UNIVERSITÉ DE TOURS

ÉCOLE DOCTORALE : Sciences de la Société : Territoires, Economie et Droit – SSTED

ÉQUIPE de RECHERCHE : CITERES - CItés, TERritoires, Environnement et Sociétés

THÈSE présentée par :

Muriel DEPARIS

soutenue le : **22 mars 2023**

pour obtenir le grade de : **Docteure de l'université de Tours**
Discipline/ Spécialité : Écologie

DIVERSITÉ VÉGÉTALE ET PROCESSUS D'ASSEMBLAGE DES COMMUNAUTÉS : EFFET DES GESTIONS ET DES USAGES URBAINS

THÈSE dirigée par :

M ISSELIN-NONDEDEU Francis	Maître de conférence, université de Tours
M BONTHOUX Sébastien	Maître de conférence, École de la Nature et du Paysage, INSA CVL
M LEGAY Nicolas	Maître de conférence, École de la Nature et du Paysage, INSA CVL

RAPPORTRICES :

Mme GLATRON Sandrine	Directrice de recherche, CNRS
Mme MACHON Nathalie	Professeure des universités, MNHN

JURY :

Mme ARPIN Isabelle	Ingénieure en Chef des Ponts, des Eaux et des Forêts, INRAE
M BONTHOUX Sébastien	Maître de conférence, ENP, INSA CVL
Mme GLATRON Sandrine	Directrice de recherche, CNRS
M ISSELIN-NONDEDEU Francis	Maître de conférence, université de Tours
M LEGAY Nicolas	Maître de conférence, ENP, INSA CVL
Mme MACHON Nathalie	Professeure des universités, MNHN – **Présidente du jury**
M MORRETI Marco	Grade DR., Swiss Federal Research Institute WSL
Mme MURATET Audrey	Maîtresse de conférence, université de Strasbourg

Introduction 10
Histoire et usages des villes européennes 11
Des usages aux gestions variables 15
La théorie des filtres pour comprendre la biodiversité urbaine 17
Limites conceptuelles et méthodologiques en écologie urbaine 21
Relier notre connaissance des processus écologiques à l'aménagement urbain 24
Gestion publique et végétation 25
Question de recherche 27
Références 32
Chapitre 1 : Considérer les usages urbains à une résolution spatiale fine pour comprendre la distribution des plantes exotiques envahissantes en ville.. 41
Présentation 43
Introduction 44
Materials and methods 46
City description 46
Neighborhood main use (NMU) variable 50
Structural urban variables 53
Plants of interest 54
Plant data collection 54
Statistical analyses 55
Results 56
Relative contribution of urban variables across spatial scales 57
Neighborhood main use effects 60
Effects of structural urban variables 61
Discussion 64
Urban use is related to IAP patterns 64
Linear urban transport elements favor some IAP 66
Conclusion 67
Transition 68
References 69
Appendix 73
Appendix 1 73
Appendix 2 78
Appendix 3 79
Appendix 4 81
Appendix 5 89
Appendix 6 93

Chapitre 2 : Matériels et méthodes 97
Site d'étude : Blois 99
Échelle d'étude : l'îlot urbain 106
Sélection des îlots 115
Inventaires botaniques 119
Traits fonctionnels 120
Données environnementales locales 123
Gestion de la végétation 123
Données de sol 124
Analyses de données et analyses statistiques 125
Diversité et composition des différents usages 125
Traits fonctionnels et conditions environnementales entre usages 127
Étude de la gestion et de la perception de la végétation spontanée 129
Entretien avec les responsables du service propreté 130
Focus groupes avec les agent·es 130
Questionnaire avec les passant·es et communication sur la végétation spontanée 134
Références 137
Améliorer la description de la ville en écologie urbaine par une approche morphologique et fonctionnelle des îlots urbains 140
Matériel et méthodes 141
Introduction 143
La description des villes en écologie urbaine 145
Les îlots urbains : une approche inspirée de la géographie urbaine 147
Les îlots urbains : des usages qui façonnent le paysage 149
Des différences de végétation entres îlots 151
Transition 153
Références 156
Chapitre 3 : Diversité végétale urbaine: effet des usages urbains et de la gestion à l'échelle de l'îlot. 159
Présentation 160
Introduction 161
Materials and methods 165
Site description and city mapping at the city-block scale 165
Characterization and selection of city-blocks 168
Plant data collection 175
Statistical analysis 176
Results 179
Alpha diversity and regional originality of communities 179

Beta diversity between city blocks 181
Discussion 186
Uses contribute differently to the overall diversity of the city, and some have an underestimated role 187
Management, an important factor interacting with uses 189
Conclusion 190
Transition 191
References 192
Appendix 197
Appendix 1 197
Appendix 2 200
Appendix 3 203
Appendix 4 204
Chapitre 4 : Quels paramètres urbains structurent la diversité fonctionnelle des communautés herbacées? 206
Présentation 207
Introduction 208
Materials and methods 211
Vegetation, environmental and trait data 211
Statistical analysis 214
Results 215
Discussion 219
Conclusion 223
Transition 223
Reference 225
Appendix 231
Chapitre 5 : Relation entre les gestionnaires, les habitant·es et la végétation spontanée en ville: vers une approche intégrée 234
Présentation 236
Introduction 238
Materials and methods 241
City’s context and history of the cleanliness service 241
Focus groups with field operatives 243
Communication about spontaneous vegetation and interviews with pedestrians 246
Results 247
Change in the municipality–spontaneous vegetation relationship 247
Focus groups with field operatives of the cleanliness service 248
Meaning and conditions of their work 248

Communication about spontaneous vegetation and interviews of pedestrians 254
Discussion 257
Change in municipal strategy 257
Multiple factors mitigate field operatives–vegetation relationships 258
Impact of communication on pedestrians' perceptions 260
Towards a place-based integrative approach to transform people–nature relationships 261
Conclusion 262
Transition 262
References 264
Appendix 268
Appendix 1 268
Appendix 2 269
Appendix 3 270
Appendix 4 278
Appendix 5 279
Appendix 6 280
Discussion générale 287
Rappel des questions et des principaux résultats 288
Quand l'écologue arrive en ville 290
Retour sur la description de la ville 290
Différents usages, différentes végétations 292
Effets anthropiques sur la végétation 293
Réponses environnementales des traits de plantes 293
Accompagner les gestionnaires par la mise en place de collaboration 296
Propositions d'aménagement et de gestion pour plus de biodiversité en ville 297
Perspectives 299
Références 301
Annexes 304
Annexe 1 304
Annexe 2 306

Remerciements

Je remercie évidemment et en premier lieu, mes directeurs de thèse pour cette aventure de recherche. Merci d'avoir rendu ça possible, merci pour votre accompagnement, vos conseils, vos critiques (constructives et nombreuses) et vos encouragements (car il y en a eu tout de même). Merci pour votre disponibilité quasi quotidienne, votre oreille attentive, votre souplesse pour mes horaires de travail, votre vigilance et votre exigence sur ce que je faisais. J'ai répété à de nombreuses personnes, au cours de ces 3 dernières années, que j'ai eu la chance d'être bien accompagnée, guidée et soutenue, et que mon travail n'aurait pas été le même sans cela. Il était temps de vous le dire à vous aussi!

Merci à la galaxie d'autres personnes ayant rendu cela possible. Je pense bien sûr, à Richard Pineau et son enthousiasme dans notre collaboration avec son service, au personnel du service propreté de Blois, pour votre disponibilité, avec une pensée pour Ludovic et son aide à coller les stickers. Merci aux élu·es de la municipalité pour avoir permis cela. Ma gratitude à toutes les personnes enthousiastes que j'ai rencontrées au cours de mon exploration de Blois, aux directions d'entreprises qui laissent les orchidées se développer ou qui découvrent parfois avec surprise que la gestion n'est peut-être pas si intense que ce qu'on croyait. Merci aux habitant et habitantes m'ayant ouvert leur porte, car vous pensez que "les plantes c'est important", car vous étiez curieux.ses de savoir c'était quoi "cette plante-là qui pousse tous les ans et qui fleurit pas longtemps et qui ressemble à rien d'autre", ou tout simplement car vous pensez qu'il est important de participer, si l'on peut, à un peu de nature et à un peu de recherche.

Mon bureau était un endroit solitaire mais j'étais tout de même entourée. Un immense merci aux stagiaires qui ont participé à ce travail. Chloé, Lily, Ulysse, Arthur, Elisa. Merci d'avoir rompu la solitude de mon bureau en premier lieu! Merci Chloé pour le travail chronophage er rébarbatif sous Qgis; merci Ulysse pour avoir (entre autre) porté mes affaires lorsque je m'étais cassé le bras (après tout tu m'as porté la poisse, fallait bien compenser !), j'espère que tu continues à inventorier les plantes avant de t'asseoir sur une pelouse; merci Arthur pour m'avoir suivi à vélo et avoir partagé sans

broncher cette deuxième saison de terrain un peu folle. Merci aussi Laurie pour ta compagnie et nos discussions toujours très intéressantes bien que régulièrement déprimantes sur l'état de notre métier. Merci aux collègues qui passaient régulièrement aux nouvelles et aux autres qui égayaient les pauses repas, si je ne suis pas complètement folle aujourd'hui c'est un peu grâce à vous aussi! Une pensée pour mes colloc', particulièrement Clémence, Juliane et Mélodie, si je ne suis pas complètement folle aujourd'hui, c'est clairement grâce à vous! Merci pour la bonne humeur, les longues discussions, le soutien psychologique et les fous rires. Merci à Nicolas pour la précieuse soupape de la danse. Une pensée aussi à Jérôme, pour le partage de cette aventure toujours un peu folle qu'est la thèse.

Merci à Romain, supporteur numéro un, toujours disponible, toujours là pour me dire que j'étais la meilleure, que j'allais tout déchirer et que j'étais trop forte. Un immense merci à ma famille, particulièrement à mes parents, pour m'avoir appris à avoir confiance en moi et en mes capacités, pour le soutien inconditionnel, pour l'amour dont vous m'avez entourée. Et merci à Rémi, pour m'accompagner depuis 7 ans déjà, pour le soutien quotidien, psychologique, ménager, pour les aller-retour incessants entre Paris et Blois, les réveils bien trop matinaux, et pour toutes ces autres choses si précieuses qui me font me sentir si bien et pour lesquelles je me sens si chanceuse de t'avoir rencontré.

Et enfin, une pensée pour toutes les femmes qui font que je peux me tenir où je suis aujourd'hui, toutes celles qui ont ouvert la voie, qui ont lutté pour nos droits, qui ont travailler sans être payées, qui ont été effacées, sans qui je n'aurais pas eu le droit de faire ce travail. Toute ma solidarité à celles qui se battent, partout, pour nous, qui ne sommes pas des hommes.

Note à l'intention des lecteurices

Ce travail a été écrit en utilisant l'écriture inclusive. Cela implique notamment les choix suivants :

- L'utilisation préférentielle de phrases rédigées au mode passif plutôt qu'au mode actif;
- L'utilisation préférentielle de termes épicènes (dont la terminaison est la même au féminin et au masculin, par exemple, spécialiste plutôt qu'expert / experte);
- L'utilisation du point médian inclusif pour les termes non épicènes : habitant·es, étudiant·es, élu·es;
- L'utilisation de terminaisons contractées quand ces terminaisons sont prononçables. Ainsi, plutôt que d'écrire « tous·tes » j'écrirai « toustes »;
- L'utilisation de pronoms non masculins comme « iels » (contraction d'ils et elles), « celleux » (contraction de celles et ceux).

Pour celleux d'entre vous qui s'étonneraient d'un tel choix, ou qui en questionneraient la pertinence, je vous invite à consulter quelques ressources :

- Sur YouTube, L'écriture inclusive a-t-elle un intérêt? Quelles preuves? Par Scilabus, https://youtu.be/url1TFdHlSI (penchez-vous aussi sur les nombreuses ressources citées en description);
- En podcast, Masculin neutre: écriture exclusive, deux épisodes des "Couilles sur la table", https://www.binge.audio/podcast/les-couilles-sur-la-table;
- En livre, Le cerveau pense-t-il au masculin? Cerveau, langage et représentation sexiste. Pascal Gycax, Sandrine Zufferey, Ute Gabriel, éd. Le Robert, (2021).

Bonne lecture à toustes!

Introduction

Introduction 10
Histoire et usages des villes européennes 11
Des usages aux gestions variables 15
La théorie des filtres pour comprendre la biodiversité urbaine 17
Limites conceptuelles et méthodologiques en écologie urbaine 21
Relier notre connaissance des processus écologiques à l'aménagement urbain 24
Gestion publique et végétation 25
Question de recherche 27
Références 32

Histoire et usages des villes européennes

Prendre en compte l'histoire des villes peut être nécessaire à notre compréhension actuelle des processus structurant la diversité urbaine. Les villes européennes sont issues d'une histoire longue remontant parfois jusqu'à l'antiquité voire avant. Les villes antiques ont des plans d'ensemble très rectilignes rythmés par des rues orthogonales. Les grandes villes médiévales ont rarement de plans d'ensemble très reconnaissable, mais se constituent plutôt autour d'un réseau viaire dense, de multiples centres (religieux, civil, commerciaux), d'habitations hautes et serrées, et d'enceintes successives. À cette époque, les plus grandes villes européennes varient de 140 à 600 hectares à l'intérieur de la dernière enceinte (Benevolo, 1983). Les villes connaitront des époques successives de développement, alternant refondations basées sur des plans d'ensemble, instituées par un état centralisé et des initiatives d'ordres religieux, de corporations ou de propriétaires. Enfin, la dynamique d'urbanisation s'est accélérée fortement au cours des deux derniers siècles dans le monde occidental. En Europe, les révolutions économiques et industrielles du 19ème siècle transforment rapidement les populations rurales agricoles en populations urbaines ouvrières (Benevolo, 1983). Ces modifications sociales vont de pair avec l'étalement urbain et des modifications de l'organisation spatiale des villes : à la recherche d'espace, les familles bourgeoises abandonnent les centres-villes pour les périphéries, mieux desservies par les nouvelles voies de circulation tandis que les populations laborieuses se massent à proximité des usines et dans les centres villes qui deviennent vite surpeuplés (Benevolo, 1983). Les centres-villes se densifient fortement, les nouveaux logements sont bâtis sans plan d'ensemble et créent une juxtaposition d'espaces multiples encore visibles aujourd'hui : petits immeubles, maisons individuelles, commerces, centres religieux avec des espaces verts et publics de taille réduite. La surpopulation cause de nombreux problèmes de salubrité, les logements sont dépourvus de toute commodité, notamment de réseaux d'eau potable et d'évacuation des eaux usées et des déchets (Benevolo, 1983). L'épidémie de choléra de 1830 marque le début de politiques publiques d'assainissement et de planification urbaine (la loi sanitaire en Angleterre en 1848, en

France en 1850 ou en Italie en 1865). Ces lois seront à l'origine de la refondation de nombreuses villes européennes, l'exemple le plus frappant étant la modification profonde de Paris par le baron Hausmann sous Napoléon III (Benevolo, 1983). Les modifications urbaines de cette fin de 19ème siècle marquent les territoires en les structurant autour des axes de circulations principaux comme les grands boulevards et les voies de chemin de fer. On voit alors se banaliser une planification urbaine souvent menée à l'échelle de l'îlot urbain, opposée à un développement par « fragment » qui prédominait précédemment, (Panerai, 1997), lorsque l'aménagement se faisait au cas par cas, et était menée par des acteurs privés. Cette structuration en îlot s'impose petit à petit car l'aménagement se fait de plus en plus par des entités publiques (état via ses préfets, conseil municipal) travaillant à une grande échelle, l'îlot permettant de faire le lien entre une structuration à l'échelle de la ville et l'échelle de la parcelle (Panerai, 1997). L'ilot urbain est une échelle d'aménagement intermédiaire entre la parcelle et le quartier, définie comme l'ensemble des parcelles bâties contigües, délimitée par des routes (Brunet et al., 1993; Clémençon, 2015). La dynamique urbaine va ensuite se ralentir, avant de reprendre après la seconde guerre mondiale.

Suite aux destructions de la guerre, il y a un besoin important et urgent de logements équipés du confort moderne : eau, électricité, sanitaires, espaces séparés pour les enfants et les parents, *etc* (Gallety et al., 1996). La France, l'Allemagne et de nombreux pays du bloc soviétique (Bulgarie, Pologne, Slovaquie, Ukraine…) vont, dans les années 50, répondre à ces demandes par une politique de construction de grands ensembles, opérations de construction d'au moins 500 logements (Gallety et al., 1996; Fourcaut, 2006). Influencés par le mouvement urbanistique du « zooning » de la charte d'Athènes et les idées de Le Corbusier, visant à « libérer le sol » (Le Corbusier et al., 1979), les **grands ensembles** français sont des espaces de grande surface (figure 1) concentrant de très nombreux logements dans des barres et des tours éloignées les unes des autres. La disposition des bâtiments rend disponible de grands espaces non bâtis, qui peuvent être imperméabilisés (parkings, places publiques, aires de jeux) ou plantés (grandes pelouses, plantation d'arbres et de haies basses le long des bâtiments, figure 1). Ainsi, les espaces verts communs peuvent représenter une proportion



Figure 1 : Photos aériennes de trois grands ensembles franciliens (sens horaire : Résidence des Grandes Terres, Marly-le-Roi ; Les Tours Nuages, Nanterre ; La grande Borne, Grigny). On notera l'étendue apparente des espaces, et les surfaces dédiées aux espaces plantés et imperméabilisés. Crédit photographique : Alex McLean/Landslides Aerial Photography, reproduit depuis Les grands ensembles, une architecture du XXème siècle, pages 59, 38, 42-43.

importante des grands ensemble (par ex, 60% de l'ensemble des Grandes Terres à Marly-le Roi, Carrié & Masse, 2017). Les années 70 marquent la fin des grands ensembles en France (Fourcaut, 2006) et l'État réoriente ses aides publiques à la construction de **logements individuels** (Girard, 1947). Sous le ministère d'Albin Chalandon (1968-1972), des concours sont organisés pour présenter et vendre des modèles de maisons unifamiliales facilement industrialisables et au coût attractif. Ces maisons peuvent être construites une à une par des propriétaires privés ou par lotissements (figure 2), avec une uniformisation alors maximale des formes : une maison sur sa parcelle, isolée des voisines, avec un jardin clôturé, avec un entretien plus ou moins fort et potentiellement très variable de celui du voisin (figure 2).





◄Figure 2 : Photos aériennes de deux quartiers pavillonnaires français, l'un à Ferrières-en-Brie (77), l'autre à Blois (41). Crédits photographiques: Vikidia CC By-SA 3.0; Entre Ciel Terre et Mer - ECTM.

Les quartiers pavillonnaires sont fortement liés à l'usage croissant de la voiture, qui permet, dans le même temps (1970-1990), le développement de **zones commerciales et industrielles** dans les périphéries des villes (Jourdan et al., 2008). Bien desservies par le réseau routier, ces zones sont composées de très grands bâtiments, accueillant des activités de commerce ouvertes au public ou des activités plus industrielles. Ces espaces présentent aussi de vastes parkings (pour les clients ou les employés) parfois ombragés par des plantations d'arbres, et des espaces non construits. Ces espaces peuvent être petits et bien entretenus, composés de pelouses et de massifs plantés, participant à l'image de l'entreprise, soit de grands espaces parfois agrémentés de haies ou d'arbres le long des bâtiments ou en bordure de parcelles. Moins entretenus, ces espaces sont principalement utilisés comme réserves foncières pour un développement futur ou pour maintenir les installations loin les unes des autres pour des questions de sécurité ou de confidentialité. En plus de ces espaces bâtis, la ville possède aussi des espaces verts comme des parcs répondant à des besoins récréatifs pour les habitant·es, des espaces publiques (rues, places, terrains de sport) et des espaces moins formels parfois en attente de (re)construction ou inconstructibles (terrains vagues, réserves foncières, berges). Ces formes et usages sont juxtaposés à petite échelle et reliés par des voies de circulation (Larkham, 2006), ce qui crée une grande hétérogénéité spatiale à différentes échelles : ville entière, quartiers et îlots urbains, parcelles. Ils sont associés à des espaces verts qui accueillent des végétations diversifiées.

Des usages aux gestions variables

Suivant les différents usages des îlots, la fonction et la gestion de la végétation peuvent changer du tout au tout, selon les gestionnaires, leurs objectifs de gestion et leurs catégories socio-économiques. Dans les jardins individuels privés, la gestion est souvent importante en raison des objectifs esthétiques des propriétaires (Goddard et al., 2013; Pearse et al., 2018). Mais ces gestions peuvent être limitées par des contraintes financières (Leong et al., 2018; Blanchette et al., 2021) et des difficultés d'entretien (Marco et al., 2010; Padullés Cubino et al., 2020), notamment pour le maintien d'espèces exotiques, nombreuses dans ces espaces (Loram et al., 2008). Les quartiers accueillant une

population au statut socio-économique élevé ont, dans la plupart des cas, une biodiversité plus importante que les autres quartiers (Grove et al., 2014; Aronson et al., 2017; Kuras et al., 2020), souvent liée à la quantité d'argent et de temps plus importante dédié à l'entretien des jardins (Blanchette et al., 2021). Le niveau d'éducation des populations a aussi un impact sur la composition des jardins (Kendal et al., 2012a), les personnes éduquées étant plus susceptibles d'accepter des pratiques favorables à la biodiversité en raison des connaissances qu'elles en ont (Fischer et al., 2018). Cet « effet de prestige » liant l'abondance des ressources financières et la diversité en plantes a été observé initialement dans les quartiers de résidentiels individuels (Hope et al., 2003), mais il n'est pas limité aux espaces privés. Les entités publiques peuvent aussi avoir des ressources disponibles variables qui impactent la diversité des espaces sous leur contrôle. Ainsi le couvert arboré des rues et la quantité d'espaces verts publiques sont aussi impactés (Leong et al., 2018). Les gestionnaires d'espaces publics comme les places, les parcs, les routes, les espaces résidentiels collectifs parfois, sont plus contraints par la salubrité, la sécurité des aménagements (Lampinen & Anttila, 2021) et des ressources financières limitées (Barnes et al., 2020; Ramer & Nelson, 2020) que les gestionnaires individuels privés. Ces multiples modalités de gestion vont avoir un effet significatif sur la biodiversité de ces espaces urbains. Ainsi, les pelouses urbaines avec des fréquences de tonte élevées ont une richesse spécifique, une richesse fonctionnelle et une diversité (indice de Shanon) faibles (Chollet et al., 2018; Sehrt et al., 2020). L'utilisation de pesticides et de fertilisants dans les espaces verts urbains, publics et privés, diminue la richesse spécifique et la présence d'espèces considérées comme rare à l'échelle régionale (Bertoncini et al., 2012). Les modifications de pratiques, comme la réduction de la fréquence de tonte, la mise en place de prairies dans les espaces publiques (Hoyle et al., 2017), le changement des mélanges utilisés pour semer les pelouses (Barnes et al., 2020) ou encore la diminution de la pression de désherbage sur les trottoirs (Bonthoux et al., 2019) pourraient permettre d'augmenter la diversité en ville, notamment pour les espaces publiques qui peuvent représenter une proportion importante des espaces verts urbains. Ainsi, en raison de leurs multiples

effets sur la végétation, la considération des pratiques et des usages dans les théories expliquant la biodiversité urbaine semble nécessaire.

La théorie des filtres pour comprendre la biodiversité urbaine

Alors que pendant de nombreuses années, les villes ont été peu étudiées en écologie, leur étude a pris de l'ampleur à partir des années 1990 et s'est encore accélérée après 2010 (Rega-Brodsky et al., 2022). Les multiples recherches consacrées aux villes ont mis en évidence que ce ne sont pas des espaces totalement dépourvus d'espèces végétales et animales et donc d'intérêt. Ainsi, les villes peuvent servir de refuges à des espèces rares ou protégées (Ives et al., 2016; Soanes & Lentini, 2019), notamment en conservant les derniers reliquats de certains habitats ayant disparus à l'échelle régionale (Californie, Etats-Unis, Longcore et al., 2010). Cependant, les conditions environnementales particulières de la ville, associées aux différents usages urbains décrits précédemment, vont être d'importants filtres de la biodiversité. La théorie des filtres permet d'expliquer les règles d'assemblage des communautés (Keddy, 1992). D'après cette théorie, un ensemble de filtres successifs s'appliquent aux espèces à différentes échelles et vont discriminer celles pouvant s'établir en communautés sous ces conditions, et celles ne le pouvant pas (Williams et al., 2009; Cornell & Harrison, 2014; Lopez et al., 2018). Plusieurs échelles de filtrage sont possibles, globale, régionale et locale, au sein desquelles les filtres seront abiotiques, biotiques, ou relatif à la dispersion des espèces (Götzenberger et al., 2012). Les réponses des espèces à ces différents filtres sont modulées par leurs traits. Les traits fonctionnels sont des caractéristiques physiologiques, morphologiques et phénologiques mesurables au niveau individuel et liées à la capacité des espèces à acquérir, utiliser et préserver les ressources (Díaz & Cabido, 2001; Violle et al., 2007). Les traits fonctionnels renseignent sur la performance des individus dont découlent les propriétés des communautés et le fonctionnement des écosystèmes (Song et al., 2019; Zambrano et al., 2019). Examinons les différents filtrages urbains et leurs effets sur les traits fonctionnels des plantes.

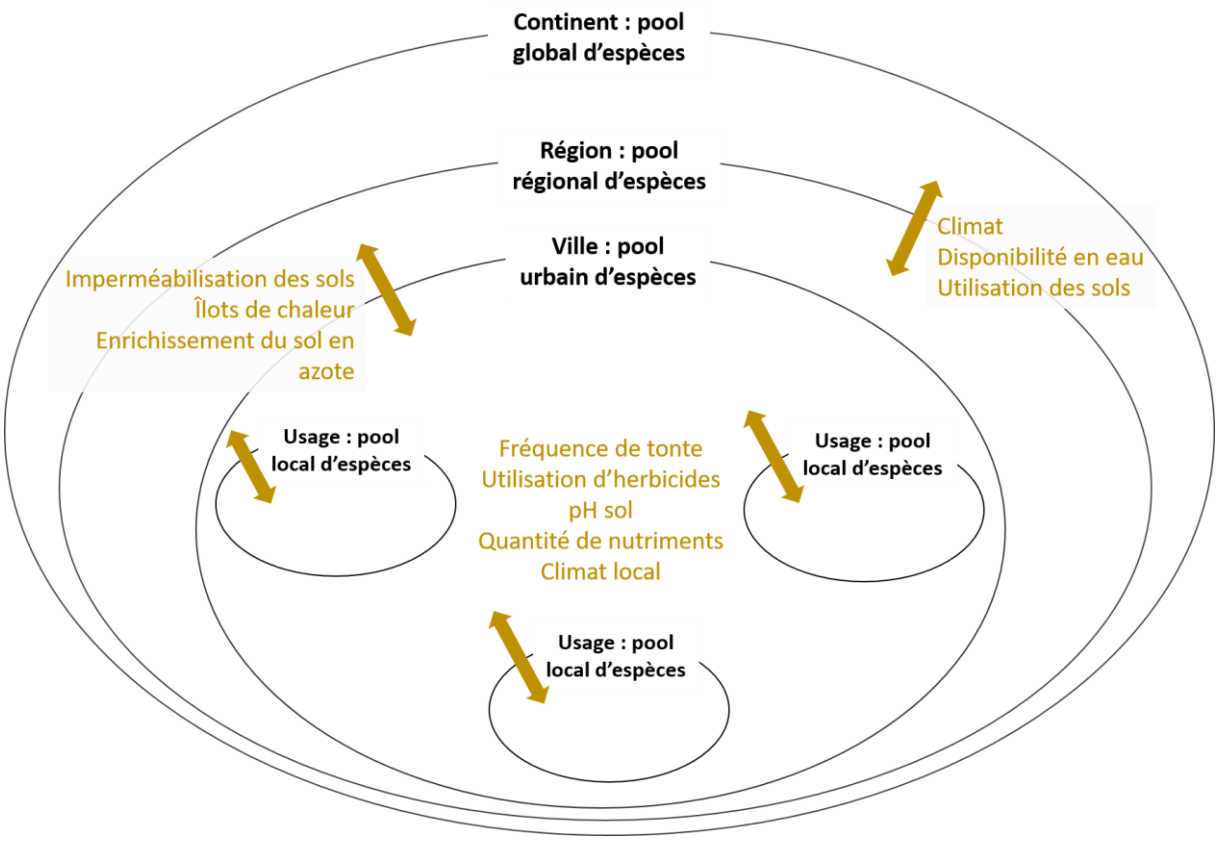


Figure 3 : Représentation schématique de la théorie des filtres. À chaque échelle, différents filtres s'appliquent et sélectionnent les espèces selon les traits qu'elles expriment. Le pool urbain est alors un sous-échantillon non aléatoire d'espèces issues du pool régional tout comme les pools locaux sont aussi des sous-échantillons non aléatoires du pool urbain d'espèces.

Le premier filtrage s'effectue entre le pool global (ou continental) et le pool régional (Figure 3). Le climat, la géographie (latitude, altitude) et l'utilisation des sols (espaces naturels, espaces agricoles, zones urbanisées ou bâties) sont quelques-uns des filtres s'appliquant à cette échelle (Williams et al., 2009; Aronson et al., 2016). Ce filtrage n'est pas spécifique aux environnements urbains, mais il détermine le pool régional à partir duquel le pool urbain va se constituer. Je ne m'intéresse pas à cette échelle pour mes travaux.

Le second filtrage s'effectue entre le pool régional et le pool urbain (figure 3). À cette échelle, le filtrage va être effectué par les conditions environnementales spécifiques à la ville, résultant de la transformation du paysage en espace urbain, pour répondre aux besoins humains. Ainsi, les villes sont des espaces fortement imperméabilisés, ce qui modifie le cycle de l'eau et limite sa disponibilité pour les espèces (Shuster et al., 2005; Grimm et al., 2008). L'imperméabilisation des sols contribue

aussi aux îlots de chaleurs urbains, résultant en une température moyenne dans les villes plus importante qu'aux alentours (Carpio et al., 2020; Jogan et al., 2021). Les plantes urbaines sont donc résistantes à la sécheresse, ce qui se traduit en terme de traits fonctionnels en une quantité d'eau importante dans les feuilles (Lavorel & Garnier, 2002; Kalusová et al., 2017), une surface foliaire réduite, une activité photosynthétique et une concentration d'azote dans les feuilles élevées (Lambrecht et al., 2016). Les bâtiments modifient la circulation des vents, perturbant la dispersion du pollen et des graines (Piana et al., 2019), et les plantes dispersées par le vent ou ayant une masse de graines importante sont plus rares en ville (Kalusová et al., 2017; Johnson et al., 2018). Les activités industrielles et le trafic routier contribuent à l'enrichissement en azote des sols urbains (Decina et al., 2020), et les plantes répondent à ces sols riches par des feuilles à la durée de vie courte, ayant une surface et une concentration en azote importante (Lavorel & Garnier, 2002).

Le pool végétal urbain se constitue donc d'espèces du pool régional sélectionnées par ces conditions particulières, mais aussi par l'ajout de plantes exotiques dont la présence est facilitée par les activités humaines (Pearse et al., 2018; Avolio et al., 2021). Arrivées en ville par l'horticulture principalement, ces plantes vont être régulées par leur disponibilité en magasin (Pearse et al., 2018) et par les préférences et gestions des citadins (Kendal et al., 2012a; Padullés Cubino et al., 2020). Ces espèces exotiques sont très présentes dans les jardins, où elles vont être gérées à la fois pour limiter leur développement (limitation hauteur, arrachage des rejets/jeunes pousses) ou au contraire pour le favoriser (arrosage, ajout d'engrais, protection contre les ravageurs). Ces exotiques peuvent être la source d'invasions biologiques dans la ville (Marco et al., 2010) voire dans les espaces naturels environnants (Padayachee et al., 2017). Elles augmentent la richesse spécifique des zones urbaines, résultant en une richesse spécifique élevée, voire plus importante que dans les espaces naturels environnants (Callaghan et al., 2019; Avolio et al., 2020), mais masquent la perte de diversité induite par le filtrage urbain. En effet, les conditions urbaines décrites précédemment ne permettent qu'à un nombre restreint d'espèces de s'installer en ville. Ainsi, une étude de 104 villes dans toutes les régions du monde montre qu'elles n'accueillent que 20% de la biodiversité mondiale des oiseaux et que 5%

de la biodiversité mondiale des plantes (Aronson et al., 2014), alors qu'elles sont localisées dans des zones considérées comme des *hot-spots* de biodiversité, donc riches et diversifiées. De plus, les espèces étant capables de surmonter les conditions environnementales urbaines ont tendance à être toujours les mêmes, et d'une ville à une autre, les communautés seront plus semblables que les communautés non-urbaines. C'est le phénomène d'homogénéisation biotique des villes (McKinney, 2006). Cette homogénéisation est un enjeu de biodiversité important en raison de son rôle dans la disparition d'espèce natives locales, souvent en faveur d'espèces exotiques qui se banalisent à large échelle, et l'on peut se demander quelles sont les conditions qui pourraient favoriser des espèces différentes de celles actuellement rencontrées dans les villes.

Enfin, le dernier filtrage des communautés urbaines s'effectue entre le pool urbain et les différents pools locaux rencontrés à l'intérieur de la ville (figure 3). Les différents usages précédemment décrits peuvent constituer ces pools locaux intra-urbains. À cette échelle, plusieurs caractéristiques environnementales locales peuvent jouer sur les communautés végétales, comme les modalités de gestion. Dans les résidentiels individuels, l'ajout de compost et l'absence de travail du sol a différent impact sur ce dernier : augmentation de la quantité de phosphate disponible, augmentation du ratio carbone/azote (C/N), diminution de la compaction et de la densité (Edmondson et al., 2014; Tresch et al., 2018). Il en résulte des différences entre usages, avec le C/N et la densité des sols qui sont plus importants dans les jardins particuliers que dans les parcs (Edmondson et al., 2014). L'utilisation de pesticides et d'engrais chimiques dans les jardins particuliers ou publics augmente la quantité de matière organique dans le sol (Tresch et al., 2018). Cette augmentation de la quantité de nutriments disponibles peut diminuer la quantité de matière sèche et le C/N foliaire et augmenter la surface foliaire des plantes (Legay et al., 2014; Song et al., 2019). Les dynamiques de construction/déconstruction des bâtiments conduisent à l'abandon de matériaux comme des gravats, du plâtre, des remblais, qui peuvent se mélanger au sol et impacter la distribution des plantes (Godefroid et al., 2007) et le succès de germination des graines (Pregitzer et al., 2016). La présence de ces matériaux est commune dans tous les sols urbains, même si on les rencontre plus souvent dans

les zones industrielles et les routes que les parcs (Greinert, 2015). Ces matériaux modifient les propriétés physico-chimiques des sols, comme la quantité de carbonate de calcium. Entre différents usages, des différences en terme de pH du sol, avec des valeurs plus faibles dans les parcs que les dessertes routières et les zones industrielles, et de conductivité électrique ont aussi été mises en évidence (Greinert, 2015). Ces caractéristiques peuvent modifier la disponibilité des nutriments dans le sol et donc les traits de plantes comme la vitesse de croissance, la concentration en nutriment (notamment en azote) ou la quantité de matière sèche des feuilles. Par exemple, les traits foliaires de pin varient entre différents usages de la ville de Beijing, Chine, avec des longueur, largeur et superficie inférieures dans les parcs et les espaces résidentiels que dans les dessertes routières (Su et al., 2021). Des critères esthétiques humains peuvent aussi constituer des filtres, puisque certains traits comme la couleur du feuillage, la finesse des feuilles, le nombre et la taille des fleurs sont des critères de sélection des plantes dans les jardins individuels (Kendal et al., 2012b). Ainsi, certains paramètres environnementaux qui impactent les traits des plantes et *in fine* la composition des communautés végétales sont directement ou indirectement liés aux usages et gestions présentés au premier paragraphe. Mais leur prise en compte dans les études en écologie urbaine reste rare et notre compréhension de leur influence est donc limitée. Cela s'explique notamment par des lacunes conceptuelles et méthodologiques.

Limites conceptuelles et méthodologiques en écologie urbaine

La théorie des filtres est issue de travaux menés sur des espaces naturels, et plusieurs auteurs arguent que sa transposition en ville nécessite de l'adapter à ce milieu particulier (Aronson et al., 2016; Andrade et al., 2021; Avolio et al., 2021). En effet, les conditions environnementales urbaines décrites précédemment sont issues des modifications du milieu du fait des choix et comportements humains. Nous avons vu que des paramètres uniquement anthropiques, comme les préférences, les modalités de gestion ou les catégories socio-professionnelles peuvent structurer les communautés végétales, constituant un effet anthropique direct en ville. Nous avons aussi vu que les conditions environnementales locales structurant les communautés végétales peuvent être modifiées par les

activités humaines, ce qui constitue un effet anthropique indirect. Et pourtant, ces effets directs et indirects sont peu considérés. En particulier, la considération des usages urbains comme paramètres structurant la diversité végétale urbaine n'en est qu'à ses débuts en écologie. La plupart des études utilise une caractérisation sommaire de la complexité urbaine, basée sur une classification de l'occupation du sol telle que « zone urbaine », « périurbain » et « espace rural » (80% des études selon Rega-Brodsky et al., 2022). Cette description tend à gommer les hétérogénéités internes à la ville (Godefroid & Koedam, 2007; Schmidt et al., 2014; Fratarcangeli et al., 2019). Pourtant, il a été démontré que la distribution des espèces, la composition des communautés végétales et la composition des traits sont liées aux différentes zones bâties au sein des villes (Godefroid & Koedam, 2007; Schmidt et al., 2014; Kalusová et al., 2017; Godefroid & Ricotta, 2018). Par exemple, la composition végétale du centre-ville diffère de celle des autres usages urbains dans 32 villes européennes, et la richesse en espèces végétales est minimale dans les parcs et boulevards mais maximale dans les espaces résidentiels individuels (Lososová et al., 2011). Mais la description utilisée dans ces études reste peu explicite sur les formes et usages, certaines études étant par exemple basées sur une grille avec des cellules carrées (Štajerová et al., 2017; Deparis et al., 2022) qui sont déconnectées des formes spatiales des espaces urbains. D'autres études assez répandues sont celles menées à l'échelle de la parcelle, en se concentrant principalement sur les espaces publics, les jardins privés et les parcelles de forêt. Elles fournissent des informations sur l'effet de la gestion (Bertoncini et al., 2012; Chollet et al., 2018; Sehrt et al., 2020), des conditions environnementales locales (Thompson et al., 2004; Brice et al., 2016), ou des choix de plantation (Padullés Cubino et al., 2020; Blanchette et al., 2021) dans certains usages particuliers, mais restent sans rapport avec la planification et la conception urbaines tout en étant concentrées sur certains usages.

Ces descriptions simples de la complexité des paysages urbains, la sous-représentation de certains espaces urbains et le décalage d'échelle entre les études écologiques et les approches urbanistiques sont critiqués depuis plusieurs années (Ramalho & Hobbs, 2012; Marcus et al., 2020; Knapp et al., 2021). Entre autres, cela nous empêche d'étudier au mieux les différents pools locaux

associés aux différents usages. Or, connaitre ces différents pools pourrait nous permettre d'identifier si certains d'entre eux présentent une diversité originale, voire unique, à l'échelle de la ville, ce qui en feraient des opportunités de conservation alors que l'homogénéisation biotique des villes est importante (McKinney, 2006, 2008). Cette comparaison entre les pools locaux peut être réalisée grâce aux mesures de diversité bêta. La diversité bêta quantifie le nombre de sites qui se distinguent du point de vue de leur composition en espèces (Tuomisto, 2010). Contrairement à la diversité alpha (nombre d'espèces dans chaque communauté locale) et à la diversité gamma (nombre total d'espèces en prenant en compte toutes les communautés locales), la diversité bêta n'est pas une mesure de la diversité totale d'un site défini spatialement, mais une mesure de la différence de diversité entre sites (Socolar et al., 2016). Il s'agit de mesurer si, d'un site à l'autre, les espèces rencontrées changent ou non. Ces différences en terme de composition des communautés peuvent s'expliquer par deux mécanismes qui peuvent se combiner : le remplacement d'espèces, quand d'un site à l'autre, l'identité des espèces change mais que la richesse des sites est identique ; ou l'emboitement des communautés, quand la composition spécifique d'un site est un sous-échantillon d'un autre site (Baselga, 2010).

Une autre lacune dans notre connaissance de la biodiversité urbaine concerne la diversité fonctionnelle, avec seulement 3% des études urbaines qui l'étudie (Rega-Brodsky et al., 2022). Ainsi, certains traits très informatifs sur les stratégies d'allocation des ressources des plantes, comme la masse des graines, sont peu étudiés (Williams et al., 2015). Pour d'autres traits, comme la durée de vie des plantes, leur hauteur ou leur modalité de pollinisation, les résultats sont contradictoires entre études (Williams et al., 2015). Cette inconsistance peut s'expliquer par des conditions urbaines qui vont avoir des effets opposés sur le même trait. Par exemple, nous avons vu précédemment que la surface foliaire répond positivement à la forte concentration en azote des sols urbains, mais négativement aux îlots de chaleurs urbains. Les traits fonctionnels sont le moyen de relier la performance individuelle aux propriétés de la communauté (comme sa richesse et sa composition) et *in fine* au fonctionnement de l'écosystème (Violle et al., 2007; Song et al., 2019; Zambrano et al., 2019). Cette connaissance permet aussi d'identifier les services écosystémiques que peuvent apporter

les écosystèmes urbains (Díaz & Cabido, 2001; Borowy & Swan, 2020). Considérant la menace pour la diversité indigène locale que constitue l'homogénéisation biotique, nos lacunes sur les processus structurant la biodiversité en ville sont problématiques pour au moins deux raisons : elles limitent notre compréhension des relations entre le fonctionnement social et le fonctionnement écologique des systèmes urbains ; elles limitent notre capacité à faire des recommandations opérationnelles à destination des aménageurs ou des politiques publiques pour faire des choix d'aménagements positifs pour la biodiversité.

Relier notre connaissance des processus écologiques à l'aménagement urbain

L'acquisition de connaissances sur les influences des morphologies et usages urbains sur la biodiversité est particulièrement importante dans le contexte actuel de densification urbaine. En effet, l'étalement urbain étant une menace majeure pour la biodiversité par sa contribution à la destruction et à la fragmentation des habitats naturels, des cadres législatifs se développent pour le limiter. Ainsi, en Europe, l'objectif de zéro artificialisation nette d'ici 2050 vise à réduire l'imperméabilisation des sols dans les zones naturelles, les zones agricoles et les forêts (Direction générale de l'environnement, 2021). Cet objectif pourrait être atteint par la densification et la réhabilitation des zones urbaines actuellement existantes. Se posent alors des questions relatives aux formes et usages à favoriser en ville : multiplier les grands ensembles résidentiels, ou favoriser l'habitation individuelle sur des petites parcelles ? La multiplication des maisons individuelles est une pratique qui se répand actuellement, sous le nom attractif de Bimby, contraction de "built in my backyard". Ce type de projet vise à densifier les espaces résidentiels individuels déjà existants en construisant de nouvelles habitations sur des portions de jardins. Ce type d'opération a été rendu possible en France par la loi ALUR de 2014 qui a fait disparaitre la limite de surface de parcelle constructible. Bien que présentant des intérêts sociaux relatifs par exemple à la desserte en transport en commun de ces quartiers souvent enclavés, on peut s'interroger sur les conséquences de ce processus de densification, qui va faire disparaitre des espaces végétalisés intra-urbains, et modifier la forme et la connectivité des espaces

conservés. Ces choix auront un impact direct et fort sur la diversité, puisque la forme, la surface et la connectivité des espaces urbains sont reconnues comme des moteurs de la biodiversité (Beninde et al., 2015; Grafius et al., 2018; Ossola et al., 2019). Alors, étudier la ville à une échelle mobilisable facilement pour l'aménagement et la conception urbaine peut faciliter la prise en compte des résultats de l'écologie urbaine dans ces disciplines. De plus, il est clairement établi que les contacts avec la nature ont un effet positif sur les santés physique et psychique humaines, entrainant une réduction de la dépression, un sommeil de meilleur qualité, une amélioration du développement cognitif et moteur des enfants et une réduction du diabète et de l'obésité (Frumkin et al., 2017). Pourtant, les êtres humains ont de moins en moins de contact avec la nature. Cette déconnexion physique entraîne aussi une déconnexion émotionnelle, qui diminue la propension qu'ont les humain·es à se sentir concerné·es par l'état de la biodiversité (Soga and Gaston 2016). Cette perte d'expérience sensible est plus importante pour les personnes vivant dans des espaces fortement urbanisés (Soga et al., 2018), mais les espaces verts urbains peuvent permettent de lutter contre ce phénomène. La distance entre le domicile et les espaces verts en influence la fréquentation (Neuvonen et al., 2007; Akpinar, 2017), il semble donc important d'avoir des espaces verts nombreux et bien distribués en ville pour lutter contre cette déconnexion. Et comme les urbain·es apprécient plus les espaces riches en espèces différentes (Lindemann-Matthies & Bose, 2007) que les espaces « verts » peu diversifiés (Fischer et al., 2018) on a une convergence entre le besoin social d'espaces verts nombreux et diversifiés et l'intérêt écologique d'avoir ce type d'espaces. Il existe donc une tension entre un développement urbain toujours en cours et la préservation d'écosystèmes urbains fonctionnels et diversifiés, pouvant être des opportunités de conservation d'espèces et de préservation de service pour les humain·es.

