. (2021). Adaptive evolution in cities: progress and misconceptions. *Trends in Ecology & Evolution*, 36(3), 239-257.
- Lambrecht, S. C., Mahieu, S., & Cheptou, P. O. (2016). Natural selection on plant physiological traits in an urban environment. *Acta Oecologica*, 77, 67-74.
- LaPoint, S., Balkenhol, N., Hale, J., Sadler, J., & van der Ree, R. (2015). Ecological connectivity research in urban areas. *Functional Ecology*, 29(7), 868-878.

- MacIvor, J. S. (2016). Building height matters: nesting activity of bees and wasps on vegetated roofs. *Israel Journal of Ecology & Evolution*, 62(1-2), 88-96.
- Miles, L. S., Rivkin, L. R., Johnson, M. T., Munshi-South, J., & Verrelli, B. C. (2019). Gene flow and genetic drift in urban environments. *Molecular Ecology*, 28(18), 4138-4151.
- Mohajeri, N., Gudmundsson, A., & Scartezzini, J. L. (2015). Statistical-thermodynamics modelling of the built environment in relation to urban ecology. *Ecological Modelling*, 307, 32-47.
- Munshi-South, J., & Richardson, J. L. (2020). Landscape genetic approaches to understanding movement. *Urban evolutionary biology*, 54-73.
- Norton, B. A., Bending, G. D., Clark, R., Corstanje, R., Dunnett, N., Evans, K. L., Grafius, D. R., Gravestock, E., Grice, S. M., Harris, J. A., Hilton, S., Hoyle, H., Lim, E., Mercer, T. G., Pawlett, M., Pescott, O. L., Richards, J. P., Southon, G. E., & Warren, P. H. (2019). Urban meadows as an alternative to short mown grassland: effects of composition and height on biodiversity. *Ecological Applications*, 29(6), e01946.
- Palma, E., Catford, J. A., Corlett, R. T., Duncan, R. P., Hahs, A. K., McCarthy, M. A., et al. (2017). Functional trait changes in the floras of 11 cities across the globe in response to urbanization. *Ecography*, 40(7), 875-886.
- Pérez-Fernández, M. A., Calvo-Magro, E., Montanero-Fernández, J., & Oyola-Velasco, J. A. (2006). Seed germination in response to chemicals: Effect of nitrogen and pH in the media. *Journal of Environmental Biology*, 27(1), 13-20.
- Pérez-Fernández, M. A., & Rodríguez-Echeverría, S. (2003). Effect of smoke, charred wood, and nitrogenous compounds on seed germination of ten species from woodland in central-western Spain. *Journal of Chemical Ecology*, 29(1), 237-251.
- Perrier, C., Caizergues, A., & Charmantier, A., (2020). *Adaptation Genomics in Urban Environments* In: *Urban Evolutionary Biology*. Edited by Marta Szulkin, Jason Munshi-South and Anne Charmantier, Oxford University Press.
- Phillips, B. B., Shaw, R. F., Holland, M. J., Fry, E. L., Bardgett, R. D., Bullock, J. M., & Osborne, J. L. (2018). Drought reduces floral resources for pollinators. *Global Change Biology*, 24(7), 3226-3235.
- Pisman, M., Bonte, D., & de la Peña, E. (2020). Urbanization alters plastic responses in the common dandelion *Taraxacum officinale*. *Ecology and Evolution*, 10(9), 4082-4090.

Qu, J., Bonte, D., & Vandegehuchte, M. L. (2022). Phenotypic and genotypic divergence of plant–herbivore interactions along an urbanization gradient. *Evolutionary Applications*, 15(5), 865–877.

Queen, A., Earl, H., & Deen, W. (2009). Light and moisture competition effects on biomass of red clover underseeded to winter wheat. *Agronomy Journal*, 101(6), 1511–1521.