Gestion publique et végétation

J'ai évoqué à plusieurs reprises que les activités humaines semblent impacter la diversité végétale en ville, notamment à travers la gestion directe exercée sur les plantes dans les jardins particuliers. Mais en ville, de nombreux espaces publics sont gérés par la municipalité, et ils peuvent représenter une proportion importante des espaces verts d'une ville (près de 40% pour les seules dessertes routières

de Melbourne, Australie, Marshall et al., 2019). La gestion mise en place dans ces espaces est alors un enjeu important pour la biodiversité urbaine. Ces modalités de gestion vont être décidées au sein des municipalités, structurées de manières hiérarchiques et complexes (figure 4) : le conseil municipal décide des orientations politiques à court et long terme, qui vont être appliquées par de multiples services, au sein desquels des agent·es vont finalement mettre en œuvre les gestions.

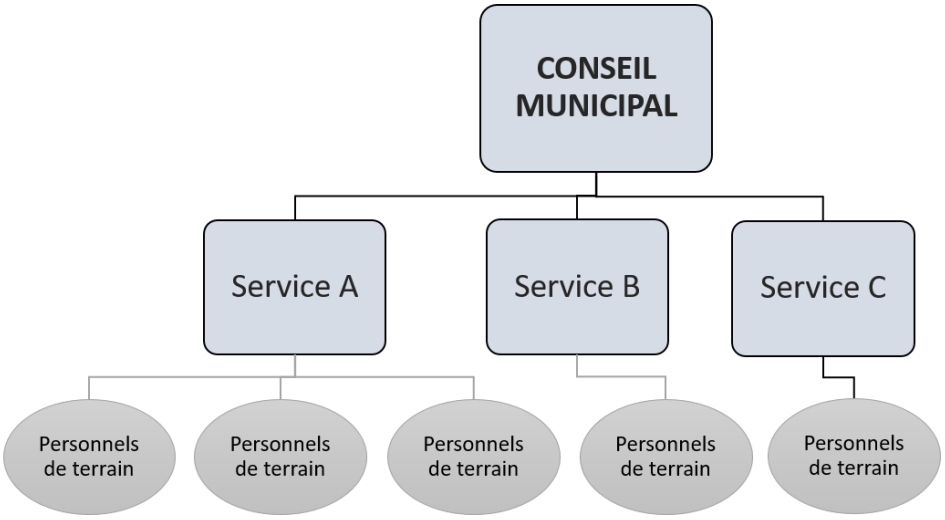


Figure 4: Schéma de la structure hiérarchique au sein d'une municipalité. Alors que le conseil municipal prend les décisions, les agent·es des différents services vont souvent être amené·es à les exécuter, sans avoir toujours participé à leur élaboration.

On connait certaines barrières qu'ont les gestionnaires (définis comme les personnes en charge de la prise de décision) et parfois les agent·es, à la mise en place de nouvelles pratiques de gestion. Iels peuvent considérer être limité·es par le temps et l'argent dédiés à l'entretien des espaces ou que les pratiques actuelles n'ont pas à être modifiées, car elles sont déjà positives pour la biodiversité (Lampinen & Anttila, 2021). Les gestionnaires peuvent aussi craindre une opposition des habitant·es à ces nouvelles pratiques, qui pourraient être associées à un abandon des espaces ou perçues comme trop différentes des pratiques précédentes (Hoyle et al., 2017). Deux modèles conceptuels sont utilisés dans le domaine de la planification et de la gestion du paysage pour aborder, de manière systémique, la gouvernance et la gestion des espaces publics urbains (Randrup & Persson, 2009; Dempsey & Burton, 2012; Jansson et al., 2019). Mais la prise en compte des agent·es de terrain dans ces modèles est assez faible. De plus, le lien entre le fonctionnement de ces systèmes et la biodiversité végétale

n'a, à ma connaissance, jamais été fait. Ces lacunes de connaissances peuvent rendre difficiles l'orientation des politiques publiques vers des gestions plus favorables à la biodiversité urbaine et à la végétation spontanée, dont le rôle dans la diversité urbaine est pourtant bien reconnu (Salisbury et al., 2021).

Question de recherche

Comme nous l'avons vu, les villes sont formées d'une multitude d'usages différents, servant à répondre aux différents besoins humains. Dans ces usages, les fonctions et gestions de la végétation sont assez différentes et impactent la diversité végétale de ces usages. Ces usages peuvent alors être des filtres de la diversité végétale en ville, au sens de la théorie des filtres (figures 3, 5 et 6). Mais les études classiques en écologie urbaine souffrent de lacunes méthodologiques et conceptuelles limitant

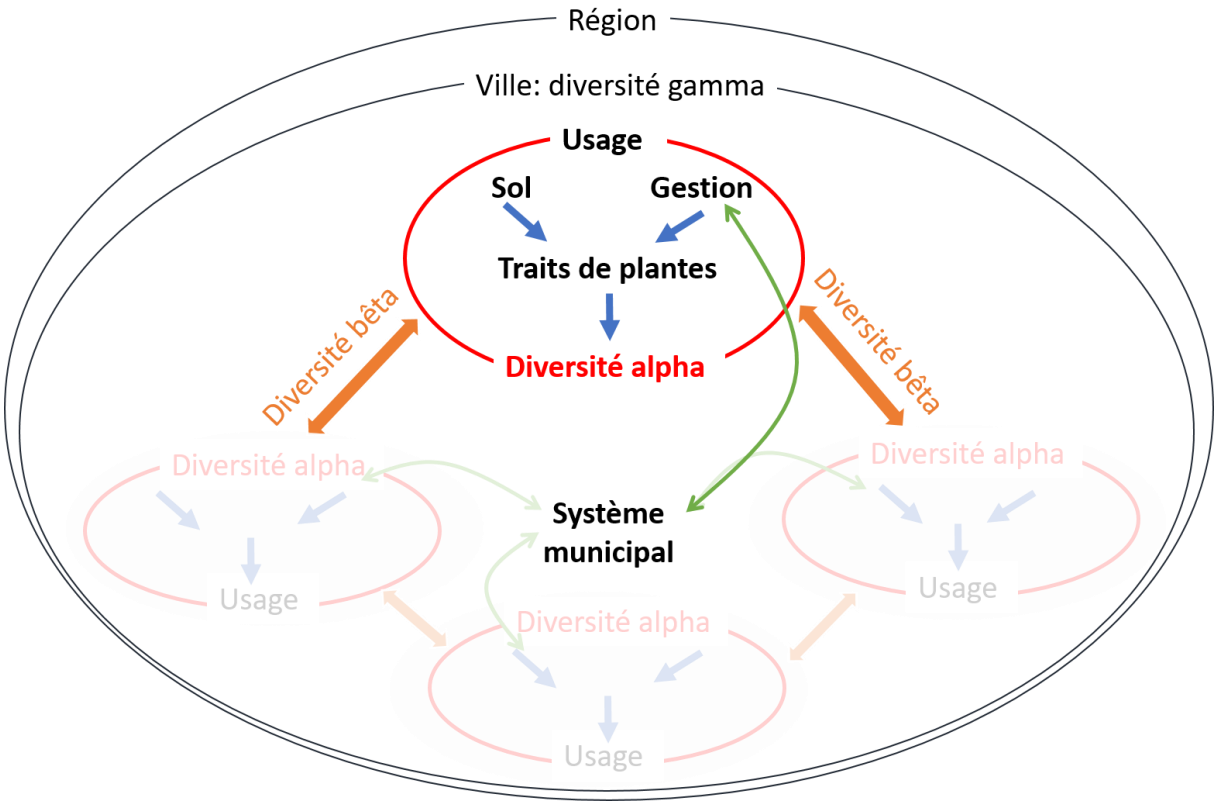


Figure 5 : Schéma général des questions de ma thèse. La ville est constituée de plusieurs usages, qui peuvent tous avoir des pools locaux d'espèces différents. La diversité alpha de chaque usage est influencée par les caractéristiques locales des usages, comme les gestions ou les conditions physico-chimiques du sol. Les espèces répondent à ces caractéristiques locales par leur trait. Selon les caractéristiques locales et les réponses des espèces, d'un usage à l'autre, les compositions des communautés végétales peuvent être différentes, ce qui se mesure grâce à l'étude de la diversité bêta. Les caractéristiques locales sont influencées directement et indirectement par les choix humains, particulièrement pour les gestions municipales.

notre connaissance de la biodiversité au sein (diversité alpha) et entre (diversité bêta) usages urbains et donc, leur contribution relative à la biodiversité totale (diversité gamma) urbaine. De même, notre connaissance des traits de plantes en ville est limitée et contradictoire, nous empêchant de comprendre comment les plantes réagissent aux conditions environnementales spécifiques de la ville et de ces différents usages (figures 5 et 6). En plus de limiter notre connaissance de la biodiversité urbaine, ces lacunes nous limitent aussi dans notre capacité à informer les décisions de développement urbain et de gestion de la végétation en ville. Pourtant, la densification urbaine actuelle peut modifier ou faire disparaitre certains usages urbains et donc la diversité associée. De plus, la présence de la végétation urbaine dépend aussi des gestions mises en place, notamment par la municipalité. Pour accompagner les municipalités vers des pratiques de gestion plus favorables à la biodiversité, il peut être nécessaire de comprendre les barrières existantes à ces pratiques et ce, à toutes les échelles hiérarchiques de ce système (figures 4, 5 et 8). **Dans ce travail, je me demande alors quelle est la diversité végétale urbaine, et comment elle se répartit entre des usages aux conditions environnementales et aux gestions différentes et partiellement structurées par les choix et les préférences des acteurs urbains.**

Pour répondre à cette question, j'ai d'abord mis en évidence l'importance de prendre en compte les usages urbains en tant que paramètres structurant la distribution spatiale de certaines espèces de plantes (chapitre 1). Puis, à l'aide d'une description de mon site d'étude (la ville de Blois) à l'échelle de l'îlot urbain (chapitre 2), je me suis intéressée à la richesse spécifique (diversité alpha) et aux différences de composition (diversité bêta) entre ces usages (chapitre 3 ; figure 6). Pour cette partie du travail, je fais l'hypothèse que la diversité alpha, l'originalité régionale et la composition en espèces des communautés varient entre îlots de gestion et d'usage différents. Ainsi, je m'attends à ce que les îlots industriels, les réserves foncières et les établissements scolaires présentent une diversité alpha élevée, en raison des gestions peu intenses ou très diversifiées qu'on y rencontre. À l'inverse, les îlots de résidentiels collectifs, de routes et de parcs auront des diversités alpha plus faibles en raison de gestions plus intenses et uniformes. Les différences de composition entre îlots seront

principalement sous-tendues par du remplacement d'espèces lorsque les gestions et usages seront très différents (industriels VS établissements scolaires) ou par de l'emboitement de communautés entre îlots aux gestions et usages plus semblables (résidentiels individuels VS collectifs). Enfin, l'âge des îlots et la taille des parcelles au sein des îlots sont aussi attendus comme influençant la diversité des îlots.

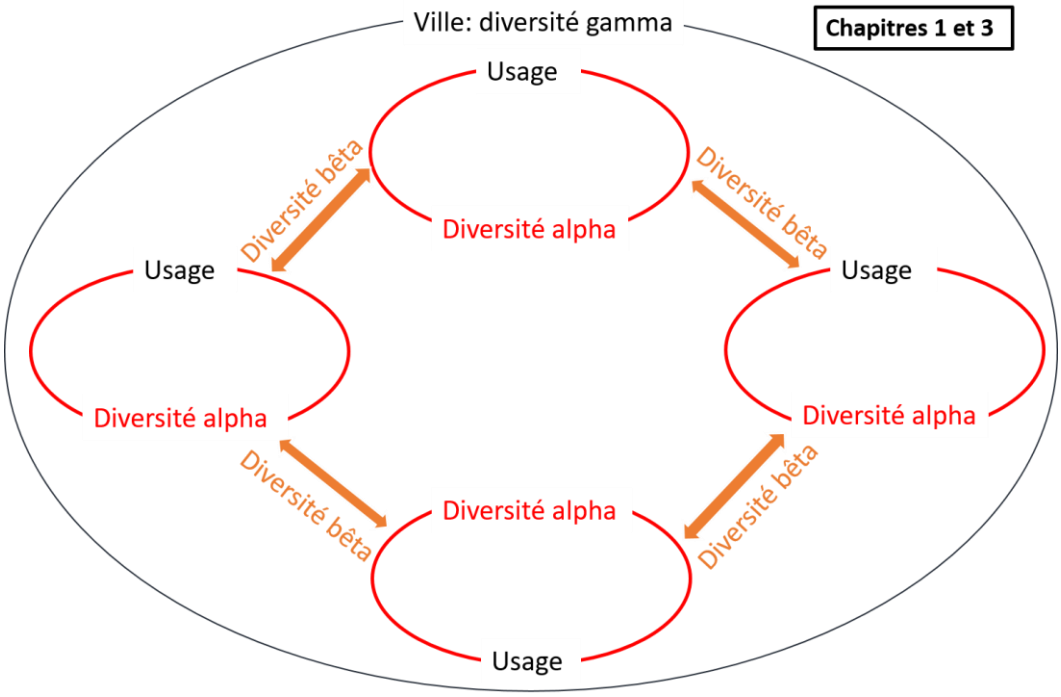


Figure 6: Schéma des questions portant sur la diversité alpha de chaque usage et de la variation de composition (diversité bêta) entre usages.

L'effet des conditions environnementales locales comme les caractéritisques physico-chimiques des sols et des modalités de gestion sur les traits de plantes entre différents usages a aussi été étudié (chapitre 4 ; figure 7). Nous nous attendons à un effet important de la fréquence de tonte et de la capacité de rétention en eau des sols, structurant des communuatés très distinctes en terme de hauteur de croissance, de durée de floraison et de quantité de nutriments dans les feuilles. Alors, les îlots aux gestions très contrastées (parcs du centre-ville, réserves foncières, résidentiels collectifs) auront des diversités fonctionelles très différentes, sous-tendant les différences de diversité alpha mises en évidence précédemment.

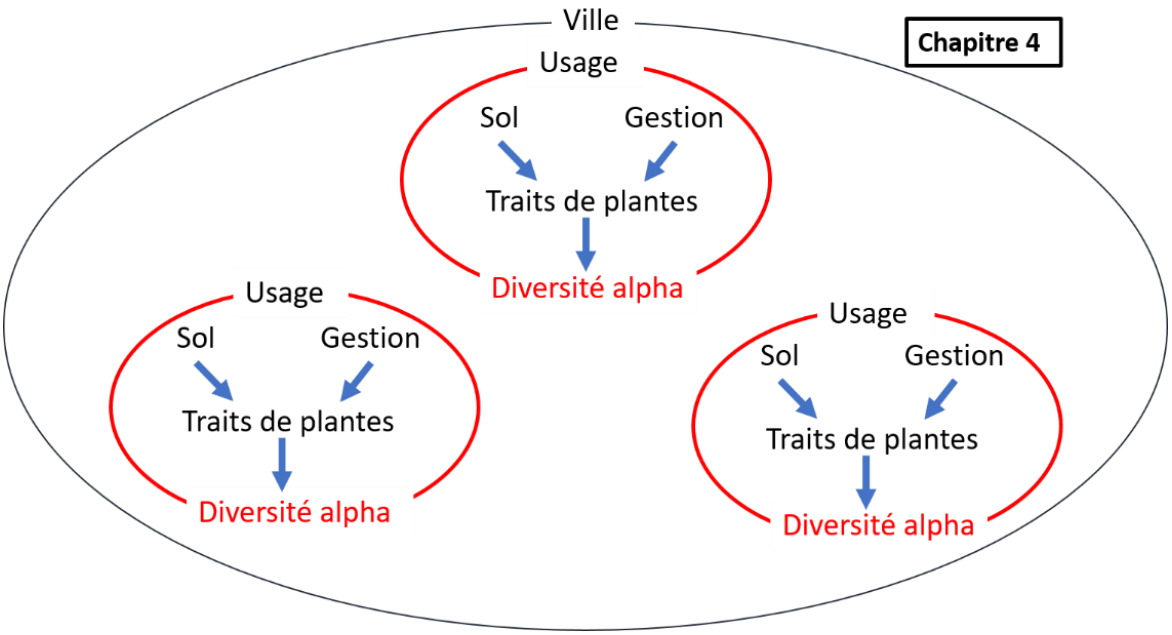


Figure 7 : Schéma des relations, au sein de chaque usage urbain, entre les conditions locales et les traits des espèces, structurant la diversité alpha des usages.

Enfin, j'ai aussi étudié les interactions entre la végétation spontanée des trottoirs, la gestion de cette végétation par la municipalité et la perception qu'en ont les habitant·es, afin d'identifier des leviers d'action pour favoriser des gestions plus favorables à la spontanéité écologique en ville (chapitre 5 ; figure 8). En se basant sur une étude préliminaire de la littérature, je m'attends à ce que les attitudes et perceptions des agent·es soient influencées par différents paramètres comme le financement de la gestion, ses aspects techniques, l'organisation interne du service et les interactions avec les habitant·es. Je fais aussi l'hypothèse que la mise en place, sur les trottoirs, d'informations écologiques relatives à la végétation spontanée améliorera la perception qu'en ont les habitant·es.

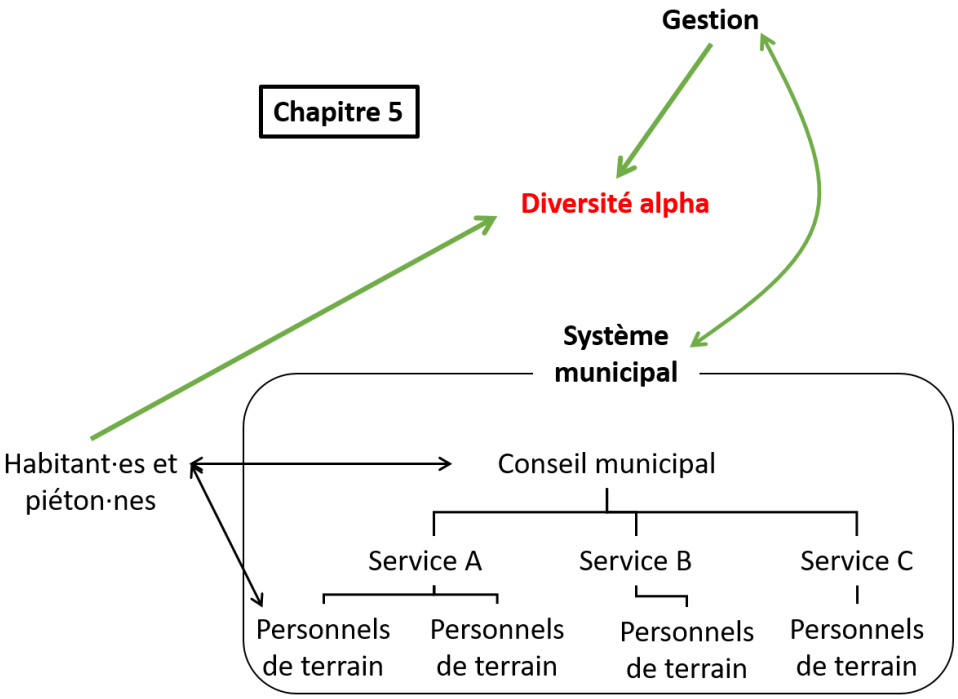


Figure 8 : Schéma des relations entre la diversité alpha, le système municipal hiérarchisé qui décide de la gestion des espaces publics et l'attitude des habitant·es.

Références

Akpinar, A. (2017). Urban green spaces for children: A cross-sectional study of associations with distance, physical activity, screen time, general health, and overweight. *Urban Forestry & Urban Greening*, *25*, 66–73. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.05.006

Andrade, R., Franklin, J., Larson, K. L., Swan, C. M., Lerman, S. B., Bateman, H. L., Warren, P. S., & York, A. (2021). Predicting the assembly of novel communities in urban ecosystems. *Landscape Ecology*, *36*(1), 1–15. https://doi.org/10.1007/s10980-020-01142-1

Aronson, M. F. J., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, N. S. G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., … Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *281*(1780), 20133330. https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330

Aronson, M. F. J., Lepczyk, C. A., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., MacIvor, J. S., Nilon, C. H., & Vargo, T. (2017). Biodiversity in the city: Key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *15*(4), 189–196. https://doi.org/10.1002/fee.1480

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

Avolio, M., Pataki, D. E., Jenerette, G. D., Pincetl, S., Clarke, L. W., Cavender-Bares, J., Gillespie, T. W., Hobbie, S. E., Larson, K. L., McCarthy, H. R., & Trammell, T. L. E. (2020). Urban plant diversity in Los Angeles, California: Species and functional type turnover in cultivated landscapes. *PLANTS, PEOPLE, PLANET*, *2*(2), 144–156. https://doi.org/10.1002/ppp3.10067

Avolio, M., Swan, C., Pataki, D. E., & Jenerette, G. D. (2021). Incorporating human behaviors into theories of urban community assembly and species coexistence. *Oikos*, *130*(11), 1849–1864. https://doi.org/10.1111/oik.08400

Barnes, M. R., Nelson, K. C., Kowalewski, A. R., Patton, A. J., & Watkins, E. (2020). Public land manager discourses on barriers and opportunities for a transition to low input turfgrass in urban areas. *Urban Forestry & Urban Greening*, *53*, 126745. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126745

Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, *19*(1), 134–143. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00490.x

Benevolo, L. (1983). *Histoire de la ville*. Editions Parenthèses.

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

Bertoncini, A. P., Machon, N., Pavoine, S., & Muratet, A. (2012). Local gardening practices shape urban lawn floristic communities. *Landscape and Urban Planning*, *105*(1), 53–61. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.017

Blanchette, A., Trammell, T. L. E., Pataki, D. E., Endter-Wada, J., & Avolio, M. L. (2021). Plant biodiversity in residential yards is influenced by people's preferences for variety but limited by their income. *Landscape and Urban Planning*, *214*, 104149. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104149

Bonthoux, S., Voisin, L., Bouché-Pillon, S., & Chollet, S. (2019). More than weeds: Spontaneous vegetation in streets as a neglected element of urban biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, *185*, 163–172. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.02.009

Borowy, D., & Swan, C. M. (2020). A multi-trait comparison of an urban plant species pool reveals the importance of intraspecific trait variation and its influence on distinct functional responses to soil quality. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *8*, 68. https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00068

Brice, M.-H., Pellerin, S., & Poulin, M. (2016). Environmental filtering and spatial processes in urban riparian forests. *Journal of Vegetation Science*, *27*(5), 1023–1035. https://doi.org/10.1111/jvs.12425

Brunet, R., Ferras, R., & Théry, H. (1993). *Les mots de la géographie: Dictionnaire critique* (3e édition revue et augmentée.). RECLUS ; la Documentation française.

Callaghan, C. T., Bino, G., Major, R. E., Martin, J. M., Lyons, M. B., & Kingsford, R. T. (2019). Heterogeneous urban green areas are bird diversity hotspots: Insights using continental-scale citizen science data. *Landscape Ecology*, *34*(6), 1231–1246. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00851-6

Carpio, M., González, Á., González, M., & Verichev, K. (2020). Influence of pavements on the urban heat island phenomenon: A scientific evolution analysis. *Energy and Buildings*, *226*, 110379. https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2020.110379

Carrié, B., & Masse, S. (2017). *Les Grandes Terres à Marly-le-Roi* (Architectures du XXème siècle). Ministère de la culture Direction des patrimoines. https://www.culture.gouv.fr/Thematiques/Architecture/Soutien-a-l-edition-et-a-la-production-audiovisuelle/Publications/Les-Grandes-Terres-a-Marly-le-Roi

Chollet, S., Brabant, C., Tessier, S., & Jung, V. (2018). From urban lawns to urban meadows: Reduction of mowing frequency increases plant taxonomic, functional and phylogenetic diversity. *Landscape and Urban Planning*, *180*, 121–124. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.009

Clémençon, A.-S. (2015). La ville ordinaire: Le laboratoire lyonnais de la rive gauche du Rhône. *Géoconfluences*, 2.

Cornell, H. V., & Harrison, S. P. (2014). What Are Species Pools and When Are They Important? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *45*(1), 45–67. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091759

Decina, S. M., Hutyra, L. R., & Templer, P. H. (2020). Hotspots of nitrogen deposition in the world's urban areas: A global data synthesis. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *18*(2), 92–100. https://doi.org/10.1002/fee.2143

Dempsey, N., & Burton, M. (2012). Defining place-keeping: The long-term management of public spaces. *Urban Forestry & Urban Greening*, *11*(1), 11–20. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.09.005

Deparis, M., Legay, N., Isselin-Nondedeu, F., & Bonthoux, S. (2022). Considering urban uses at a fine spatial resolution to understand the distribution of invasive plant species in cities. *Landscape Ecology*, 1–15. https://doi.org/10.1007/s10980-022-01415-x

Directorate-General for Environment. (2021). *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Commmittee of the Regions—EU Soil Strategy for 2030 Reaping the benefits of healthy soils for people, food, nature and climate*. https://environment.ec.europa.eu/document/download/ae853f10-c9a2-4665-a9f2-c29d11c49374_en?filename=COM_2021_699_1_EN_ACT_part1_v4_0.pdf

Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, *16*(11), 646–655. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2

Edmondson, J. L., Davies, Z. G., Gaston, K. J., & Leake, J. R. (2014). Urban cultivation in allotments maintains soil qualities adversely affected by conventional agriculture. *Journal of Applied Ecology*, *51*(4), 880–889. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12254

Fischer, L. K., Honold, J., Cvejić, R., Delshammar, T., Hilbert, S., Lafortezza, R., Nastran, M., Nielsen, A. B., Pintar, M., van der Jagt, A. P. N., & Kowarik, I. (2018). Beyond green: Broad support for biodiversity in multicultural European cities. *Global Environmental Change*, *49*, 35–45. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.02.001

Fourcaut, A. (2006). Qu'elle était belle la banlieue... *L'Histoire*, *315*. https://www.lhistoire.fr/quelle-était-belle-la-banlieue

Fratarcangeli, C., Fanelli, G., Franceschini, S., De Sanctis, M., & Travaglini, A. (2019). Beyond the urban-rural gradient: Self-organizing map detects the nine landscape types of the city of Rome. *Urban Forestry & Urban Greening*, *38*, 354–370. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.01.012

Frumkin, H., Bratman, G. N., Breslow, S. J., Cochran, B., Kahn Jr, P. H., Lawler, J. J., Levin, P. S., Tandon, P. S., Varanasi, U., Wolf, K. L., & Wood, S. A. (2017). Nature contact and human health: A research agenda. *Environmental Health Perspectives*, *125*(7), 075001. https://doi.org/10.1289/EHP1663

Gallety, J.-C., Guerlavas, G., & Faure, A. (1996). *Entre les tours et les barres: Restructurer les espaces publics des grands ensembles*. CERTU.

Girard, A. (1947). *Désirs des Français en matière d'habitation urbaine. Une enquête par sondage de 1945* (Ined-PUF). https://www.ined.fr/fr/publications/editions/etudes-enquetes-historiques/desirs-des-francais-en-matiere-d-habitation-urbaine/

Goddard, M. A., Dougill, A. J., & Benton, T. G. (2013). Why garden for wildlife? Social and ecological drivers, motivations and barriers for biodiversity management in residential landscapes. *Ecological Economics*, *86*, 258–273. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.07.016

Godefroid, S., & Koedam, N. (2007). Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. *Landscape Ecology*, *22*(8), 1227–1239. https://doi.org/10.1007/s10980-007-9102-x

Godefroid, S., Monbaliu, D., & Koedam, N. (2007). The role of soil and microclimatic variables in the distribution patterns of urban wasteland flora in Brussels, Belgium. *Landscape and Urban Planning*, *80*(1–2), 45–55. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.06.001

Godefroid, S., & Ricotta, C. (2018). Alien plant species do have a clear preference for different land uses within urban environments. *Urban Ecosystems*, *21*(6), 1189–1198. https://doi.org/10.1007/s11252-018-0792-4

Götzenberger, L., de Bello, F., Bråthen, K. A., Davison, J., Dubuis, A., Guisan, A., Lepš, J., Lindborg, R., Moora, M., Pärtel, M., Pellissier, L., Pottier, J., Vittoz, P., Zobel, K., & Zobel, M. (2012). Ecological assembly rules in plant communities—Approaches, patterns and prospects. *Biological Reviews*, *87*(1), 111–127. https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00187.x

Grafius, D. R., Corstanje, R., & Harris, J. A. (2018). Linking ecosystem services, urban form and green space configuration using multivariate landscape metric analysis. *Landscape Ecology*, *33*(4), 557–573. https://doi.org/10.1007/s10980-018-0618-z

Greinert, A. (2015). The heterogeneity of urban soils in the light of their properties. *Journal of Soils and Sediments*, *15*(8), 1725–1737. https://doi.org/10.1007/s11368-014-1054-6

Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, *319*(5864), 756–760. https://doi.org/10.1126/science.1150195

Grove, J. M., Locke, D. H., & O'Neil-Dunne, J. P. M. (2014). An ecology of prestige in New York City: Examining the relationships among population density, socio-economic status, group identity, and residential canopy cover. *Environmental Management*, *54*(3), 402–419. https://doi.org/10.1007/s00267-014-0310-2

Hope, D., Gries, C., Zhu, W., Fagan, W. F., Redman, C. L., Grimm, N. B., Nelson, A. L., Martin, C., & Kinzig, A. (2003). Socioeconomics drive urban plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *100*(15), 8788–8792. https://doi.org/doi:10.1073/ pnas.1537557100

Hoyle, H., Jorgensen, A., Warren, P., Dunnett, N., & Evans, K. (2017). "Not in their front yard" The opportunities and challenges of introducing perennial urban meadows: A local authority stakeholder perspective. *Urban Forestry & Urban Greening*, *25*, 139–149. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.05.009

Ives, C. D., Lentini, P. E., Threlfall, C. G., Ikin, K., Shanahan, D. F., Garrard, G. E., Bekessy, S. A., Fuller, R. A., Mumaw, L., Rayner, L., Rowe, R., Valentine, L. E., & Kendal, D. (2016). Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and Biogeography*, *25*(1), 117–126. https://doi.org/10.1111/geb.12404

Jansson, M., Vogel, N., Fors, H., & Randrup, T. B. (2019). The governance of landscape management: New approaches to urban open space development. *Landscape Research*, *44*(8), 952–965. https://doi.org/10.1080/01426397.2018.1536199

Jogan, N., Küzmič, F., & Šilc, U. (2021). Urban structure and environment impact plant species richness and floristic composition in a Central European city. *Urban Ecosystems*. https://doi.org/10.1007/s11252-021-01140-4

Johnson, A. L., Borowy, D., & Swan, C. M. (2018). Land use history and seed dispersal drive divergent plant community assembly patterns in urban vacant lots. *Journal of Applied Ecology*, *55*(1), 451–460. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12958

Jourdan, G., Dominique, R., & Michel, S. (2008). *Les grandes zones d'activité économiques et commerciales: Des espaces stratégiques pour le renouvellement urbain*. 6.

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

Keddy, P. A. (1992). Assembly and response rules: Two goals for predictive communmnity ecology. *Journal of Vegetation Science*, *3*, 157–164.

Kendal, D., Williams, K. J. H., & Williams, N. S. G. (2012a). Plant traits link people's plant preferences to the composition of their gardens. *Landscape and Urban Planning*, *105*(1–2), 34–42. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.023

Kendal, D., Williams, N. S. G., & Williams, K. J. H. (2012b). Drivers of diversity and tree cover in gardens, parks and streetscapes in an Australian city. *Urban Forestry & Urban Greening*, *11*(3), 257–265. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.03.005

Knapp, S., Aronson, M. F. J., Carpenter, E., Herrera-Montes, A., Jung, K., Kotze, D. J., La Sorte, F. A., Lepczyk, C. A., MacGregor-Fors, I., MacIvor, J. S., Moretti, M., Nilon, C. H., Piana, M. R., Rega-Brodsky, C. C., Salisbury, A., Threlfall, C. G., Trisos, C., Williams, N. S. G., & Hahs, A. K. (2021). A research agenda for urban biodiversity in the global extinction crisis. *BioScience*, *71*(3), 268–279. https://doi.org/10.1093/biosci/biaa141

Kuras, E. R., Warren, P. S., Zinda, J. A., Aronson, M. F. J., Cilliers, S., Goddard, M. A., Nilon, C. H., & Winkler, R. (2020). Urban socioeconomic inequality and biodiversity often converge, but not always: A global meta-analysis. *Landscape and Urban Planning*, *198*, 103799. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103799

Lambrecht, S. C., Mahieu, S., & Cheptou, P.-O. (2016). Natural selection on plant physiological traits in an urban environment. *Acta Oecologica*, *77*, 67–74. https://doi.org/10.1016/j.actao.2016.09.002

Lampinen, J., & Anttila, N. (2021). Reconciling road verge management with grassland conservation is met with positive attitudes among stakeholders, but faces implementation barriers related to resources and valuation. *Journal of Environmental Planning and Management*, *64*(5), 823–845. https://doi.org/10.1080/09640568.2020.1785405

Larkham, P. J. (2006). The study of urban form in Great Britain. *Urban Morphology*, *10*(2), 117–141.

Lavorel, S., & Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, *16*(5), 545–556. https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x

Le Corbusier, Giraudoux, J., & Congrès international d'architecture moderne. (1979). *La charte d'Athènes / Groupe CIAM-France ; de Jean Giraudoux—Detail*. https://portaildocumentaire.citedelarchitecture.fr/search.aspx?SC=CATALOGUEOPAC&QUERY=charte+d%27ath%C3%A8nes#/Detail/(query:(Id:'0_OFFSET_0',Index:1,NBResults:18,PageRange:3,SearchQuery:(ForceSearch:!f,Page:0,PageRange:3,QueryString:'charte%20d!'ath%C3%A8nes',ResultSize:10,ScenarioCode:CATALOGUEOPAC,ScenarioDisplayMode:display-standard,SearchLabel:'',SearchTerms:'charte%20d%20ath%C3%A8nes',SortField:!n,SortOrder:0,TemplateParams:(Scenario:'',Scope:'',Size:!n,Source:'',Support:'')))

Legay, N., Baxendale, C., Grigulis, K., Krainer, U., Kastl, E., Schloter, M., Bardgett, R. D., Arnoldi, C., Bahn, M., & Dumont, M. (2014). Contribution of above-and below-ground plant traits to the structure and function of grassland soil microbial communities. *Annals of Botany*, *114*(5), 1011–1021.

Leong, M., Dunn, R. R., & Trautwein, M. D. (2018). Biodiversity and socioeconomics in the city: A review of the luxury effect. *Biology Letters*, *14*(5), 20180082. https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0082

Lindemann-Matthies, P., & Bose, E. (2007). Species richness, structural diversity and species composition in meadows created by visitors of a botanical garden in Switzerland. *Landscape and Urban Planning*, *79*(3–4), 298–307. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.03.007

Longcore, T., Lam, C. S., Kobernus, P., Polk, E., & Wilson, J. P. (2010). Extracting useful data from imperfect monitoring schemes: Endangered butterflies at San Bruno Mountain, San Mateo County, California (1982–2000) and implications for habitat management. *Journal of Insect Conservation*, *14*(4), 335–346. https://doi.org/10.1007/s10841-010-9263-9

Lopez, B. E., Urban, D., & White, P. S. (2018). Testing the effects of four urbanization filters on forest plant taxonomic, functional, and phylogenetic diversity. *Ecological Applications*, *28*(8), 2197–2205. https://doi.org/10.1002/eap.1812

Loram, A., Thompson, K., Warren, P. H., & Gaston, K. J. (2008). Urban domestic gardens (XII): The richness and composition of the flora in five UK cities. *Journal of Vegetation Science*, *19*(3), 321–330. https://doi.org/10.3170/2008-8-18373

Lososová, Z., Horsák, M., Chytrý, M., Čejka, T., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Juřičková, L., Kintrová, K., Láníková, D., Otýpková, Z., Řehořek, V., & Tichý, L. (2011). Diversity of Central European urban biota: Effects of human-made habitat types on plants and land snails. *Journal of Biogeography*, *38*(6), 1152–1163. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02475.x

Marco, A., Lavergne, S., Dutoit, T., & Bertaudiere-Montes, V. (2010). From the backyard to the backcountry: How ecological and biological traits explain the escape of garden plants into Mediterranean old fields. *Biological Invasions*, *12*(4), 761–779. https://doi.org/10.1007/s10530-009-9479-3

Marcus, L., Berghauser-Pont, M., & Barthel, S. (2020). Towards a socio-ecological spatial morphology: A joint network approach to urban form and landscape ecology. *Urban Morphology*, *24*(1), 21–34.

Marshall, A. J., Grose, M. J., & Williams, N. S. G. (2019). From little things: More than a third of public green space is road verge. *Urban Forestry & Urban Greening*, *44*, 126423. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126423

McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, *127*(3), 247–260. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005

McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, *11*(2), 161–176.

Neuvonen, M., Sievänen, T., Tönnes, S., & Koskela, T. (2007). Access to green areas and the frequency of visits – A case study in Helsinki. *Urban Forestry & Urban Greening*, *6*(4), 235–247. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2007.05.003

Ossola, A., Locke, D., Lin, B., & Minor, E. (2019). Greening in style: Urban form, architecture and the structure of front and backyard vegetation. *Landscape and Urban Planning*, *185*, 141–157. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.02.014

Padayachee, A. L., Irlich, U. M., Faulkner, K. T., Gaertner, M., Procheş, Ş., Wilson, J. R. U., & Rouget, M. (2017). How do invasive species travel to and through urban environments? *Biological Invasions*, *19*(12), 3557–3570. https://doi.org/10.1007/s10530-017-1596-9

Padullés Cubino, J., Avolio, M. L., Wheeler, M. M., Larson, K. L., Hobbie, S. E., Cavender-Bares, J., Hall, S. J., Nelson, K. C., Trammell, T. L. E., Neill, C., Pataki, D. E., Grove, J. M., & Groffman, P. M. (2020). Linking yard plant diversity to homeowners' landscaping priorities

across the U.S. *Landscape and Urban Planning*, *196*, 103730. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103730

Panerai, P. (1997). *Formes urbaines: De l'îlot à la barre*. Éditions Parenthèses.

Pearse, W. D., Cavender-Bares, J., Hobbie, S. E., Avolio, M. L., Bettez, N., Roy Chowdhury, R., Darling, L. E., Groffman, P. M., Grove, J. M., Hall, S. J., Heffernan, J. B., Learned, J., Neill, C., Nelson, K. C., Pataki, D. E., Ruddell, B. L., Steele, M. K., & Trammell, T. L. E. (2018). Homogenization of plant diversity, composition, and structure in North American urban yards. *Ecosphere*, *9*(2), e02105. https://doi.org/10.1002/ecs2.2105

Piana, M. R., Aronson, M. F., Pickett, S. T., & Handel, S. N. (2019). Plants in the city: Understanding recruitment dynamics in urban landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *17*(8), 455–463. https://doi.org/10.1002/fee.2098

Pregitzer, C. C., Sonti, N. F., & Hallett, R. A. (2016). Variability in urban soils influences the health and growth of native tree seedlings. *Ecological Restoration*, *34*(2), 106–116. https://doi.org/10.3368/er.34.2.106

Ramalho, C. E., & Hobbs, R. J. (2012). Time for a change: Dynamic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, *27*(3), 179–188. https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.10.008

Ramer, H., & Nelson, K. C. (2020). Applying 'action situation' concepts to public land managers' perceptions of flowering bee lawns in urban parks. *Urban Forestry & Urban Greening*, *53*, 126711. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126711

Randrup, T. B., & Persson, B. (2009). Public green spaces in the Nordic countries: Development of a new strategic management regime. *Urban Forestry & Urban Greening*, *8*(1), 31–40. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2008.08.004

Rega-Brodsky, C. C., Aronson, M. F. J., Piana, M. R., Carpenter, E.-S., Hahs, A. K., Herrera-Montes, A., Knapp, S., Kotze, D. J., Lepczyk, C. A., Moretti, M., Salisbury, A. B., Williams, N. S. G., Jung, K., Katti, M., MacGregor-Fors, I., MacIvor, J. S., La Sorte, F. A., Sheel, V., Threfall, C. G., & Nilon, C. H. (2022). Urban biodiversity: State of the science and future directions. *Urban Ecosystems*. https://doi.org/10.1007/s11252-022-01207-w

Salisbury, A., Gallagher, F. J., Parag, H. A., Meneses-Florián, L., & Holzapfel, C. (2021). Plant diversity increases in an urban wildland after four decades of unaided vegetation development in a post-industrial site. *Urban Ecosystems*, *24*(1), 95–111. https://doi.org/10.1007/s11252-020-01018-x

Schmidt, K. J., Poppendieck, H.-H., & Jensen, K. (2014). Effects of urban structure on plant species richness in a large European city. *Urban Ecosystems*, *17*(2), 427–444. https://doi.org/10.1007/s11252-013-0319-y

Sehrt, M., Bossdorf, O., Freitag, M., & Bucharova, A. (2020). Less is more! Rapid increase in plant species richness after reduced mowing in urban grasslands. *Basic and Applied Ecology*, *42*, 47–53. https://doi.org/10.1016/j.baae.2019.10.008

Shuster, W. D., Bonta, J., Thurston, H., Warnemuende, E., & Smith, D. R. (2005). Impacts of impervious surface on watershed hydrology: A review. *Urban Water Journal*, *2*(4), 263–275. https://doi.org/10.1080/15730620500386529

Soanes, K., & Lentini, P. E. (2019). When cities are the last chance for saving species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *17*(4), 225–231. https://doi.org/10.1002/fee.2032

Socolar, J. B., Gilroy, J. J., Kunin, W. E., & Edwards, D. P. (2016). How should beta-diversity inform biodiversity conservation? *Trends in Ecology & Evolution*, *31*(1), 14.

Soga, M., & Gaston, K. J. (2016). Extinction of experience: The loss of human-nature interactions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *14*(2), 94–101. https://doi.org/10.1002/fee.1225

Soga, M., Yamanoi, T., Tsuchiya, K., Koyanagi, T. F., & Kanai, T. (2018). What are the drivers of and barriers to children's direct experiences of nature? *Landscape and Urban Planning*, *180*, 114–120. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.015

Song, G., Wang, J., Han, T., Wang, Q., Ren, H., Zhu, H., Wen, X., & Hui, D. (2019). Changes in plant functional traits and their relationships with environmental factors along an urban-rural gradient in Guangzhou, China. *Ecological Indicators*, *106*, 105558. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105558

Štajerová, K., Šmilauer, P., Brůna, J., & Pyšek, P. (2017). Distribution of invasive plants in urban environment is strongly spatially structured. *Landscape Ecology*, *32*(3), 681–692. https://doi.org/10.1007/s10980-016-0480-9

Su, Y., Cui, B., Luo, Y., Wang, J., Wang, X., Ouyang, Z., & Wang, X. (2021). Leaf functional traits vary in urban environments: Influences of leaf age, land-use type, and urban–rural gradient. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *9*. https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2021.681959

Thompson, K., Hodgson, J. G., Smith, R. M., Warren, P. H., & Gaston, K. J. (2004). Urban domestic gardens (III): Composition and diversity of lawn floras. *Journal of Vegetation Science*, *15*(3), 373–378. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02274.x

Tresch, S., Moretti, M., Le Bayon, R.-C., Mäder, P., Zanetta, A., Frey, D., & Fliessbach, A. (2018). A gardener's influence on urban soil quality. *Frontiers in Environmental Science*, *6*. https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2018.00025

Tuomisto, H. (2010). A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia*, *164*(4), 853–860. https://doi.org/10.1007/s00442-010-1812-0

Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, *116*(5), 882–892. https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x

Williams, N. S. G., 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. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2014.10.002

Williams, N. S. G., Schwartz, M. W., Vesk, P. A., McCarthy, M. A., Hahs, A. K., Clemants, S. E., Corlett, R. T., Duncan, R. P., Norton, B. A., Thompson, K., & McDonnell, M. J. (2009). A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *Journal of Ecology*, *97*(1), 4–9. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01460.x

Zambrano, J., Garzon-Lopez, C. X., Yeager, L., Fortunel, C., Cordeiro, N. J., & Beckman, N. G. (2019). The effects of habitat loss and fragmentation on plant functional traits and functional diversity: What do we know so far? *Oecologia*, *191*(3), 505–518. https://doi.org/10.1007/s00442-019-04505-x

Chapitre 1 : Considérer les usages urbains à une résolution spatiale fine pour comprendre la distribution des plantes exotiques envahissantes en ville.

Muriel Deparis, Nicolas Legay, Francis Isselin-Nondedeu, Sébastien Bonthoux.

Ce chapitre à fait l'objet d'une publication dans la revue Landscape Ecology : Deparis, M., Legay, N., Isselin-Nondedeu, F., & Bonthoux, S. (2022). Considering urban uses at a fine spatial resolution to understand the distribution of invasive plant species in cities. Landscape Ecology, 1–15. https://doi.org/10.1007/s10980-022-01415-x

Chapitre 1 : Considérer les usages urbains à une résolution spatiale fine pour comprendre la distribution des plantes exotiques envahissantes en ville.. 41

Présentation 43
Introduction 44
Materials and methods 46
City description 46
Neighborhood main use (NMU) variable 50
Structural urban variables 53
Plants of interest 54
Plant data collection 54
Statistical analyses 55
Results 56
Relative contribution of urban variables across spatial scales 57
Neighborhood main use effects 60
Effects of structural urban variables 61
Discussion 64
Urban use is related to IAP patterns 64
Linear urban transport elements favor some IAP 66
Conclusion 67

Transition 68
References 69
Appendix 73
Appendix 1 73
Appendix 2 78
Appendix 3 79
Appendix 4 81
Appendix 5 89
Appendix 6 93

Présentation

Les villes sont des espaces très hétérogènes, composés de différents usages urbains aux histoires variables. Les descriptions mobilisées classiquement en écologie urbaine sont assez peu explicites de cette hétérogénéité spatiale de la ville. Pourtant, une meilleure description de ces usages est nécessaire à la compréhension des patrons de distribution des plantes en ville, particulièrement pour les espèces à fort enjeux comme les plantes exotiques envahissantes. La compréhension des processus structurant leur distribution spatiale en ville pourrait permettre de mieux lutter contre leur dispersion à grande échelle.

Dans cette première étude de Blois et de sa végétation, nous évaluons l'effet des usages urbains et des infrastructures de transport sur la distribution de sept plantes exotiques envahissantes. Nous étudions comment la contribution relative de ces paramètres varie entre trois échelles d'analyse (100m, 200m et 400m) et entre trois classifications d'usages. Ces trois classifications sont basées sur une description de plus en plus précise des différents usages urbains, allant jusqu'à prendre en compte leur période de construction. Nous faisons l'hypothèse que les routes et les voies ferrées auront un effet significatif à une grande échelle d'analyse, tandis que les usages et les âges des quartiers, localement très hétérogènes, auront un effet important à une échelle fine. Nous faisons aussi l'hypothèse que les différentes espèces ne réagiront pas toutes aux mêmes paramètres urbains.

Introduction

Urban landscapes are composed of a high spatial heterogeneity of forms and human uses (Larkham, 2006). This is particularly true in European cities which have had a long history of urban modifications. Linear axes that ensure the transport of people and goods are inserted between spaces with diverse uses such as residential areas, industrial and commercial zones, and parks and recreational areas. These landscapes are very dynamic. New neighborhoods appear on the outskirts of cities and existing urban neighborhoods are renewed according to contemporary uses. Certain uses have been diversified in line with new lifestyles. This is the case of residential areas which have developed from the dense housing of old city centers, to collective housing zones with collective green spaces and individual housing zones with privatized houses and gardens. Capturing this spatial and temporal heterogeneity of urban use seems important to understand ecological processes and patterns that take place in cities (Fratarcangeli et al. 2019; Marcus et al. 2020).

However, characterization of urban landscapes often remains very limited in ecological studies. It is mainly based on broad land use classification such as “urban”, “peri-urban” and “rural” (see for example Aronson et al. 2015; Ariori et al. 2017). Such an over-simplistic classification ignores some critical structural and social components such as road and rail networks, and human use and history of the different neighborhoods which can impact ecological patterns. A finer description of urban landscapes is needed to improve understanding of ecological processes in cities (Ramalho and Hobbs 2012; Cadotte et al. 2017). For example, a study of tree communities in the city of Peel, Canada, shows that communities of industrial or vacant blocks are less diverse and richer in invasive plants than those of residential blocks, due to the high variety of horticultural choices and landscaping in residential blocks and the lower management of vacant lots (Bourne and Conway 2014). Štajerová et al. (2017) showed that the diversity of invasive plants increases with the diversity of urban land use in a Czech Republic city.

Considering the variety of urban land use involves analyzing ecological patterns at relevant spatial scales in order to capture urban heterogeneity. The analysis of flora patterns at the city scale has often been carried out at large spatial resolutions (≥ 1 km²), making it possible to assess the effects of the main land uses but obscuring the fine spatial variation in urban use and building periods (Godefroid and Koedam 2007; Schmidt et al. 2014; Fratarcangeli et al. 2019). Other studies have detected differences in alpha diversity or community traits between different land uses that are considered at fine scales (1ha or smaller) enabling their history to be taken into account (Lososová et al. 2011; Johnson et al. 2018). In order to understand the diverse processes at work in ecological patterns in cities, a multi scale approach could enable the respective contributions of urban components to be assessed across scales.

Cities are recognized as potential sources of invasive alien plants (IAP) which threaten indigenous biodiversity in the surrounding natural environment (Padayachee et al., 2017). Understanding how urban landscape features modulate IAP patterns can help provide planning and management avenues to mitigate the spread of these species. IAP patterns result from both the introduction and dispersal processes, which are linked to various human practices and urban structural elements. Sources of urban plant invasion can be associated with planted ornamental species in gardens or parks, which can escape and colonize adjacent areas according to certain ecological traits (e.g. high rates of reproduction, dispersal or growth, or high tolerance to disturbance and pollution, Catford et al. 2009, Marco et al. 2010). Planting practices and potential sources of invasion vary between neighborhoods according to plant use (i.e. street-side trees, delineating hedges and isolated decorative shrubs) and plant characteristics (e.g. height, shape and color). Planting practices also vary according to the age of the neighborhood linked to changes in horticultural and aesthetic fashions (Mathis and Pépy 2017). For example, before the 1970s in France hedges of individual residential neighborhoods consisted only of thuja or laurel and were then gradually diversified to incorporate colorful shrubs (Frileux et al. 2008). Dispersal of IAP through cities can be linked to different structural vectors of the urban landscape. Linear elements such as roads and railway lines have been

demonstrated to facilitate seed dispersal (Ansong and Pickering 2013). For example, air flow created by trains and vehicles are vectors of dispersal for *B. davidii* (Tallent-Halsell and Watt 2009) and rivers can promote IAP dispersion within the city and to the surrounding natural environment (Säumel & Kowarik, 2013; Wagner et al., 2020). Besides this influence on dispersal, the ruderal conditions of roadsides, railway lines, riverbanks and more generally of urban soils can favor the establishment and persistence of pioneer IAP and become sources of invasion (Catford et al. 2012; Dyderski and Jagodziński 2016). Hence, the distribution patterns of IAP in cities depend on human use of each area where IAP could potentially establish and on the structural elements linking them. Thus, to understand IAP patterns in cities it seems crucial to explore the relative effects of both the diverse human uses and the structural elements at multiple scales.

In this study, we characterized the uses and ages of urban neighborhoods and the structural elements of a medium-sized French city to analyze how they affect the distribution of seven invasive trees and shrubs. We explored these effects at three levels of urban classification and on three spatial scales of analysis. We hypothesized that major structuring urban elements such as roads and railways would have a significant relative effect on a large scale of analysis, while the uses and ages of neighborhoods, which are locally very heterogeneous would have a greater effect at a fine scale. We also hypothesized that the effects of urban factors would depend on IAP characteristics. Colorful flowering plants were expected to be present more in residential areas than in industrial areas. Moreover, by creating dispersion vectors, linear urban elements (roads, railway lines and rivers) should explain the majority of the distribution of species with winged seeds.

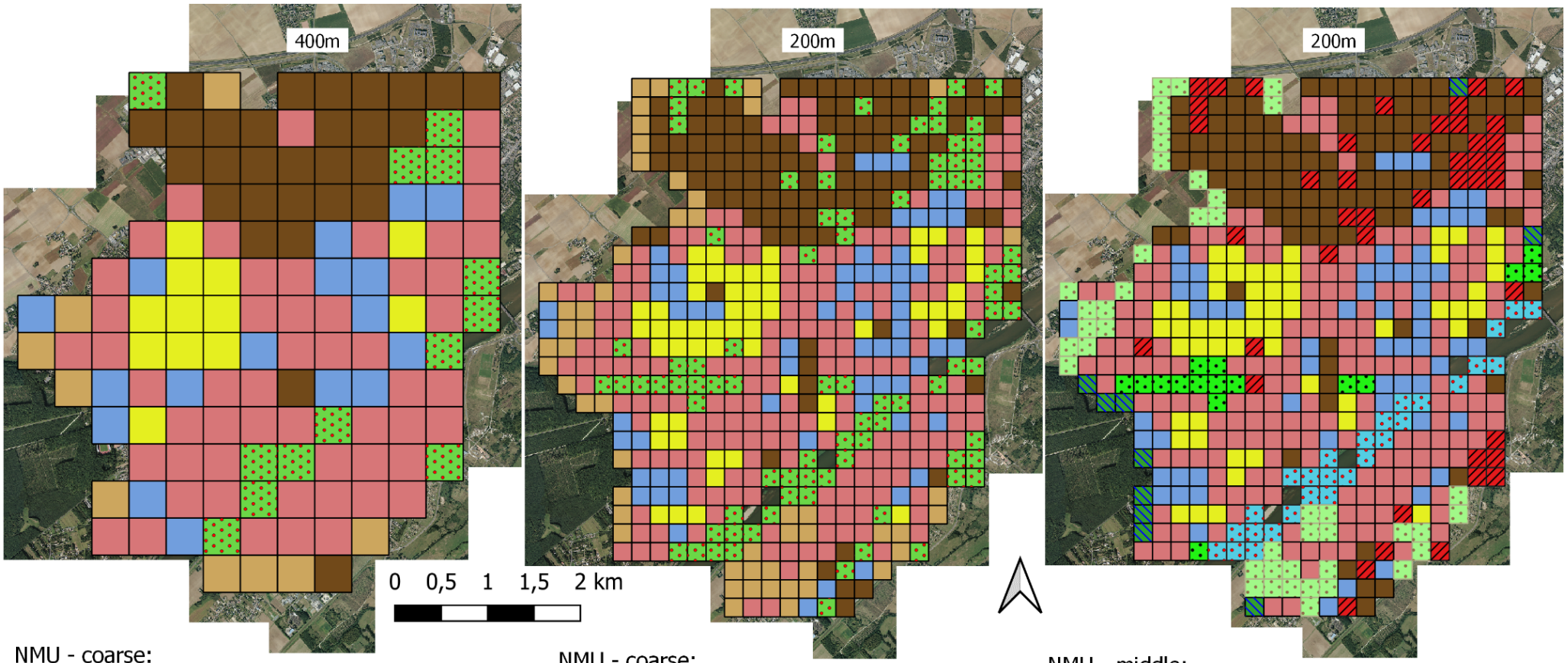
Materials and methods

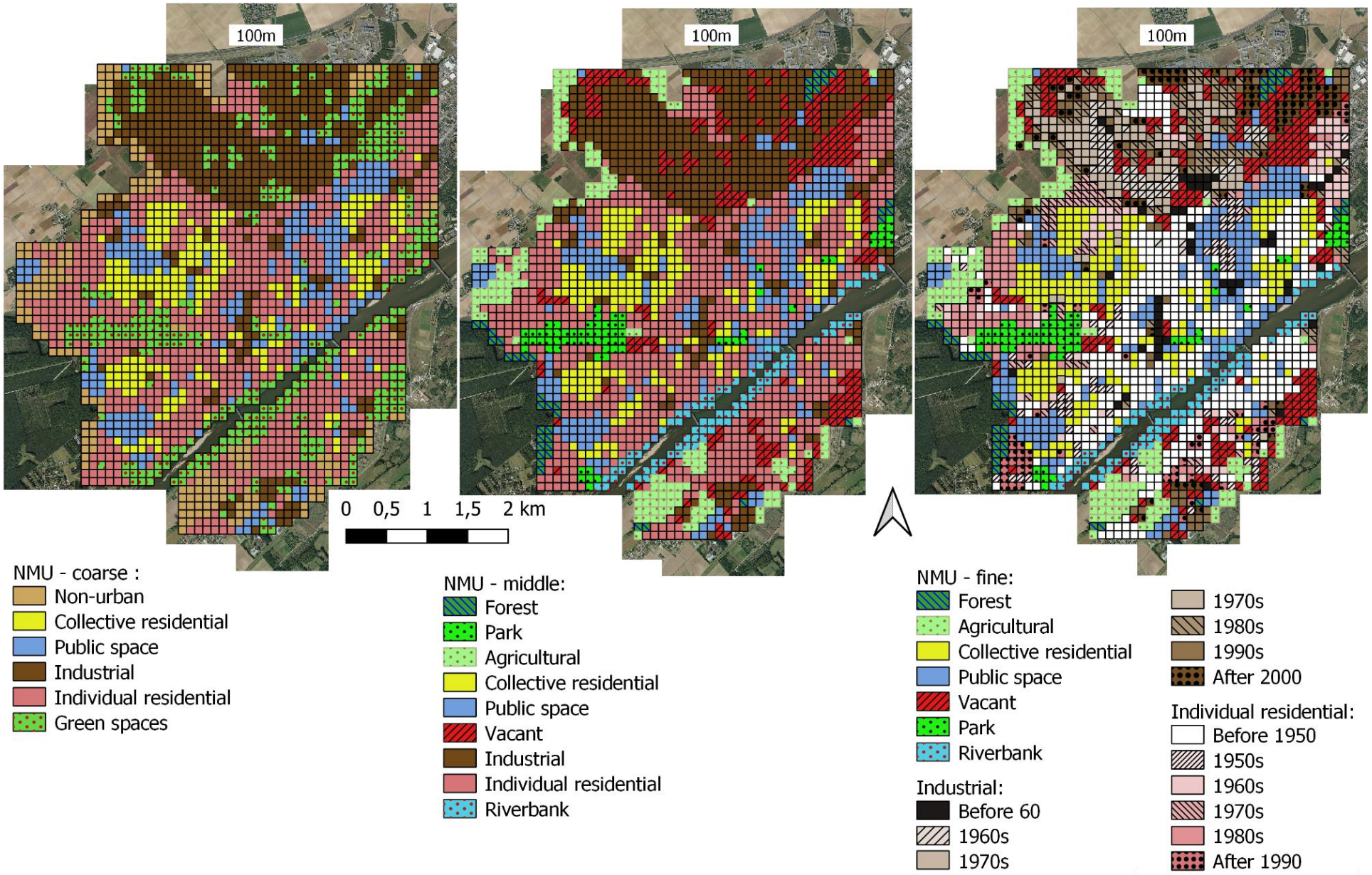
City description

The city of Blois is located in central-western France (47°34′59″N, 1°19′59″E). The mean temperature is 11.6°C and annual rainfall 640 mm. The surrounding landscape is dominated by agriculture land, with two large forested massifs, to the west and to the south. The river Loire crosses

the city from east to west (see Appendix 1a). Almost 50,000 people live in Blois and the urban area is about 22 km^2. The historical center dates from the medieval and Renaissance periods. In the middle of the 19th century the railway line was built and the city was reorganized. Strong urban expansion of the city started with reconstruction after World War II and spanned from the end of the 50s (28,190 inhabitants in 1954) to the end of the 80s. This was followed by a densification period from the 90s up to the present day (46,086 inhabitants in 2017 - see Appendix 2). An industrial area was built to the north of the city following the construction of the A10 motorway in the 60s and its expansion slowed down in the 2010s. Most of the residential blocks were built in the 70s, notably the zone for priority urban development (ZUP), created in 1959 and housing 10,000 residents in 2013. The construction of individual housing spanned over 40 years, from the 50s to the 90s. As a result, the city of Blois currently consists of numerous neighborhoods of contrasting uses and ages.

We described the urban landscape of Blois using three grids of different spatial resolutions: a 2,198-cell grid of 100×100m, a 561-cell grid of 200×200m and a 134-cell grid of 400×400m (Fig. 1). These spatial resolutions allowed us to describe the city in detail, particularly in terms of the neighborhood main use (NMU), while maintaining a sufficient number of cells for statistical analysis. All urban variables were measured in these three grids.

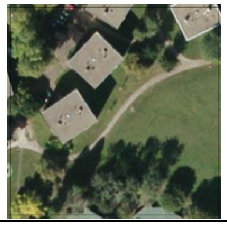

400m
200m
200m
0 0,5 1 1,5 2 km
NMU - coarse:
Non-urban
Collective residential
Public space
Industrial
Individual residential
Green spaces
NMU - coarse:
Collective residential
Public space
Industrial
Individual residential
Green spaces
Non-urban
NMU - middle:
Forest
Park
Agricultural
Collective residential
Public space
Vacant
Industrial
Individual residential
Riverbank


100m
100m
100m
0 0,5 1 1,5 2 km
NMU - coarse :
Non-urban
Collective residential
Public space
Industrial
Individual residential
Green spaces
NMU - middle:
Forest
Park
Agricultural
Collective residential
Public space
Vacant
Industrial
Individual residential
Riverbank
NMU - fine:
Forest
Agricultural
Collective residential
Public space
Vacant
Park
Riverbank
Industrial:
Before 60
1960s
1970s
1970s
1980s
1990s
After 2000
Individual residential:
Before 1950
1950s
1960s
1970s
1980s
After 1990

◄ *Figure 1: Maps of the six descriptions of Blois city: 400m grid with coarse NMU, 200m grid with coarse and middle NMU and 100m grid with fine, middle and coarse NMU.*

Neighborhood main use (NMU) variable

Neighborhood main use (NMU) was a qualitative explanatory variable related to the main uses of the city: residential, work, recreation and shopping. It was also related to land cover such as forest and agricultural land. Based on aerial pictures from 2018, pre-exploration in the field and maps of the city, we identified nine classes of NMU: individual residential, collective residential, industrial, public space, parks, riverbanks, vacant, forest and agricultural. This 9-class NMU forms our "middle" classification (Table 1). Parks, riverbanks and vacant spaces which are unbuilt urban classes and forest and agricultural which are non-urban uses were aggregated into two classes to form a 6-class NMU classification (coarse classification, Table 1). Industrial and individual housing areas of Blois have recently diversified greatly, as explained above. NMU was subdivided according to construction date to form the 19-class NMU classification (fine classification, Table 1). This temporal sub-division enabled age variability effects to be investigated at the 100X100m scale of analysis. Construction dates for 80% of the buildings were collected from data of the National Institute for Geographical and Forest Information (IGN, French public institute dedicated to the geographic description of French territory, http://www.ign.fr/institut/). For the remaining, old aerial photographs from 1949, 1958, 1964, 1972, 1986, 1996, 2008 and 2011 were compared manually. To keep a certain number of cells per class of NMU for analysis, the finest NMU classification was only tested for the 100X100m scale, the middle classification was used at 100X100m and 200X200m scales and the coarse classification was used at the three scales (Fig. 1).

Coarse classification	Middle classification	Fine classification	NMU description and pictures (middle classification – 100m cell)
Individual residential	Individual residential	Residential individual before 50 50-60 60-70 70-80 80-90 After 90	Individual housing, house with or without garden.  
Collective residential	Collective residential	Collective residential	Collective housing, apartment buildings and associated green spaces.  
Industrial	Industrial	Industrial before 60 60-70 70-80 80-90 90-2000 After 2000	Built-up areas for industrial (business, parking) and commercial purposes (supermarkets, shopping areas). Also included, train station and railroad. Presumed private management.  
Public space	Public space	Public space	Built-up areas with public buildings (town hall, prefecture), schools, cemeteries. Also unbuilt areas under municipal management: sports ground, roundabout.  

Green spaces	Park	Park	Parks, unbuilt areas maintained for leisure activities. Management assumed by municipal departments.  
	Riverbanks	Riverbanks	Unbuilt, permeable areas in contact with the Loire River. Management assumed by regional services. 
	Vacant	Vacant	Unbuilt areas, unknown use or no specific destination, maintenance assumed to be null or very punctual. All unbuilt areas that do not correspond to any of the other categories. 
Non-urban	Forest	Forest	Urban forest and woods 
	Agricultural	Agricultural	Cultivated areas, including allotments  

Table 1: Description of the neighborhoods main use (NMU) classifications associated to each grain grid.

Structural urban variables

For each of the three spatial scales, the following urban components were characterized: impervious surfaces relating to the quantity of soil available; areas of primary and secondary roads, and railway lines; distance to primary roads or railway lines which are used as a proxy of dispersal vectors in the city (Appendix 1b to 1g). These variables should affect the spatial distribution of species through their influences on dispersal opportunities and habitat conditions (Appendix 3).

The impervious surface index was calculated using a cloud-free Landsat 8 image (spatial resolution 30 x 30m) from 19 June 2017. From red and near infra-red channels of satellite images, we calculated the VrNIR-BI index which has been shown to identify built up areas accurately (Estoque & Murayama, 2015). This index was calculated for each image pixel and the average value per cell was then calculated for each grid size. With this method, water appears as a highly impervious area and so for cells containing water bodies we calculated the impervious surface index from the pixels without water.

The area of different roads and railway lines in each cell and the distance from the cells to the roads and railway lines were calculated with IGN data using Qgis (version 3.4). These distances inform about the proximity of a linear element that can favor species dispersal. They were calculated between the centroid of each cell to the railway line and primary road using R software (R Core Team, 2018) with the *rgeos* package (Bivand and Rundel 2019). Areas of roads and railway lines could be a proxy for quantity of dispersal events or could be linked to the availability of ruderal habitat for species. We considered two types of roads (based on IGN classification), either primary roads that constitute the large road network between cities with heavy high-speed traffic, or secondary roads located within the city with moderate traffic.

Plants of interest

We recorded the distribution of seven IAP: two herbaceous, *Cortaderia selloana* (Schult. & Schult.f., Asch. & Graebn., 1900), *Reynoutria japonica* (Houtt., 1777), two shrubs, *Buddleja davidii* (Franch 1887), *Berberis aquifolium* (Pursh, 1814), and three trees *Ailanthus altissima* (Mill, Swingle 1916), *Acer negundo* (Linné, 1753), and *Robinia pseudoacacia* (Linné, 1753). These species are recognized as invasive at a regional and also at national and international scales (Global Invasive Database, Cordier et al. 2016, Méheust et al. 2020). These species are common in cities, where they have been planted for a long time. For instance in western European cities, *A. altissima* and *A. negundo* have been planted since the end of the 18th century along streets because of their fast growth and *R. pseudoacacia* because of its showy fragrant flowers. *B. davidii* and *B. aquifolium* have been planted in gardens for their abundant and colorful flowers and *C. selloana* has been planted on traffic roundabouts and urban parks for its large plumes (Sheppard et al. 2006; Kowarik and Säumel 2007; Sladonja et al. 2015; Straigytė et al. 2015; Tarabon et al. 2018). These species are easily identifiable in the field and are thus of interest in the study of IAP patterns at a city scale. Moreover, they have contrasting dispersal capacities and habitat features, and are thus expected to be influenced differently by the urban variables considered here (Appendix 3).

Plant data collection

Species observations were carried out from 3 April 2018 to 17 July 2018 by walking through different neighborhoods throughout the city, taking streets, paths, parks and interstitial spaces to obtain the most complete view of all public and private urban places (total time of observation 178h). Each observer had a pair of binoculars to look at remote and inaccessible areas and facilitate species identification. We recorded and located on a city map all individuals and

groves of our seven species of interest. These precise distribution maps were then aggregated to create presence-absence grids at the 100m, 200m and 400m-cell resolutions (see Appendix 5 for the presence-absence map of each species on the 100m grid). At each time period, we carried out observations in several types of neighborhoods to avoid any correlations between urban use and the ability to detect the presence of a species based on phenology or stages of plant development. For all species identification issues disappeared rapidly with complete leaf bloom, however, to take into account this potential problem the date of observation in Julian days (from 93 to 198, Appendix 1h) was recorded and included in models.

The spatial configuration of streets and buildings differs greatly between neighborhoods, the least visible areas being individual residential areas (some gardens at the back of houses were sometimes completely invisible from the street) or industrial areas. For example, on the 200m grid, 211 cells (37%) were partially invisible. However, as the median value of the non-visible area in these cells was 12%, we estimated that the probability of false absences was limited.

Statistical analyses

We investigated the effects of NMU and structural variables on the distribution of the seven IAP based on their presence-absence with generalized linear models (GLM) and binomial distribution. We only analyzed presence-absence of IAP to limit potential bias in the estimation of the area covered. For each species we computed a GLM for each combination of spatial scale and NMU classification, resulting in six models per species (1 model at 400m grid with coarse NMU; 2 models at 200m grid with coarse and middle NMU; 3 models at 100m with coarse, middle and fine NMU) for a total of 36 models. All correlations of each pair of explanatory variables were low ($r < |0.7|$, Dormann et al. 2013, Appendix 4) so all the explanatory variables

were kept in the models. As explained before, we added the Julian day of observation as a quantitative explanatory variable to take into account the potential effect of date on species detectability.

We used a model averaging approach to take into account the uncertainty in the model selection process (Burnham and Anderson 2002). With the *MuMIn* package (Barton 2019), we fitted all possible models nested within the full model, ranked them based on AICc and assigned them Aikake weights (w_i). The Julian day was fixed in all candidate models. We then averaged the parameters of the 95% confidence set of models (sum of $w_i > 0.95$) weighted by their w_i. We computed post-hoc comparisons using the *emmeans* package (Lenth 2020) to compare relative effects of NMU classes. We tested the spatial autocorrelation of residuals for GLM with all variables by computing non-parametric spline correlograms with the *ncf* package (Bjornstad 2020). We observed no or very small autocorrelations (for the majority of models, $r < 0.3$ under 300m) and considered the potential effect as negligible. We calculated the percentage of explained deviance for the model containing the variables which were significant in the average model. We then compared the relative contribution of explanatory variables using a hierarchical partitioning approach (Chevan & Sutherland, 1991) with the *hier.part* package (Mac Nally and Walsh 2004). All statistical analyses were computed using R version 3.6.1 (R Core Team 2019).

Results

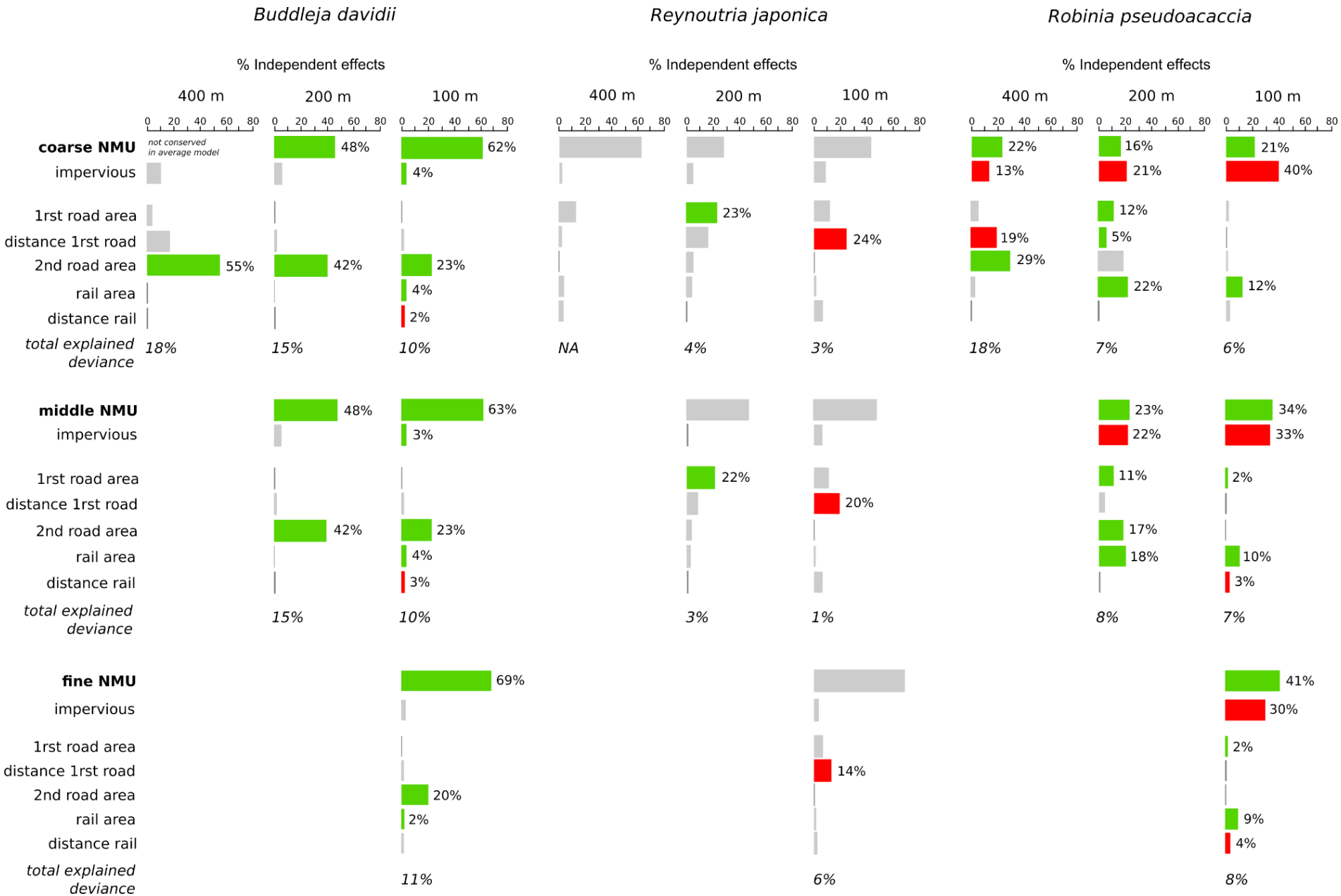
On the 200m grid, the IAP encountered the most were *B. davidii* (45% of the cells), *B. aquifolium* (38%), and *R. pseudoacacia* (35%), whereas *R. japonica* was the rarest species (8%). *C. selloana* was present in 9% of the cells, but only in private gardens with no evidence

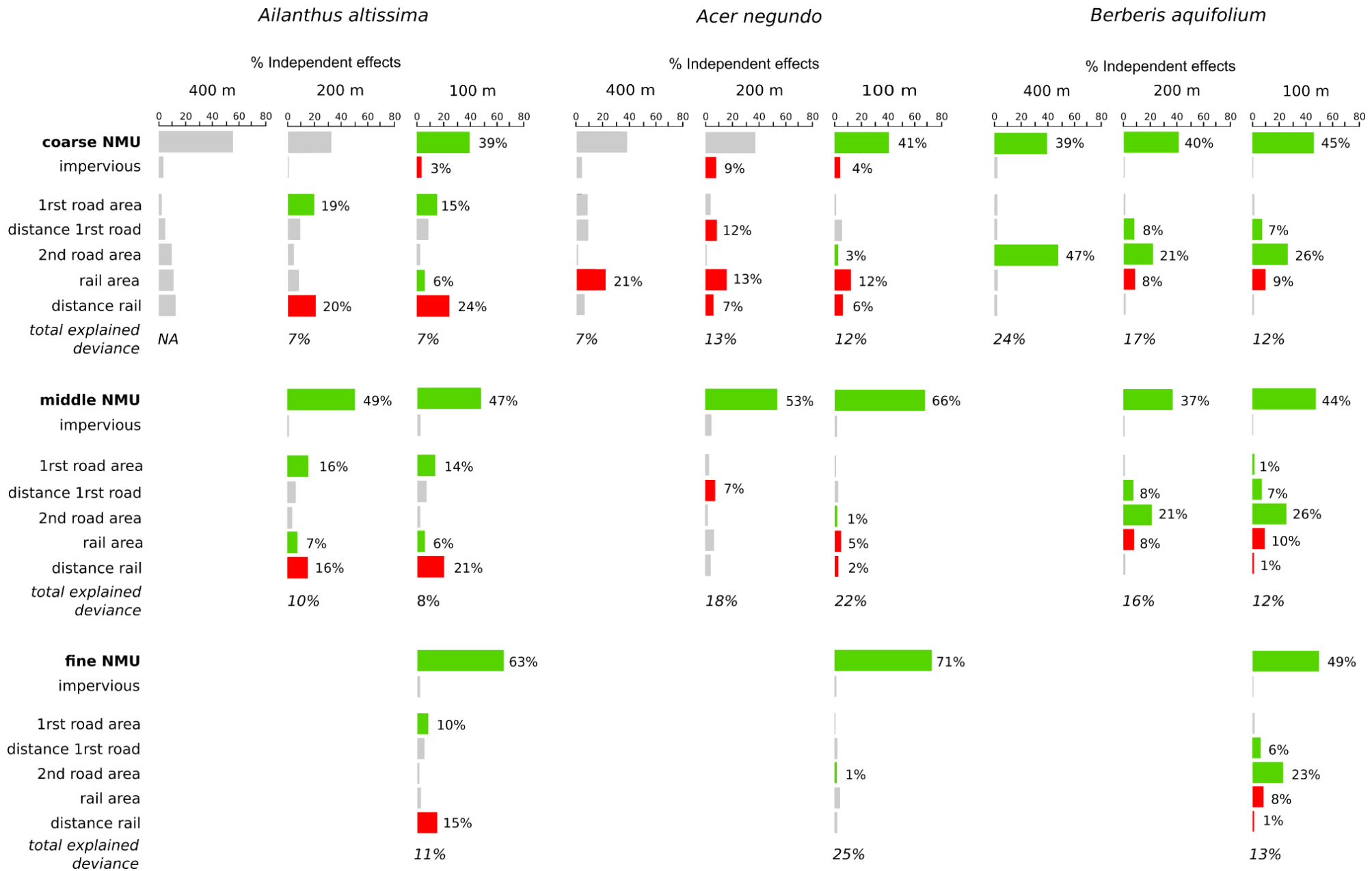
of spontaneous dispersal, so we decided to exclude this species from the analysis. Maps of species distribution are in Appendix 5.

Models of explained deviance of distribution varied from 1% (for *R. japonica* at 100m grid/middle NMU) to 25% (for *A. negundo* at 100m grid/fine NMU, Fig. 2). The Julian day variable was significant for 15 models and its relative contribution was moderate and comprised between 2% and 29% (for *B. davidii* at 100m grid/middle NMU and *A. negundo* at 100m grid/coarse NMU respectively - Appendix 6).

Relative contribution of urban variables across spatial scales

Overall, the deviance explained by models declined from the 400m to the 100m grid for the coarse NMU classification, except for *A. negundo* (Fig. 2). The relative contribution of NMU increased as the classification for the 100m grid was refined for all species, except *R. japonica* for which NMU was not significant (Fig. 2). Relative contributions of roads, railway lines and impervious surface variables decreased from 400m to 100m grids at coarse NMU for all species (except for the impervious variable for *R. pseudoacacia* and distance to railway lines for *A. altissima*, Fig. 2).


Buddleja davidii
Reynoutria japonica
Robinia pseudoacaccia
% Independent effects
400 m
200 m
100 m
0 20 40 60 80
coarse NMU
impervious
1rst road area
distance 1rst road
2nd road area
rail area
distance rail
total explained deviance
not conserved in average model
48%
62%
4%
55%
42%
23%
4%
2%
18%
15%
10%
NA
4%
3%
23%
24%
22%
13%
16%
21%
40%
12%
5%
19%
29%
22%
12%
18%
7%
6%
middle NMU
impervious
1rst road area
distance 1rst road
2nd road area
rail area
distance rail
total explained deviance
48%
63%
3%
42%
23%
4%
3%
15%
10%
22%
20%
3%
1%
23%
22%
11%
17%
18%
34%
33%
2%
10%
3%
8%
7%
fine NMU
impervious
1rst road area
distance 1rst road
2nd road area
rail area
distance rail
total explained deviance
69%
20%
2%
11%
14%
6%
41%
30%
2%
9%
4%
8%


Ailanthus altissima
Acer negundo
Berberis aquifolium
% Independent effects
400 m
200 m
100 m
0 20 40 60 80
coarse NMU
impervious
1rst road area
distance 1rst road
2nd road area
rail area
distance rail
total explained deviance
NA
7%
7%
7%
13%
12%
24%
17%
12%
39%
3%
19%
15%
20%
24%
21%
9%
12%
13%
7%
41%
4%
3%
12%
6%
39%
40%
45%
8%
7%
47%
21%
26%
8%
9%
middle NMU
impervious
1rst road area
distance 1rst road
2nd road area
rail area
distance rail
total explained deviance
10%
8%
18%
22%
16%
12%
49%
47%
53%
66%
37%
44%
16%
14%
7%
1%
7%
6%
16%
21%
1%
5%
2%
8%
21%
8%
1%
7%
26%
10%
1%
fine NMU
impervious
1rst road area
distance 1rst road
2nd road area
rail area
distance rail
total explained deviance
11%
25%
13%
63%
71%
49%
10%
1%
6%
23%
8%
15%
1%

◄*Figure 2: Results of the GLM analysis for the spatial distribution for the six IAP species across the three spatial resolutions. All variables except Julian day are shown. The horizontal bars represent the relative importance of each variable. For significant variables, the value of relative importance is written near the bar. Total explained deviance was calculated for the model containing the variables which were significant in the average model. A green bar indicates a significant and positive effect, a red bar indicates a significant and negative effect and a gray bar indicates a non-significant variable. For detailed effects of each NMU, see Table 2. Coarse/middle/fine NMU: respective neighborhood main cover and use classification of the grid considered; impervious: impervious surface index; 1st road area: area of primary roads in each cell; distance 1st road: distance from the center of the cell to the nearest section of primary road; 2nd road area: area of secondary road in each cell; rail area: area of railway line in each cell; distance rail: distance from the center of the cell to the nearest section of railway line.*

Neighborhood main use effects

The NMU was the most significant explanatory variable among the IAP (25 models out of 36,

69% of those tested, Fig. 3) except for *R. japonica*. With one exception (*R. pseudoacacia* for

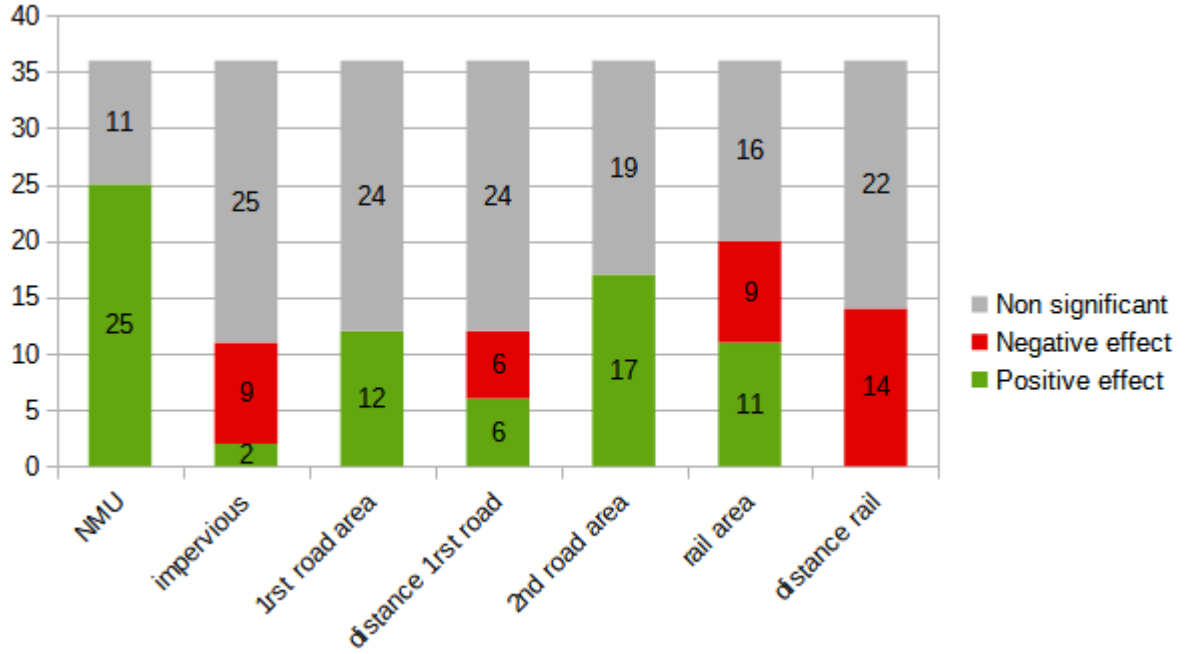


Figure 3: Among the 36 models, number of times each variable had a positive significant effect, a negative significant effect or had not a significant effect in explaining IAP species distribution. NMU: neighborhood main cover and use; impervious: impervious surface index; 1st road area: area of primary road in each cell; distance 1st road: distance from the center of the cell to the nearest section of primary road; 2nd road area: area of secondary road in each cell; rail area: area of railway line in each cell; distance rail: distance from the center of the cell to the nearest section of railway line.

the coarse NMU), NMU had the highest relative contribution (between 16% and 71%, Fig. 2) whatever the grid, NMU classification or species.The forest NMU class caused problems of model convergence, so we decided to exclude it from analyses. As very few IAP were observed in the field in this NMU class, its suppression had no effect on the results.

Post-hoc comparisons showed that NMU classes explained IAP distributions differently (Table 2). Looking at the finest classification of NMU at the 100m grid scale, the individual residential classes were significantly related to four species positively, with differences between age classes: the individual residential class of all decades before the 1990s explained *B. aquifolium* and *B. davidii* distributions, individual residential of 1970s explained *A. negundo* and individual residential before 1950 explained *A. altissima* (Table 2). Collective residential and public space were associated with the presence of *B. davidii.* Before the 1960s, the industrial class explained *A. altissima,* the newest and oldest industrial class and parks explained *R. pseudoacacia.* Riverbanks were linked to the presence of *A. altissima* and *A. negundo* (Table 2). It should be noted that no relationships were established between NMU and the presence of *R. japonica.* This species was encountered in only 8% of 200m cells, which could explain the lack of results. Distribution maps of each species are available in Appendix 5.

Effects of structural urban variables

Some structural variables had significant and constant effects whatever the species, whereas others had contrasting effects (Fig. 2). The area of secondary roads had a significant positive impact in 17 models (out of 36, 42% of models, Fig. 3) for four species: *A. negundo, B. aquifolium, B. davidii* and *R. pseudoacacia.* This variable was mainly important for *B. davidii* (from 20% to 55% of relative contribution depending on the grid and the NMU classification, Fig. 2) and *B. aquifolium* (from 21% to 47%, Fig. 2). Distance to railway lines had a significant negative impact on the presence of species (i.e. the presence increased in proximity to railway lines) for 14 models (Fig. 3, 38% of models) for all species except

		Ailanthus altissima	*Acer negundo*	*Berberis aquifolium*	*Buddleja davidii*	*Robinia pseudoacacia*
400m	Coarse	NS	NS	• Green spaces	NS	• Individual residential
200m	Coarse	NS	NS	• Individual residential	• Individual residential	• Individual residential • Collective residential • Industrial • Public space • Green spaces
	Middle	• Park • Riverbanks	• Public space	• Collective residential	• Public space	• Agricultural • Industrial • Park • Individual residential
100m	Coarse	• Individual residential	• Public space • Green spaces	• Public space • Industrial • Individual residential • Collective residential	• Individual residential • Collective residential • Industrial • Public space	
	Middle	• Park • Riverbanks	• Public space • Park	• Collective residential • Park	• Collective residential • Industrial • Vacant • Riverbanks	• Individual residential • Industrial
	Fine	• Individual residential before 1950 • Industrial before 1960 • Riverbanks	• Individual residential 1970 • Riverbanks	• Individual residential before 1950 • Individual residential 1950's • Individual residential 1960's • Individual residential 1970's • Individual residential 1980's	• Public space • Collective residential • Individual residential before 1950 • Individual residential 1950's • Individual residential 1970's • Individual residential 1980's	• Industrial after 2000 • Industrial before 1960 • Park

◄*Table 2: Synthesis of post-hoc comparison of NMU classes. All NMU classes in this table correspond to neighborhoods associated to a higher presence probability than other NMU. For that reason, blank cell for R. pseudoacacia at 100m grid/coarse NMU does not correspond to non-significant relation, but the only NMU class highlighted in the pairwise comparison is associated to a lower presence probability than other. NS indicates that NMU is not a significant variable in GLM. NMU was not a significant variable in the spatial distribution of Reynoutria japonica.*

R. japonica. This variable was the second most important after NMU for *A. altissima* (from 15% to 24% of relative contribution, Fig. 2). The area of primary roads had a significant positive effect for 12 models (Fig. 3, 33% of models) for four species: *A. altissima, B. aquifolium, R. japonica* and *R. pseudoacacia*. For *R. japonica,* this variable explained 21% or 25% of deviance, depending on the NMU classification for the 200m grid. The distance to primary roads was significant for 12 models (Fig. 3, 33% of models) and rail lines for 20 models (Fig. 3, 55% of models), but the effects differed depending on the species considered. The distance to primary roads had a negative effect on the presence of *A. negundo* and *R. japonica* and a positive effect on *B. aquifolium* and *R. pseudoacacia* (except at 400m grid/coarse NMU). For *R. japonica,* the distance to primary roads was the only significant variable at the 100m grid scale. Except for this species and *R. pseudoacacia* at the 400m grid /coarse NMU, its relative contribution was low. Railway line areas had significant positive effects on *A. altissima, B. davidii* and *R. pseudoacacia* and negative effects on *A. negundo* and *B. aquifolium.* This variable was the second most important after NMU for *A. negundo* (from 5% to 21% of relative contribution, Fig. 2).The value of impervious surface was significant for 11 models out of 36 (Fig. 3, 30% of models) for four species. Its effect was negative for *A. altissima, A. negundo* and *R. pseudoacacia* and positive for *B. davidii*. This variable was important for *R. pseudoacacia* (from 13% to 40% of relative contribution) which made it the first variable of importance regarding coarse NMU and the second after NMU for middle and fine NMU classification.

Discussion

This study underlines the need to improve our characterization of urban landscapes to understand ecological patterns at the city scale. Particularly, we showed that detailing urban uses and ages that reflect various human activities and practices at a fine spatial scale is determinant in explaining IAP distribution. Road and railway areas also explained the presence of some IAP, especially at large scales.

Urban use is related to IAP patterns

Our results show that adopting fine spatial scales of analyses (e.g. 1 ha) allows high spatial variability of urban uses to be considered when studying ecological patterns in cities (Fig. 1). Urban uses were the main determinant of IAP distribution, and their importance was reduced and obscured at the coarsest classification level. Urban use explained IAP patterns differently according to plant characteristics. In individual residential neighborhoods, where aesthetic choices are important (Cook et al. 2012), we found two colorful shrub species: *B. aquifolium* with its yellow flowers at the beginning of spring followed by bright green foliage, and *B. davidii* appreciated for its colorful blooming in summer (Tallent-Halsell & Watt, 2009). In the field, these species were noticed inside private gardens and not in interstitial public spaces (e.g. streets and pavements). Nevertheless, these species were not predominant in individual residential neighborhoods after 1990, suggesting changes in planting fashions. The effect of this neighborhood on the distribution of these species was probably underestimated because observers' views were obscured by hedges making detection of plants difficult. In individual residential areas of the 1970s, we also found *A. negundo*. During field exploration, we noticed that this species was often planted by the municipality in interstitial public places (e.g. small public squares), suggesting dispersal of spontaneous individuals observed near private borders

or gardens. Collective residential areas only explained the presence of *B. davidii*, which was also found in public spaces. We can assume that planting practices and motivations of collective housing managers (the municipal authority of Blois is in charge of 60% of collective housing areas) are not exactly the same as those of individual house owners, explaining the differences in IAP distribution between the two kinds of residential areas in Blois. In addition, *B. davidii* was associated with public spaces, which like collective housing, are managed by the municipality of Blois. This might suggest that the presence of this species is facilitated by municipal staff choices and management.