Raciti, S. M., Groffman, P. M., Jenkins, J. C., Pouyat, R. V., Fahey, T. J., Pickett, S. T. A., & Cadenasso, M. L. (2011). Accumulation of carbon and nitrogen in residential soils with different land-use histories. *Ecosystems*, 14(2), 287–297

Rering, C. C., Franco, J. G., Yeater, K. M., & Mallinger, R. E. (2020). Drought stress alters floral volatiles and reduces floral rewards, pollinator activity, and seed set in a global plant. *Ecosphere*, 11(9), e03254.

Resch, E., Bohne, R. A., Kvamsdal, T., & Lohne, J. (2016). Impact of urban density and building height on energy use in cities. *Energy Procedia*, 96, 800–814.

Ridding, L. E., Spake, R., Newton, A. C., Keith, S. A., Walls, R. M., Diaz, A., Eigenbrod, F., & Bullock, J. M. (2023). Historical data reveal contrasting habitat amount relationships with plant biodiversity. *Ecography*, 2023(2), e06301.

Schläpfer, M., Lee, J., & Bettencourt, L. (2015). Urban skylines: building heights and shapes as measures of city size. *arXiv preprint arXiv:1512.00946*.

Schmitz, G., Linstädter, A., Frank, A. S., Dittberner, H., Thome, J., Schradler, A., Linne von Berg, K. H., Fulgione, A., Coupland, G., & de Meaux, J. (2024). *Environmental filtering of life-history trait diversity in urban populations of Arabidopsis thaliana*. *Journal of Ecology*, 112(1), 14–27.

Santangelo, J. S., Johnson, M. T., & Ness, R. W. (2018). Modern spandrels: the roles of genetic drift, gene flow and natural selection in the evolution of parallel clines. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1878), 20180230.

Santangelo, J. S., Ness, R. W., Cohan, B., Fitzpatrick, C. R., Innes, S. G., Koch, S. et al. (2022). *Global urban environmental change drives adaptation in white clover*. *Science*, 375(6586), 1275–1281.

Setälä, H. M., Francini, G., Allen, J. A., Hui, N., Jumpponen, A., & Kotze, D. J. (2016). Vegetation type and age drive changes in soil properties, nitrogen, and carbon sequestration in urban parks under cold climate. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 4, 204701.

Stevens, C. J., Dise, N. B., Mountford, J. O., & Gowing, D. J. (2004). Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*, 303(5665), 1876–1879.

Taichi, N., & Ushimaru, A. (2024). Trait variation along an urban–rural gradient in Asian dayflower: The contribution of phenotypic plasticity and genetic divergence. *Plant Biology*, 26(1), 74–81.

Thompson, K. A., Renaudin, M., & Johnson, M. T. (2016). Urbanization drives the evolution of parallel clines in plant populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1845), 20162180.

Thomson, F. J., Moles, A. T., Auld, T. D., & Kingsford, R. T. (2011). Seed dispersal distance is more strongly correlated with plant height than with seed mass. *Journal of Ecology*, 99(6), 1299–1307.

Tison, J. M., & de Foucault, B. (2014). *Flora Gallica: Flore de France*. Biotope.

Trammell, T. L. E., Pataki, D. E., Pouyat, R. V., Groffman, P. M., Rosier, C., Bettez, N., Cavender-Bares, J., Grove, M. J., Hall, S. J., Heffernan, J., Hobbie, S. E., Morse, J. L., Neill, C., & Steele, M. (2020). Urban soil carbon and nitrogen converge at a continental scale. *Ecological Monographs*, 90(2), e01401.

Villéger, S., Mason, N. W. H., Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290–2301.

Westoby, M., Leishman, M., & Lord, J. (1996). Comparative ecology of seed size and dispersal. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 351(1345), 1309–1318.

Weston, L. M., Mattingly, K. Z., Day, C. T., & Hovick, S. M. (2021). Potential local adaptation in populations of invasive reed canary grass (*Phalaris arundinacea*) across an urbanization gradient. *Ecology and Evolution*, 11(16), 11457–11476.

Williams, N. S., Hahs, A. K., & Vesk, P. A. (2015). Urbanisation, plant traits and the composition of urban floras. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17(1), 78–86.