In industrial areas, human uses are very different from residential areas. These are non-residential areas without domestic or public gardens. Industrial areas were positively correlated with *A. altissima* as in other studies (Sladonja & Poljuha, 2018). We mainly observed spontaneous individuals of this species. In the 1980s, the municipality of Blois planted several rows of *A. altissima* in public spaces before cutting them down to limit invasion (personal communication). It is possible that this species that tolerates ruderal soils has dispersed and established under the environmental ruderal conditions of industrial areas (Kowarik and Säumel 2007). Two species were encountered on the riverbanks of the Loire: *A. negundo* and *A. altissima.* These riverbanks are floodable, made of ruderal soils and rarely managed (annual or two-yearly mowing, personal communication). There is little deliberate planting in this expansive and recreational urban place. Both species are known to invade riparian vegetation through their winged seeds which facilitate dispersal by water flow (Saccone et al. 2010; Säumel and Kowarik 2013; Constán-Nava et al. 2015; Straigytė et al. 2015). Moreover, *A. negundo* being particularly linked to riparian vegetation, moist soil is important for its establishment and growth (Dumas, 2019). *A. negundo* is established along the river Loire throughout the region (regional atlas of IAP, CBNBP). Its presence on the riverbanks of Blois

is probably partly due to a spontaneous dispersal along the river. On the other hand, *A. altissima* is not associated with the river at the regional scale and its presence in numerous individual residential areas near the riverbanks suggests dispersal originating from the city. Interestingly, there was no urban use explaining *R. japonica*, and so it was restricted to derelict land, like road embankments, which could also be linked to its dispersal.

All these results provide guidelines to understand how urban uses and social mechanisms of planting practices could explain the distribution of IAP at the city scale. To understand the determinants of planting choice and identify social and economic factors to limit sources of invasion, this study should be combined with social surveys of urban stakeholders (garden owners, municipal managers and horticulturalists).

Linear urban transport elements favor some IAP

We found that road and railway areas mainly explained the presence of some IAP at large spatial scales. This could indicate that these linear elements are suitable habitats and/or corridors of dispersion for these species (Christen & Matlack, 2006). For example, the area of and distance to primary roads explained the distribution of *R. japonica*. Road embankments are made of degraded soils and are mowed once or twice a year. This creates ruderal conditions which favor the establishment of that species, but it also results in leaf and stem fragments which can be dispersed along roads by vehicles (Sheppard et al., 2006). The positive impact of railway lines on *R. pseudoacacia* can be explained by the fact that its anemochorous seeds can be dispersed by airflows created by the passage of trains. *B. davidii*, an anemochorous species, is sometimes dispersed by vehicles (Tallent-Halsell and Watt 2009), which could explain the positive link between secondary roads and that species in the city. Thus, primary roads and railway lines could act as corridors of dispersal, but also provide suitable habitat for different IAP in the city.

In order to investigate further ecological processes resulting from these linear transport elements more functional studies are needed to supplement our pattern approach. Comparing city and regional scale maps showing species distribution could also be valuable. Moreover, some precise information can be lost when using classic grids in pattern studies. For example, based on field observations, individuals of *R. pseudoacacia* were specifically located on railway embankments, which can be considered as suitable habitat for that species. Adopting survey methods that explicitly take into account urban forms would be necessary to examine further the relationships between urban and ecological patterns (Marcus et al. 2020).

Conclusion

In urban landscapes, a critical challenge is to understand the complex relationships between human and ecological factors. We show that combining fine spatial scales of analysis with detailed characterization of the diversity of urban uses is determinant in understanding ecological patterns at the city scale. For example, we found that residential and industrial urban uses are associated with various IAP species according to their morphological characteristics (i.e. color and shape features). To complete our overall exploratory study, social studies are needed to refine underlying processes of planting choices and to find social and economic factors to limit the introduction of IAP in cities. Linear transport corridors and ruderal habitats also explained the distribution of several IAP, but their effects were weaker than urban uses, especially at fine scales. These linear elements probably act both as suitable habitats and dispersal vectors, but further functional studies are needed to explain these mechanisms. Finally, we observed that the classic use of grids in pattern studies results in information loss regarding the spatial organization of urban use and thus blurs our understanding of ecological and urban

relationships. Urban description explicitly integrating urban forms could also contribute to an improved understanding of species distribution in cities.

Transition

Cette étude montre l'intérêt de prendre en compte les usages urbains ainsi que leurs périodes de construction pour comprendre la distribution spatiale de certaines plantes en ville. Les usages urbains sont le paramètre explicatif principal de la distribution des plantes exotiques envahissantes, particulièrement à l'échelle fine de la centaine de mètre. Les corrélations entre les différents usages et la distribution des plantes peuvent être reliées aux choix de plantation différents entre usages. Ainsi, les plantes ornementales vont se rencontrer principalement dans les jardins particuliers, où elles sont délibérément plantées ; les espaces aux usages différents mais ayant les mêmes gestionnaires (espaces publics, résidentiels collectifs) sont associés aux mêmes espèces ; dans les quartiers aux usages moins formels (industriels, bords de Loire) les plantes sont plutôt spontanées et l'on relie leur présence aux caractéristiques des sols ou à la gestion de ces espaces. Cependant, notre caractérisation de la ville par des mailles carrées brouille en partie les résultats associés à ces usages, en les détachant de leur organisation spatiale réelle. De plus, si les distributions spatiales des espèces sont associées aux choix de gestion et de plantation des différent·es acteurices urbain·es, étudier la ville en discriminant spatialement ces acteurices et leurs zones d'influence permettra de comprendre finement leur rôle et de leur faire des recommandations ciblées. Dans la suite de ma thèse, j'explore plus précisément la diversité végétale des différents usages et les processus structurant cette diversité. Ce travail s'appuie sur une description de la ville à l'échelle de l'aménagement urbain, l'îlot urbain, permettant une description explicite des formes et des usages de la ville. Dans ces îlots, la diversité végétale est caractérisée par plusieurs indices pour évaluer la diversité végétale totale de la ville et sa répartition entre les différents usages.

References

Ansong M, Pickering C (2013) Are weeds hitchhiking a ride on your car? A systematic review of seed dispersal on cars. PLOS ONE 8:e80275. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080275

Ariori C, Aiello-Lammens ME, Silander JA (2017) Plant invasion along an urban-to-rural gradient in northeast Connecticut. J Urban Ecol 3:1–13. https://doi.org/10.1093/jue/jux008

Aronson MFJ, Handel SN, La Puma IP, Clemants SE (2015) Urbanization promotes non-native woody species and diverse plant assemblages in the New York metropolitan region. Urban Ecosyst 18:31–45. https://doi.org/10.1007/s11252-014-0382-z

Barton K (2019). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.15. https://CRAN.R-project.org/package=MuMInq

Bivand R and Rundel C (2019). rgeos: Interface to Geometry Engine - Open Source ('GEOS'). R package version 0.5-2. https://CRAN.R-project.org/package=rgeos

Bjornstad ON (2020). ncf: Spatial Covariance Functions. R package version 1.2-9. https://CRAN.R-project.org/package=ncf

Bourne KS, Conway TM (2014) The influence of land use type and municipal context on urban tree species diversity. Urban Ecosyst 17:329–348. https://doi.org/10.1007/s11252-013-0317-0

Burnham KP, Anderson DR (2002) Models selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach, 2nd edn. Springer Science & Business Media

Cadotte MW, Yasui SLE, Livingstone S, MacIvor JS (2017) Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion? Biol Invasions 19:3489–3503. https://doi.org/10.1007/s10530-017-1586-y

Catford JA, Daehler CC, Murphy HT, et al (2012) The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: Implications for species richness and management. Perspect Plant Ecol Evol Syst 14:231–241. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.12.002

Catford JA, Jansson R, Nilsson C (2009) Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. Divers Distrib 15:22–40. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00521.x

Chevan A, Sutherland M (1991) Hierarchical Partitioning. The American Statistician 45:90–96. https://doi.org/10.1080/00031305.1991.10475776

Christen D, Matlack G (2006) The Role of Roadsides in Plant Invasions: a Demographic Approach. Conserv Biol 20:385–391. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00315.x

Conservatoire Botanique National du Bassin Parisien, CBNBP, (2021). Map of the distribution per 5x5km cell of *A. negundo*,

https://cbnbp.mnhn.fr/cbnbp/especeAction.do?action=maille5&cdNom=80824. Accessed 1 Apr 2021

Constán-Nava S, Soliveres S, Torices R, et al (2015) Direct and indirect effects of invasion by the alien tree Ailanthus altissima on riparian plant communities and ecosystem multifunctionality. Biol Invasions 17:1095–1108. https://doi.org/10.1007/s10530-014-0780-4

Cook EM, Hall SJ, Larson KL (2012) Residential landscapes as social-ecological systems: a synthesis of multi-scalar interactions between people and their home environment. Urban Ecosyst 15:19–52. https://doi.org/10.1007/s11252-011-0197-0

Cordier J, Filoche S, Amblard P, et al (2016) Catalogue de la flore vasculaire du Centre Val de loire

Dormann CF, Elith J, Bacher S, et al (2013) Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. Ecography 36:27–46. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x

Dumas Y (2019) Que savons-nous de l'Érable négondo Acer negundo L.? Naturae. https://doi.org/10.5852/naturae2019a10

Dyderski MK, Jagodziński AM (2016) Patterns of plant invasions at small spatial scale correspond with that at the whole country scale. Urban Ecosyst 19:983–998. https://doi.org/10.1007/s11252-015-0524-y

Estoque RC, Murayama Y (2015) Classification and change detection of built-up lands from Landsat-7 ETM+ and Landsat-8 OLI/TIRS imageries: A comparative assessment of various spectral indices. Ecol Indic 56:205–217. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.037

Fratarcangeli C, Fanelli G, Franceschini S, et al (2019) Beyond the urban-rural gradient: Self-organizing map detects the nine landscape types of the city of Rome. Urban For Urban Green 38:354–370. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.01.012

Frileux P (2008) La haie et le bocage pavillonnaires: diversités d'un territoire périurbain, entre nature et artifice (Doctoral dissertation, Paris, Muséum national d'histoire naturelle).

Global Invasive Species Database (2021), www.issg.org/database

Godefroid S, Koedam N (2007) Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. Landsc Ecol 22:1227–1239. https://doi.org/10.1007/s10980-007-9102-x

Johnson AL, Borowy D, Swan CM (2018) Land use history and seed dispersal drive divergent plant community assembly patterns in urban vacant lots. J Appl Ecol 55:451–460. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12958

Kowarik I, Säumel I (2007) Biological flora of Central Europe: Ailanthus altissima (Mill.) Swingle. Perspect Plant Ecol Evol Syst 8:207–237. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.03.002

Larkham PJ (2006) The study of urban form in Great Britain. Urban morphology 10:117–141

Lenth R (2020). emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means. R package version 1.4.4. https://CRAN.R-project.org/package=emmeans

Lososová Z, Horsák M, Chytrý M, et al (2011) Diversity of Central European urban biota: effects of human-made habitat types on plants and land snails. J Biogeogr 38:1152–1163. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02475.x

Mac Nally R, Walsh CJ (2004). Hierarchical partitioning public-domain software. Biodiversity and Conservation, 13, 659-660. URL https://search.proquest.com/openview/6f19c4d612b6cf75b106c479e7084a58/1.

Marco A, Lavergne S, Dutoit T, Bertaudiere-Montes V (2010) From the backyard to the backcountry: how ecological and biological traits explain the escape of garden plants into Mediterranean old fields. Biol Invasions 12:761–779. https://doi.org/10.1007/s10530-009-9479-3

Marcus L, Berghauser-Pont M, Barthel S (2020) Towards a socio-ecological spatial morphology : a joint network approach to urban form and landscape ecology. Urban morphology 24:21–34

Mathis C-F, Pépy E-A (2017) La ville végétale: Une histoire de la nature en milieu urbain (France, XVIIe-XXIe siècle). Ceyzérieu, Champ Vallon, 370 pages.

Méheust, A., Varray, S., 2020. Liste hiérarchisée des espèces exotiques envahissantes du bassin Loire-Bretagne version décembre 2020. Fédération des Conservatoires d'espaces naturels, 18 pages.

Padayachee AL, Irlich UM, Faulkner KT, et al (2017) How do invasive species travel to and through urban environments? Biological Invasions 19:3557–3570. https://doi.org/10.1007/s10530-017-1596-9

Qgis Development Team 2018 QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. http://qgis.osgeo.org

Ramalho CE, Hobbs RJ (2012) Time for a change: dynamic urban ecology. Trends Ecol Evol 27:179–188. https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.10.008

Saccone P, Pagès JP, Girel J, et al (2010) Acer negundo invasion along a successional gradient: early direct facilitation by native pioneers and late indirect facilitation by conspecifics. New Phytol 187:831–842

Säumel I, Kowarik I (2013) Propagule morphology and river characteristics shape secondary water dispersal in tree species. Plant Ecol 214:1257–1272. https://doi.org/10.1007/s11258-013-0249-z

Schmidt KJ, Poppendieck H-H, Jensen K (2014) Effects of urban structure on plant species richness in a large European city. Urban Ecosyst 17:427–444. https://doi.org/10.1007/s11252-013-0319-y

Sheppard A, Shaw R, Sforza R (2006) Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: a review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. Weed Res 46:93–117. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2006.00497.x

Sladonja B, Poljuha D (2018) Citizen science as a tool in biological recording—A case study of *Ailanthus altissima (Mill.) Swingle*. Forests 9:31. https://doi.org/10.3390/f9010031

Sladonja B, Sušek M, Guillermic J (2015) Review on Invasive Tree of Heaven (Ailanthus altissima (Mill.) Swingle) Conflicting Values: Assessment of Its Ecosystem Services and Potential Biological Threat. Environ Manage 56:1009–1034. https://doi.org/10.1007/s00267-015-0546-5

Štajerová K, Šmilauer P, Brůna J, Pyšek P (2017) Distribution of invasive plants in urban environment is strongly spatially structured. Landsc Ecol 32:681–692. https://doi.org/10.1007/s10980-016-0480-9

Straigytė L, Cekstere G, Laivins M, Marozas V (2015) The spread, intensity and invasiveness of the Acer negundo in Riga and Kaunas. Dendrobiology 74:157–168. https://doi.org/10.12657/denbio.074.016

Tallent-Halsell NG, Watt MS (2009) The Invasive Buddleja davidii (Butterfly Bush). Bot Rev 75:292–325. https://doi.org/10.1007/s12229-009-9033-0

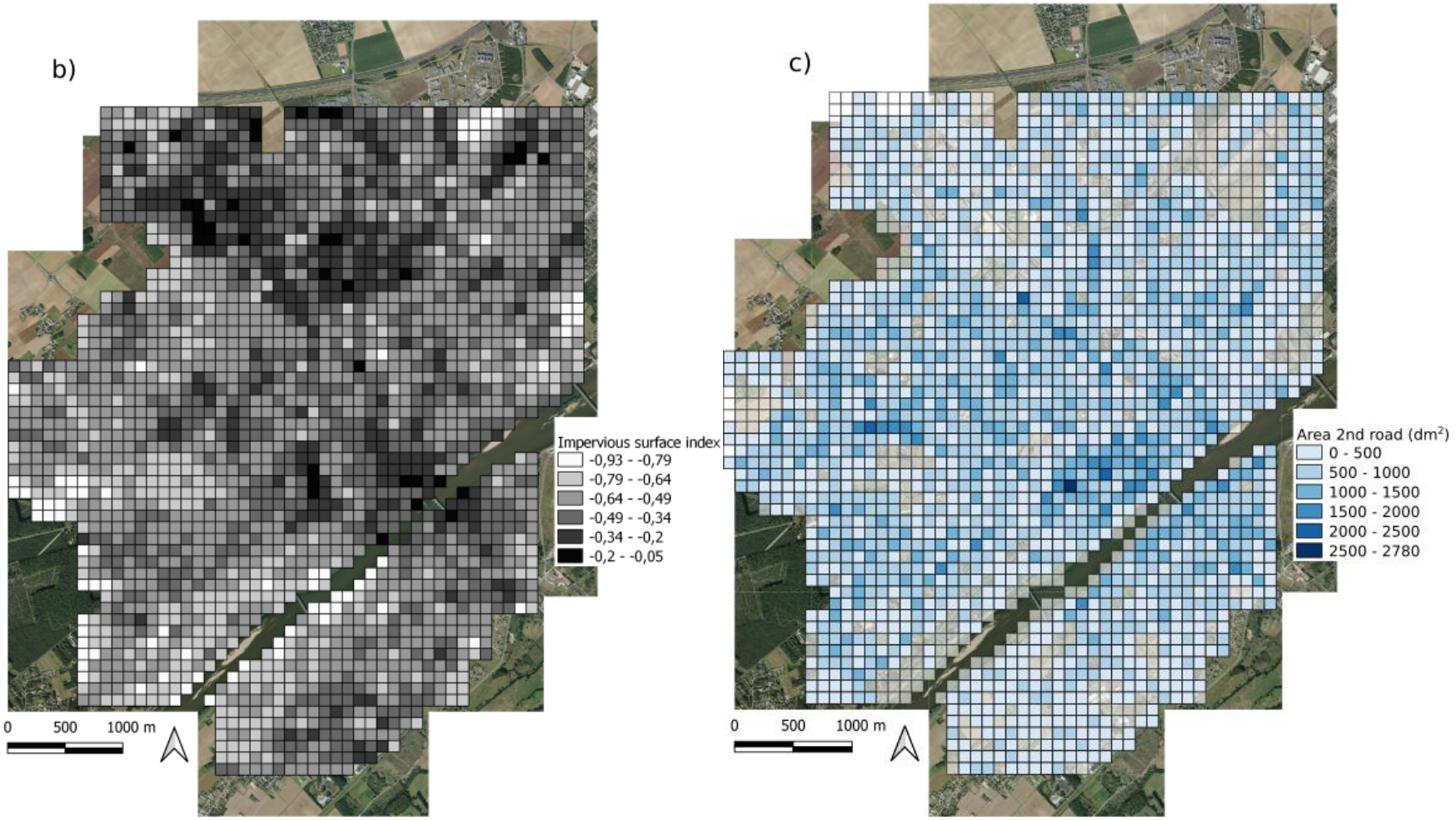
Tarabon S, Bertrand R, Lavoie C, et al (2018) The effects of climate warming and urbanised areas on the future distribution of Cortaderia selloana, pampas grass, in France. Weed Res 58:413–423. https://doi.org/10.1111/wre.12330

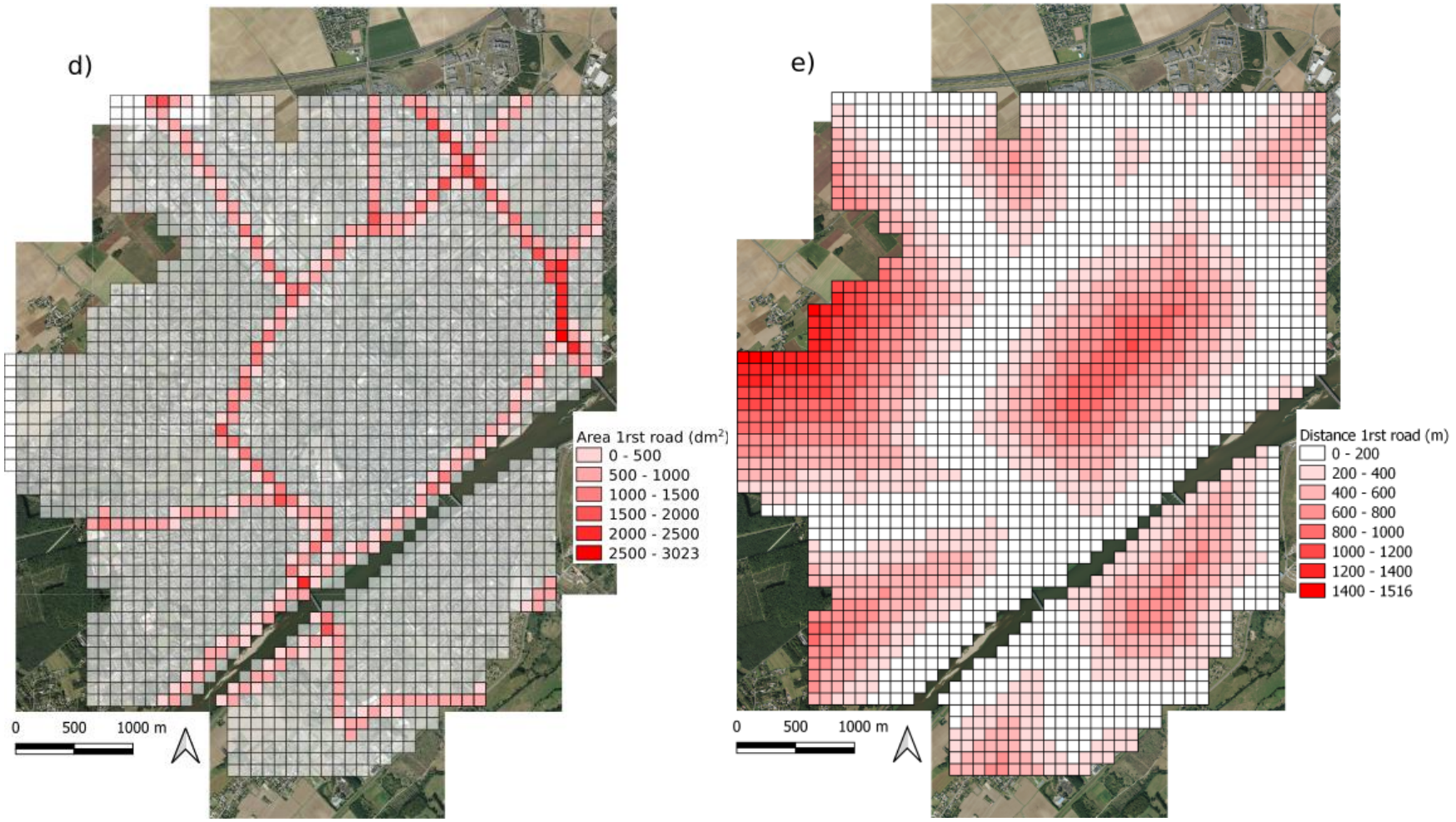
Wagner S, Moser D, Essl F (2020) Urban Rivers as dispersal corridors: Which factors are important for the spread of alien woody species along the Danube? Sustainability 12:2185.

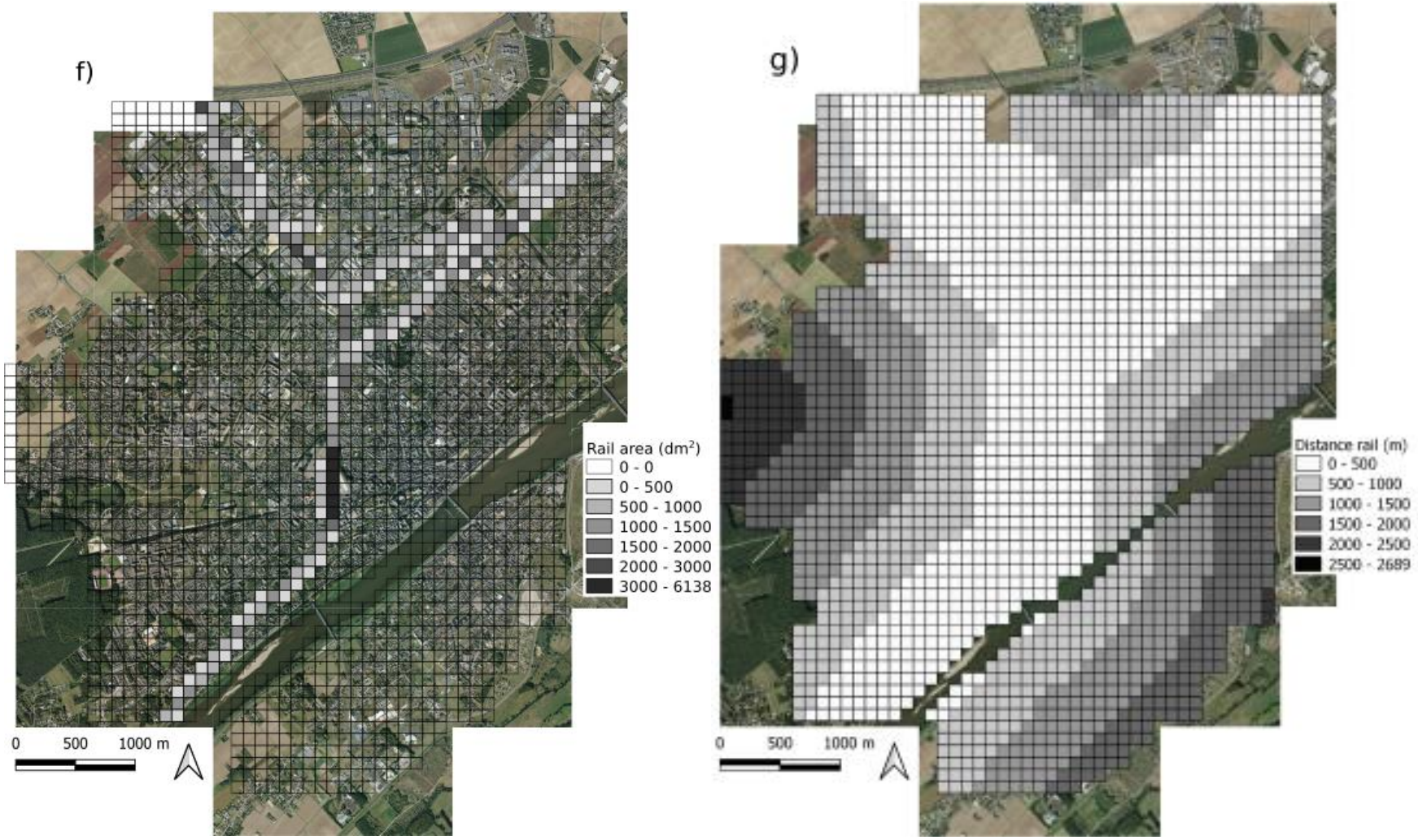
Appendix

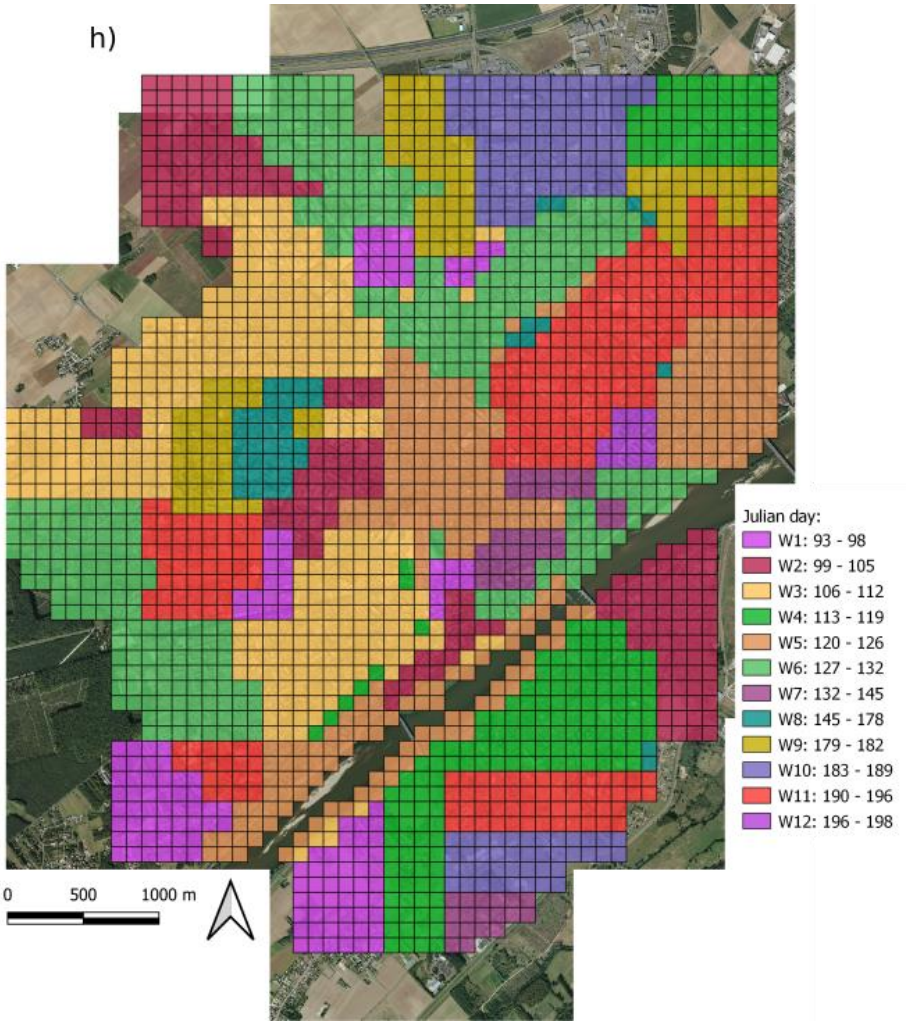
Appendix 1 *Presentation of Blois and spatial distributions of the explicative variables used to describe the city on the 100m grid. a) aerial pictures of Blois city, IGN 2018; b) values of impervious soil index; c) area of secondary road; d) area of first road; e) distance to first road; f) area of railways; g) distance to railways: h) Julian day of observation, classified by week.*



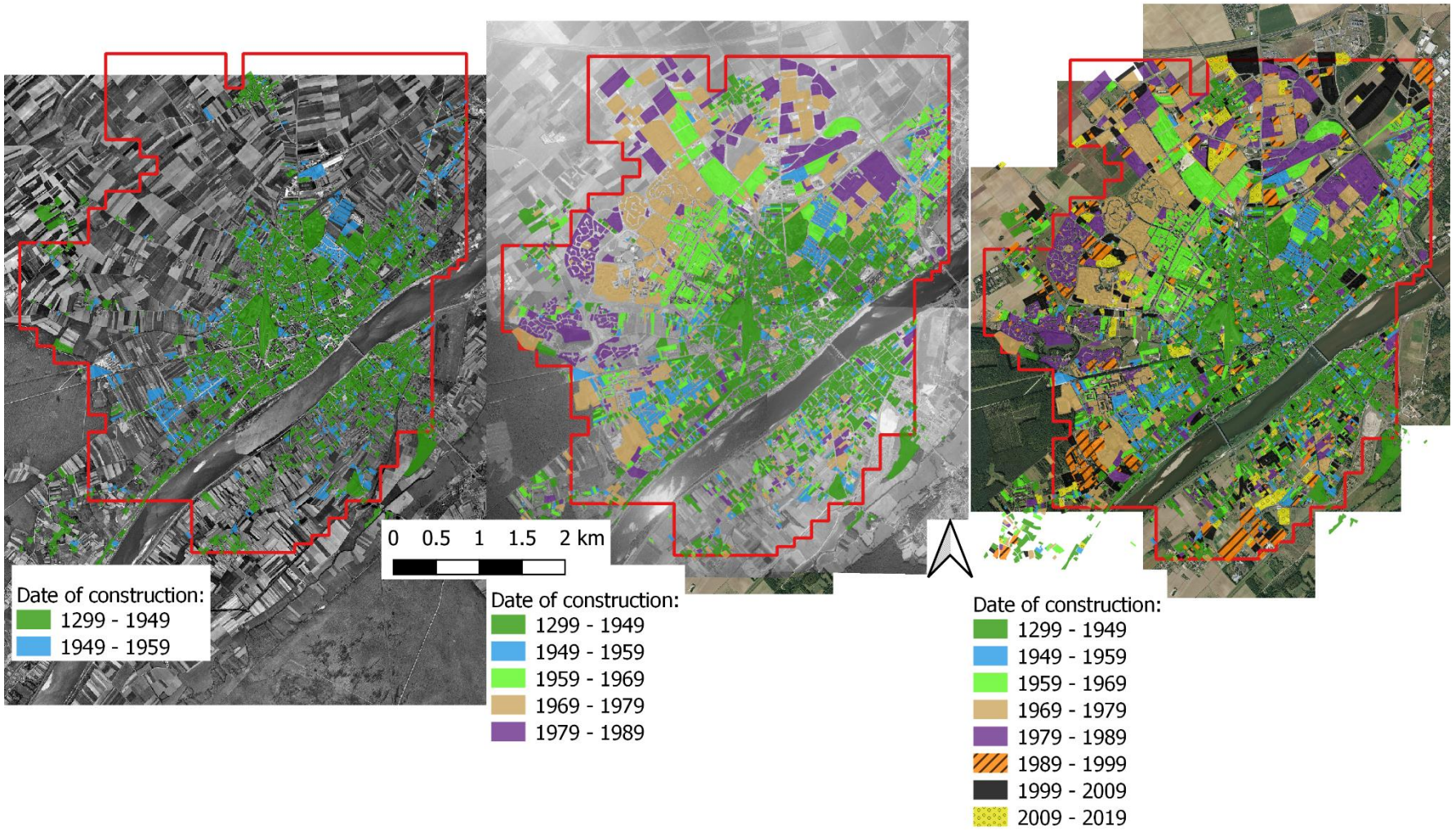

b)
Impervious surface index
-0,93 - -0,79
-0,79 - -0,64
-0,64 - -0,49
-0,49 - -0,34
-0,34 - -0,2
-0,2 - -0,05
0
500
1000 m
c)
Area 2nd road (dm²)
0 - 500
500 - 1000
1000 - 1500
1500 - 2000
2000 - 2500
2500 - 2780
0
500
1000 m


d)
Area 1rst road (dm²)
0 - 500
500 - 1000
1000 - 1500
1500 - 2000
2000 - 2500
2500 - 3023
0
500
1000 m
e)
Distance 1rst road (m)
0 - 200
200 - 400
400 - 600
600 - 800
800 - 1000
1000 - 1200
1200 - 1400
1400 - 1516
0
500
1000 m


f)
Rail area (dm²)
0 - 0
0 - 500
500 - 1000
1000 - 1500
1500 - 2000
2000 - 3000
3000 - 6138
0
500
1000 m
g)
Distance rail (m)
0 - 500
500 - 1000
1000 - 1500
1500 - 2000
2000 - 2500
2500 - 2689
0
500
1000 m


h)
Julian day:
W1: 93 - 98
W2: 99 - 105
W3: 106 - 112
W4: 113 - 119
W5: 120 - 126
W6: 127 - 132
W7: 132 - 145
W8: 145 - 178
W9: 179 - 182
W10: 183 - 189
W11: 190 - 196
W12: 196 - 198
0
500
1000 m

Appendix 2 *Evolution of the construction of Blois. First image show all the parcels build in 1959, with aerial photo of 1949, second image show all the parcels build in 1989, with aerial photo of 1986 and third image show all parcels build in 2019, with aerial photo of 2018. All aerial photos are taken from IGN database. Red lines correspond to the border of the 100m grid.*



Appendix 3 *Known dispersion vectors and features of preferred habitat for all of the species studied and literature cited.*

Species	Dispersion	Habitat features
Acer negundo	**Wind** 5-30m (Erfmeier et al. 2011) **Water** >1 200m (see in Säumel and Kowarik 2013) **Vehicles** >150m motorways (see in Säumel et Kowarik 2013)	Riparian and floodable areas (Saccone et al. 2010; Erfmeier et al. 2011; Straigytė et al. 2015)
Ailanthus altissima	**Wind** 200-300m majority less than 100m (Säumel et Kowarik 2013 and references therein, Sladonja et al., 2015) **Water** >1 200 m in urban areas (see in Säumel et Kowarik 2013) **Vehicles** >150m motorways (see in Säumel et Kowarik 2013) **Vegetative**: stolons > 27m from parent, stem and root fragments (Sladonja et al. 2015)	Temperate climate, resistant to heat rather than cold, especially juveniles. Shade intolerant (Sladonja et al. 2015)
Berberis aquifolium	**Gravity, animals** **Vegetative**: stolons (Auge and Brandl 1997)	No data
Buddleja davidii	**Wind** >10m for 95 % of seed (Tallent-Halsell and Watt 2009) **Water**, even salt (see in Tallent-Halsell et Watt 2009) **Vehicles and wind created by trains** (see in Tallent-Halsell et Watt 2009) **Vegetative**: leaf fragments (Sheppard et al., 2006; Tallent-Halsell et Watt 2009)	Temperate climate, resistant to cold stress not to hot stress (Tallent-*Halsell* et Watt 2009).
Cortaderia selloana	**Wind** (Saura-Mas and Lloret 2005)	Abandonned agriculutural areas, wetlands, roads embankment (Domenech et al. 2005). Sandy and disturbed habitats (Domènech and Vilà 2008; Tarabon et al. 2018)
Reynoutria japonica	In Europe, only **vegetative:** stem, leaf and roots fragments, rhizomes (Sheppard et al. 2006)	Shade intolerant (see in Duquette et al. 2016)
Robinia pseudoacacia	**Wind** 15-70m (see in Säumel et Kowarik 2013) **Water** >1 200m (Säumel et Kowarik 2013) **Vehicles** (Kowarik and Säumel 2008) **Vegetative** : rhizomes (Cierjacks et al. 2013)	Temperate climate, sensible to drought and strong frost. Supports many soil types with a preference for aerated and drained soils (Cierjacks et al. 2013).

References:

Auge H, Brandl R (1997) Seedling recruitment in the invasive clonal shrub, Mahonia aquifolium Pursh (Nutt.). Oecologia 110:205–211. https://doi.org/10.1007/s004420050151

Domènech R, Vilà M (2008) Cortaderia selloana seed germination under different ecological conditions. Acta Oecologica 33:93–96. https://doi.org/10.1016/j.actao.2007.09.004

Domenech R, Vila M, Pino J, Gesti J (2005) Historical land-use legacy and Cortaderia selloana invasion in the Mediterranean region. Glob Change Biol 11:1054–1064. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00965.x

Duquette M-C, Compérot A, Hayes LF, et al (2016) From the Source to the Outlet: understanding the Distribution of Invasive Knotweeds along a North American River: Invasive Knotweeds and North American Rivers. River Res Appl 32:958–966. https://doi.org/10.1002/rra.2914

Erfmeier A, Böhnke M, Bruelheide H (2011) Secondary invasion of Acer negundo: the role of phenotypic responses versus local adaptation. Biol Invasions 13:1599–1614. https://doi.org/10.1007/s10530-010-9917-2

Kowarik I, Säumel I (2008) Water dispersal as an additional pathway to invasions by the primarily wind-dispersed tree Ailanthus altissima. Plant Ecol 198:241–252. https://doi.org/10.1007/s11258-008-9398-x

Saccone P, Pagès JP, Girel J, et al (2010) Acer negundo invasion along a successional gradient: early direct facilitation by native pioneers and late indirect facilitation by conspecifics. New Phytol 187:831–842

Säumel I, Kowarik I (2013) Propagule morphology and river characteristics shape secondary water dispersal in tree species. Plant Ecol 214:1257–1272. https://doi.org/10.1007/s11258-013-0249-z

Saura-Mas S, Lloret F (2005) Wind effects on dispersal patterns of the invasive alien Cortaderia selloana in Mediterranean wetlands. Acta Oecologica 27:129–133. https://doi.org/10.1016/j.actao.2004.12.001

Sheppard A, Shaw R, Sforza R (2006) Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: a review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. Weed Res 46:93–117. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2006.00497.x

Sladonja B, Sušek M, Guillermic J (2015) Review on Invasive Tree of Heaven (Ailanthus altissima (Mill.) Swingle) Conflicting Values: Assessment of Its Ecosystem Services and Potential Biological Threat. Environ Manage 56:1009–1034. https://doi.org/10.1007/s00267-015-0546-5

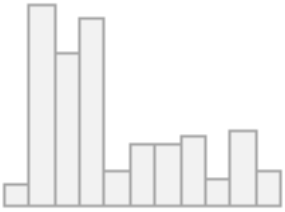
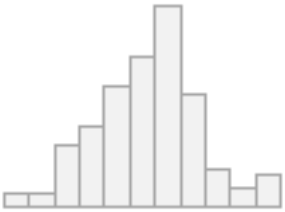
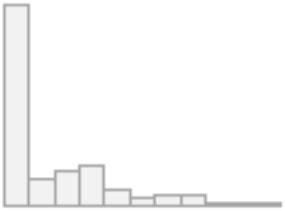
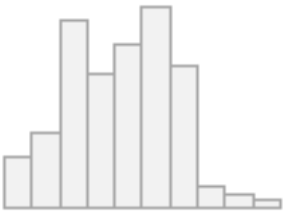
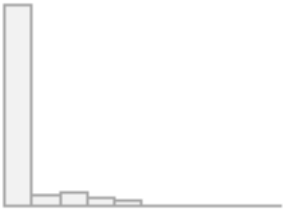
Straigytė L, Cekstere G, Laivins M, Marozas V (2015) The spread, intensity and invasivenessof the Acer negundo in Riga and Kaunas. Dendrobiology 74:157–168. https://doi.org/10.12657/denbio.074.016

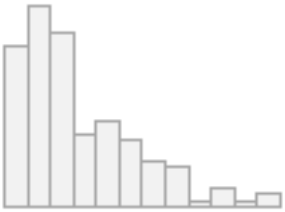
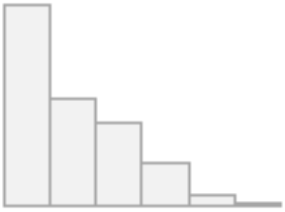
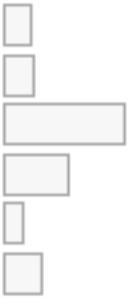
Tallent-Halsell NG, Watt MS (2009) The Invasive Buddleja davidii (Butterfly Bush). Bot Rev 75:292–325. https://doi.org/10.1007/s12229-009-9033-0

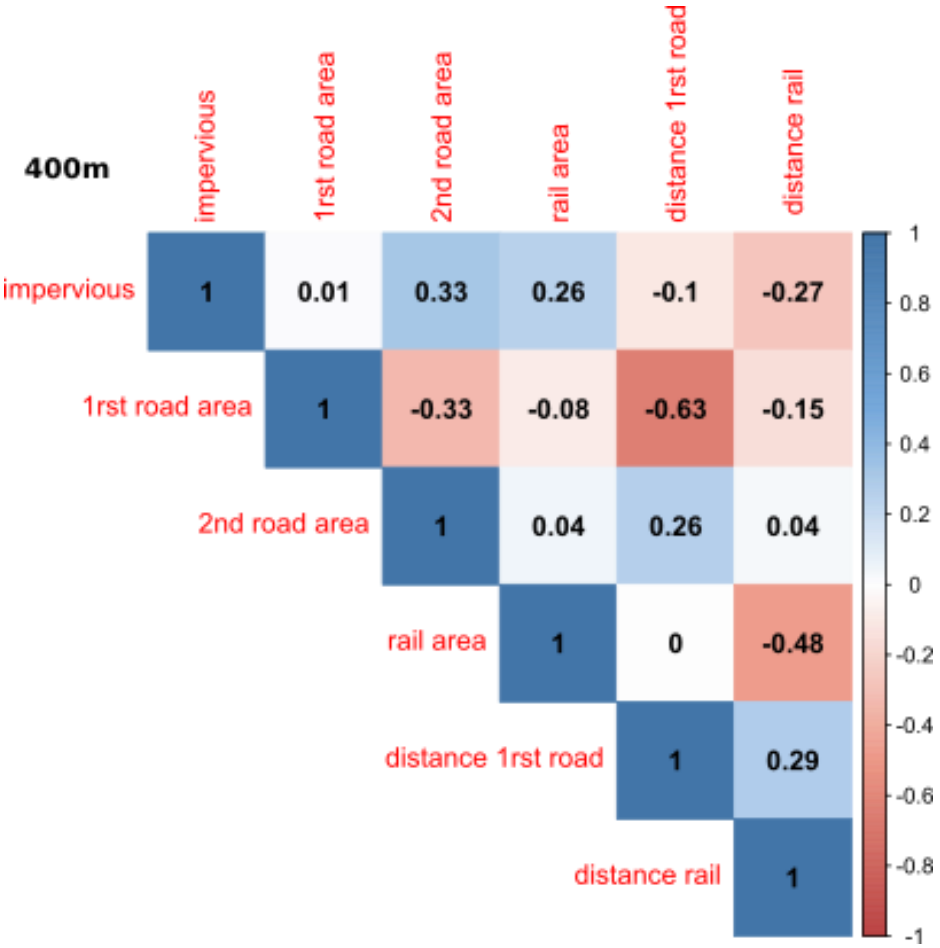
Tarabon S, Bertrand R, Lavoie C, et al (2018) The effects of climate warming and urbanised areas on the future distribution of Cortaderia selloana, pampas grass, in France. Weed Res 58:413–423. https://doi.org/10.1111/wre.12330

Appendix 4 *Description of explicative variables for the three grids, and related correlations.*

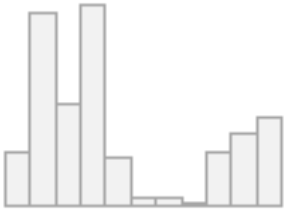
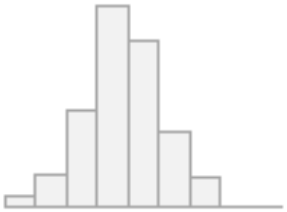
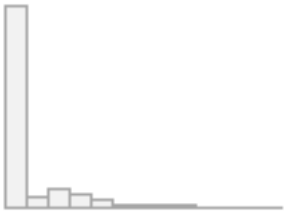
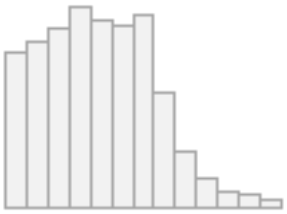
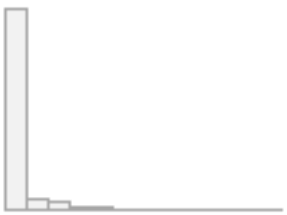
Description of the explicative variable on the 400m grid:

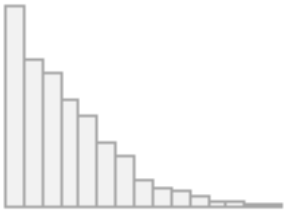
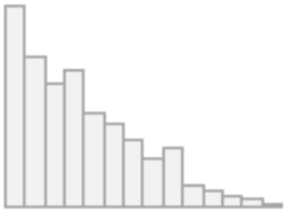
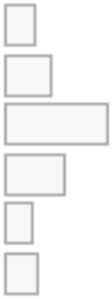
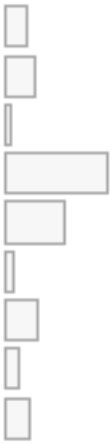
Variable	Stats / Values	Freqs (% of Valid)	Graph	Missing
Julian day [numeric]	Mean (sd) : 134.4 (28.2) min < med < max: 94 < 126.5 < 194.7 IQR (CV) : 43.9 (0.2)	91 distinct values		0 (0%)
Impervious [numeric]	Mean (sd) : -0.5 (0.1) min < med < max: -0.8 < -0.5 < -0.3 IQR (CV) : 0.1 (-0.2)	134 distinct values		0 (0%)
1st road area (dm²) [numeric]	Mean (sd) : 1752.3 (2408.7) min < med < max: 0 < 278.6 < 10077 IQR (CV) : 3086.6 (1.4)	68 distinct values		0 (0%)
2nd road area (dm²) [numeric]	Mean (sd) : 8403.4 (3895.2) min < med < max: 12.5 < 8391.1 < 19137.2 IQR (CV) : 5715.4 (0.5)	134 distinct values		0 (0%)
Rail area (dm²) [numeric]	Mean (sd) : 1284.3 (3033.3) min < med < max: 0 < 0 < 18492.4 IQR (CV) : 400.2 (2.4)	36 distinct values		0 (0%)

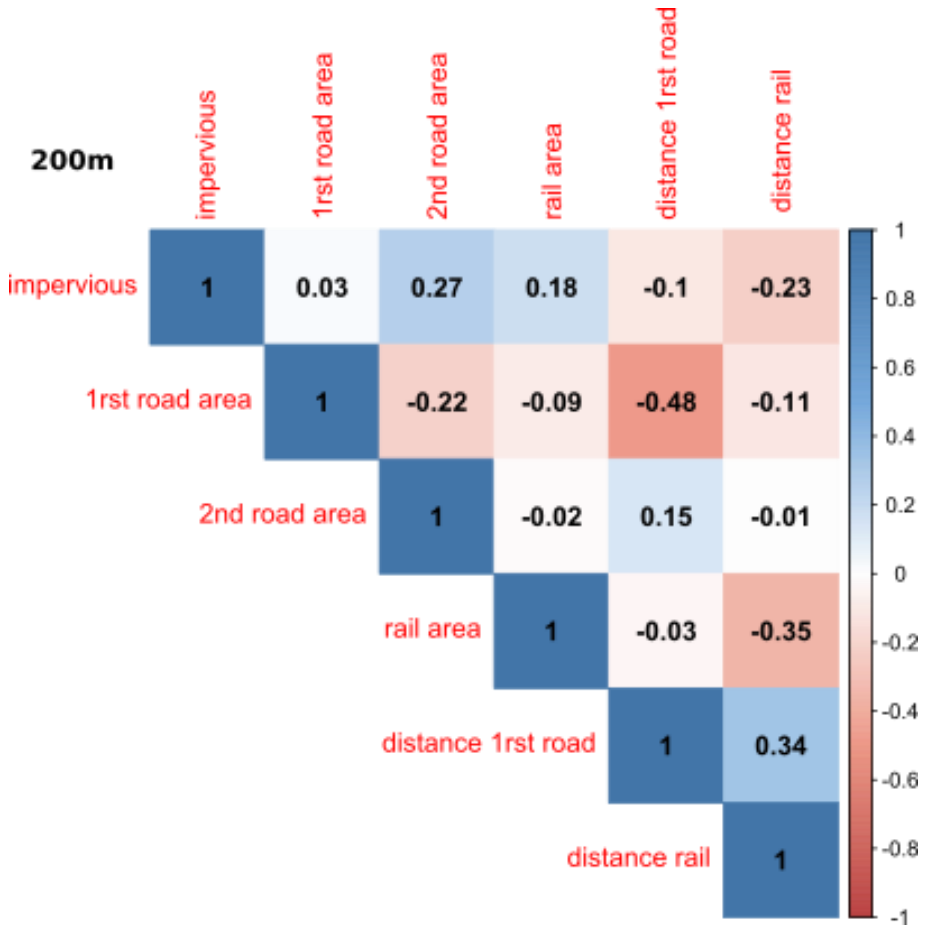
Distance 1st road (m) [numeric]	Mean (sd) : 320.5 (257.8) min < med < max: 1.4 < 230.3 < 1141.7 IQR (CV) : 343.5 (0.8)	134 distinct values		0 (0%)
Distance rail (m) [numeric]	Mean (sd) : 742.6 (589) min < med < max: 4.9 < 619.8 < 2605.8 IQR (CV) : 867 (0.8)	134 distinct values		0 (0%)
Coarse [factor]	1. collective residential 2. green spaces 3. individual residential 4. industrial 5. non-urban 6. public space	12 (9.0%) 13 (9.7%) 54 (40.3%) 29 (21.6%) 9 (6.7%) 17 (12.7%)		0 (0%)



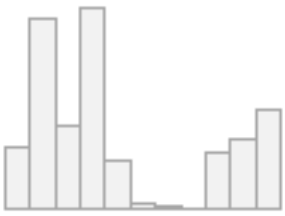
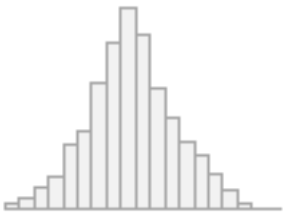
Description of explicative variables on the 200m grid:

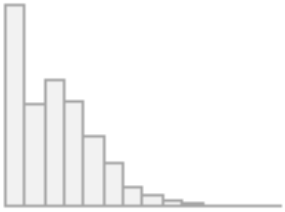
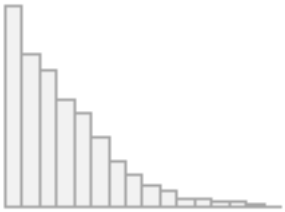
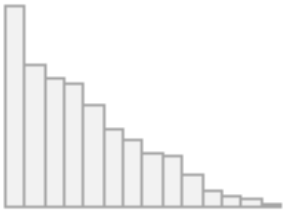
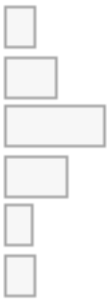
Variable	Stats / Values	Freqs (%)	Graph	Missing
Julian day [numeric]	Mean (sd) : 134.9 (33.3) min < med < max: 93 < 123 < 198 IQR (CV) : 69 (0.2)	75 distinct values		0 (0%)
Impervious [numeric]	Mean (sd) : -0.5 (0.1) min < med < max: -0.9 < -0.5 < 0 IQR (CV) : 0.2 (-0.2)	561 distinct values		0 (0%)
1st road area (dm²) [numeric]	Mean (sd) : 489 (1029.7) min < med < max: 0 < 0 < 6372.2 IQR (CV) : 363 (2.1)	154 distinct values		0 (0%)
2nd road area (dm²) [numeric]	Mean (sd) : 2194.2 (1318.1) min < med < max: 0 < 2119.4 < 6393.6 IQR (CV) : 1949.7 (0.6)	533 distinct values		0 (0%)
Rail area (dm²) [numeric]	Mean (sd) : 331.5 (1144.3) min < med < max: 0 < 0 < 12581.7 IQR (CV) : 0 (3.5)	83 distinct values		0 (0%)

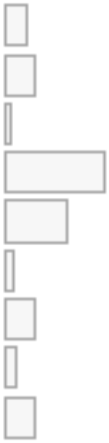
Distance 1st road (m) [numeric]	Mean (sd) : 336.9 (280.8) min < med < max: 0.8 < 266.1 < 1456.1 IQR (CV) : 370.8 (0.8)	561 distinct values		0 (0%)
Distance rail (m) [numeric]	Mean (sd) : 771 (597.9) min < med < max: 0.5 < 646.3 < 2619.2 IQR (CV) : 917.3 (0.8)	561 distinct values		0 (0%)
Coarse [factor]	1. collective residential 2. green spaces 3. individual residential 4. industrial 5. non-urban 6. public space	55 (9.8%) 88 (15.7%) 190 (33.9%) 112 (20.0%) 53 (9.4%) 63 (11.2%)		0 (0%)
Middle [factor]	1. agricultural 2. collective residential 3. forest 4. individual residential 5. industrial 6. park 7. public space 8. riverbank 9. vacant	43 (7.7%) 55 (9.8%) 10 (1.8%) 190 (33.9%) 112 (20.0%) 16 (2.8%) 63 (11.2%) 28 (5.0%) 44 (7.8%)		0 (0%)

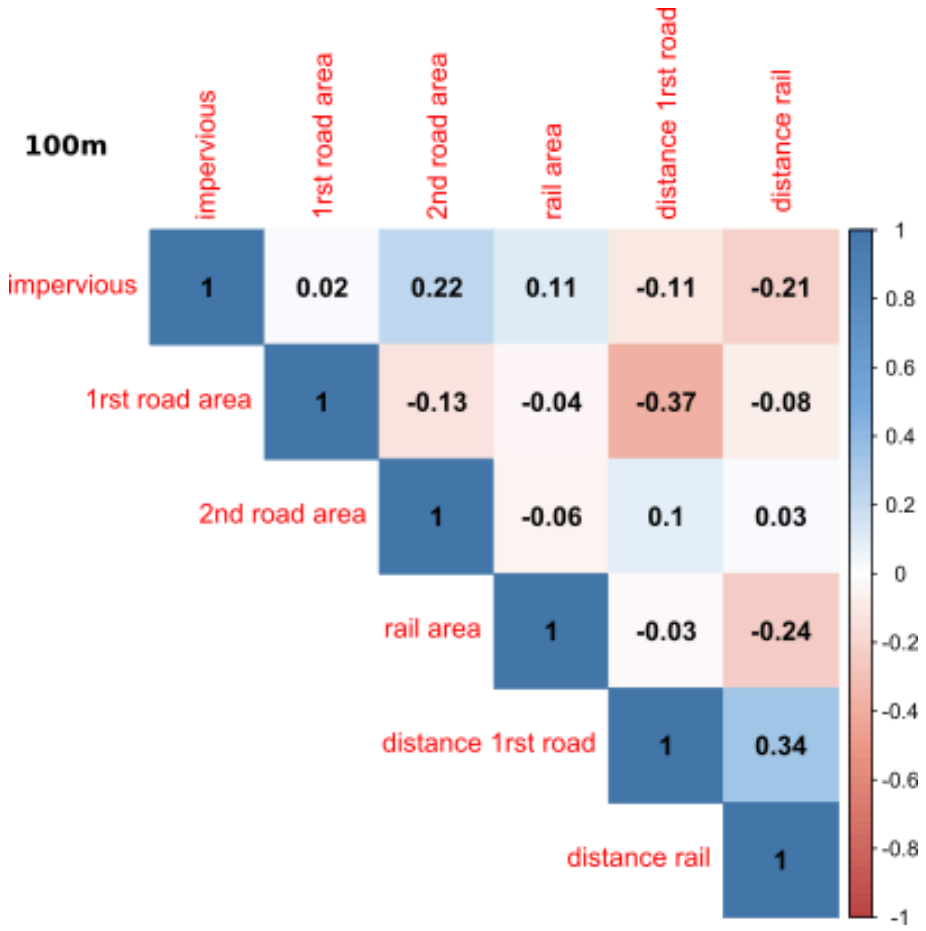


Description of explicative variables on the 100m grid:

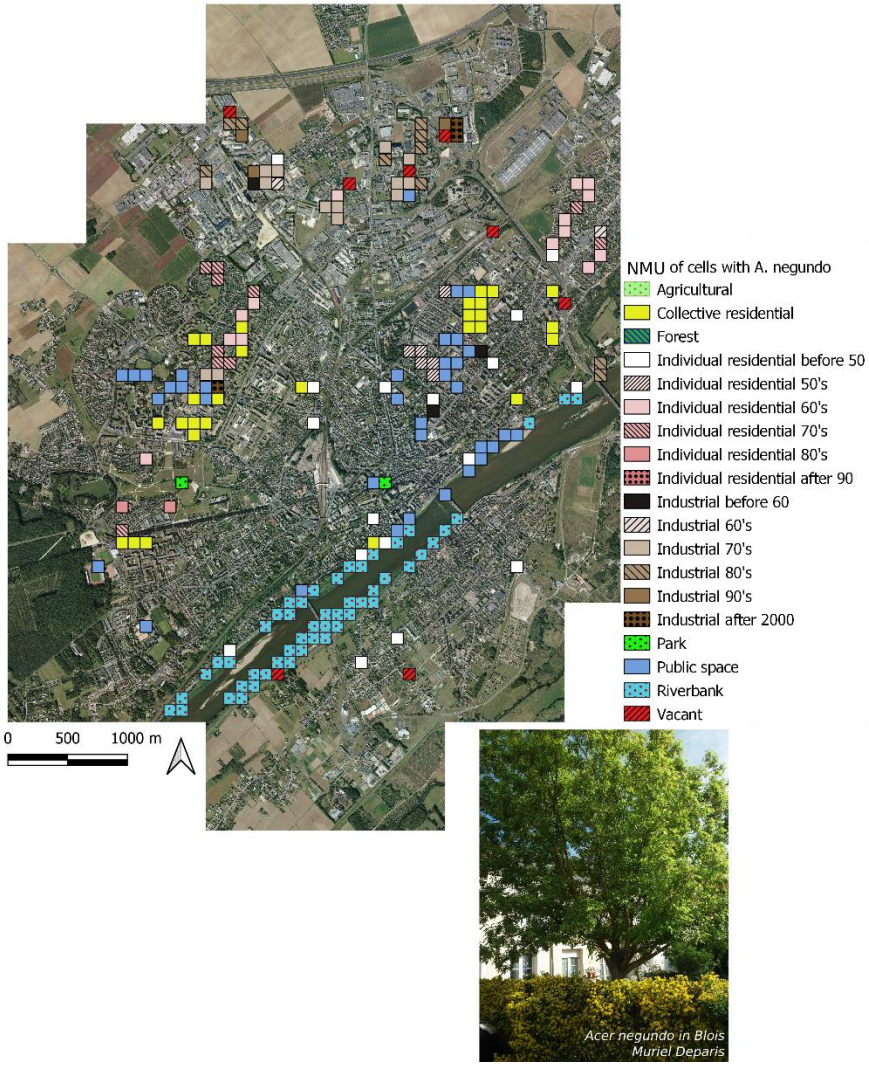
Variable	Stats / Values	Freqs (%)	Graph	Missing
Julian day [numeric]	Mean (sd) : 135.3 (33.9) min < med < max: 93 < 123 < 198 IQR (CV) : 70 (0.3)	60 distinct values		0 (0%)
Impervious [numeric]	Mean (sd) : -0.5 (0.1) min < med < max: -0.9 < -0.5 < 0 IQR (CV) : 0.2 (-0.3)	2198 distinct values		0 (0%)

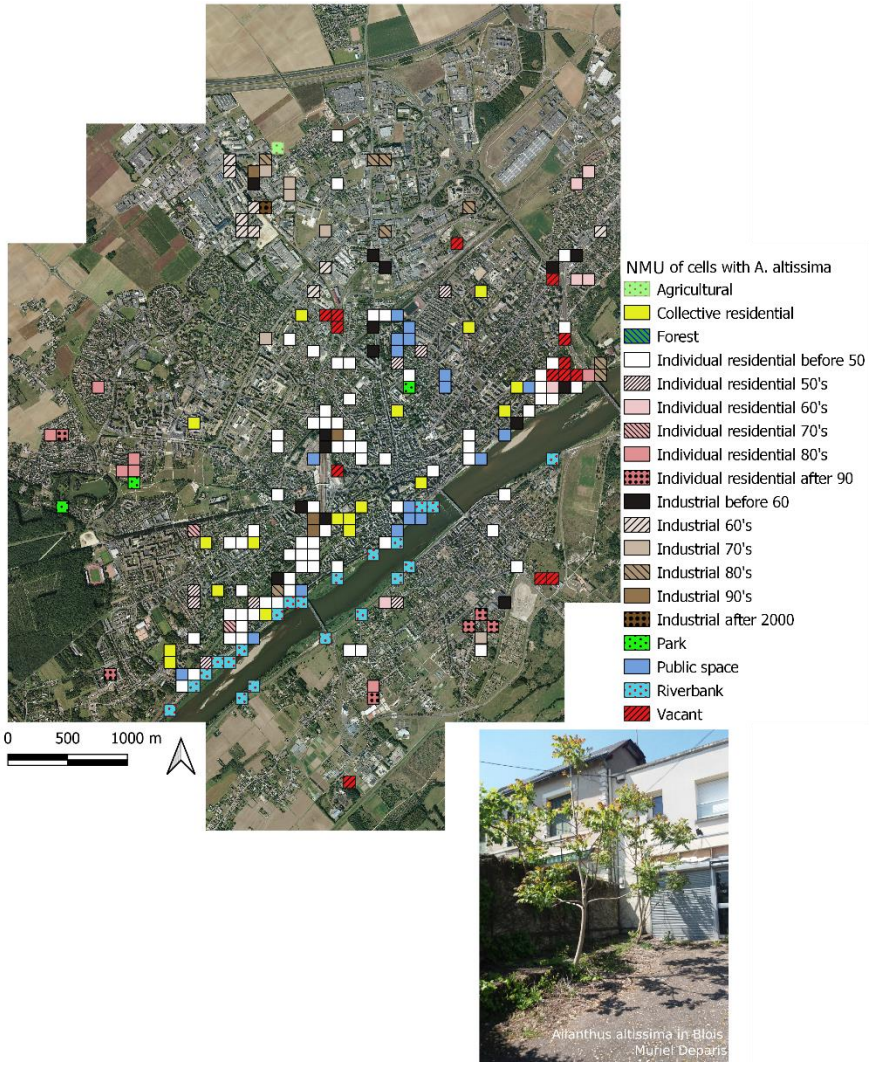
1st road area (dm²) [numeric]	Mean (sd) : 99.5 (303.6) min < med < max: 0 < 0 < 3023.3 IQR (CV) : 0 (3.1)	322 distinct values		0 (0%)
2nd road area (dm²) [numeric]	Mean (sd) : 497.4 (412.2) min < med < max: 0 < 459 < 2780.2 IQR (CV) : 625.3 (0.8)	1788 distinct values		0 (0%)
Rail area (dm²) [numeric]	Mean (sd) : 71.3 (373) min < med < max: 0 < 0 < 6432.4 IQR (CV) : 0 (5.2)	178 distinct values		0 (0%)
Distance 1st road (m) [numeric]	Mean (sd) : 340.6 (284) min < med < max: 0 < 277.2 < 1516.2 IQR (CV) : 373.6 (0.8)	2198 distinct values		0 (0%)
Distance rail (m) [numeric]	Mean (sd) : 776.6 (602.5) min < med < max: 0.3 < 656.1 < 2689.4 IQR (CV) : 909.3 (0.8)	2198 distinct values		0 (0%)
Coarse [factor]	1. collective residential 2. green spaces 3. individual residential 4. industrial 5. non-urban 6. public space	220 (10.0%) 372 (16.9%) 726 (33.0%) 454 (20.7%) 199 (9.0%) 227 (10.3%)		0 (0%)

Middle [factor]	1. agricultural 2. collective residential 3. forest 4. individual residential 5. industrial 6. park 7. public space 8. riverbanks 9. vacant	158 (7.2%) 220 (10.0%) 41 (1.9%) 726 (33.0%) 454 (20.7%) 70 (3.2%) 227 (10.3%) 81 (3.7%) 221 (10.1%)		0 (0%)
Fine [factor]	1. agricultural 2. collective residential 3. forest 4. indu_60s 5. indu_70s 6. indu_80s 7. indu_90s 8. indu_bfr_60 9. indu_ftr_2000 10. public green space [9 others]	158 (7.2%) 220 (10.0%) 41 (1.9%) 58 (2.6%) 102 (4.6%) 102 (4.6%) 52 (2.4%) 48 (2.2%) 92 (4.2%) 70 (3.2%) 1255 (57.1%)		0 (0%)

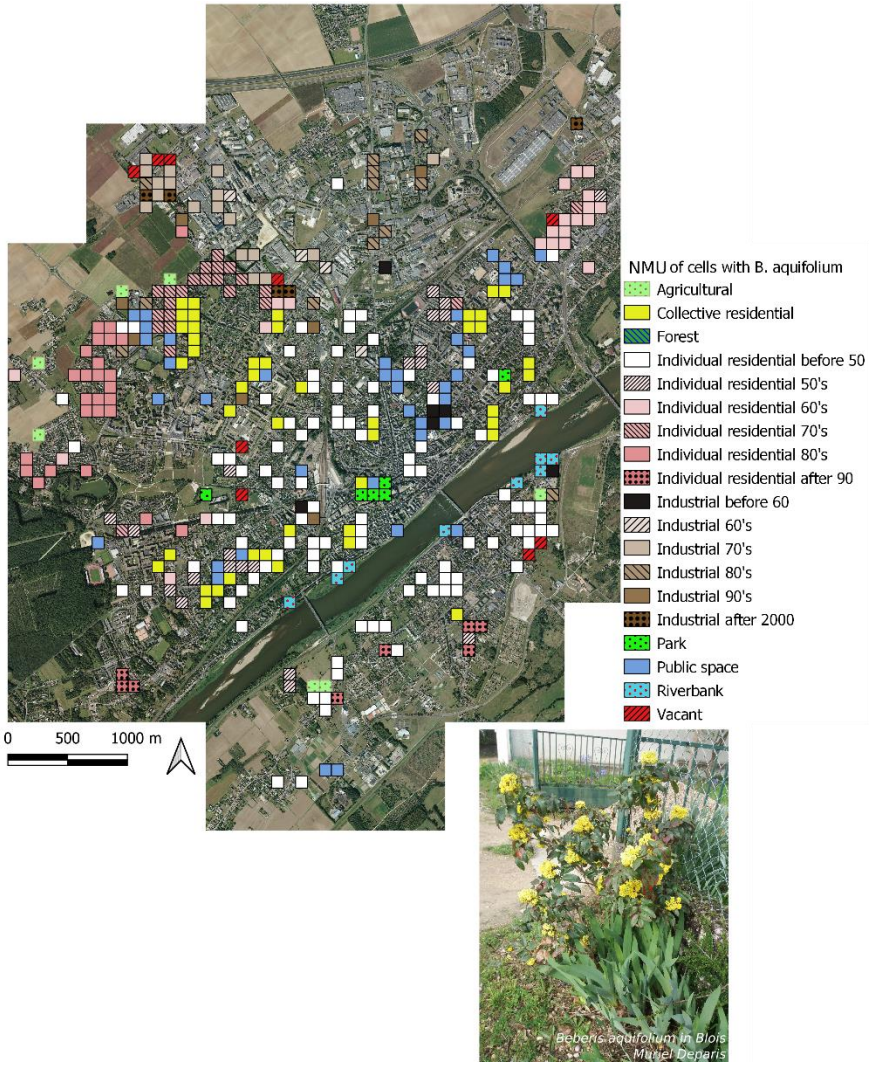

100m
impervious
1rst road area
2nd road area
rail area
distance 1rst road
distance rail
impervious
1rst road area
2nd road area
rail area
distance 1rst road
distance rail
1
0.02
0.22
0.11
-0.11
-0.21
1
-0.13
-0.04
-0.37
-0.08
1
-0.06
0.1
0.03
1
-0.03
-0.24
1
0.34
1
1
0.8
0.6
0.4
0.2
0
-0.2
-0.4
-0.6
-0.8
-1

Appendix 5 *Spatial distribution of the seven species inventoried on the 100m grid. For each species, the colored cells are the cells where the species have been recorded. Colors correspond to the fine NMU classification. A picture of each species is presented, take on the field by Deparis M. In the order of appearance: Acer negundo, Ailanthus altissima, Berberis aquifolium, Buddleja davidii, Cortaderia selloana, Reynoutria japonica, Robinia pseudoacacia.*

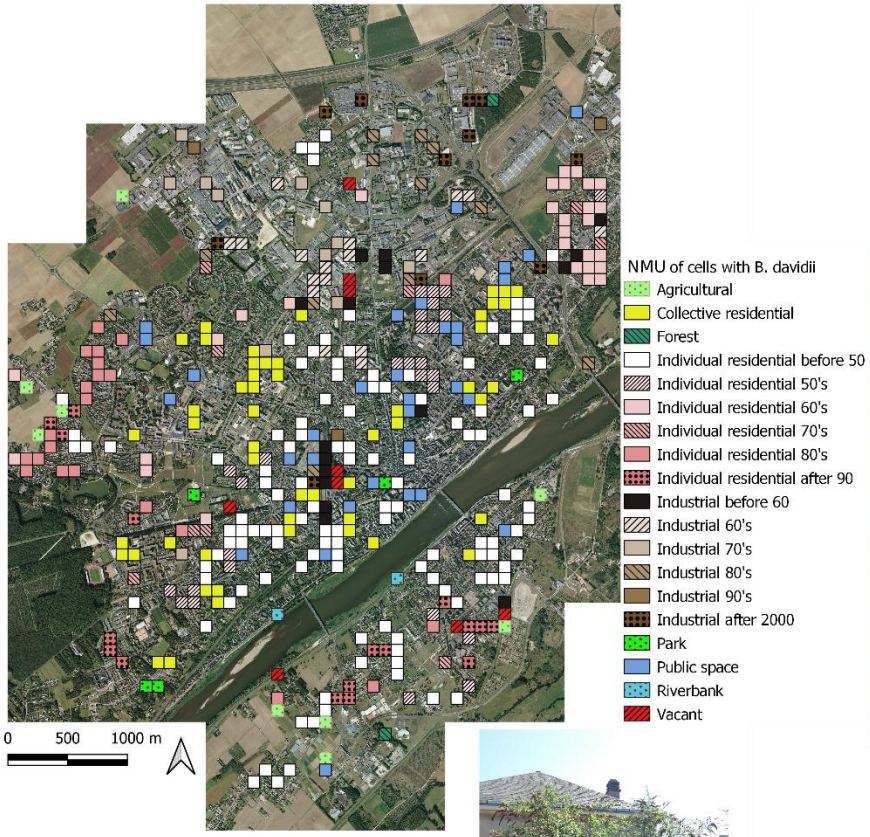



NMU of cells with A. altissima
Agricultural
Collective residential
Forest
Individual residential before 50
Individual residential 50's
Individual residential 60's
Individual residential 70's
Individual residential 80's
Individual residential after 90
Industrial before 60
Industrial 60's
Industrial 70's
Industrial 80's
Industrial 90's
Industrial after 2000
Park
Public space
Riverbank
Vacant
0
500
1000 m

Ailanthus altissima in Blois
Muriel Deparis

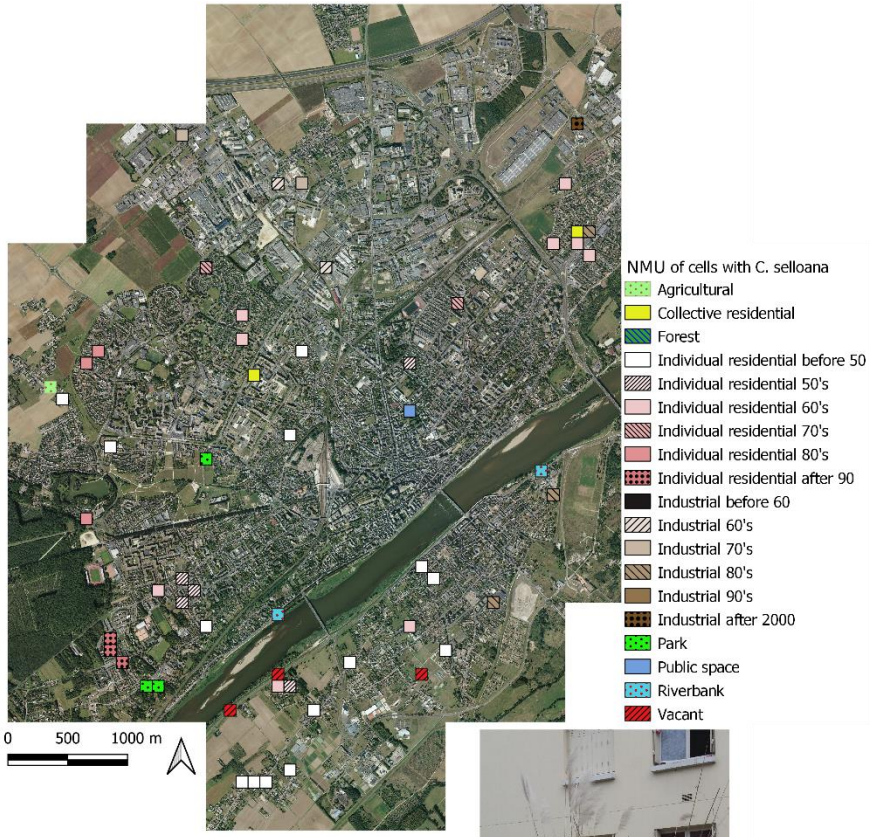

NMU of cells with B. aquifolium
Agricultural
Collective residential
Forest
Individual residential before 50
Individual residential 50's
Individual residential 60's
Individual residential 70's
Individual residential 80's
Individual residential after 90
Industrial before 60
Industrial 60's
Industrial 70's
Industrial 80's
Industrial 90's
Industrial after 2000
Park
Public space
Riverbank
Vacant
0
500
1000 m

Berberis aquifolium in Blois
Muriel Deparis



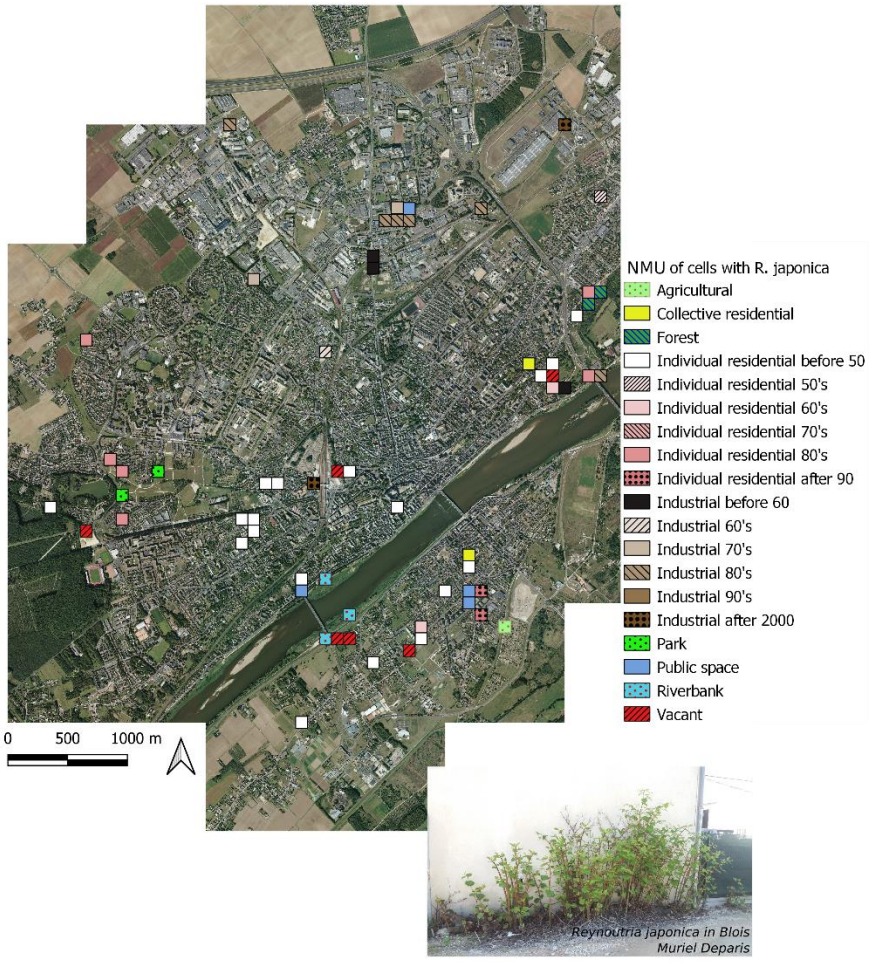


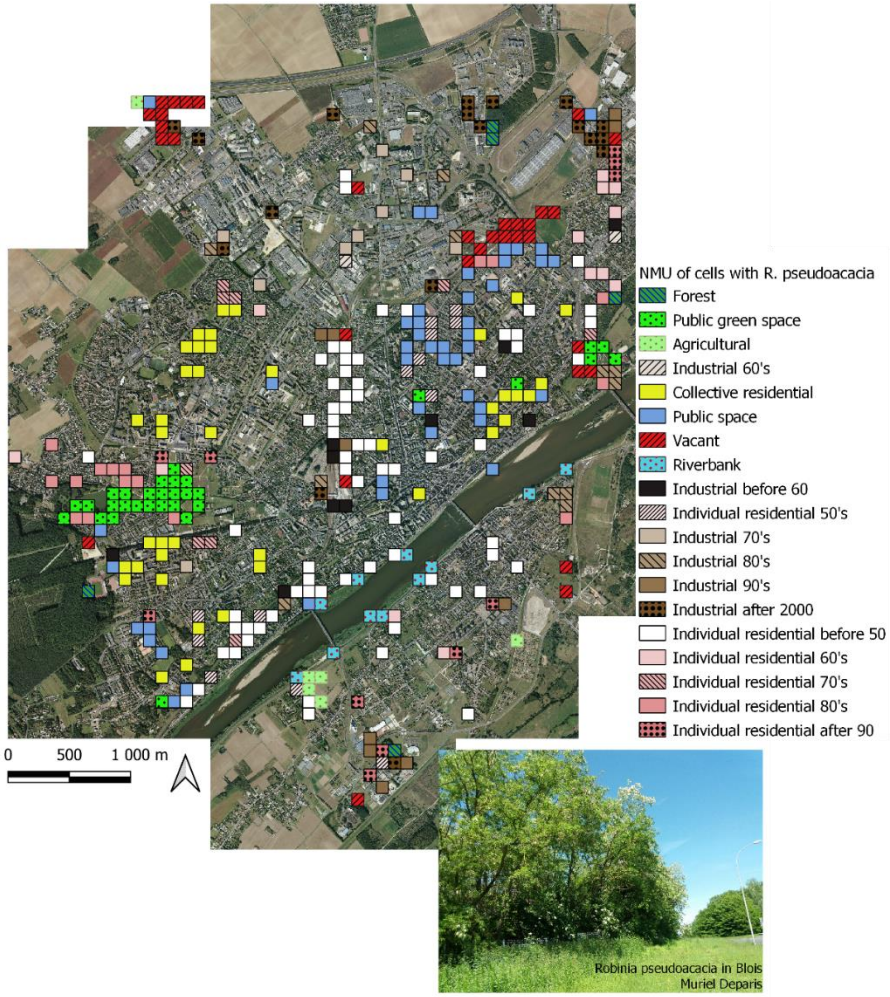
Buddlejia davidii in Blois
Muriel Deparis



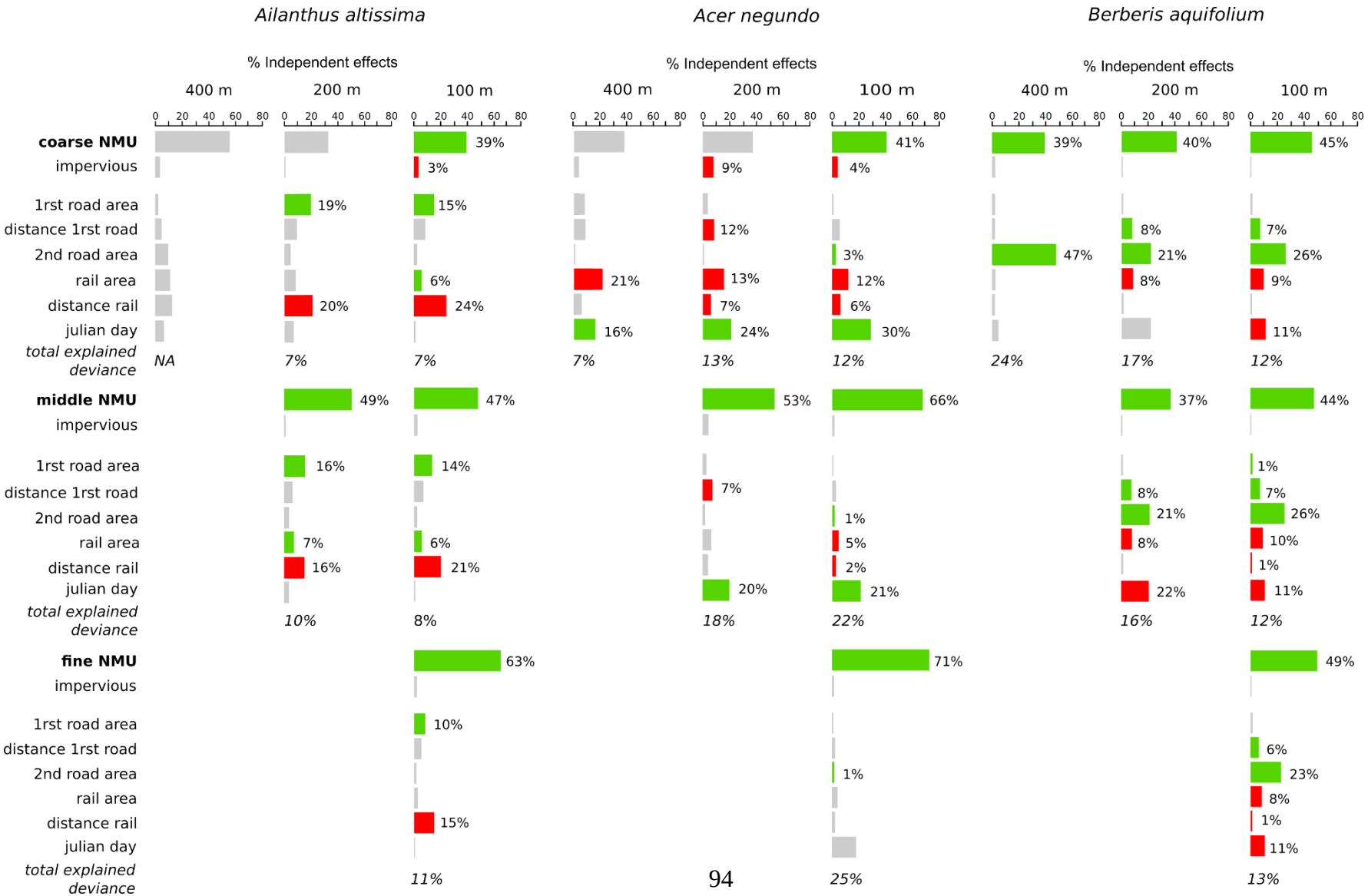


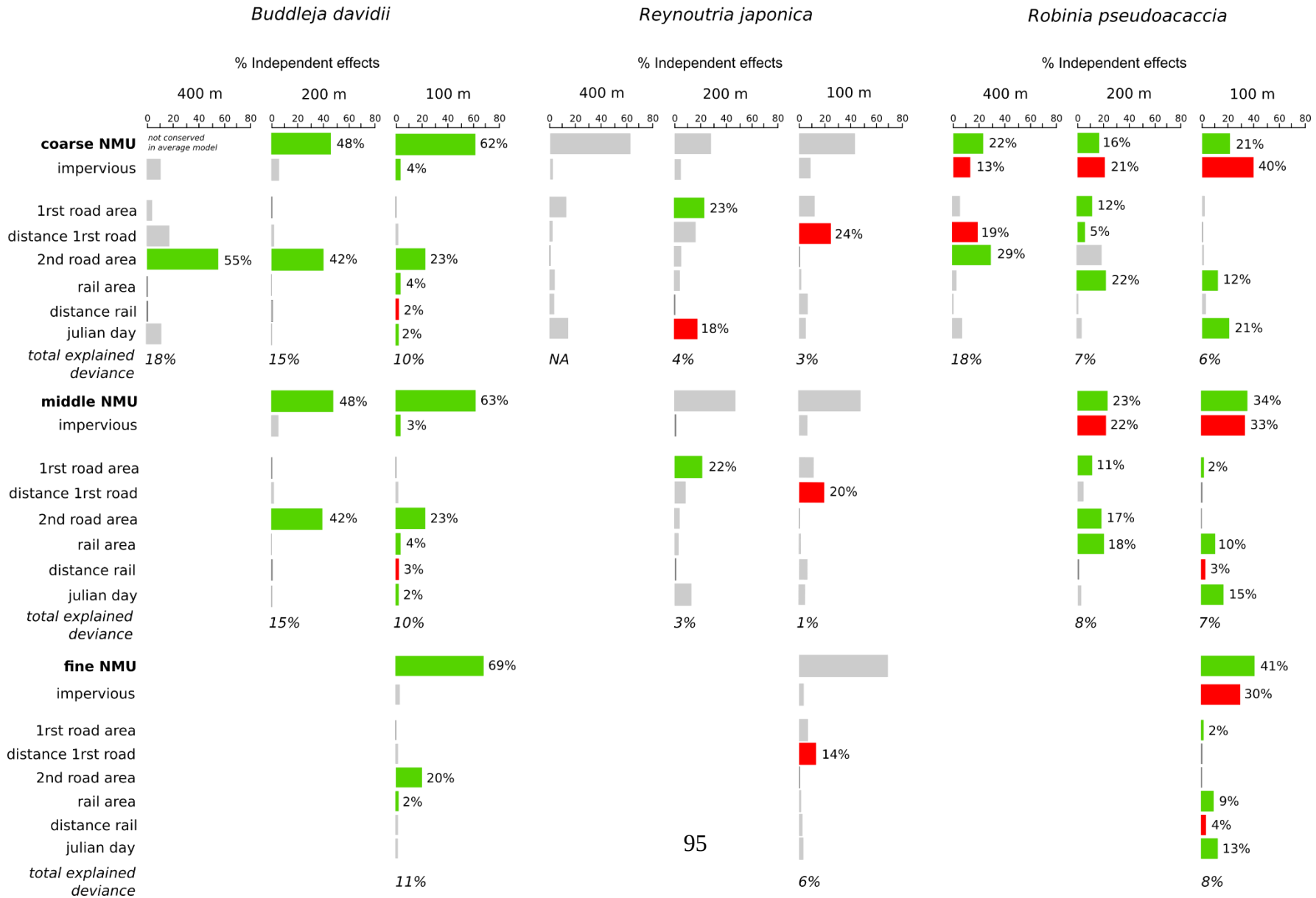
Cortaderia selloana in Blois
Muriel Deparis


NMU of cells with R. japonica
Agricultural
Collective residential
Forest
Individual residential before 50
Individual residential 50's
Individual residential 60's
Individual residential 70's
Individual residential 80's
Individual residential after 90
Industrial before 60
Industrial 60's
Industrial 70's
Industrial 80's
Industrial 90's
Industrial after 2000
Park
Public space
Riverbank
Vacant
0 500 1000 m
Reynoutria japonica in Blois
Muriel Deparis


NMU of cells with R. pseudoacacia
Forest
Public green space
Agricultural
Industrial 60's
Collective residential
Public space
Vacant
Riverbank
Industrial before 60
Individual residential 50's
Industrial 70's
Industrial 80's
Industrial 90's
Industrial after 2000
Individual residential before 50
Individual residential 60's
Individual residential 70's
Individual residential 80's
Individual residential after 90
0 500 1 000 m
Robinia pseudoacacia in Blois
Muriel Deparis

Appendix 6 *Results of the GLM analysis for the spatial distribution for the six species through the three spatial resolutions. All variables selected by the average model are showed. The horizontal bars represent the relative importance of each variable. For significant variable, the value of relative importance is written near the bar. Total explained deviance was calculated for the model containing the variables which were significant in the average model. Green bar indicates a significant and positive effect, red bar indicates a significant and negative effect and gray bar indicates a non-significant variable. Coarse/middle/fine NMU: respective neighborhood main use classification of the grid considered; impervious: impervious surface index; 1rst road area: area of primary road in each cell; distance 1rst road: distance from the center of the cell to the nearest section of primary road; 2nd road area: area of secondary road in each cell; rail area: area of railway in each cell; distance rail: distance from the center of the cell to the nearest section of railway.*


Ailanthus altissima
Acer negundo
Berberis aquifolium
% Independent effects
400 m
200 m
100 m
0 20 40 60 80
coarse NMU
impervious
1rst road area
distance 1rst road
2nd road area
rail area
distance rail
julian day
total explained deviance
middle NMU
impervious
1rst road area
distance 1rst road
2nd road area
rail area
distance rail
julian day
total explained deviance
fine NMU
impervious
1rst road area
distance 1rst road
2nd road area
rail area
distance rail
julian day
total explained deviance
NA
7%
7%
7%
13%
12%
24%
17%
12%
10%
8%
18%
22%
16%
12%
11%
11%
25%
13%
39%
3%
19%
15%
6%
20%
24%
16%
41%
4%
12%
3%
21%
13%
12%
7%
6%
24%
30%
39%
40%
45%
47%
21%
26%
8%
9%
11%
49%
47%
53%
66%
37%
44%
16%
14%
7%
1%
7%
8%
21%
26%
1%
5%
8%
10%
7%
6%
2%
1%
16%
21%
20%
21%
22%
11%
63%
71%
49%
10%
6%
1%
23%
8%
15%
1%
11%


Buddleja davidii
Reynoutria japonica
Robinia pseudoacaccia
% Independent effects
400 m
200 m
100 m
0 20 40 60 80
coarse NMU
not conserved in average model
impervious
1rst road area
distance 1rst road
2nd road area
rail area
distance rail
julian day
total explained deviance
middle NMU
fine NMU
48%
62%
4%
55%
42%
23%
2%
18%
15%
10%
NA
4%
3%
22%
16%
21%
13%
40%
12%
24%
19%
29%
5%
63%
3%
34%
33%
11%
20%
17%
18%
69%
41%
30%
14%
9%
13%
8%
7%
6%

Chapitre 2 : Matériels et méthodes

Ce chapitre présente les différentes méthodes mises en œuvre lors du déroulement de la thèse, à l'exclusion de celles du chapitre précédent. Il contient une description de la ville de Blois, de l'échelle d'étude de l'îlot urbain, et des méthodes de terrain relatives à l'inventaire botanique, à la récolte des données de sol et à l'étude des relations entre habitant·es, agent·es municipaux et végétation spontanée des trottoirs. Ce chapitre contient également un article en français présentant l'échelle d'étude de l'îlot urbain et des résultats portant sur l'étude de la végétation plantée.