Winkler, K., Wäckers, F. L., Kaufman, L. v., Larraz, V., & van Lenteren, J. C. (2009). Nectar exploitation by herbivores and their parasitoids is a function of flower species and relative humidity. *Biological Control*, 50(3), 299–306.

Yakub, M., & Tiffin, P. (2017). Living in the city: urban environments shape the evolution of a native annual plant. *Global Change Biology*, 23(5), 2082–2089.

# TITRES DES FIGURES

---

**Figure 1.** Différents types de réponses d'une espèce à des contraintes environnementales urbaines.

**Figure 2.** Modification de la performance d'une espèce lorsqu'un facteur environnemental passe de la condition 'a' vers 'b'. En violet, l'espèce y répond par sa disparition ; en vert, l'espèce répond par sa plasticité, elle modifie sa forme pour persister, mais au détriment de sa performance ; en bleu, l'espèce s'est adaptée à cette nouvelle condition, elle y atteint sa performance maximale.

**Figure 3.** Démarche scientifique pour distinguer plasticité et adaptation au milieu urbain. (1) observations de la variation d'un trait fonctionnel d'une espèce-cible et caractérisation de l'environnement *in situ* ; (2) expérimentations *ex situ* en transplantations croisées et/ou en jardin botanique, et distinction des parts respectives de la différenciation génétique du trait et de sa plasticité phénotypique ; (3) hypothèses mécanistiques et choix des paramètres environnementaux à isoler et tester ; (4) expérimentations en laboratoire selon un paramètre (ici la température) et mesure de performances (W) afin de prouver l'avantage sélectif de la valeur du trait.

**Figure 4.** Distribution des sites de l'observatoire de la biodiversité urbaine EvolVille sur l'Eurométropole de Strasbourg (Région Grand-Est) selon l'occupation du sol (OCS2019, Région Grand Est). Les traits noirs symbolisent les limites des communes, celle à droite de la carte symbolisant également la frontière Franco-Allemande.

**Figure 5.** A gauche, nichoir à insectes placé sur chaque site pour enregistrer température et humidité locales ; à droite, sondage à la tarière pour la description des horizons du sol.

**Figure 6.** Hauteur moyenne des assemblages végétaux en fonction de la température nocturne et du nombre de fauches par an.

**Figure 7.** Proportion d'espèces vivaces au sein des assemblages végétaux en fonction du nombre de fauches par an et de la température moyenne annuelle nocturne locale.

**Figure 8.** Durée de la période de floraison moyenne des assemblages végétaux en fonction de la température nocturne, de la hauteur moyenne du bâti dans un rayon de 300 m autour du site et du nombre de fauches par an.

**Figure 9.** Proportion d'espèces entomophiles au sein des assemblages végétaux en fonction de la hauteur moyenne du bâti dans un rayon de 300 m autour du site.

**Figure 10.** Choix des espèces et distinction de forme entre, de gauche à droite, *Plantago lanceolata*, *Medicago lupulina*, *Dactylis glomerata* et *Trifolium pratense*. Les tirets représentent une hauteur de fauche potentielle entraînant des dommages et des conséquences différentes pour chaque espèce.

**Figure 11.** Étapes de la mise en culture *ex situ*. De gauche à droite, germination en conditions contrôlées (phytotron), plants en godets, et plantes en pots (1,3 L).

**Figure 12.** Effets des variables environnementales sur la performance du dactyle en termes de persistance/extinction (Fréquence *in situ*) et de production d'une descendance viable (Taux de germination des graines récoltées *in situ* et mises à germer en conditions contrôlées).

**Figure 13.** Effet négatif de la hauteur moyenne du bâti (fragmentation de l'habitat ; sur 300 m de rayon) sur la longueur reproductive du trèfle détecté *in situ* et maintenu *ex situ*.

**Figure 14.** Effets présentant une base génétique mais démontrés uniquement *ex situ*, pour le dactyle (en rouge), le trèfle (en violet) et la luzerne (en vert).

**Figure 15.** Analyse préliminaire PCO (Principal coordinates analysis ; l'axe 1 et 2 représentent chacun 3,4% d'inertie) à partir des distances génétiques (RAD sequencing) entre les individus de *Plantago lanceolata* représentés par sites (couleurs), rassemblant spatialement les individus génétiquement proches.