Chapitre 2 : Matériels et méthodes 97

Site d'étude : Blois 99

Échelle d'étude : l'îlot urbain 106

Sélection des îlots 115

Inventaires botaniques 119

Traits fonctionnels 120

Données environnementales locales 123

Gestion de la végétation 123

Données de sol 124

Analyses de données et analyses statistiques 125

Diversité et composition des différents usages 125

Traits fonctionnels et conditions environnementales entre usages 127

Étude de la gestion et de la perception de la végétation spontanée 129

Entretien avec les responsables du service propreté 130

Focus groupes avec les agent·es 130

Déroulement 130

Analyses 133

Questionnaire avec les passant·es et communication sur la végétation spontanée 134

Mise en place et déroulement 134

Analyse des données 136

Références 137

Améliorer la description de la ville en écologie urbaine par une approche morphologique et fonctionnelle des îlots urbains 140

Matériel et méthodes 141

Terrain 141

Analyses 142

Introduction 143
La description des villes en écologie urbaine 145
Les îlots urbains : une approche inspirée de la géographie urbaine 147
Les îlots urbains : des usages qui façonnent le paysage 149
Des différences de végétation entres îlots 151
Transition 153
Références 156

Site d’étude : Blois

Blois est une ville moyenne située en région Centre-Val-de-Loire (47°34′59″N, 1°19′59″E). Les villes petites et moyennes accueillent la moitié de la population française, et accueillent, selon les définitions, entre 20 000 et 200 000 habitants. Elles sont réparties régulièrement sur le territoire



Figure 1: Carte de ma zone d'étude, correspondant à l'emprise spatiale des villes de Blois et de la Chaussée Saint-Victor. Fond de carte : photographie aérienne 2021 (IGN).

français et on estime leur nombre à 162 en 2006 (Cailly et al., 2010). Malgré cette importance numérique et démographique, les études en écologie urbaine sont plutôt concentrées sur des grandes villes. La population de Blois est de près de 50 000 habitants et sa surface est de 22km². Préfecture du Loir-et-Cher, la ville est traversée d'est en ouest par la Loire (figure 1). Avec son climat océanique dégradé, les précipitations annuelles y sont de 640mm et la température moyenne de 11.6°C. Blois est située dans les paysages agricoles de Beauce et de Sologne, assez contrastés. Au nord de la Loire se trouvent la Petite Beauce, zone plane aux grandes parcelles agricoles avec de l'habitat regroupé dans des bourgs, et la Gâtine tourangelle, alternant entre petits bois et cultures. Au sud de la Loire, la Sologne viticole est plutôt constituée de forêts, de vignes et de cultures maraîchères. Blois est aussi directement entourée de deux importants massifs forestiers, à l'ouest et au sud.

Blois est une ville ancienne, dont le centre historique date de l'époque médiévale et de la Renaissance, bien que les premiers peuplements remontent plutôt à l'antiquité romaine (Denis, 1988). Sa dynamique urbaine a suivi celle de la France décrite en introduction. Avec la révolution industrielle du 19ème siècle, l'augmentation de la population urbaine et le besoin de salubrité dans les villes, Blois est réorganisée sous l'impulsion du maire de l'époque, Eugène Riffault. Il est intéressant de noter que ce dernier était un proche du Baron Haussman (Denis, 1988) qui, dans le même temps, réorganise la capitale. À Blois, de nouvelles routes ont été ouvertes pour absorber le trafic croissant et relier les parties hautes et basses de la ville, au prix de la destruction de nombreux bâtiments préexistants. On peut citer notamment l'ouverture de l'escalier Denis Papin (figure 2), des boulevards Eugène Riffault et Eugène Dupuis (Cospérec, 1994). La ville subit des destructions importantes lors des deux guerres mondiales (figure 3), notamment en raison des bombardements répétés du pont, à l'époque rare passage de la Loire dans la région. Le centre-ville est fortement touché en 1940 et 1944 et sera reconstruit dès la sortie de la guerre et jusqu'au début des années 60 avec une logique d'organisation spatiale en îlot (Nicod & Aubert, 2010).



◄Figure 2 : Ouverture de l'escalier Denis Papin (peinture de E. Gervais, 1865, Musée de Blois) in Blois, la forme d'une ville, page 364.



Figure 3 : Destruction à Blois en 1940 : à gauche, le centre-ville et de l'hôtel de ville ; à droite, pied du château (crédit photographique: Lecomte, in Blois, la forme d'une ville, page 383 ; J.-F. Doré, in Histoire de Blois et de sa région, pages 273-274).

La forte expansion urbaine de la ville a commencé avec cette reconstruction et s'accompagne d'une augmentation de la population qui s'étend de la fin des années 50 (28 190 habitants en 1954) à la fin des années 80 (47 243 habitants en 1982, figure 4). Cet étalement urbain visait à loger les

populations rurales qui s'urbanisent lors de la dernière vague de l'exode rural français, qui se termine vers 1975. Suivant la dynamique du pays, les îlots collectifs résidentiels de Blois sont construits entre 1958 et 1973.

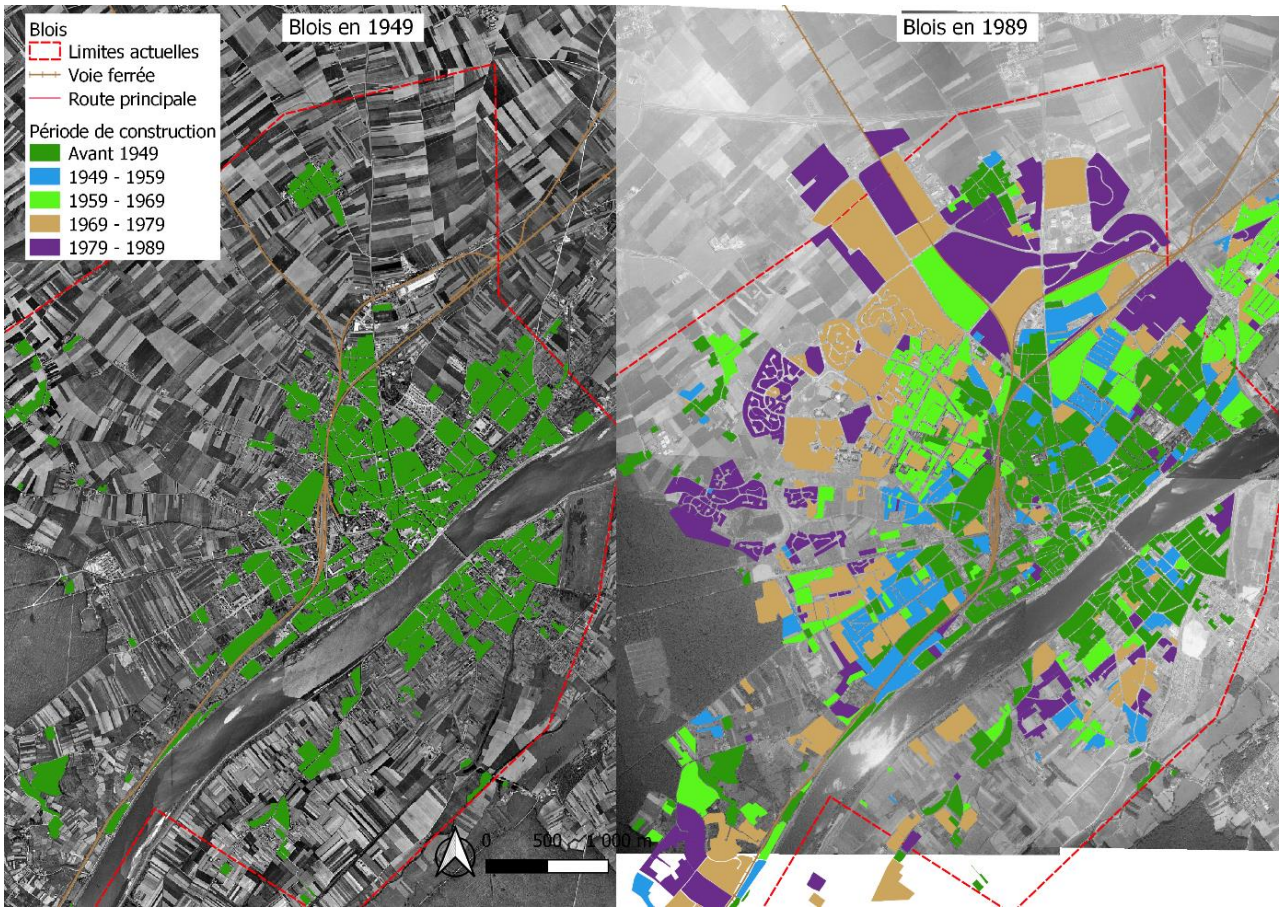


Figure 4 : Étalement urbain de Blois entre 1949 et 1989, représenté par la construction de nombreuses nouvelles zones. On voit la forte croissance de la ville au cours de ces 40 années, passant de 34 hectares de zones bâties à 139 hectares. Fond de cartes : photographies aériennes anciennes (IGN).

À Blois, il y a peu de tours, les quartiers résidentiels collectifs sont principalement constitués de longs immeubles de quelques dizaines à plus de cent mètres de long. Ils sont associés à de grands parkings imperméabilisés mais aussi à des espaces verts communs, avec de nombreuses pelouses, des linéaires de haies en pied d'immeubles et des arbres assez nombreux, en bosquet ou isolés (figure 5). Lorsque l'État sonne le glas des ZUP et favorise les résidences unifamiliales, Blois suit cette dynamique. La construction des différents quartiers constitués de ces maisons individuelles a duré quarante ans, des années 50 aux années 90. Ils sont constitués de maisons individuelles d'un à trois étages, associées à un jardin privatif clos (figure 6). Ces maisons sont de taille variable, mitoyennes



◄Figure 5 : Photographies d'îlots de résidentiels collectifs de Blois. On notera les grands espaces entre et au pied des immeubles (1ère et 2ème photos), l'espace laissé aux plantations d'arbres ou d'arbustes (3ème et 4ème photos) et les grands espaces imperméabilisés (5ème et 6ème photos). Crédit photographique : Muriel Deparis.



◄Figure 6 : Photographies de jardins particuliers en îlot résidentiel individuel à Blois. On peut remarquer la grande variabilité d'entretien des espaces avec deux jardins en libre évolution (1ère et 2ème photos), un petit jardin avec de multiples usages (3ème photo), un deuxième fortement planté (4ème photo), et deux jardins très tondus (5ème et 6ème photos). Crédit photographique : Muriel Deparis.

ou non, au centre de la parcelle ou non. Les jardins peuvent être longs et étroits ou très étendus, uniquement à l'arrière de la maison ou à l'avant et à l'arrière. Ils peuvent être très entretenus ou peu jardinés, parfois avec des haies en bordure de jardin ou des arbustes isolés, souvent avec peu d'arbres voire constitués uniquement de pelouses régulièrement tondues (figure 6). Au fil du temps, la superficie totale des logements résidentiels de la ville augmente à mesure que l'utilisation de la voiture privée se généralise. L'utilisation de la voiture va également favoriser le développement du réseau autoroutier. L'autoroute reliant Blois à Orléans et Paris arrive en 1973. Située au nord de la ville, elle marque aujourd'hui la limite de la zone industrielle qui s'est construite à partir des années 60 (alors desservie par des portions de voie ferrée, actuellement hors service) et son expansion s'est ralentie



◄*Figure 7 : Espaces verts associés à des îlots industriels à Blois. Des espaces entretenus et plantés peuvent se rencontrer (1ère photo), mais aussi des pelouses tondues (2ème et 4ème photos) cohabitant avec des espaces non gérés (3ème photo, même industrie que la 4ème). Enfin, des espaces plus délaissés ou récemment réaménagés ont aussi été rencontrés (5ème et 6ème photos). Crédit photographique : Muriel Deparis.*

dans les années 2010. Les îlots industriels sont de grande taille, avec une ou plusieurs industries dans un même îlot. Les bâtiments sont souvent très grands, associés à des parkings très étendus et parfois ombragés par des alignements d'arbres (figure 7). Les espaces verts sont contrastés, formés de petits espaces bien entretenus, composés de pelouses et de massifs plantés, participant à l'image de

l'entreprise, ou de grands espaces parfois agrémentés de haies ou d'arbres le long des bâtiments ou en bordure de parcelles (figure 7). Moins entretenus et peu plantés, ces derniers sont conservés par les entreprises dans l’optique d’un futur développement ou pour des questions de confidentialité ou de sécurité (communication personnelle).

En parallèle de ces constructions, les équipements publics comme les écoles et les parcs (figure 8) se développent également. Le réseau routier prend de l’ampleur et se complexifie et alors que la ville s’étend, des espaces autrefois périphériques s'y intègrent sans forcément être utilisés, se transformant en friches ou en réserves foncières. La zone bâtie de Blois est actuellement en continuité avec la zone bâtie de La Chaussée-Saint-Victor, au nord-est. Pour cette étude, nous avons considéré la zone bâtie continue des deux villes mais nous l'appelons "Blois" pour des raisons pratiques.



◄Figure 8 : Parcs de la ville de Blois. Les parcs de la ville sont très contrastés, entre les petits parcs du centre-ville, souvent classés en raison de leur existence historique (Parc des lices, en haut à gauche, Roseraie des terrasses de l'Évêché, à droite) et les deux plus grands parcs de la ville, à la gestion plus variables (parc de l'Arrou à gauche au centre, parc des Mées en bas). Crédit photographique : Muriel Deparis, Sébastien Bonthoux.

Échelle d’étude : l’îlot urbain

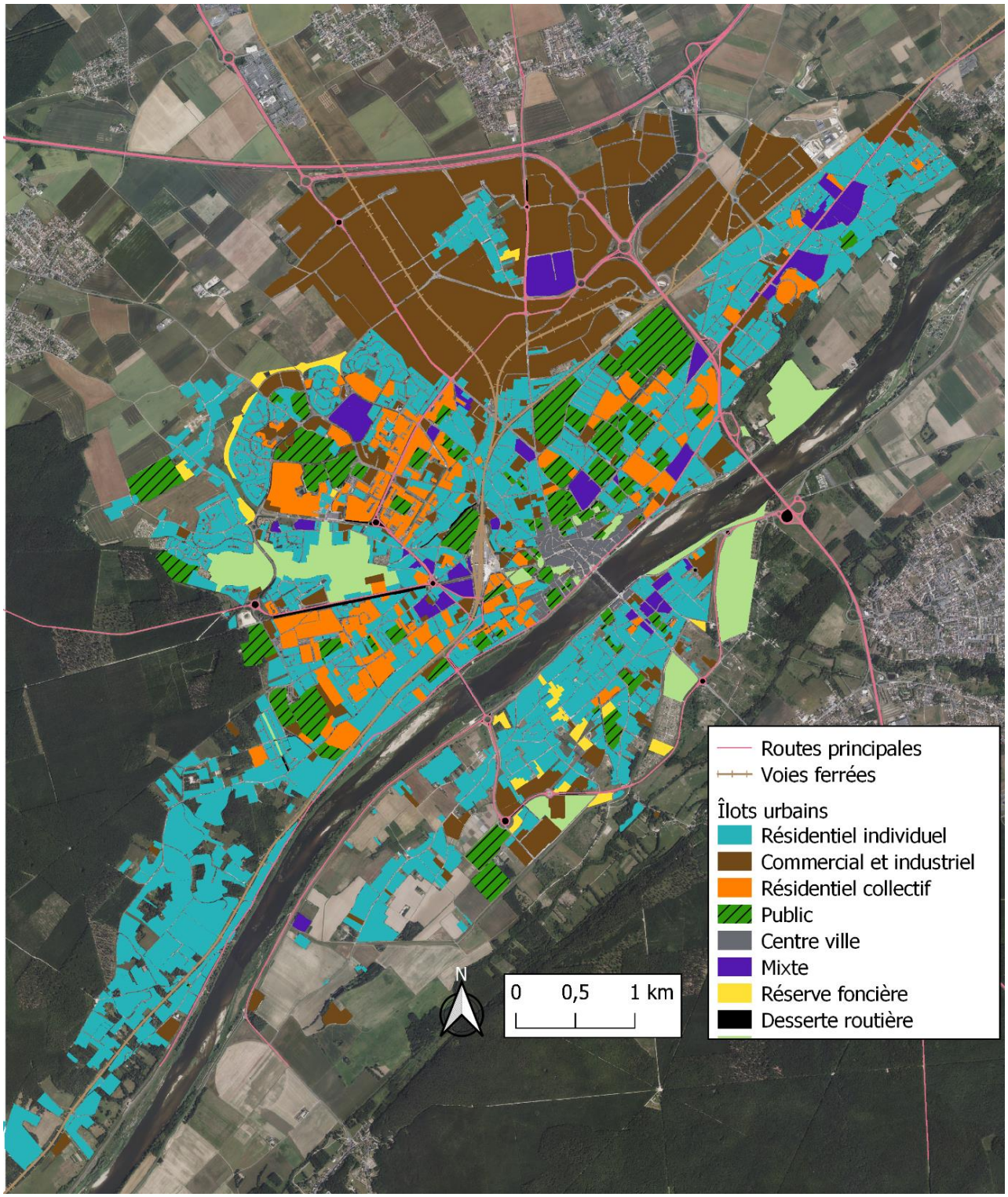


Figure 9: Les îlots urbains de Blois. Sur les 1 314 îlots, on dénombre 744 îlots de résidentiel individuel, 199 d’usage commercial, 131 de résidentiel collectif, 72 publics, 68 de centre-ville, 41 mixtes, 21 réserves foncières, 21 dessertes routières (cartographie non exhaustive) et 17 parcs. Fond de carte : photographie aérienne 2021 (IGN).de la géographie urbaine, où il est défini comme l’unité formée par des parcelles bâties contigües, délimitée par des routes (Clémençon, 2015; Panerai, 1997).

La ville de Blois a été caractérisée à l'échelle de l'îlot urbain. L'îlot urbain est l'échelle de développement de la ville, l'échelle à laquelle la ville est pensée et construite. L'îlot urbain est issu de la géographie urbaine, où il est défini comme l'unité formée par des parcelles bâties contigües, délimitée par des routes (Clémençon, 2015; Panerai, 1997). L'intérêt de cette échelle en écologie urbaine est développé ci-après dans l'article intégré à ce chapitre et notamment dans les paragraphes « les îlots urbains : une approche inspirée de la géographie urbaine » et « les îlots urbains : des usages qui façonnent le paysage ».

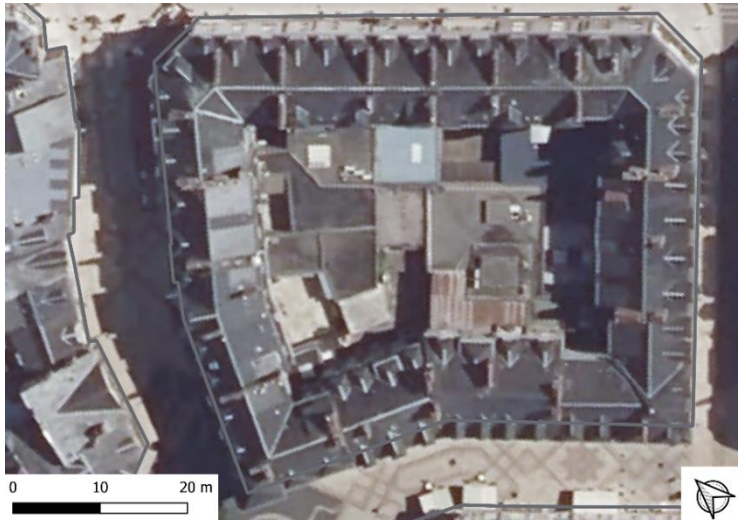
Tous les îlots de la ville de Blois ont été cartographiés. J'ai distingué deux types d'îlots : ceux délimités par des routes et ceux contigus à un autre îlot d'usage clairement différent. J'ai aussi considéré les réserves foncières, les dessertes routières (rond-point, bas-côté, îlots directionnels) et les parcs urbains, bien qu'ils ne soient pas des îlots au sens strict du terme puisqu'ils ne sont pas bâtis. Pour créer les îlots urbains de Blois, toutes les parcelles formant des îlots ont été agrégées spatialement sous Qgis (Qgis Development Team, version 3.10). Les données parcellaires sont issues de la BDTOPO de l'Institut National de l'Information Géographique (IGN). La carte obtenue contient 1 314 îlots urbains (figure 9), en comptant à la fois les ilots bâtis et les ilots non bâtis.

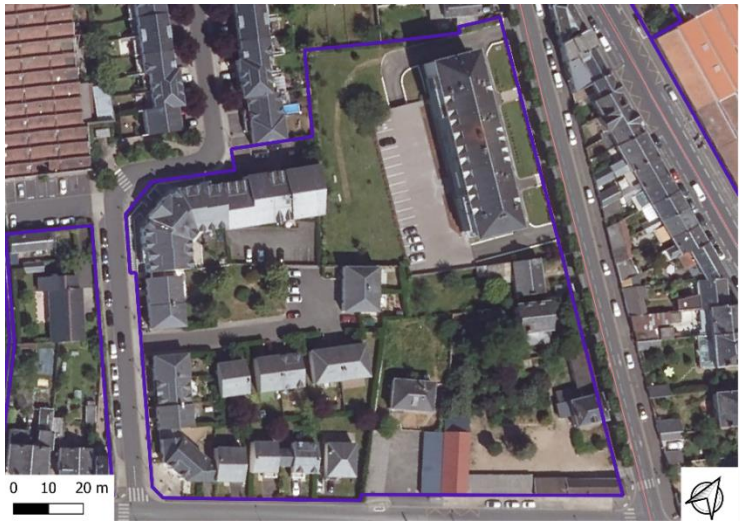
Les îlots ainsi obtenus ont été caractérisés par leur usages, leur période de construction et leur surface non bâtie. Le terme usage s'entend ici au sens de la planification urbaine. Il désigne à la fois l'occupation du sol, l'organisation spatiale du bâti et les activités humaines ayant lieu dans cet espace. J'ai identifié les usages à partir de photographies aériennes, d'observations *in situ* et de notre connaissance personnelle de la ville. Huit usages ont été pris en compte : résidentiel individuel, résidentiel collectif, commercial et industriel, centre-ville, espace public, réserve foncière, desserte routière, parc (tableau 1). Une dernière catégorie, mixte, a été utilisée pour les îlots présentant plus de trois usages qui ne pouvaient être distingués géographiquement pour former différents îlots. L'habitat individuel est l'usage le plus répandu (744 îlots urbains), suivi de l'usage industriel (199) et de l'habitat collectif (131). Voir le tableau 1 pour une description complète.

Les périodes de construction des îlots ont été obtenues à partir des dates de construction des bâtiments. Pour 80% des bâtiments, les données sont directement issues de la BDTOPO de l'IGN. Pour les bâtiments restants, la décennie de construction a été obtenue par des comparaisons manuelles avec des photographies aériennes anciennes. Les dates suivantes ont été utilisées : 1949, 1958, 1964, 1972, 1986, 1996, 2008 et 2011. Puis les données ont été rastérisées à l'échelle de l'îlot, et l'âge médian des bâtiments a été utilisé pour dater chaque îlot (figure 10).

Usage	Description	Nombre d'îlots dans Blois	Age moyen [min : max]	Surface moyenne en m^2 [min : max]	Photographies aériennes (IGN)
Résidentiel individuel	Maisons individuelles, mitoyennes ou non, et jardins associés. Pour les maisons non mitoyennes, chaque bâtiment correspond à un logement. Pour les maisons mitoyennes, il s'agit soit de maisons avec d'autres maisons accolées sur les côtés, soit de petits bâtiments d'un ou deux étages, avec un jardin au rez-de-chaussée, géré uniquement par les habitants de cet étage.	744	1968 [1949 : 2020]	10 914 [333 : 172 592]	

Industriel	Bâtiments et espaces associés dont l'usage est industriel, agricole, commercial ou tertiaire.	199	1980 [1949 : 2019]	28 203 [255 : 269 142]	
Résidentiel collectif	Bâtiments contenant de multiples logements, avec des espaces verts communs.	131	1977 [1957 : 2010]	13 257 [747 : 71 534]	

Publique	Bâtiments et espaces associés dédiés à un service public : écoles, bâtiments administratifs, cimetières...	72	1965 [1949 : 1996]	25 555 [501 : 236 068]	
Centre-ville	Petits immeubles collectifs (4 étages maximum) avec des magasins au rez-de-chaussée.	68	1952 [1949 : 2003]	3 033 [271 : 17 768]	

Mixte	Contient au moins trois usages différents.	41	1970 [1949 : 2018]	19 571 [862 : 129 357]	
Réserves foncières	Réserves foncières, propriétés de la municipalité, conservées pour un éventuel futur développement urbain.	21	NA	12 086 [2 687 : 29 953]	

Dessertes routières	Bas-côtés, îlots directionnels, ronds-points…	21*	NA	3 240 [88 : 25 942]	
Parc	Espaces verts d'accès public.	17	NA	65 440 [2 250 : 310 201]	

Tableau 1: Présentation des îlots de Blois avec description des usages, nombre d'îlots de chaque usage dans la zone d'étude, âge et surface moyens de tous les îlots de chaque usage. Photographies aériennes : IGN, 2021. *Seule une portion des routes a été cartographiée.

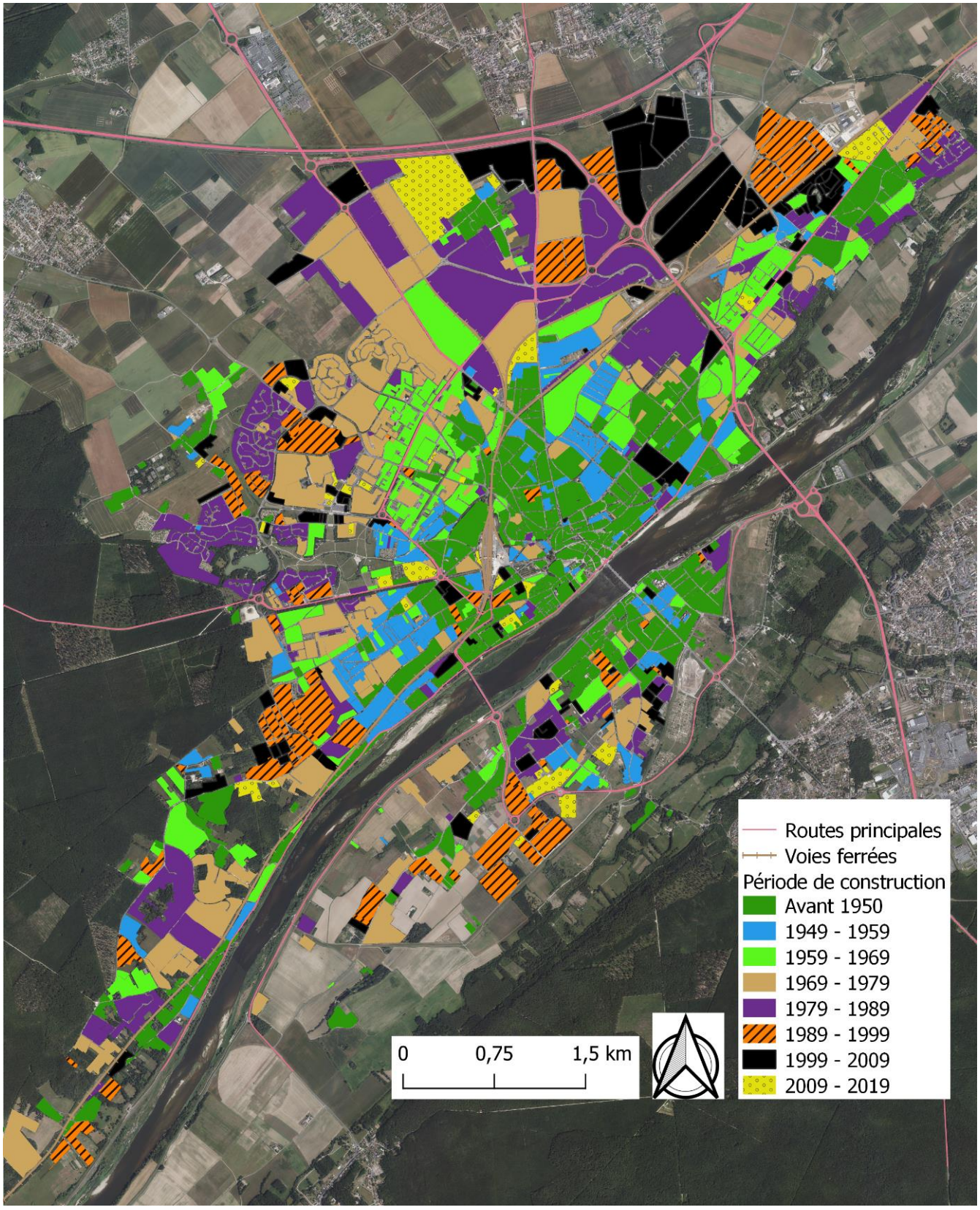


Figure 10 : Îlots de la ville de Blois représentés selon leur période de construction classée par décennie, d'avant 1950 jusqu'à 2019. Fond de carte : photographie aérienne 2021 (IGN).

Sélection des îlots

Ces données d'usage, de surface et de période de construction ont été utilisées pour réaliser une sélection stratifiée des îlots. L'objectif de cette sélection était d'obtenir un échantillon d'îlots représentatif de la diversité des usages de la ville, tout en maximisant les contrastes de période de

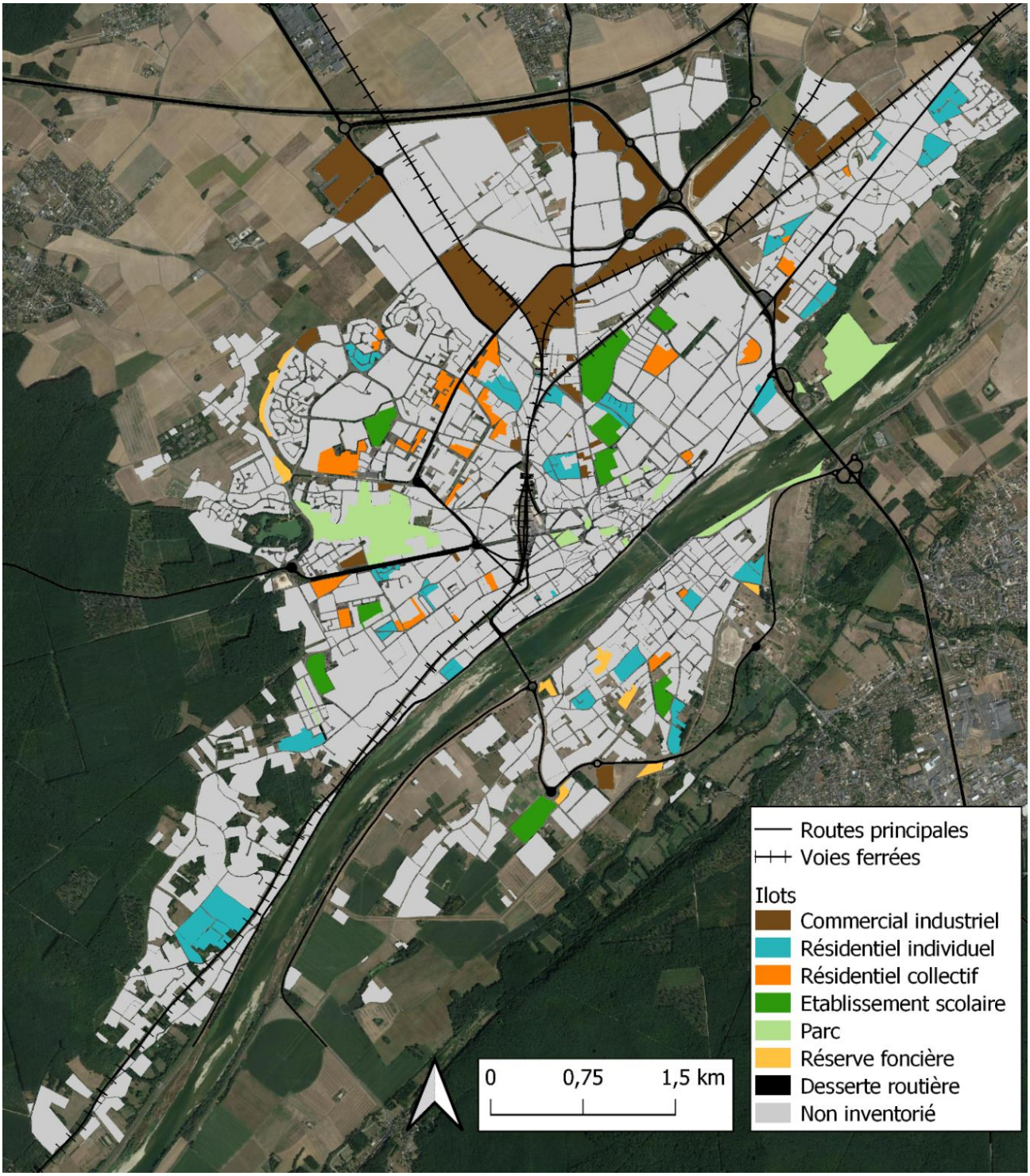


Figure 11 : Carte des cent vingt-neuf îlots inventoriés pour leur végétation herbacée, classés selon leur usage.

construction et de taille d'îlot au sein de chaque usage. Ainsi, je pouvais utiliser cette sélection pour étudier la diversité végétale urbaine et sa répartition dans les différents usages de la ville. Cette classification en îlot a été le support de trois campagnes de terrain : une portant sur la végétation herbacée de tous les usages urbains ; une autre portant sur les relations entre les traits des plantes et les caractéristiques environnementales locales ; et la dernière portant sur la végétation plantée des résidentiels collectifs et individuels.

Pour l'étude de la diversité des communautés végétales herbacées dans tous les types d'usages, cent-vingt-neuf îlots ont été sélectionnés et inventoriés, soit 9,8% de tous les îlots de Blois (figure 11). Selon les usages des îlots, la méthode de sélection a été légèrement différente. Pour les îlots de **résidentiels individuels**, quarante-huit îlots ont été sélectionnés d'après leur période de construction et la surface de leurs parcelles. La construction des résidentiels de Blois s'étale sur 40 ans, que l'on a séparé en quatre périodes (avant 1950, 1950-1970, 1970-1990, après 1990). La surface des parcelles varie de 100m² à plus de 10 000m² et a été séparée en 3 catégories (inférieure à 400m², 400-1 000m² et plus de 1 000m²). Dans chaque catégorie (une catégorie étant définie par une période de construction et une surface de parcelle), quatre ilots ont été sélectionnés. Mais, en raison des opportunités d'accès dans les jardins, notre échantillonnage est finalement assez différent et est composé de cinquante-neuf jardins dans trente-six îlots. Différentes stratégies ont été mises en place pour accéder aux jardins particuliers. En amont de la période de terrain (fin mai / début juin 2021), les familles blésoises ont été contactées via les établissements scolaires. Un prospectus (figure 12) leur a été transmis, les invitant à prendre contact avec moi si elles étaient intéressées pour « connaitre la biodiversité de [leur] jardin ». Dans le même temps, nous avons distribué ces mêmes prospectus dans les boites aux lettres des îlots individuels sélectionnés (voir plus haut) et dans les commerces de proximité. Au fur et à mesure que des personnes me recontactaient, l'îlot dans lequel elles habitaient devenait un îlot "cible", dans lequel nous déposions des prospectus. Nous demandions aussi aux personnes ayant acceptées de nous laisser inventorier leur jardin si elles ne connaissaient pas des



Figure 12 : Prospectus distribué dans les boîtes aux lettres des résidentiels individuels de Blois pour accéder aux jardins particuliers.

voisin·es susceptibles de nous ouvrir leur jardin. Cette méthode en étapes, basée en partie sur le bouche-à-oreille, avait pour objectif de maximiser le nombre de jardins inventoriés dans le même îlot individuel. Ainsi, nous avons échantillonné cinquante-neuf jardins répartis dans trente-sept îlots avec un nombre de jardin par îlots variant de un à sept. Pour les **résidentiels collectifs**, trente-deux îlots ont été sélectionnés de la même manière que la sélection initiale des résidentiels individuels. La construction des collectifs de Blois s'étale sur de 1950 à 2020 et a été séparé en trois classes (1950-1970, 1970-1980, après 1980). La surface des parcelles varie elle 100m² à plus de 10 000m² et a été séparé en 3 catégories (inférieure à 400m², 400-1 000 et plus de 1 000m²), et quatre ilots ont été sélectionnés dans chaque catégories d'âge et de surface. Pour des raisons d'accès, finalement ce sont vingt-six îlots qui ont été inventoriés. Pour les îlots **industriels et commerciaux**, la sélection est une sélection stratifiée portant sur la période de construction et la surface non bâtie de l'îlot. Nous nous sommes concentrés sur la surface non bâties car les îlots d'industriels peuvent être fortement imperméabilisés, ce qui est plus rare pour les îlots d'habitations précédemment décrits. L'échantillonnage est représentatif des îlots commerciaux de la ville. Ainsi, la proportion relative d'îlots de grande surface dans l'échantillon est semblable à cette même proportion dans la ville. De même, la proportion d'îlots construits après 2000 dans l'échantillon est semblable à cette proportion à l'échelle totale de la ville. Une fois l'échantillonnage réalisé, les industries ciblées ont été contactées, soit via les formulaires de contact présents sur les pages web de leurs sites internet, soit via le réseau professionnel de l'INSA Centre-Val-de-Loire. Certains îlots sélectionnés n'ont pas été inventoriés car ils ne présentaient pas de végétation herbacée. Pour les îlots d'**usage public**, nous nous sommes restreints aux établissements scolaires et en avons inventoriés neuf (parmi une vingtaine de collège et lycée), avec une sélection purement opportuniste selon les possibilités d'accès dans les établissements (contact avec des professeurs des établissements pour des expériences antérieures, contact via des connaissances personnelles, via le réseau de l'école du paysage ou encore demande d'accès sur place). Les parcs, les réserves foncières et les dessertes routières n'ont pas de période de

construction, la sélection stratifiée n'était donc pas possible. Tous les **parcs** de la ville ont été inventoriés. Pour les **réserves foncières**, nous avons équilibré l'échantillonnage entre celles situées dans le lit majeur du fleuve (au sud de la ville) et celles situées au nord, hors du lit majeur. Enfin, pour les **dessertes routières**, nous avons échantillonné des espaces situés un peu partout dans la ville et avec des niveaux d'entretien différents, toujours dans l'objectif d'être représentatif de la diversité de cet usage à l'échelle totale de la ville.

Inventaires botaniques

Les inventaires botaniques ont été effectués dans les cent-vingt-neuf îlots urbains sélectionnés et se sont déroulés sur quatre mois en deux ans, en juin et juillet 2020 et 2021. Ces inventaires ont été réalisés par moi-même, avec l'aide d'Arthur Castellanos (stagiaire de M2 en 2021), Ulysse Guilloteau (stagiaire L2 et L3 en 2020 et 2021) et l'aide ponctuelle de N. Legay, S. Bonthoux, Chloé Duque et Lily Debieve. En raison du COVID-19 en France, les efforts de terrain de l'année 2020 se sont concentrés sur les îlots libres d'accès comme les collectifs, les bords de route et les parcs. En 2021, les îlots industriels, d'habitats individuels et les îlots non bâtis ont été inventoriés. Les écoles ont été inventoriées sur les deux années. Pour les inventaires botaniques, dans chaque îlot, nous avons différencié cinq habitats, en fonction des caractéristiques du sol (sableux ou terreux), de la présence d'un couvert arboré (oui ou non) et de la tonte (régulière ou une fois par an). Les cinq types d'habitats considérés étaient : pelouse sur sol (« pelouse – lawn ») ; pelouse sur substrat sableux (« sable – sandy ») ; pelouse sur sol avec couvert arboré (« boisé – wooded ») ; pelouse sur substrat sableux avec couvert arboré (« boisé sable – wooded sandy ») ; prairies tondues une fois par an (« prairies – meadows »). Dans chaque îlot urbain, nous avons inventorié les communautés herbacées de chaque habitat. Des quadrats de 50cm de côté ont été utilisés. Le nombre de quadrats par îlot dépendait de la surface de chaque habitat dans l'îlot. Nous avons estimé la surface de chaque habitat à l'aide de photographies aériennes et l'avons éventuellement corrigée après observation *in situ*. Le nombre minimal de quadrats par habitat était de quatre et le nombre maximal de vingt. Il en résulte un nombre

total de quadrats variable par îlot urbain et par habitat (voir le tableau 3 dans le chapitre 3). Nous avons choisi cette approche pour avoir un échantillonnage final représentatif de la composition en habitat des îlots, puisque la surface de chaque habitat dans les îlots était variable. Nous avons réalisé un échantillonnage exhaustif des espèces herbacées dans chaque quadrat, associé à des valeurs de Braun-Blanquet. L'échelle de Braun Blanquet se base sur une estimation visuelle du recouvrement de chaque espèce dans le quadrat, que l'on classe comme ceci : 1%, 2-10%, 10-25%, 25-50%, 50-75%, 75-100%. La hauteur de la végétation du quadrat a été mesurée en trois points et moyennée.

Traits fonctionnels

En plus des inventaires botaniques exhaustifs des cent-vingt-neuf îlots inventoriés, une caractérisation de la structure des communautés basées sur la biomasse relative des différentes espèces a été réalisée à l'aide de la méthode BOTANAL (Tothill et al., 1992; Lavorel & Garnier, 2002). Ainsi, à partir d'une estimation de la biomasse des espèces réalisée à l'œil par l'observateur, les espèces représentant 80% de la biomasse totale du quadrat sont classées sur trois rangs de dominance. Chaque rang de dominance peut contenir une ou plusieurs espèces (en cas de co-dominance). Ainsi, jusqu'à sept espèces peuvent être classées sur ces rangs, avec au maximum cinq espèces en co-dominance sur un seul rang. Ces espèces sont donc les espèces dominant la communauté en termes de biomasse. La biomasse totale des quadrats est estimée puis corrigée. Pour cette correction, au moins dix pourcents des quadras inventoriés sont entièrement tondus et toute la biomasse est ramassée. Elle est ensuite pesée (fraîche et après 48h de séchage à 105°C) et ces pesées sont utilisées, avec les estimations faites sur le terrain, pour réaliser une courbe de calibration. L'ordonnée à l'origine et le coefficient directeur de cette droite sont ensuite utilisés pour corriger les estimations *in situ*. Cette méthode permet d'obtenir une caractérisation des communautés basée sur la biomasse des espèces dominantes. Très rapide sur le terrain, elle nécessite un traitement conséquent des données *a posteriori*. Elle nous a servi pour caractériser la diversité fonctionnelle des communautés à l'intérieur des îlots. Pour cette étude sur la diversité fonctionnelle, la communauté (l'individu statistique) correspond à toutes les

espèces du même habitat (pelouse, boisé, sableux…) poussant dans un même îlot. Je travaille à une échelle plus fine que l'îlot urbain.

Les traits fonctionnels ont été étudiés pour toutes les espèces de quarante-sept communautés, uniquement des pelouses et des prairies. Ces communautés sont reparties dans quarante-trois îlots d'usage industriel, réserve foncière, parc et résidentiel collectif. Ces communautés ont été choisies car je pouvais obtenir dans ces espaces le maximum de données de sol et je possédais les informations de gestion, qui sont nos variables explicatives pour cette étude.

À partir des informations récoltées sur le terrain, la composition des communautés a été caractérisée. Cela se fait de manière semi-automatique, en renseignant dans un tableur, pour chaque communauté, toutes les espèces dominantes, leur rang de dominance, les estimations de biomasse et les valeurs de calibration. À partir de cette caractérisation, la liste de toutes les espèces représentant plus de 2% de biomasse de chaque communauté a été dressée. Puis j'ai récupéré les traits d'intérêt dans la base de données TRY (Kattge et al., 2020). J'ai étudié des traits en lien avec les capacités d'établissement et de persistance des plantes, c'est à dire le contenu en matière sèche des feuilles (LDMC), la surface spécifique foliaire (SLA), le ratio carbone azote (C/N) des feuilles et la hauteur végétative. Pour la capacité de dispersion, j'ai considéré la masse sèche et la vitesse terminale des graines (vitesse des graines au moment où elles touchent le sol, informative des capacités de dispersion). J'ai également étudié les dates de début et de fin de floraison (en jour julien) pour considérer les traits phénologiques. J'ai fait ce choix d'utiliser les mesures d'une base de données plutôt que les mesurer *in situ* principalement en raison du temps de terrain disponible, sachant que le terrain pour caractériser la biodiversité végétale exhaustive des 129 îlots de Blois a nécessité quatre mois à plein temps (9h de terrain, 5 jours par semaine), dont deux mois où j'étais en permanence accompagné d'un stagiaire (Arthur Castellanos). Trois jours de terrain ont aussi été dédiés à la récolte et l'acquisition des données de sol (voir ci-après). De plus, ces mesures de traits demandent un traitement de laboratoire important et des moyens techniques et/ou financiers dont nous ne disposions

pas. Cependant, certains traits ont quand même été mesurés *in situ*. En effet, comme tous les traits pour toutes les espèces ne figuraient pas dans la base de données, j'ai complété les données par des mesures *in situ*. En raison des ressources financières nécessaires pour mesurer les traits, je n'ai réalisé ces mesures que sur des espèces communes de notre échantillon, et pour certains traits uniquement. Je me suis concentrée sur des espèces représentant plus de 10% de la biomasse médiane des communautés et présentes dans au moins un quart des îlots, soit vingt-cinq espèces. La hauteur des plantes, le rapport C/N des feuilles et le contenu en matière sèche des feuilles (LDMC) ont été mesurés en suivant Pérez-Harguindeguy et al. (2013). Brièvement, pour chaque espèce, j'ai collecté au moins dix feuilles sur trois individus différents. Puis chaque feuille a été réhydratée pendant vingt-quatre heures, pesée, séchée pendant quarante-huit heures à 105°C et pesée à nouveau. Les feuilles ont été broyées pour l'analyse du carbone (C) et de l'azote (N) avec un analyseur élémentaire FlashEA 1112 (Fisher Scientific Inc., Waltham, MA, USA). Cette mesure a été réalisé au sein du laboratoire d'écologie alpine (LECA) de Grenoble. Pour les autres espèces dont les traits n'étaient pas renseignés dans TRY et que je n'ai pas mesurés *in situ*, j'ai utilisé la valeur moyenne du trait pour toutes les espèces de notre inventaire renseignées dans TRY. Pour celles qui étaient renseignées dans TRY, la plupart du temps, plusieurs valeurs étaient fournies pour une même espèce, j'ai donc utilisé la valeur moyenne pour chaque espèce. J'ai aussi estimé la qualité des traits disponibles sur TRY, en prenant en compte le nombre de données disponibles et la distribution de ces données autour de la moyenne. Ainsi, certains traits mesurés *in situ* étaient renseignés dans TRY, mais avec une qualité faible (moins de 5 mesures ou une distribution des données très éloignée d'une loi Normale). De même, TRY fournit une estimation de la qualité des données disponibles. Suivant les recommandations fournies avec les données TRY, nous avons exclu de notre jeu de données les mesures dont la qualité mesurée par TRY était considérée comme faible (Error risk>4). Enfin, lors du son stage, A. Castellanos a tenté de filtrer les données TRY selon plusieurs critères pour réduire la variabilité des données. Ainsi, il a pris en compte les coordonnées géographiques et les données d'altitude fournies avec les valeurs de

traits pour exclure celles localisée hors de l'Europe de l'ouest et/ou en haute altitude. Mais ces données n'étaient pas toujours renseignées, et l'exclusion des données non renseignées et des données de haute altitude et hors Europe de l'ouest excluait 97% des données. Cette approche a donc été abandonnée. Nous avons aussi tenté de filtrer les données selon les indications du milieu de croissance des plantes mesurées dans TRY, pour conserver celles poussant dans des milieux urbains. Mais, malgré la multitude de milieux renseignés, et en considérant les données manquantes, nous n'avons trouvé aucune donnée issue de manière certaine d'un environnement urbain. Nos données sont donc des moyennes de traits mesurés potentiellement dans toutes les régions du globe, et dans tous les environnements possibles (incluant des conditions de culture en milieu contrôlé sous serre) sauf la ville.

Données environnementales locales

Gestion de la végétation

Les informations sur la gestion de la végétation dans les îlots ont été obtenues soit auprès du service espace verts, soit directement auprès des interlocuteurs (propriétaires ou gestionnaires) dans les îlots. Le service des espaces verts en charge de la gestion des dessertes routières, des réserves foncières, des parcs et de la plupart des logements collectifs m'a transmis les informations pour les îlots concernés. Pour les îlots industriels, résidentiels individuels et les établissements scolaires, les informations m'ont été données par mon interlocuteur sur place (propriétaire ou locataire, direction...). Certaines données sont manquantes car parfois, mon interlocuteur ignorait ces informations ou l'accès à l'îlot était libre et je n'ai trouvé personne pour m'informer de la gestion. Les données de gestion récoltées sont relatives à la fréquence de tonte, l'application d'herbicides ou d'engrais, et l'irrigation. Une classification en quatre classes, de la moins intense (praire de fauche sans usage spécifique tondue une fois par an) à la plus intense (gestion de type « jardin », plus de douze tontes dans l'année, avec un usage esthétique) a été utilisée pour caractériser les usages à l'échelle de l'îlot. En plus de cette classification principale, la présence d'une seconde gestion, sur une surface moins importante

que la première (par exemple, un jardin particulier régulièrement tondu mais ayant une petite portion de terrain fauché uniquement une fois par an), a aussi été consignée. Pour l'étude des relations entre les traits de plantes et les conditions environnementales locales, seule la fréquence de tonte a été utilisée.

Données de sol

Pour chacune des quarante-sept communautés pour lesquelles les traits des espèces ont été étudiés, trois carottes de sol de 10cm de profondeur ont été prélevées et mélangées pour former un échantillon de sol mixte. Les échantillons de sol ont été séchés à l'air pour mesurer la quantité de carbone (C), d'azote (N) du sol ainsi que le pH. Ce dernier a été mesuré en utilisant une solution 1:4 (sol : eau distillée). La densité et la porosité du sol ont été obtenues en mesurant la masse d'un bloc de sol intact de volume fixe (250 cm3), après un séchage à 70°C pendant une semaine. Ce bloc de sol est récolté sur le terrain, après que la végétation en surface ait été rasée. Avant le séchage du bloc, 100ml d'eau distillée sont ajoutés pour saturer chaque échantillon de sol et permettre de calculer la capacité de rétention d'eau et la porosité accessible à l'eau. Les formules pour le calcul sont les suivantes :

$$\textit{Densité du sol } (g.cm^3) = \frac{\text{poids sec de sol (g)}}{\text{volume du bloc } (cm^3)}$$

$$\textit{Porosité du sol (\%)} = 1 - \left(\frac{\textit{densité du sol } (g.cm^3)}{2.65}\right) * 100$$

Capacité de rétention d'eau (%)

$$= \left(\frac{\textit{masse d'eau du sol saturé } (g) - \textit{poids sol saturé en eau } (g)}{\textit{masse d'eaudu sol saturé } (g)}\right) * 100$$

$$\textit{Porosité accessible à l'eau } (\%) = \left(\frac{SWC\ (\ g.g^{-1}) * \textit{densité du sol } (g.cm^3)}{\textit{porosité du sol } (\%)}\right) * 100$$

Avec $SWC\ (g.g^{-1}) = \frac{poids\ frais\ (g) - poids\ \text{sec}(g)}{poids\ \text{sec}\ (g)}$

Ces mesures ont principalement été effectuées par U. Guilloteau et moi-même.

Analyses de données et analyses statistiques

Toutes les analyses ont été réalisées avec R (version 4.2.1. R Foundation for Statistical Computing, Vienne, Autriche, 2022).

Diversité et composition des différents usages

Pour le chapitre 3, j'ai exploré comment la diversité alpha (la richesse en espèce) et la diversité bêta (la différence de composition) varient au sein et entre îlots d'usages, de période de construction et de gestion de la végétation différents. Je me suis aussi intéressée aux processus sous-jacents expliquant les différences de diversité bêta entre les îlots urbains. L'objectif est de comprendre comment la diversité gamma de la ville est distribuée entre les différentes utilisations urbaines de la ville.

À partir des inventaires exhaustifs de la végétation des îlots, j'ai estimé la richesse totale de chaque îlot (tous habitats confondus), en utilisant l'estimateur Jackknife 2 comme mesure de la diversité alpha des îlots. L'estimateur Jackknife 2, calculé avec la package *vegan* (Oksanen et al., 2022), est le meilleur paramètre pour évaluer la diversité alpha de communautés partiellement échantillonnées (Béguinot, 2016), ce qui est le cas pour certains de nos îlots. Les îlots ayant un nombre variable de quadrats, la valeur de Jackknife 2 obtenue a été divisée par le nombre de quadrats pour décorréler la richesse du nombre de quadrats inventoriés, puis arrondie. Ensuite, pour évaluer les différences de diversité alpha entre îlot ayant des périodes de construction, des gestions de la végétation et des usages différents, trois modèles linéaires généralisés (GLM) avec distribution de Poisson ont été construits. Puis, j'ai calculé des ANOVA, suivi d'un test post hoc de Tukey si un effet significatif était détecté. L'autocorrélation spatiale des résidus des ANOVA a été vérifiée.

Pour évaluer la rareté régionale des communautés des îlots, j'ai calculé un indice d'originalité régionale pour chaque îlot, basé sur un indice de rareté des espèces régionales (Cordier et al., 2010). L'indice de rareté de Cordier et al. (2010) correspond à la proportion de communes de la région Centre Val-de-Loire où une espèce particulière a été observée. Cet indice varie de 1 (extrêmement commun, dans plus de 64% des communes) à 8 (extrêmement rare, dans moins de 1% des communes). Cet indice était disponible pour 76% des espèces de notre jeu de données, les autres n'étant identifiées

qu'au genre ou absente de l'atlas utilisé (pas de nom correspondant). Nous avons calculé cet indice d'originalité régionale pour chaque îlot, en réalisant une moyenne pondérée par l'abondance de l'espèce. L'abondance de l'espèce est obtenue par transformation des classes de Braun-Blanquet en une valeur numérique correspondant au centre de la classe. Par exemple, pour la classe 2-10%, l'abondance est de 4 ; pour la classe 10-25%, l'abondance est de 7.5, etc. Les différences d'originalité régionale entre îlot ont ensuite été analysées avec la même procédure que la diversité alpha (modèle linéaire généralisé, ANOVA et test de Tukey).

Pour évaluer quelles espèces sont associées aux différents usages et type de gestions de la végétation, j'ai calculé les espèces indicatrices avec le package *indicspecies* (De Cáceres & Legendre, 2009). La significativité des valeurs est testée automatiquement par le package, en se basant sur un test de permutations (N = 999 permutations).

Pour la composition spécifique des îlots, j'ai utilisé deux méthodes complémentaires pour évaluer les différences entres îlots d'usage et de type de gestion différents. Ces méthodes utilisent toutes deux la matrice des espèces par communauté, où pour chaque îlot (en ligne), les valeurs d'abondance (calculée comme précédemment) sont renseignées pour chaque espèce (en colonne). Les valeurs d'abondance dans cette matrice sont les valeurs moyennes de tous les quadras d'un îlot, tous habitats confondus. Cette matrice est utilisée pour calculer la distance de dissimilarité de Bray-Curtis entre les compositions des îlots. En utilisant cette distance de dissimilarité, j'ai calculé, à l'aide de *vegan,* une *Non-Metric Multidimensional Scaling* (NMDS) pour explorer visuellement les différences de composition entre les ilots. Une NMDS est une méthode de calcul qui vise à résumer la plus grande distance (et non pas variance) entre les données en un nombre d'axes fixé par l'utilisateurice. C'est une méthode d'ordination adaptée à des données catégorielles. Pour obtenir un modèle NMDS convergent, nous avons exclu quatre îlots (parmi cent-vingt-neuf), dont la composition végétale était très différente de celle de tous les autres, principalement en raison de la forte dominance de *Lolium perenne* (L.). Nous avons complété cette NMDS par des mesures de diversité bêta. Pour estimer les

différences de composition entre usages, j'ai pris en compte les différences d'abondance entre communauté (plutôt que des données de présence absence) et j'ai donc calculé des indices équivalent à ceux permettant de mesurer la dissimilarité totale, le turnover d'espèce en communauté (species turnover) et l'emboîtement des communautés (species nestedness). Donc, pour la **dissimilarité totale** entre les îlots de même usage ou de même gestion, j'ai calculé l'indice β_{BC} (package *betapart*, Baselga et al., 2022). J'ai aussi calculé la partition de β_{BC} : $\beta_{BC.BAL}$, qui mesure la part de variation, entre les communautés, due au remplacement d'espèces sans variation de la richesse (équivalent du **turnover des espèces**) et $\beta_{BC.BRA}$ qui mesure la part de variation due à la perte d'espèce entre communautés (équivalent de **l'emboîtement des communauté**s, species nestedness, Baselga, 2017). J'ai aussi exploré la variation de la composition entre les usages (entre îlots d'usages différents) et entre les gestions (entre des îlots de gestion différente). Pour cela, j'ai calculé le d_{BC}, mesurant la dissimilarité entre paires d'îlots d'usage ou de gestion différents ; le $d_{BC\text{-}bal}$ qui mesure la part de cette dissimilarité due au turnover des espèces entre paires d'îlot, et le $d_{BC\text{-}gra}$ qui mesure la part de cette dissimilarité due à l'emboîtement des communautés entre paires d'îlot (Baselga, 2013 ; Legendre, 2014). Toutes ces métriques ont été calculées par une approche *bootstrap*. J'ai tiré de manière aléatoire 8 îlots de chaque usage (correspondant au nombre d'îlot de l'usage le moins commun, les réserves foncières) ou 9 îlots de chaque gestion (correspondant au nombre d'îlot de l'usage le moins commun, les *« garden style »*). J'ai ensuite calculé les d_{BC}, $d_{BC\text{-}bal}$, $d_{BC\text{-}gra}$ pour cet échantillon, et répété cette procédure 100 fois. J'ai finalement calculé les valeurs moyennes et l'écart-type de d_{BC}, $d_{BC\text{-}bal}$, $d_{BC\text{-}gra}$ sur la base de ces 100 valeurs.

Traits fonctionnels et conditions environnementales entre usages

Pour le chapitre 4, je cherchais à comprendre quels paramètres environnementaux (fréquence de tonte et caractéristiques physico-chimiques du sol) déterminent les traits végétaux des plantes herbacées de différents usages urbains. Je faisais l'hypothèse que les différents usages abritent des communautés végétales aux traits fonctionnels différents, et que ces différences fonctionnelles sont dues aux différences de tonte et de sol, elles-mêmes dépendantes des usages.

Avant les analyses, j'ai vérifié les corrélations entre la fréquence de tonte et les différentes mesures de sol et exclu les paramètres environnementaux dont les valeurs de corrélation étaient supérieures à |0.70|. Ainsi, la densité au champs et la porosité totale des sols, corrélés à 100% entre eux et fortement corrélés avec la capacité de rétention en eau du sol, ont été supprimé au profit de cette dernière. La date de fin de floraison a été exclue car fortement corrélée à deux autres traits (durée de floraison et C/N foliaire). Le nombre de graines, trait initialement envisagé et récupéré sur TRY, a été exclu des analyses. En effet, la donnée était manquante pour plus de 50% des espèces et aurait dû être remplacée par la valeur moyenne. Pour les autres traits, le pourcentage de valeurs manquantes (donc remplacées par la valeur moyenne dans l'ensemble des données) variait entre 0% (pour la masse des graines) et 28% (pour la teneur en azote des feuilles).

J'ai ensuite calculé la moyenne pondérée des traits à l'échelle de la communauté (CWM, C*ommunity Weighted Mean*) de chaque trait et pour chaque communauté (n=47) avec le package *FD* (Laliberté & Legendre, 2010, 2014). Je rappelle que pour cette étude, seules les communautés des pelouses ou des prairies de certains îlots de parcs, d'industriel, de réserves foncières, de collectifs et de dessertes routières ont été étudiées. Une communauté correspond alors à tous les quadrats d'un habitat (pelouse ou prairie) d'un même îlot. J'ai analysé la relation entre le CWM et la fréquence de fauche et les caractéristiques physicochimiques du sol avec des modèles additifs généralisés (GAM), calculés avec le package *mgcv* (Wood 2011). Nous avons choisi ces modèles car nous faisions l'hypothèse de relations non linéaires entre certains paramètres du sol (pH, la capacité de rétention en eau) et certains trais. Les hypothèses du modèle (indépendance des mesures, homoscédasticité des résidus, nombre suffisant de dimensions utilisés pour modéliser les réponses non linéaires) ont été vérifiées. La fréquence de tonte a été considérée comme un paramètre linéaire contrairement aux caractéristiques du sol.

De plus, j'ai calculé une RLQ sur les données (Dolédec et al., 1996). Il s'agit d'une méthode d'ordination, semblable à une analyse en composantes principales (PCA) ou une analyse en

coordonnées principales (PCoA), visant à relier des données environnementales à des traits de plantes, grâce à la connaissance des sites où les traits et les données environnementales sont observées. Trois matrices sont nécessaires à cette analyse : la matrice environnementales (matrice R), où pour chaque site, les données environnementales sont renseignées ; la matrice d'abondance des espèces (matrice L), où pour chaque site, l'abondance de chaque espèce est renseignée et la matrice des traits (matrice Q), où pour chaque espèce, les valeurs de traits sont renseignées. L'analyse RLQ fournit des axes d'ordination, calculés d'après le lien entre traits et conditions environnementales, sur lesquels les sites et les espèces sont projetés. Nous avons calculé l'analyse RLQ avec le package *ade4* (Dray & Dufour 2007).

Étude de la gestion et de la perception de la végétation spontanée

Depuis 2015, l'équipe de recherche qui m'accueille pour ma thèse a réalisée plusieurs études portant sur la végétation spontanée des trottoirs et sa perception par les habitant·es. Ces études avaient pour objectif de mesurer la biodiversité végétale spontanée des trottoirs et les paramètres explicatifs de cette diversité (revêtement du trottoir, fréquence de désherbage) (Bonthoux, Voisin, et al., 2019) ainsi que de connaitre le niveau d'appréciation (note de 1 à 10) par le grand public de trottoirs avec différentes gestions de la végétation (totalement désherbé, végétation spontanée croissant librement ou dans des espaces dédiés (Bonthoux, Chollet et al., 2019). Au cours de ma thèse, j'ai mis en place une troisième expérimentation, visant à étudier les interrelations entre la végétation spontanée des trottoirs, la gestion de cette végétation par la municipalité et la perception qu'en ont les habitant·es, afin d'identifier des leviers d'action pour favoriser des gestions plus favorables à la spontanéité écologique en ville. Trois méthodes différentes ont été mises en œuvre pour cette recherche : des entretiens semi directifs avec les responsables du service en charge du désherbage des trottoirs, pour documenter les changements d'orientation du service ; des focus groupes avec les agent·es en charge du désherbage des trottoirs, pour comprendre les paramètres psychosociaux et organisationnels structurant leur pratique et leur attitudes vis-à-vis de la végétation spontanée ; des questionnaires avec

les passant·es afin d'évaluer leur perception de rues non désherbées et d'une action de communication à propos de la végétation spontanée.

Entretien avec les responsables du service propreté

Les précédentes études portant sur les trottoirs à Blois ont permis le développement de relations avec le service propreté de la municipalité, en charge de l'entretien et du désherbage des trottoirs. Ces relations, basées sur des réunions de travail (environ 3 par an) et conversations informelles, nous ont permis de récolter des informations sur la façon dont la municipalité a géré et considéré la végétation spontanée au cours du temps et principalement depuis l'abandon des herbicides chimiques en 2012. Afin d'approfondir ces informations, S. Bonthoux a réalisé deux entretiens semi-directifs individuels d'1h en 2020, l'un avec le directeur du service de propreté et l'autre avec l'élu en charge de la biodiversité pour la commune. Des guides d'entretien ont été réalisés pour comprendre l'évolution récente des orientations de la commune en matière de biodiversité, l'évolution de l'organisation et des pratiques du service propreté, et les relations entre ce service municipal et les autres (annexe 1 chapitre 5).

Focus groupes avec les agent·es

Déroulement

Nous nous sommes intéressés aux attitudes et pratiques des agent·es de terrain vis-à-vis de la végétation spontanée sur les trottoirs. Nous avons pour cela réalisé des focus groupes avec les différentes équipes du service (Nyumba et al., 2018). Le service municipal de la propreté est composé de cinq équipes, dont quatre sont associées à un secteur géographique précis (figure 13), la cinquième étant une équipe "volante" qui intervient en renfort pour certains travaux. Au total, en raison des absences, deux tiers du personnel de service ont participé aux focus groupes (27 agent·es de terrain). Les cinq équipes ont été interrogées pendant trois jours consécutifs en mai 2021, soit dans leurs locaux, soit dans une rue de leur secteur qui n'était pas désherbée cette année-là (voir paragraphe suivant). Chaque focus groupe a duré 2h ; le nombre d'agent·es de terrain dans chaque groupe a varié de 3 à 8.



Figure 13 : A gauche, photographies de l'expérience (de gauche à droite et de haut en bas) : un des autocollants ; autocollants et le brûleur thermique utilisé par le service propreté pour désherber les rues ; M. Deparis et un agent du service propreté en train de coller les autocollants ; autocollants collés ; une rue de l'expérience avec les autocollants ; M. Deparis et S. Bonthoux pendant un focus groupe avec trois agent·es de terrain. À droite, carte montrant les quatre secteurs du service de propreté de Blois et les rues non désherbées de l'expérimentation. Dans les rues noires, des entretiens avec des piéton·nes ont été réalisés ; dans les rues blanches, aucun entretien n'a été réalisé (trop peu de piétons ou autocollants arrachés). CE : secteur centre-est ; CS : secteur centre-sud ; W : secteur ouest, N : secteur nord. À noter que l'équipe volante n'a pas de secteur géographique défini.

Les entretiens débutaient par quelques phrases d'introduction. Suivant la recommandation de Nyumba et al. (2018), nous avons établi des focus groupes à double modérateur (S. Bonthoux et moi-même), l'un ayant le rôle d'animateur, l'autre de modérateur. Pendant que l'animateur posait les questions et dirigeait l'entretien, le modérateur veillait à ce que chacun ait la possibilité de s'exprimer. En particulier le modérateur pouvait inciter certain·es agent·es à participer plus à la conversation en les interpellant par leur prénom. Le modérateur était aussi attentif à des signaux physiques d'approbation ou de désaccord et pouvait alors relancer la discussion pour confirmer ces attitudes physiques, en s'adressant au groupe de manière générale ("Tout le monde est-il d'accord avec ce qui vient d'être dit ?"), ou en interrogeant directement la personne ayant eu cette attitude. Le directeur d'équipe pouvant être présent lors d'un focus groupe, nous avons tenté d'atténuer les éventuels effets

Thèmes généraux des focus groupes	Question posée	Catégories utilisées pour encoder les déclarations
Présentation	Pour commencer, pouvez-vous vous présentez ? Depuis combien de temps travaillez-vous dans ce service/pour la municipalité de Blois ? Où avez-vous travaillé avant ? Quelle formation vous avez suivi ?	Présentation 1. Personnelle 2. Professionnelle
Opinion de leur travail, perception de leur travail	Pouvez-vous nous raconter, nous décrire votre métier au quotidien ? Comment a-t-il évolué depuis que vous travaillez dans le service (passage 0 pesticide) ? Comment vos activités changent au cours des saisons ? Qu'est-ce qui vous plaît le plus dans votre métier ? Au contraire, qu'est-ce qui vous déplaît le plus ? Y aurait-il des choses à faire évoluer ?	Vision du métier 1. Représentation, vécu 2. Réalité matérielle 3. Dynamique, évolution du travail
Relation avec les habitant·es	Pendant vos journées de travail, vous arrive-t-il de discuter/échanger avec les habitant·es ? Recevez-vous des plaintes des habitant·es ?	Relations habitant·es 1. Contacts informels 2. Plaintes, service d'intervention rapide 3. Communication formelle
Organisation et relation/gouvernance	Pendant vos journées de travail, vous arrive-t-il de discuter/échanger avec les élu·es ? Avez-vous des échanges avec les agent·es de terrain d'autres services municipaux ?	Organisation 1. Entre services 2. Avec les élu·es, la hiérarchie 3. Organisation interne du secteur et avec les autres secteurs
Perception de la végétation spontanée des trottoirs	Que pensez-vous de la végétation de ce trottoir ? Que pensez-vous de laisser les plantes se développer librement sur les trottoirs ? Seriez-vous intéressés par des formations en écologie/botanique ? Que pensez-vous de l'action de communication qui a été mise en place ? Seriez-vous favorables à ce que des actions de ce type se généralisent ?	Gestion de la végétation 1. Désherbage 2. Trottoirs fleuris, aménagements pour les plantes 3. Vision personnelle de la végétation

Tableau 2 : Thèmes généraux des focus groupes, questions posées, catégories pour l'analyse des résultats.

de domination en encourageant les agent·es à exprimer toute opinion ou pensée contraire, garantissant ainsi que toutes les opinions soient librement partagées (Nyumba et al., 2018).

Pour construire la grille d'entretien, nous avons réalisé une revue de la littérature sur les paramètres structurant les attitudes et perceptions des gestionnaire (au sens large du terme, c'est-à-dire à la fois les personnes en charge des décisions de gestion et celles les appliquant) sur leur travail et la végétation. Sur la base de cette analyse, nous avons identifié quatre thèmes utilisés pour guider notre discussion avec les focus groupes (tableau 2) : leur perception du travail, la relation avec les habitants, l'organisation du travail et les relations avec la hiérarchie, leur perception et opinion sur la végétation spontanée. Toutes nos questions étaient ouvertes.

Analyses

Les entretiens ont été enregistrés et pris en note pendant les groupes de discussion, et leur contenu a été transcrit selon les quatre thèmes de la grille de focus groupe. Puis, les déclarations des agent·es ont été encodés selon de nouvelles catégories, qui précisent les thèmes de la grille (tableau 2). Ce raffinement était basé sur une analyse de contenu qualitative inductive (Cho & Lee, 2014), c'est-à-dire qu'à partir des expressions et des mots récurrents repérés dans les déclarations des agent·es, nous avons établi de nouvelles catégories qui semblent structurante de leurs discours. Nous avons ensuite attribué une connotation "positive", "négative" ou "neutre" à chaque déclaration. Par exemple, une déclaration telle que "le désherbage, je n'aime pas trop" été considérée comme une opinion négative de la catégorie "Gestion de la végétation - désherbage", tandis que "avec [les agents du service parcs et jardins], on s'arrange, on s'entend bien" été considérés comme une opinion positive de la catégorie "Organisation - entre les services". Nous avons ensuite compté ces déclarations positives, neutres ou négatives pour connaître l'opinion majoritaire des agents de terrain pour les différentes catégories. Dans les résultats, nous avons illustré chaque catégorie par une ou plusieurs déclarations, choisies pour être représentatives de l'opinion commune.

Questionnaire avec les passant·es et communication sur la végétation spontanée

Mise en place et déroulement

En parallèle des focus groupes avec les agents, je me suis intéressée à la perception qu'ont les passant·es de la végétation spontanée des trottoirs. Cette étude a été construite en collaboration avec le service propreté, qui avait identifié certaines rues de la ville comme difficile à entretenir, avec une végétation qui repoussait rapidement malgré des efforts importants de désherbage. Le directeur du service propreté envisageait de tester l'arrêt du désherbage dans ces rues, et en a sélectionné 15, localisées dans différents quartiers de Blois. Avoir des rues expérimentales dans différents quartiers permettait d'avoir une variabilité en termes de quantité de végétation spontanée sur les trottoirs. De plus, ces différents quartiers sont associés à des modalités et motifs de déplacement variés (principalement piéton, principalement par véhicule ; domicile-travail, courses), ainsi qu'à des populations différentes socio-économiquement. Je souhaitais tester l'effet de ces paramètres sur la perception de la végétation.

Ainsi, j'ai décidé d'appliquer des autocollants dans les rues non désherbées, pour donner des informations sur les plantes spontanées des trottoirs. Les espèces végétales représentées dessus sont les plus communes sur les trottoirs de Blois (Bonthoux, Voisin, et al., 2019). Les espèces fréquentes mais de très petite taille, ou celles visuellement similaires, ont été exclues ; nous avons donc réalisés des autocollants pour treize espèces (annexe 1 chapitre 5). Les autocollants présentaient un dessin de la plante, réalisé par des étudiants de l'École de la Nature et du Paysage de Blois (INSA Centre Val de Loire). Les noms français et latins des espèces végétales, et quelques informations écologiques sur chacune d'entre elles, comme leur rôle comme plantes hôtes pour certains insectes (informations tirées de Muratet et al., 2017), étaient aussi présents sur chaque autocollant. Le type de police, la couleur et la taille du texte étaient homogènes pour tous les autocollants. La majorité des autocollants ont été conçus dans un format A5, sauf quatre produits dans un format A4 car ils représentaient des plantes plus grandes. Ils ont été collés sur une portion de 100m sur un seul trottoir de chaque rue sélectionnée.

Dans trois rues, les autocollants ont été arrachés pendant l'expérience, dans deux rues avant de réaliser un seul questionnaire, et dans la troisième, seulement après avoir terminé une session de questionnaire (figure 13). Certaines autres rues étaient très peu fréquentées, par exemple celles au nord dans le quartier industriel, où aucun piéton n'y a été vu pendant 2h. Par conséquent, les entretiens n'ont été réalisés que dans huit des quinze rues sélectionnées (figure 13). De plus, les conditions météorologiques en mai 2021 étaient très pluvieuses, ce qui a compliqué la période de terrain et limité le nombre de réponses. Ainsi, seuls soixante-huit questionnaires ont été administrés, m'empêchant de discriminer les réponses par quartier comme initialement prévu.

En plus des autocollants, deux panneaux présentant brièvement la démarche de recherche adoptée ont été placés au début et à la fin de la section de rue. Des photos de différentes rues avec leurs autocollants et leurs panneaux en place sont visibles figure 13. La fabrication des autocollants et des panneaux a été financée par la municipalité, qui a également mené une campagne de presse sur l'étude dans les journaux municipaux et régionaux. Cette campagne de presse, tout comme les panneaux d'information présents sur les sections de trottoir, avait un but principalement informatif. En effet, les différents élus que nous avons rencontrés pendant la construction de cette expérimentation craignait que l'absence de désherbage soit interprétée, par la population, comme un abandon, un délaissement des rues de la part de la municipalité et tenait à afficher clairement qu'il s'agissait d'un choix délibéré. J'ai aussi présenté à plusieurs reprises la démarche mise en œuvre ainsi que le questionnaire à différents élus, sans qu'ils aient la possibilité d'en modifier le contenu. Seuls la sélection des rues qui a été faite par le directeur du service propreté avec l'aval de ces supérieurs, et le choix dans la date du début de l'expérimentation nous ont été imposés. Pour la date du début de l'expérimentation, la municipalité nous avait demandé d'attendre que les élections municipales de mars 2020 soient passées. Évidemment, le confinement qui a immédiatement suivis ces élections a décalé l'ensemble de l'expérience d'une année complète. Il est intéressant de noter que durant le

confinement, la municipalité a fait le choix de ne pas réaliser de désherbage des trottoirs, et qu'après le déconfinement, le plan de désherbage n'est revenu que lentement à la normale.

Les rues sélectionnées pour l'expérimentation n'ont fait l'objet d'aucun désherbage de septembre 2020 à janvier 2022. Les autocollants ont été apposés dans les rues par moi-même, avec l'aide d'un agent du service propreté, le 26 avril 2021. Les questionnaires se sont déroulés du 3 mai au 1er juin 2021, pendant la saison de croissance de la végétation. Les questionnaires étaient administrés directement dans les rues, par moi-même, N. Legay ou S. Bonthoux. Chaque questionnaire durait environ 10 minutes et comprenait un mélange de questions fermées et ouvertes. Différents thèmes ont été abordés : la perception par les piéton·nes de la végétation spontanée dans la rue, leur opinion sur les autocollants et les panneaux d'information, et leur opinion sur ce type d'action (arrêt du désherbage pour laisser la végétation se développer librement). Les questionnaires se terminaient par des questions socio-démographiques.

Analyse des données

Pour les questions ouvertes du questionnaire, j'ai classé les réponses soit comme opinion négative, mitigé, neutre ou positive. Pour les questions qui invitaient les piéton·nes à développer plus leur propos, j'ai, de la même manière que pour l'analyse des focus groupes, cherché à identifier des thèmes récurrents dans les réponses. J'ai ensuite codé les réponses selon ces thèmes récurrents, et quantifié le nombre de réponses pour chaque thème, ainsi que le caractère négatif, mitigé, neutre ou positif de ces réponses. Notre méthode d'analyse s'inspire de l'approche qualitative déductive de Cho et Lee (2014). Pour les questions fermées, j'ai simplement comptabilisé le nombre de oui et de non.

Références

Baselga, A. (2013). Separating the two components of abundance-based dissimilarity: Balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, *4*(6), 552–557. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12029

Baselga, A. (2017). Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: Balanced variation in abundance and abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, *8*(7), 799–808. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12693

Baselga A, Orme D, Villeger S, De Bortoli J, Leprieur F, Logez M (2022). *betapart: Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components*. R package version 1.5.6, <https://CRAN.R-project.org/package=betapart>

Béguinot, J. (2016). Basic Theoretical Arguments Advocating Jackknife-2 as Usually being the Most Appropriate Nonparametric Estimator of Total Species Richness. *Annual Research & Review in Biology*, 1–12. https://doi.org/10.9734/ARRB/2016/25104

Bonthoux, S., Chollet, S., Balat, I., Legay, N., & Voisin, L. (2019). Improving nature experience in cities: What are people's preferences for vegetated streets? *Journal of Environmental Management*, *230*, 335–344. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.056

Bonthoux, S., Voisin, L., Bouché-Pillon, S., & Chollet, S. (2019). More than weeds: Spontaneous vegetation in streets as a neglected element of urban biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, *185*, 163–172. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.02.009

Cailly, L., Vanier, M., & Andrieu, D. (Eds.). (2010). *La France, une géographie urbaine*. A. Colin.

Cho, J. Y., & Lee, E.-H. (2014). Reducing confusion about grounded theory and qualitative content analysis: Similarities and differences. *The Qualitative Report*, *19*(32), 1–20. https://doi.org/10.46743/2160-3715/2014.1028

Clémençon, A.-S. (2015). La ville ordinaire: Le laboratoire lyonnais de la rive gauche du Rhône. *Géoconfluences*, 2.

Cordier, J., Dupré, R., & Vahrameev, P. (2010). Catalogue de la flore sauvage de la région Centre. *Symbioses*, *26*, 36–84.

Cospérec, A. (1994). *Blois: La forme d'une ville*. Imprimerie nationale éditions.

De Caceres, M., Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. Ecology, URL http://sites.google.com/site/miqueldecaceres/

Denis, Y. (Ed.). (1988). *Histoire de Blois et de sa région* (Privat).

Dolédec, S., Chessel, D., ter Braak, C. J. F., & Champely, S. (1996). Matching species traits to environmental variables: A new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, *3*(2), 143–166. https://doi.org/10.1007/BF02427859

Dray S, Dufour A (2007). "The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists." _Journal of Statistical Software_, *22*(4), 1-20. doi:10.18637/jss.v022.i04 <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>

Kattge, J., Bönisch, G., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I. C., Leadley, P., Tautenhahn, S., Werner, G. D. A., Aakala, T., Abedi, M., Acosta, A. T. R., Adamidis, G. C., Adamson, K., Aiba, M., Albert, C. H., Alcántara, J. M., Alcázar C, C., Aleixo, I., Ali, H., … Wirth, C. (2020). TRY

plant trait database – enhanced coverage and open access. *Global Change Biology*, *26*(1), 119–188. https://doi.org/10.1111/gcb.14904

Laliberté, E., and P. Legendre (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. Ecology 91:299-305.

Laliberté, E., Legendre, P., and B. Shipley. (2014). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.1.

Lavorel, S., & Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, *16*(5), 545–556. https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x

Legendre, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, *23*(11), 1324–1334. https://doi.org/10.1111/geb.12207

Muratet, A., Muratet, M., & Pellaton, M. (2017). *Flore des friches urbaines* (Xavier Barral Eds).

Nicod, C., & Aubert, A. (2010). *Secteurs urbains de la reconstruction de Blois—Inventaire général du patrimoine culturel*. https://patrimoine.centre-valdeloire.fr/gertrude-diffusion/dossier/secteurs-urbains-de-la-reconstruction-de-blois/c9b203d1-f510-424f-866e-d11ab9a3526e. Consulté le 27/12/2022..

Nyumba, T. O., Wilson, K., Derrick, C. J., & Mukherjee, N. (2018). The use of focus group discussion methodology: Insights from two decades of application in conservation. *Methods in Ecology and Evolution*, *9*(1), 20–32. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12860

Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill M, Lahti L, McGlinn D, Ouellette M, Ribeiro Cunha E, Smith T, Stier A, Ter Braak C, Weedon J (2022). _vegan: Community Ecology Package_. R package version 2.6-2, <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Panerai, P. (1997). *Formes urbaines: De l'îlot à la barre*. Éditions Parenthèses.

Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., Bret-Harte, M. S., Cornwell, W. K., Craine, J. M., Gurvich, D. E., Urcelay, C., Veneklaas, E. J., Reich, P. B., Poorter, L., Wright, I. J., Ray, P., Enrico, L., Pausas, J. G., de Vos, A. C., … Cornelissen, J. H. C. (2013). New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, *61*(3), 167. https://doi.org/10.1071/BT12225

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Threlfall, C. G., Ossola, A., Hahs, A. K., Williams, N. S. G., Wilson, L., & Livesley, S. J. (2016). Variation in Vegetation Structure and Composition across Urban Green Space Types. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *4*, 66. https://doi.org/10.3389/fevo.2016.00066

Tothill, J. C., Hargreaves, J. N. G., Jones, R. M., & McDonald, C. K. (1992). BOTANAL: A comprehensive sampling procedure for estimating pasture yield and composition. I. Field sampling. *Tropical Agronomy Technical Memorandum*, *78*, 23.

Wood, S.N. (2011) Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. Journal of the Royal Statistical Society (B) 73(1):3-36

Améliorer la description de la ville en écologie urbaine par une approche morphologique et fonctionnelle des îlots urbains

Muriel Deparis, Chloé Duque, Francis Isselin-Nondedeu, Nicolas Legay, Sébastien Bonthoux

Ce chapitre à fait l'objet d'une publication dans la revue URBIA : Deparis, M. (2021). Améliorer la description de la ville en écologie urbaine par une approche morphologique et fonctionnelle des îlots urbains. Les Cahiers Du Développement Urbain Durable, 1–16. https://www.unil.ch/files/live/sites/ouvdd/files/shared/URBIA/HS8/6.pdf

En écologie, les descriptions urbaines reposent majoritairement sur le concept du gradient « urbain-rural » : les villes seraient organisées autour de centres urbains denses, entourés de zones concentriques de moins en moins denses. Pour améliorer la prise en compte de la mosaïque urbaine et mieux comprendre la distribution des plantes à l'échelle de la ville et dans ces différents quartiers, nous proposons une méthodologie de description à l'échelle de construction de la ville, l'îlot urbain. L'origine de cette échelle, issues de l'aménagement urbain, est présentée, ainsi que son intérêt dans le cadre de l'étude de l'écologie urbaine. Cette description morphologique et fonctionnelle est déclinée sur la ville de Blois. Elle a servi de support à l'étude de la répartition de la végétation à l'échelle de la ville (par mesure du NDVI). Après identification des usages les plus riches en végétation, la composition de cette végétation a été explorée par une campagne de terrain se concentrant sur la végétation plantée (arbres et arbustes). La richesse spécifique, le volume des arbres et arbustes et la composition des communautés ont été mesurés. Cela me permet d'évaluer l'intérêt de ces usages dans la fourniture d'habitats et de nourriture pour d'autres taxons.

Matériel et méthodes

Cet article ne contient pas d'informations précises relatives aux méthodes d'exploration du terrain et aux analyses statistiques mises en œuvre. Je les présente donc ici.

Terrain

La récolte des données de terrain s'est déroulée pendant un mois (juin – juillet 2020) et a été effectuée par C. Duque et S. Bonthoux. Seuls des îlots de résidentiels collectifs et de résidentiels individuels ont été inventoriés. Ces îlots sont issues de la sélection initiale pour ces usages, présentée au paragraphe « Sélection des îlots » précédant. Ainsi, ces îlots furent sélectionnés selon leur période de construction et la surface de leurs parcelles. Le nombre d'îlot dans chaque catégorie (une catégorie étant définie par une période de construction et une surface de parcelle) est le même pour toutes les catégories. Quarante-huit ilots individuels et trente-deux de collectif ont été sélectionnés, et forment un échantillon représentatif des îlots de Blois en terme d'époque de construction et de surface pour ces usages. Finalement en raison des possibilités d'accès et du temps de terrain (ce travail a été réalisé par Chloé Duque lors de son stage de M2), ce sont vingt îlots de résidentiel individuel et vingt-six de résidentiel collectif qui ont été inventoriés. Les îlots de collectif accessibles ont été prospectés de l'intérieur et les îlots de résidentiel individuel l'ont été uniquement depuis les rues, en regardant dans les jardins. La durée maximale de prospection d'un îlot est de 3h30, la minimale de 30 min. Pour les arbres, toutes les espèces ont été relevées, tandis que pour les arbustes, les individus isolés de moins de 4m^3 n'ont pas été relevés. Dans les linéaires de haies et massifs, les espèces constituant jusqu'à 75 % de la richesse spécifique ont été relevées. Ce travail portant sur les arbres et les arbustes leurs volumes ont été mesuré (comme on pourrait mesurer le recouvrement pour des espèces herbacées). Ces volumes de végétation, apportant des informations cruciales sur les potentialités écologiques (Threlfall et al., 2016), ont été calculés après le terrain grâce aux dimensions de la végétation et à leur forme (boule, cylindre, cube, cône, …).

Analyses

Des modèles linéaires ont été utilisés pour étudier la relation entre les volumes d'arbre et d'arbuste et les usages des îlots. La surface des îlots était introduite comme co-variable dans le modèle. Pour la relation entre les usages et la richesse spécifique (pour les arbres et les arbustes), des modèles linéaires généralisés avec une distribution de Poisson ont été utilisés. Deux ACP ont été réalisées pour étudier la relation entre la composition des communautés d'arbres et d'arbustes et l'usage des îlots. Ces analyses ont été réalisées par C. Duque.

Introduction

En 2018, les urbains représentaient 55% de la population mondiale et 73 % de la population européenne (United Nations, 2019). L'artificialisation croissante des terres qui accompagne et soutient ce phénomène d'urbanisation des populations modifie les milieux : imperméabilisation des sols, densification du bâti, concentration des voies de transports, canalisation des cours d'eau. Ces changements volontaires s'accompagnent de modifications non désirées des conditions environnementales, comme la pollution de l'air et des sols, les îlots de chaleur urbains ou l'augmentation du risque d'inondation. Ces conditions constituent des filtres écologiques plus ou moins forts qui vont déterminer la diversité des formes de vie que l'on rencontre en ville (Aronson et al., 2016; Pearse et al., 2018). En effet, malgré ces conditions urbaines particulières, les villes peuvent être riches en biodiversité, voire en espèces menacées (Aronson et al., 2014; Ives et al., 2016). À Blois, on rencontre ainsi trois cents sept espèces végétales sur les trottoirs de la ville, ce qui représente un cinquième de la biodiversité végétale de toute la région Centre (Bonthoux, Voisin, et al., 2019). Ces plantes en ville présentent des caractéristiques particulières telles qu'une plus grande tolérance à la sécheresse, une affinité pour les sols riches et alcalins ou une masse de graines moyenne plus importante que les plantes rencontrées hors des villes (Williams et al., 2015). Les plantes rencontrées en ville ont tendance à être toujours les mêmes et à présenter les même traits d'histoire de vie, ce qui participe à L'homogénéisation biotique des zones urbaines (McKinney, 2006).

Le cortège végétal urbain est constitué d'un sous-échantillon d'espèces indigènes, auquel s'ajoute des plantes horticoles, souvent exotiques (Pearse et al., 2018). En plus de cette distinction sur l'origine biogéographique des espèces, il est possible de les distinguer selon leur statut de plantation (figure 1). La ville est en effet un socio-écosystème dans lequel les processus écologiques et anthropiques sont mêlés. Ainsi, on rencontre en ville des plantes spontanées et plantées et les processus à l'origine de ces deux cortèges sont très différents (figure 1). La présence d'une plante spontanée va être conditionnée par l'interaction entre les caractéristiques du milieu où elle s'implante

(type de sol, conditions environnementales) et les caractéristiques morphologiques et physiologiques de cette plante (traits d'histoire de vie : forme et poids des graines, mode de reproduction, surface foliaire, etc). Certaines infrastructures urbaines, notamment les réseaux viaires et ferrés, vont aussi conditionner l'arrivée et l'expansion de ces plantes spontanées en milieu urbain, car elles peuvent leur offrir des possibilités de dispersion (Ansong & Pickering, 2013).