# **BIOGRAPHIES DES AUTEUR(E)S**

**Etienne Chanez** - Ingénieur d'étude en écologie à l'Université de Strasbourg, il apporte un soutien indéfectible aux différents projets de recherches via des compétences variées comme la description des habitats, l'analyse d'échantillons en laboratoire et des inventaires sur le terrain.

**François Chiron** - Écologue, spécialiste des oiseaux et des mammifères, il mène ses recherches à l'Université de Strasbourg sur l'adaptation des communautés animales aux paysages urbains et agricoles. Son travail permet d'imaginer des solutions pour une meilleure conciliation entre activités humaines et conservation de la nature.

**Nicolas Couturier** - Graphiste et enseignant, son travail se concentre sur les dispositifs collaboratifs de composition des savoirs par des formes éditoriales ou performatives. Il est membre du collectif de design graphique g.u.i., enseigne à la formation d'arts appliqués de terrain InSituLab et au CFPI de la Haute Ecole des Arts du Rhin.

**Kenji Fujiki** - Enseignant-chercheur en géographie et en aménagement à l'Université de Strasbourg, il étudie les vulnérabilités, les inégalités socio-environnementales et la répartition des populations humaines dans les territoires urbains par l'utilisation de données spatiales de grande résolution.

**Laurent Hardion** - Enseignant-chercheur en écologie végétale, il étudie la systématique et l'évolution des plantes à travers des approches intégratives incluant des marqueurs moléculaires, de la phylogénétique à l'ADN environnemental.

**Adine Hector** - Ingénieure écologue territoriale à la Ville et l'Eurométropole de Strasbourg, elle est responsable du Département Écologie du Territoire qui a en charge la bonne prise en compte des enjeux écologiques dans l'aménagement et la gestion du territoire.

**Pierre-Alexis Herrault** - Géographe, spécialiste de la Télédétection, il explore comment les mesures collectées à distance via des systèmes satellitaires, aéroportées ou terrestres peuvent être exploitées pour décrire et comprendre le fonctionnement des habitats écologiques.

**Audrey Muratet** - Écologue et botaniste à l'Université de Strasbourg, elle explore et étudie la composition et la dynamique de la biodiversité des villes. Ses thématiques s'inscrivent dans l'objectif global de comprendre les mécanismes de réponse des plantes et animaux aux environnements urbains.

**Cécilia Rohmer-Guristik** - Designer et enseignante, elle focalise ses activités de design sur des projets qui questionnent les formes de collaborations dans les politiques publiques. Elle s'efforce de montrer combien les pratiques plasticiennes permettent de soutenir et d'ancre le récit et de créer des communs. Elle enseigne à la formation d'arts appliqués de terrain InSituLab.

**Alejandro Sotillo** - Écologue à l'Université de Strasbourg, il s'intéresse au fonctionnement des écosystèmes anthropogènes. Ses recherches visent à mettre en valeur des paysages, habitats et espèces traditionnellement méprisés en tant que « artificiels ».

# CONSEIL SCIENTIFIQUE DU PROGRAMME BAUM

---

**Hélène Peskine**, secrétaire permanente du PUCA (2017-2024), co-présidente du Conseil scientifique

**Philippe Clergeau**, professeur émérite au Muséum national d'histoire naturelle (MNHM), directeur scientifique du programme BAUM, co-président du Conseil scientifique

**Xavier Lagurgue**, architecte DPLG associé XLGD architectures, professeur à l'École nationale supérieure d'architecture Paris-La-Villette (ENSAPLV), chercheur GERPHAU EA 7486, associé CESCO, UMR 7204

**Sébastien Barot**, directeur de recherche à l'Institut de la recherche et du développement (IRD), à l'Institut d'écologie et des sciences de l'environnement-Paris (IEES-Paris)

**Corinne Tiry-Ono**, architecte, professeure à l'École nationale supérieure d'architecture Paris-Val de Seine (ENSAPVS), laboratoire CRH - UMR LAVUE, associée au CRCAO

**Stéphane Garnaud-Corbel**, chef de service adjoint, Service « Anthropisation et fonctionnement des écosystèmes terrestres », Office français de la biodiversité (OFB), Direction de la recherche et de l'appui scientifique

**Elodie Briche**, PhD / coordinatrice R&D Urbanisme Durable, Ademe, Pôle Aménagement des villes et territoires (PAVT)

**Cécile Vo Van**, directrice de projet Nature en ville et Solutions fondées sur la nature (SFN), Cerema Territoires et ville

**Eduardo Blanco**, docteur en aménagement de l'espace, urbanisme, chef de projets chez Energy Cities

**Valérie Charollais**, directrice de la Fédération nationale des Conseils d'architecture, d'urbanisme et de l'environnement (FNCAUE)

**Morgane Flegeau**, urbaniste géographe, maîtresse de conférences en géographie et aménagement, Université de Lorraine, Laboratoire LOTERR (EA 7304)

**Sabine Bognon**, urbaniste géographe, maîtresse de conférences à l'École d'Urbanisme de Paris, laboratoire Lab'urba

**Sandrine Larramendy**, chargée de mission "Approches intégrées Végétal-Paysage-Urbanisme", Plante et Cité

**Marc Bourgeois**, maître de conférences en géographie et aménagement, HDR, Faculté des lettres et civilisations, Université Jean Moulin Lyon 3, UMR Environnement, Ville, Société - 5600 CNRS

**Thomas Redoulez**, délégué général, Union professionnelle du génie écologique (UPGE) (jusqu'en juillet 2023)

**Anaïs Leger-Smith**, ingénieure paysagiste, enseignante-chercheuse à l'École nationale supérieure d'architecture de Toulouse (ENSAT), laboratoire de recherche en architecture (LRA)

**Simon Trauet**, chef de projet Trame verte et bleue et Nature en ville, Direction générale de l'aménagement, du logement et de la nature (DGALN), Direction de l'eau et de la biodiversité (DEB), Sous-direction de la protection et de la restauration des écosystèmes terrestres, Bureau de la politique de la biodiversité

**Yannick Autret**, expert transport, énergie et environnement, Commissariat général au développement durable (CGDD), Service recherche et innovation

**Florence Drouy**, cheffe du Bureau des villes et territoires durables, Direction Générale de l'aménagement, du logement et de la nature (DGALN), Direction de l'habitat, de l'urbanisme et des paysages (DHUP), Sous-direction de l'aménagement durable

POUR ALLER PLUS LOIN





**GOUVERNEMENT**

*Liberté  
Égalité  
Fraternité*

**PUCA**

plan  
urbanisme  
construction  
architecture



**OFB**  
OFFICE FRANÇAIS  
DE LA BIODIVERSITÉ

Dans les environnements urbains, les espèces disparaissent localement ou persistent en modifiant leur forme, par plasticité ou par adaptation. Le projet EvolVille a étudié ces réponses pour quatre plantes communes sur 60 sites à Strasbourg représentant des gradients de densité du bâti, d'îlots de chaleur, de pression de fauche et de dégradation des sols. D'après des traits morphologiques (taille des feuilles, poids des graines, etc.) mesurés sur des individus *in situ* puis cultivés en conditions similaires en jardin botanique, ces espèces font majoritairement preuve de plasticité. Néanmoins, certaines conditions ne permettent pas le maintien des espèces, comme les fauches répétées pour le dactyle et la luzerne lupuline. Enfin, des différences génétiques ont été démontrées pour ces espèces dans certaines conditions, preuves potentielles d'adaptation aux conditions urbaines.

*Organisme national de recherche et d'expérimentation sur l'urbanisme, la construction et l'architecture, le Plan Urbanisme Construction Architecture, PUCA, développe à la fois des programmes de recherche incitative, et des actions d'expérimentations. Il apporte son soutien à l'innovation et à la valorisation scientifique et technique dans les domaines de l'aménagement des territoires, de l'habitat, de la construction et de la conception architecturale et urbaine.*