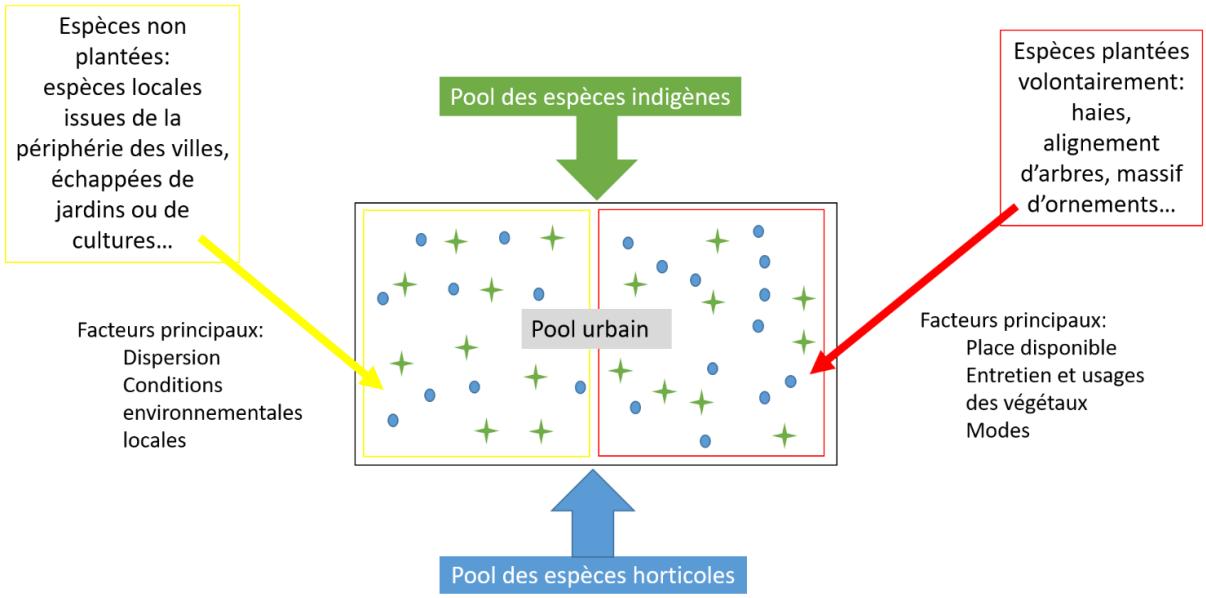


Figure 1 : Schéma conceptuel de la communauté végétale urbaine, constituée d'un sous échantillon du pool régional d'espèces indigènes et du pool des espèces horticoles. On peut aussi distinguer, au sein de cette communauté, les espèces plantées des spontanées. Les filtres principaux à l'origine de ces sous-ensembles sont différents pour chacun.

Les conditions qui contrôlent la présence et la persistance en ville des espèces plantées sont principalement d'origine humaine (Pearse et al., 2018). La présence en ville de ces plantes est notamment dépendante de leur disponibilité en point de vente, ce qui rend ce cortège particulièrement sensible aux effets de mode. Les préférences esthétiques ou les fonctionnalités de certaines plantes (effet occultant pour les espèces des haies par exemple), tout comme les contraintes de gestion, notamment celles en lien avec le climat (éviter les plantes craignant le gel ou sensibles à la sécheresse) peuvent aussi guider le choix de ces espèces. Les phénomènes de mimétisme, de norme sociale et d'homogénéisation entre (jardins) voisins sont aussi des facteurs importants de la composition végétale en ville. Enfin, la place dont les habitants disposent pour leurs plantations, les ressources

qu'ils peuvent y allouer (« luxury effect », Grove et al., 2014), et l'usage qu'ils souhaitent faire de ces espèces (Aronson et al., 2017) impactent aussi ces communautés. Une haie masquant le vis-à-vis entre deux jardins mitoyens et une plantation d'arbres fruitiers sont toutes deux constituées d'espèces plantées mais ces deux destinations, très différentes, vont directement influencer le cortège végétal qu'on y rencontrera.

Ainsi, en ville, nombreux sont les mécanismes à structurant les compositions végétales urbaines. Certains sont relatifs à leur écologie, d'autres à des choix et des usages de la ville par ses habitants. En nous basant sur une étude de la littérature en écologie urbaine, nous pensons que la compréhension de ces mécanismes ne peut pas se faire sans une description explicite de la ville. Les différents usages urbains et l'organisation des formes urbaines qui constituent l'habitat des espèces doivent notamment être pris en compte dans les descriptions des villes en écologie. Nous présentons ici une nouvelle méthodologie de description à destination des écologues, se basant sur l'îlot urbain. Ce travail portait sur l'agglomération urbaine de Blois et a été le support d'une étude de la diversité végétale. Cette étude visait à (1) identifier quels types d'îlots sont les plus riches en végétation et quelles caractéristiques structurelles de ces îlots expliquent cette richesse ; (2) caractériser, au sein des îlots les plus riches en végétation, les volumes et la composition de la végétation plantée et les relier aux fonctions de ces plantes dans ces espaces.

La description des villes en écologie urbaine

Pour décrire la ville, le gradient urbain-rural proposé par McDonnell et Pickett (1990) est souvent mobilisé. Il repose sur l'idée que les villes sont organisées autour d'un centre urbain très dense, entouré de cercles concentriques moins développés, et que les conditions environnementales varient spatialement selon ce schéma. On pourrait donc décrire la ville par un gradient « urbain-rural » qui synthétiserait la variation des conditions environnementales. Ce modèle a pour atout sa grande simplicité, tant descriptive que conceptuelle. Cependant, il reflète mal l'organisation spatiale et fonctionnelle de nombreuses villes, particulièrement des villes européennes à l'histoire longue

(Ramalho & Hobbs, 2012) Ces villes sont plutôt organisées comme des mosaïques de petits espaces d'usage, de forme et d'âge contrastés, s'étirant le long des voies de communication, des cours d'eau ou encore des parcs. Les conditions environnementales peuvent être considérées comme relativement uniformes au sein de ces espaces, et différentes entre eux. Les constructions sont faites afin de répondre à des usages contrastés (habitation, services publiques, zone commerciale) qui impliquent des organisations spatiales différentes, conditionnant l'espace disponible pour les végétaux et des choix variés de plantation. La représentation urbaine en gradient gomme cette variabilité, rendant difficile la compréhension des mécanismes à l'origine de la distribution des espèces dans ce milieu.

Il existe des descriptions qui ont des approches plus explicites. Des descriptions urbaines basées sur des types de quartier définis par leur âge, la proportion de sol imperméabilisé et la présence de certains types de végétation ont permis de mettre en évidence des différences de communautés végétales spontanées entre ces quartiers (Lososová et al., 2011). Dans la région de Peel, Canada, les communautés d'arbres des quartiers résidentiels sont très diverses, mais constituées d'un faible nombre d'individus de chaque espèce. Les zones vacantes ou les quartiers industriels sont quant à eux moins divers, présentent un plus grand nombre d'espèces exotiques et chaque espèce est représentée par un plus grand nombre d'individus (Bourne & Conway, 2014). Il a aussi été montré que les variables décrivant le paysage urbain, comme les types d'usage des sols ou les types de quartiers, ou décrivant la quantité et la fragmentation des taches de végétation en ville, sont plus informatives sur la présence et la composition des communautés végétales spontanées que des variables climatiques ou socio-économiques (Lososová et al., 2011; Dobbs et al., 2017). L'étude de Rome à partir de données météorologiques, du type et de l'utilisation des sols et de la distribution des espèces de plantes a mis en évidence une mosaïque urbaine en neuf classes, très éloignée du gradient urbain-rural (Fratarcangeli et al., 2019). Cependant, une partie de ces études décrivent la ville à partir de mailles carrées de même taille, qui ne prennent pas en compte les formes urbaines réelles (Štajerová et al., 2017; Fratarcangeli et al., 2019). Finalement, de nombreuses études (voir par

exemple Ramalho & Hobbs, 2012; Bourne & Conway, 2014; Cadotte et al., 2017; Fratarcangeli et al., 2019) s'accordent sur le fait qu'une description urbaine plus fine, plus explicite sur les formes urbaines, leur configuration et connectivité spatiales, est nécessaire afin de mieux comprendre les mécanismes écologiques à l'origine de la présence et de la répartition des espèces en ville. C'est ce que nous proposons avec une cartographie des îlots urbains de l'agglomération urbaine de Blois.

Les îlots urbains : une approche inspirée de la géographie urbaine

L'îlot urbain est la plus petite unité spatiale de la géographie urbaine (Clémençon, 2015), défini comme une portion de terrain accueillant des constructions et délimitée par des voies de circulation. C'est à cette échelle que la ville est construite, souvent selon deux modes: la construction *a minima*, où les voies de communication sont les seules à être pensées dès la conception de l'îlot, ce dernier étant rempli par des constructions successives issues d'opération parfois indépendantes ; la construction *a maxima*, où tous les éléments urbains, voirie, parcelles et bâtiments, sont planifiés et construits dans le même laps de temps (Clémençon, 2015). Dans ces deux cas de figure, l'îlot urbain reste l'unité à laquelle la ville est pensée et bâtie. Cette cartographie en îlot offre donc la possibilité de décrire la ville à son échelle de conception, en prenant en compte de manière explicite sa forme, sa surface et son âge. L'îlot urbain est aussi l'échelle à laquelle les usages de la ville sont les plus visibles. Il sera la plupart du temps composé d'un même type de bâtiment : maison individuelle dans les îlots pavillonnaires, grande barre d'immeuble pour les îlots de résidentiels collectifs, entrepôt, hangar et centre de tri pour les îlots industriels, *etc*. Les îlots peuvent donc être perçus comme l'unité de base de la construction de la ville, construits à une époque donnée, répartis et desservis par le maillage viaire et pensés pour répondre à une fonction. Ils sont alors l'unité spatiale à laquelle les conditions écologiques et anthropiques déterminant les communautés végétales vont être uniformes. Leur prise en compte explicite en écologie urbaine nous parait donc centrale.

Type d'îlot	Description et type d'usage
Centre ancien	Contient des bâtiments de petit collectif avec au rez-de-chaussée des commerces.
Commercial et industriel	Contient des bâtiments à usage industriel, agricole, commercial et tertiaire.
Public	Îlot d'usage public : écoles, lieux religieux, bâtiments administratifs…
Individuel isolé	Contient des maisons individuelles non mitoyennes, souvent accompagnées d'un jardin, et ne comportant pas plus d'un logement par bâtiment. Correspond à un îlot « pavillonnaire ».
Individuel mitoyen	Contient des maisons mitoyennes, soit des maisons avec d'autres maisons accolées sur les côtés, soit de petits immeubles d'un ou deux étages, avec un jardin au rez-de-chaussée, géré uniquement par les habitants de cet étage. Dans ce dernier cas, un bâtiment contient plusieurs logements.
Grand collectif	Contient des logements collectifs dans des immeubles de plus de 4 étages.
Petit collectif	Contient des logements collectifs de moins de 4 étages.
Mixte	Contient au moins trois usages dans l'îlot.

Tableau 1 : Description des huit types d'usages des îlots de Blois.

À Blois, les îlots ont été délimités soit par les routes carrossables, soit par un îlot contigu d'usage différent. Leur cartographie a été réalisée à partir du registre parcellaire de l'IGN. Ils ont ensuite été catégorisés en huit classes d'usages: centre ancien, commercial et industriel, public, individuel isolé, individuel mitoyen, grand ou petit collectif, mixte (tableau 1). La zone cartographiée correspond aux limites administratives de Blois et de La Chaussée-Saint-Victor (41000, Centre Val-de-Loire, France). Ces deux villes forment une tache urbaine continue, formée de 1 254 îlots bâtis (figure 2).

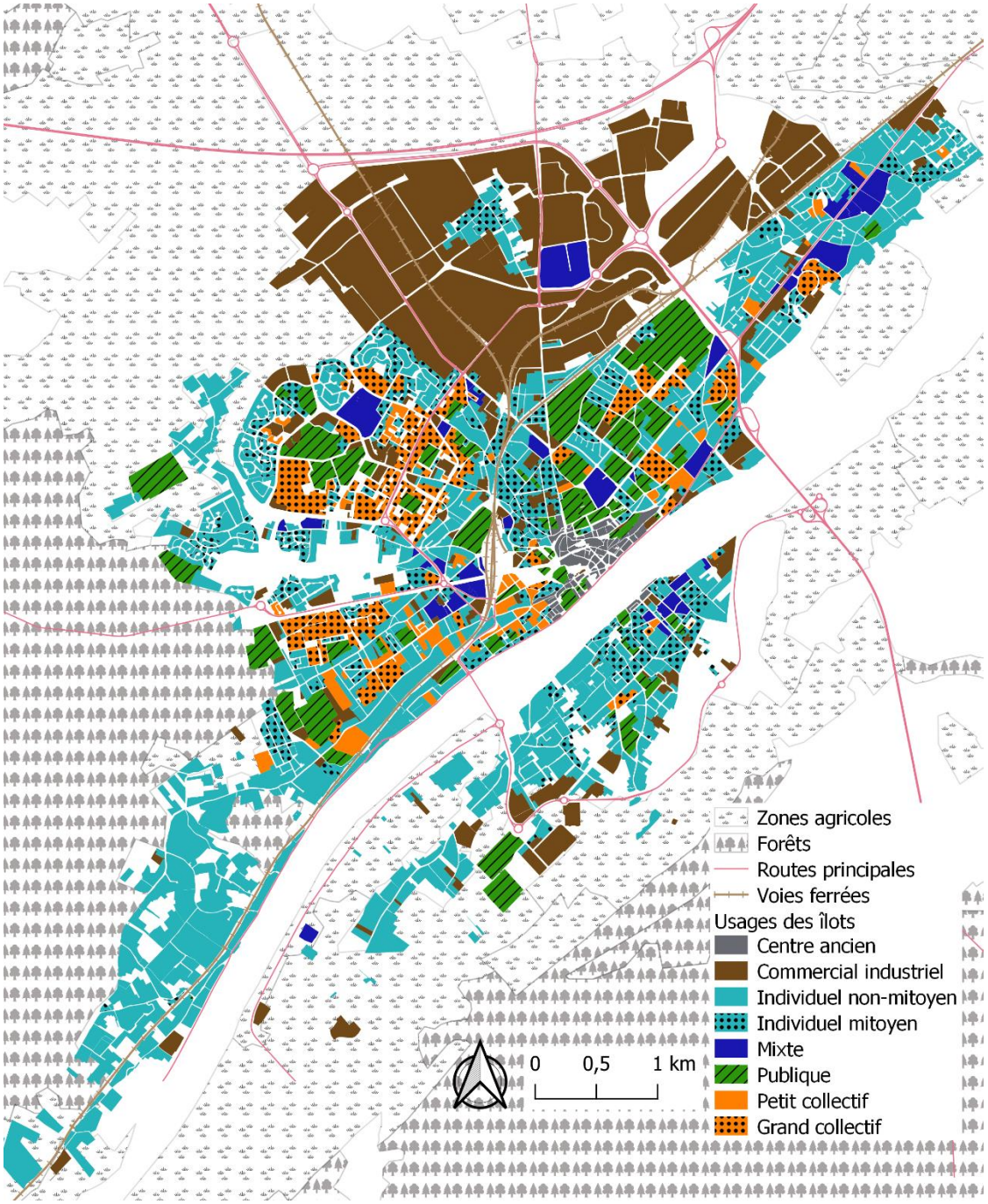


Figure 2 : Carte des îlots de la ville de Blois. Sur les 1 254 îlots de la ville, on compte 38 îlots mixtes, 64 grands collectifs, 67 petits collectifs, 68 de centre ancien, 74 publics, 199 commerciaux et industriel, 265 individuels mitoyens, 479 individuels isolés.

Les îlots urbains : des usages qui façonnent le paysage

Selon leur usage, les îlots présentent des caractéristiques différentes, pouvant impacter la distribution des espèces végétales en ville. Le nombre et la connectivité des parcelles constitutives des îlots, leur imperméabilisation, la diversité des gestions, les usages de ces milieux, sont autant de paramètres qui vont déterminer les communautés végétales. Ainsi, les îlots industriels et commerciaux comme ceux

du nord de Blois sont de grande surface et fortement imperméabilisés, soit parce qu'ils sont construits, soit pour offrir des services spécifiques à ce genre d'usage comme de grands parkings. Cette utilisation particulière de l'espace laisse peu de place à la végétation spontanée. On peut alors s'attendre à ce que les plantes de ces îlots soient principalement des espèces plantées, dans des massifs ornementaux ou des pelouses.

Les îlots de type individuel, qu'ils soient isolés ou mitoyens, ont une grande proportion de leur surface dédiée aux jardins. Cela représente une grande surface continue ou *a minima* fortement connectée d'espaces non imperméabilisés où les espèces horticoles vont être plantées et les espèces spontanées peuvent se développer. Ces jardins contigus, entretenus de manière différente par chaque propriétaire, forment alors un ensemble d'habitats différents et fortement connectés, pouvant abriter une importante diversité spontanée. Cependant, l'uniformisation des pratiques de jardinage entre voisin·es, notamment dans les jardins à l'avant des maisons, visibles par toustes depuis la rue, ou le don de plantes entre voisin·es, tendent à homogénéiser le cortège des espèces plantées (Ossola et al., 2019).

Les îlots de résidentiels collectifs ont également des espaces verts représentant une part importante de leur surface (figure 3). Bien que les grands et petits résidentiels collectifs se distinguent par leur surface, plus faible pour les petits collectifs que pour les grands, leur structure interne est globalement la même. Il s'agit d'îlots constitués d'une seule parcelle de grande surface, où les zones non-bâties vont être continues et non morcelées, contrairement aux jardins des îlots individuels (figure 3)**.** Il y a plus d'espace dans ces îlots que dans les îlots individuels, permettant le développement d'arbres de grande taille ou la plantation d'arbustes, offrant une végétation structurée en plusieurs strates et donc plus diversifiée que dans les résidentiels individuels où la structure des jardins est plus simple (Threlfall et al., 2016). *A contrario,* ces îlots sont gérés par un seul gestionnaire, leurs conditions écologiques sont alors plus homogènes à l'échelle de l'îlot, ce qui peut avoir pour effet d'accueillir une communauté spontanée moins diversifiée par rapport aux îlots de résidentiels

individuels. Ainsi, certains filtres à l'origine des communautés plantées et spontanées, comme les modalités de gestion, la place disponible pour les plantations, ou les conditions environnementales comme la quantité de sol disponible, peuvent être directement reliés à l'usage des îlots.

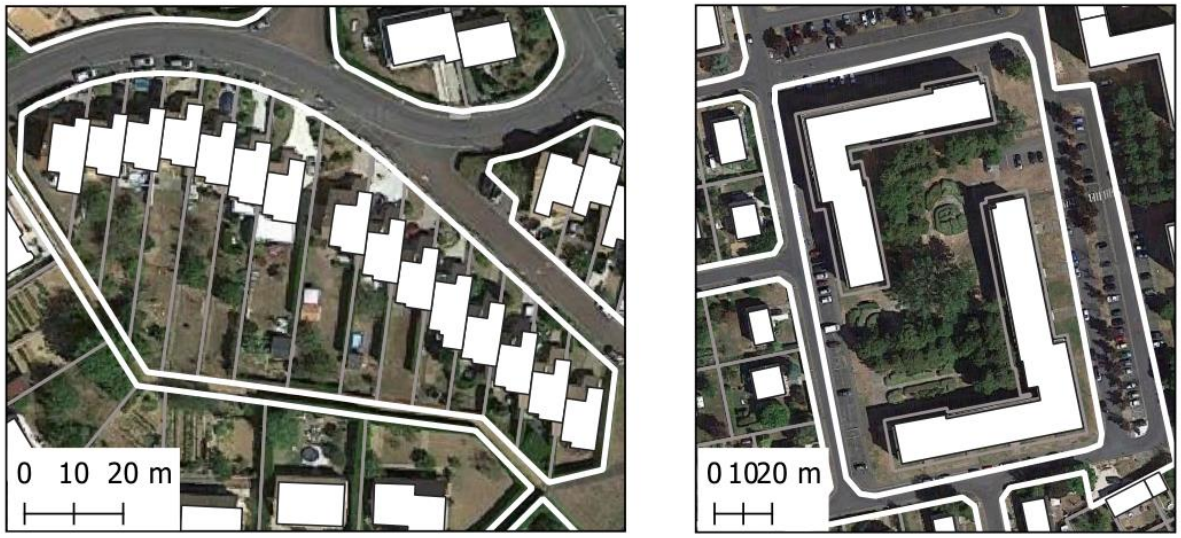


Figure 3 : Vues aériennes de deux îlots de Blois. Les zones blanches correspondent aux bâtiments, les lignes blanches aux limites entre îlots. À gauche dans l'îlot individuel mitoyen, chaque jardin est géré de manière indépendante des autres. Ils sont parfois séparés par des haies et le nombre d'arbres visibles est assez faible. À droite dans l'îlot de résidentiel collectif, le jardin est d'un seul tenant, le nombre d'arbres visibles est important et on distingue également des zones arbustives.

Des différences de végétation entres îlots

Une fois la cartographie en îlot réalisée, une analyse des communautés végétales dans la ville a été menée en deux temps. L'indice de végétation par différence normalisée (NDVI) a d'abord été calculé sur l'ensemble de l'agglomération urbaine blésoise, afin d'identifier les zones pouvant accueillir une importante quantité de végétation. Puis l'inventaire des espèces d'arbres et d'arbustes d'îlots individuels et collectifs a été réalisé pour évaluer la diversité de ces îlots.

Le NDVI est un indicateur de production primaire, calculé à partir de la quantité de lumière renvoyée par la végétation dans le proche infrarouge. Il est borné entre -1 et 1. Les valeurs sont très disparates selon les usages des îlots, variant de 0,09 à 0,77 en juin 2019 (figure 4). Les îlots de type industriel et commercial ont des valeurs faibles de NDVI (0,14 à 0,62, moyenne 0,32). Cela indique une faible quantité de végétation, qui s'explique par l'importante quantité de sol imperméabilisé dans

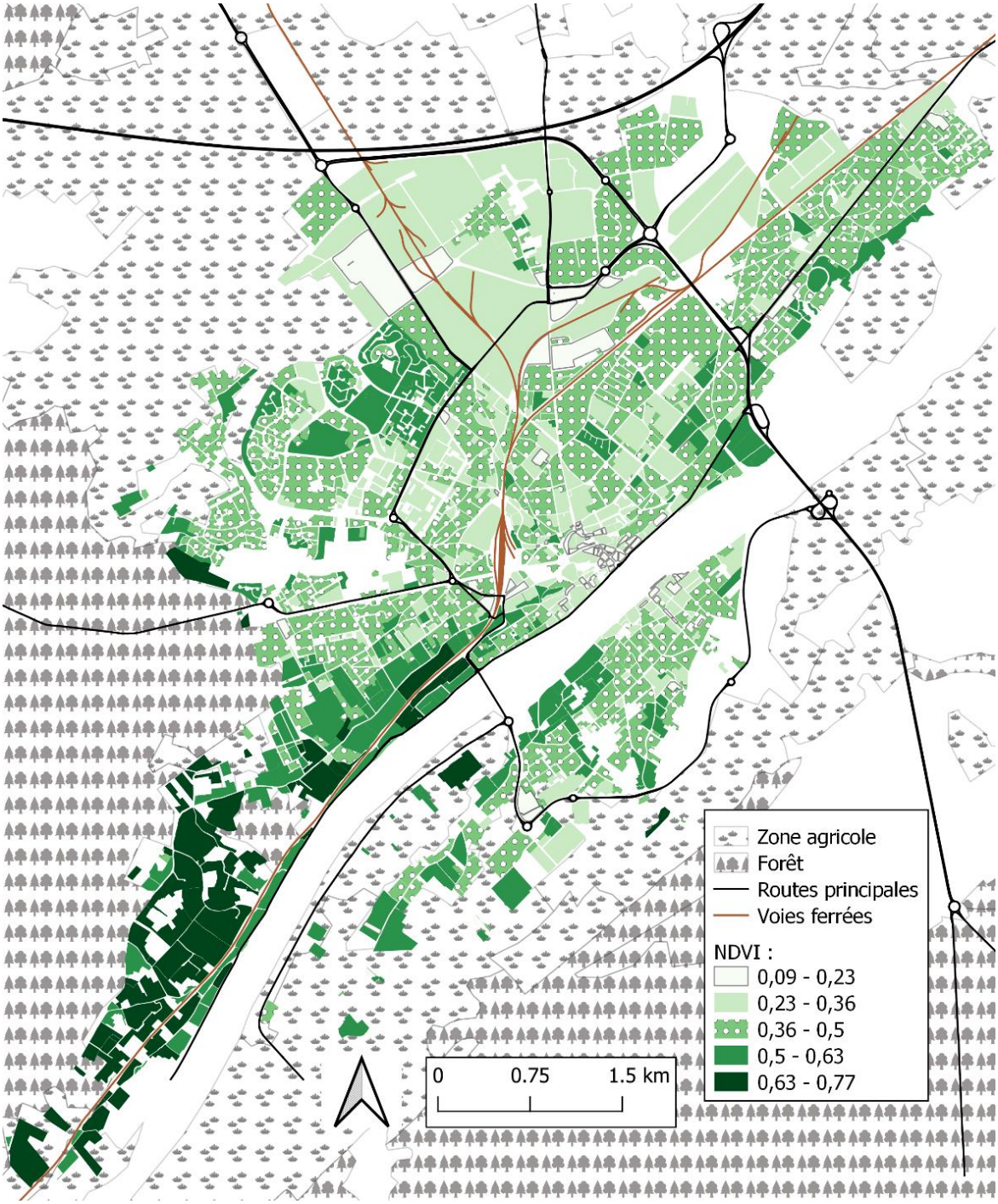


Figure 4: valeurs du NDVI des îlots de l'agglomération urbaine blésoise, en juin 2019.

ces îlots. Les îlots aux plus fortes valeurs de NDVI sont ceux de type individuel isolé situés au sud-ouest de la ville (0,63 à 0,76, moyenne 0,68). La valeur moyenne pour tous les îlots individuels, isolés ou mitoyens, est de 0,47 (étendue 0,19 à 0,77). Cela indique une importante quantité de végétation dans ces îlots. Les îlots de petits et grands collectifs ont une valeur moyenne de NDVI légèrement plus faible que celles des îlots individuels (0,15 à 0,66, moyenne 0,41). Ainsi, ce sont les îlots à usage

d’habitation, comme les individuels et collectifs, qui accueillent le plus de végétation à Blois, ce que l’on peut relier à la place disponible dans ces îlots pour que la végétation s’y installe ou soit plantée (figures 1 et 3).

En plus de cette mesure du NDVI à l’échelle de tous les îlots, vingt îlots individuels isolés ou mitoyens et vingt-six grands ou petits collectifs ont été inventoriés au cours du mois de juin 2020. Tous les arbres de ces îlots ont été identifiés, ainsi que tous les arbustes représentant plus de 75% de la richesse des haies et des massifs. Le volume des arbres et des haies a été calculé.

En tout, cent-huit espèces d’arbres et cent-quarante-neuf espèces d’arbustes ont été inventoriées. Le volume total des arbres est significativement plus important pour les îlots collectifs qu’individuels. Il n’y a pas de différence pour le volume des arbustes. Cela corrobore notre hypothèse que les îlots de collectifs, de par leur grande surface et leurs grands espaces verts continus, offrent l’espace nécessaire à la plantation et l’entretien d’arbres (figures 1 et 3). La richesse spécifique (nombre total d’espèces) des arbres et des arbustes est toujours plus importante dans les îlots individuels que collectifs (valeur médiane : vingt-une espèces d’arbustes dans les îlots individuels contre treize en collectif ; douze contre sept pour les espèces d’arbres). L’identité des espèces dans ces îlots est aussi différente. Ainsi, les îlots individuels sont dominés par des arbres du genre *Prunus*. Ces arbres fruitiers correspondent à l’usage récréatif et nourricier des jardins individuels, ce qu’on ne retrouve pas dans les jardins des îlots collectifs. Pour les arbustes, ce sont les espèces du genre *Thuja* qui sont les plus représentées en volume dans les îlots individuels. On retrouve là l’usage très occultant de ces plantes, utiles aux propriétaires souhaitant masquer leur jardin depuis la rue. On voit donc que l’usage associé aux plantes (figure 1) va directement conditionner leur présence dans les différents îlots résidentiels.

Transition

Notre classification en îlots nous permet d’identifier que les îlots résidentiels (individuels et collectifs) sont les plus riches en végétation, alors que les îlots industriels en sont les plus pauvres. Un lien peut

être fait entre les facteurs structurant les communautés végétales plantées et spontanées présentés en figure 1 et les usages différentiels des îlots. Ces usages conditionnent la structure des îlots, et donc la place disponible pour les végétations, notamment plantées, mais aussi une partie des conditions environnementales rencontrées par les plantes. Ainsi, les îlots industriels sont fortement imperméabilisés, en raison des grands bâtiments et des grands parkings typiques de cet usage, ce qui explique la faible quantité de végétation dans ces îlots. Les îlots de résidentiels collectifs sont structurés autour de grands espaces verts communs qui laissent la place au développement de grands et gros arbres. Les jardins privés des îlots résidentiels individuels sont à l'origine d'une importante diversité de gestion à l'échelle de l'îlot, ce qui explique la grande diversité d'arbres et d'arbustes qui y sont plantés. Enfin, au sein des îlots de résidentiels individuels, les usages différents des plantes expliquent au moins en partie les compositions végétales dans ces îlots. La description en îlot est donc utile à la compréhension des filtres anthropiques et écologiques de sélection des espèces végétales urbaines.

Nos données sont aussi informatives sur la biodiversité des autres maillons trophiques. La faible quantité de végétation dans les îlots industriels en font de faibles soutiens de la diversité urbaine générale, notamment des espèces d'oiseaux. C'est à l'opposé du rôle des îlots collectifs, avec d'important volume d'arbre et donc potentiellement plus riches en espèces d'oiseaux, mais offrant aussi des ressources comme du pollen ou du nectar pour les insectes pollinisateurs. Les *Thuja*, dominant les communautés arbustives des îlots individuels, sont d'assez faibles soutiens de cette diversité générale. Ils ne produisent par exemple pas de fleurs et ne supportent donc pas de communautés d'insectes pollinisateurs. Par contre, les arbres fruitiers de ces îlots peuvent être une ressource alimentaire pour des oiseaux. Au-delà de l'étude des végétations, principalement plantées, de Blois, ce travail permet d'avoir un aperçu des liens existant entre usages des îlots urbains et biodiversité générale accueillie en leur sein.

Notre méthodologie de description en îlots peut être réutilisée pour étudier l'impact des mécanismes anthropiques sur d'autres niveaux trophiques, ainsi que sur les plantes spontanées. Elle constitue un outil flexible, pouvant être décliné dans d'autres villes et complété par des informations sur les caractéristiques locales des milieux, comme des données de microclimat ou de sol, afin de caractériser plus précisément les niches écologiques. Ces pistes sont explorées dans les différents chapitres suivants.

Références

Ansong, M., & Pickering, C. (2013). Are weeds hitchhiking a ride on your car? A systematic review of seed dispersal on cars. *PLOS ONE*, *8*(11), e80275. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080275

Aronson, M. F. J., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, N. S. G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kuhn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mortberg, U., … Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *281*(1780), 2013330. https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330

Aronson, M. F. J., Lepczyk, C. A., Evans, K. L., Goddard, M. A., Lerman, S. B., MacIvor, J. S., Nilon, C. H., & Vargo, T. (2017). Biodiversity in the city: Key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *15*(4), 189–196. https://doi.org/10.1002/fee.1480

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

Bonthoux, S., Voisin, L., Bouché-Pillon, S., & Chollet, S. (2019). More than weeds: Spontaneous vegetation in streets as a neglected element of urban biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, *185*, 163–172. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.02.009

Bourne, K. S., & Conway, T. M. (2014). The influence of land use type and municipal context on urban tree species diversity. *Urban Ecosystems*, *17*(1), 329–348. https://doi.org/10.1007/s11252-013-0317-0

Cadotte, M. W., Yasui, S. L. E., Livingstone, S., & MacIvor, J. S. (2017). Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion? *Biological Invasions*, *19*(12), 3489–3503. https://doi.org/10.1007/s10530-017-1586-y

Clémençon, A.-S. (2015). La ville ordinaire: Le laboratoire lyonnais de la rive gauche du Rhône. *Géoconfluences*, 2.

Dobbs, C., Nitschke, C., & Kendal, D. (2017). Assessing the drivers shaping global patterns of urban vegetation landscape structure. *Science of The Total Environment*, *592*, 171–177. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.058

Fratarcangeli, C., Fanelli, G., Franceschini, S., De Sanctis, M., & Travaglini, A. (2019). Beyond the urban-rural gradient: Self-organizing map detects the nine landscape types of the city of Rome. *Urban Forestry & Urban Greening*, *38*, 354–370. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.01.012

Grove, J. M., Locke, D. H., & O'Neil-Dunne, J. P. M. (2014). An Ecology of Prestige in New York City: Examining the Relationships Among Population Density, Socio-economic Status, Group Identity, and Residential Canopy Cover. *Environmental Management*, *54*(3), 402–419. https://doi.org/10.1007/s00267-014-0310-2

Ives, C. D., Lentini, P. E., Threlfall, C. G., Ikin, K., Shanahan, D. F., Garrard, G. E., Bekessy, S. A., Fuller, R. A., Mumaw, L., Rayner, L., Rowe, R., Valentine, L. E., & Kendal, D. (2016). Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and Biogeography*, *25*(1), 117–126. https://doi.org/10.1111/geb.12404

Lososová, Z., Horsák, M., Chytrý, M., Čejka, T., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Juřičková, L., Kintrová, K., Láníková, D., Otýpková, Z., Řehořek, V., & Tichý, L. (2011). Diversity of Central European urban biota: Effects of human-made habitat types on plants and land snails. *Journal of Biogeography*, *38*(6), 1152–1163. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02475.x

McDonnell & Pickett. (1990). Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: An unexploited opportunity for ecology. *Ecology*, *71*(4), 1232–1237.

McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, *127*(3), 247–260. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005

Ossola, A., Locke, D., Lin, B., & Minor, E. (2019). Greening in style: Urban form, architecture and the structure of front and backyard vegetation. *Landscape and Urban Planning*, *185*, 141–157. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.02.014

Pearse, W. D., Cavender-Bares, J., Hobbie, S. E., Avolio, M. L., Bettez, N., Roy Chowdhury, R., Darling, L. E., Groffman, P. M., Grove, J. M., Hall, S. J., Heffernan, J. B., Learned, J., Neill, C., Nelson, K. C., Pataki, D. E., Ruddell, B. L., Steele, M. K., & Trammell, T. L. E. (2018). Homogenization of plant diversity, composition, and structure in North American urban yards. *Ecosphere*, *9*(2), e02105. https://doi.org/10.1002/ecs2.2105

Ramalho, C. E., & Hobbs, R. J. (2012). Time for a change: Dynamic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, *27*(3), 179–188. https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.10.008

Štajerová, K., Šmilauer, P., Brůna, J., & Pyšek, P. (2017). Distribution of invasive plants in urban environment is strongly spatially structured. *Landscape Ecology*, *32*(3), 681–692. https://doi.org/10.1007/s10980-016-0480-9

Threlfall, C. G., Ossola, A., Hahs, A. K., Williams, N. S. G., Wilson, L., & Livesley, S. J. (2016). Variation in vegetation structure and composition across urban green space types. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *4*, 66. https://doi.org/10.3389/fevo.2016.00066

United Nations, Departement of Economic and Social Affairs. (2019). *World urbanization prospects 2018: Highlights* (United Nations).

Chapitre 3 : Diversité végétale urbaine: effet des usages urbains et de la gestion à l'échelle de l'îlot.

Muriel Deparis, Nicolas Legay, Arthur Castellanos, Chloé Duque, Ulysse Guilloteau, Francis Isselin-Nondedeu, Sébastien Bonthoux.

Chapitre 3 : Diversité végétale urbaine: effet des usages urbains et de la gestion à l'échelle de l'îlot. 159
Présentation 160
Introduction 161
Materials and methods 165
Site description and city mapping at the city-block scale 165
Characterization and selection of city-blocks 168
Plant data collection 175
Statistical analysis 176
Results 179
Alpha diversity and regional originality of communities 179
Beta diversity between city blocks 181
Discussion 186
Uses contribute differently to the overall diversity of the city, and some have an underestimated role 187
Management, an important factor interacting with uses 189
Conclusion 190
Transition 191
References 192
Appendix 197
Appendix 1 197
Appendix 2 200
Appendix 3 203
Appendix 4 204

Présentation

Alors que nous avons vu (chapitre 1) qu'il est nécessaire que les descriptions urbaines soient explicites sur les usages et les formes, nous avons expliqué (chapitre 2) comment nous mettons en œuvre une description de la ville à l'échelle de l'îlot urbain. Dans ce chapitre 3, cette description est le support de l'étude de la répartition de la diversité végétale totale de la ville entre les différents usages urbains. En écologie urbaine, la diversité totale de la ville est bien documentée, mais la diversité locale des différents usages et la variation de la composition d'un usage à l'autre le sont moins. En particulier, nous ignorons quels usages urbains peuvent contribuer à la lutte contre l'homogénéisation biotique urbaine en accueillant des espèces originales, voire rares, à l'échelle de la ville et de la région. Dans un contexte de densification urbaine, qui questionne les usages et les formes urbaines à promouvoir en ville, ces connaissances revêtent une importance accrue. Dans ce chapitre, afin de comprendre la répartition de la végétation urbaine dans les différents pools locaux, nous mesurons la richesse spécifique (diversité alpha) des usages et la différence de composition (diversité bêta) entre les usages (figure 1). Les processus sous-jacents à ces différences de composition sont aussi explorés.

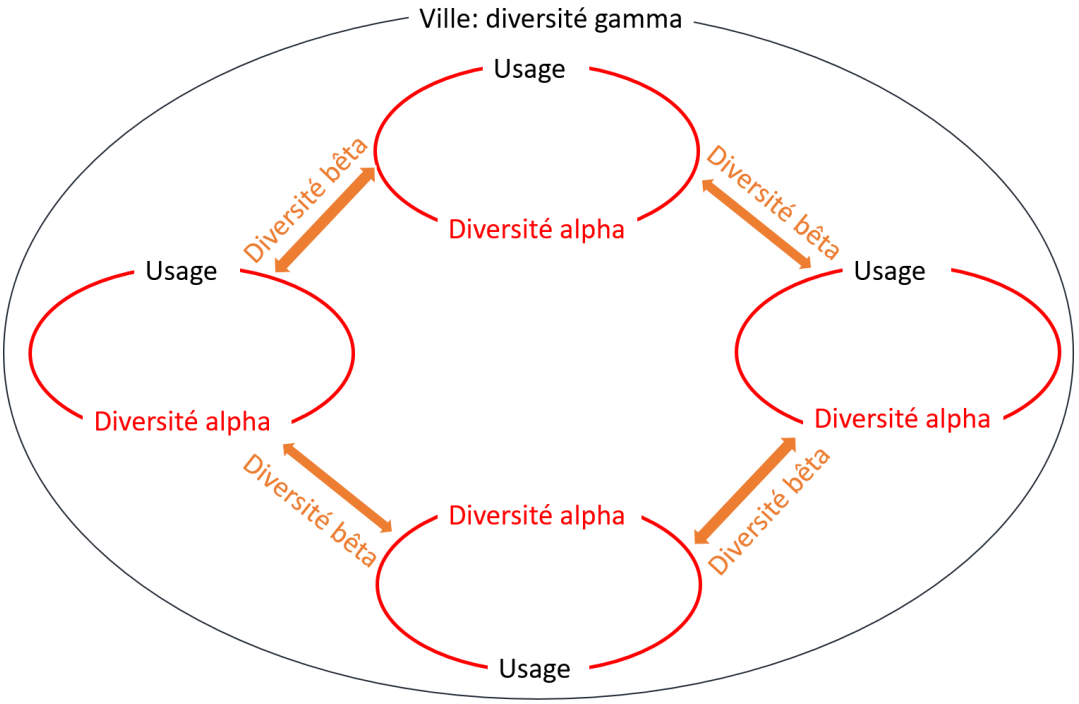


Figure 1: La diversité végétale urbaine se répartit entre différents usages urbains. La diversité alpha de chaque usage et la différence de composition entre usages (diversité bêta) sont étudiées dans ce chapitre.

Introduction

Urbanization is a spatially explicit phenomenon that takes place in the long time. In Europe, urban dynamics have sped up in the last two centuries, but urban histories are much older than Middle Ages. The industrial revolution of the 19th century transformed the rural agricultural populations into urban laboring ones. These social modifications are paired with urban sprawl and profound changes in urban planning strategies (Benevolo, 1983). The city centers inherited from this long history and have urbanistic plans poorly recognizable: juxtaposition of various types of dwellings, small buildings, individual houses, shops, religious center, where green and public spaces are reduced in size. After the Second World War, in Europe many city-centers were partly destroyed, and with increase of population, global urban plans were developed to rebuild and inhabited those people. For that time, urban development was made at the city-block scale (Panerai, 1997), intermediate scale between parcel and neighborhood, currently defined in urban geography as a portion of land containing buildings and delimited by roads (Clémençon, 2015). Therefore, various successive urban uses were promoted during the second half of the 20th century. In France, as in other European countries (mostly part of the Soviet Bloc like Germany, Poland, Slovakia, Hungary, Ukraine), collective residential complexes are promoted in the 1960's (Fourcaut, 2006). Made up of bars or towers housing a large number of dwellings, they are large residential spaces, associated with planted common spaces (with trees, lawns, shrubs) or not (parking lots, squares, playgrounds; Gallety et al., 1996). The detached housings, promoted since the 1970 in France and earlier in Western Europe (i.e. city-garden and new towns in United Kingdom) are clearly different, made up of single-family houses associated with a private fenced garden. On the outskirts of the cities, the extensive commercial or industrial zones are developing mostly between 1970 and 1990 (Jourdan et al., 2008). Well served by the road network, these areas are made up of very large buildings, associated with extensive parking lots and unbuilt spaces of varying size and maintenance. Despite those general features, urban forms are highly variable, particularly according to their date of built, creating the spatial heterogeneity of cities. In

addition, cities have also other urban uses, as urban green spaces (parks), roadways and roads verge, public spaces such as schools and sport fields, or informal areas such as land reserves. Thus, the entire city and the neighborhoods, city-blocks, and parcels present a significant morphological complexity. Between those different uses, the function and management of vegetation can change a lot: multiple inhabitants of individual houses with aesthetic objectives (Goddard et al., 2013; Pearse et al., 2018); private managers of companies concern by safety and confidentiality; public managers of common spaces aiming at the healthiness and safety of amenities (Lampinen & Anttila, 2021, chapter 5). These planting and vegetation management determined at least in part the spatial distribution of plant species in city (Deparis et al, 2022 – chap. 1). In addition, due to the different construction dynamics of the uses, the soils can also be different (presence or not of rubble, bringing of soil from elsewhere) which constitutes different habitats for the plants: spontaneous colonization of vegetation on spaces of rubble or sand, lawns put in place on soils of good quality. Although these morphological and management heterogeneities, well known to urban planners, influence the distribution of urban species, their consideration in urban ecology remains rather weak.

In urban ecology, the consideration of those multiple urban uses are still in its beginning stages. Most of studies used brief characterization of urban complexity, mainly based on coarse land use classification such as « urban », « peri-urban » and « rural » (80% of studies according to Rega-Brodsky et al., 2022). They have showed that cities are refuges for some species (Ives et al., 2016; Soanes & Lentini, 2019) and can support numerous populations, contributing to regional biodiversity (Spotswood et al., 2021). However, the total urban pool (gamma diversity) is limited compared to non-urban pool. For instance, 104 cities in different parts of the world contain only 5% of the world's plant species and 20% of its bird species (Aronson et al., 2014). This illustrated the biotic homogenization of urban landscape (McKinney, 2006): as urban environmental conditions are similar in all cities, the environmental filtering favored limited number of species (Pearse et al., 2018; Williams et al., 2009; Piana et al., 2019). In addition, few comparisons of the effects of the different

urban uses at the entire city scale are made (Rega-Brodsky et al., 2022). However, it has been showed that species distribution, species composition and trait composition are related to the different built-up areas within cities (Godefroid & Koedam, 2007; Schmidt et al., 2014; Kalusová et al., 2017; Godefroid & Ricotta, 2018). For example, city center differs in plant composition from other urban uses in 32 European cities, and plant species richness is minimal in parks and boulevards and maximal in individual residential spaces (Lososová et al., 2011). Yet, the urban description of these studies is still not very explicit about urban forms, some of them are even based on grid with squared cells (Štajerová et al., 2017; Deparis et al., 2022 - chap. 1) which are disconnected of spatial forms of urban spaces. Understand the difference in diversity between the different local pool (beta-diversity) could allow to maintain some species in urban environment and thus, reducing intra-urban homogenization between different uses. Currently, most of the studies interest in intra-urban biodiversity are lead at the parcel's scales, focusing mostly on public spaces, private gardens and forest patches. They provide information on the effect of local management (Bertoncini et al., 2012; Chollet et al., 2018; Sehrt et al., 2020), local environnemental conditions (Thompson et al., 2004; Brice et al., 2016), or plantation choices (Padullés Cubino et al., 2020; Blanchette et al., 2021) but still unrelated to urban planning and design.

These simple descriptions of urban landscape complexity, the under-representation of certain urban spaces and the scale mismatch between ecological studies and urban planning approaches have been criticized for several years (Godefroid & Koedam, 2007; Ramalho & Hobbs, 2012; Marcus et al., 2020). From a fundamental point of view, this limits our understanding of the relationships between the social and the ecological parts of urban systems and from an applied point of view, it does not allow us to make operational recommendations. Establishing knowledge on the influences of urban morphologies on biodiversity is particularly at stake in the current context of urban densification. As urban sprawl is a major threat to biodiversity, legislative frameworks are being developed to limit it, as the European *no net land take* objective (Directorate-General for Environment,

2021). Densification and renewal of currently existing urban areas are tools of this objective, but imply choices in the preferred urban forms. Densification could be achieved by multiplying large housing complexes with common green spaces but associated to social dysfunction (Gallety et al., 1996) and plant management homogenization; or by multiplying individual detached houses built on non-artificialized spaces (wasteland, private gardens) leading to their shrinking and fragmentation. These choices will have a strong direct impact on urban diversity, since the shape, surface and connectivity of urban spaces are recognized as drivers of intra-urban biodiversity (Ossola et al., 2019; Beninde et al., 2015; Grafius et al., 2018).

In this study, we seek to understand how the gamma diversity of the city is distributed between the different urban uses of the city, linked to which urban characteristic and ecological process. We explored how alpha diversity (i.e. species diversity) and beta diversity (i.e. compositional difference) vary within and between city blocks of different uses, building dates and vegetation management. We also explored which are the underpin process explaining differences in beta diversity between city-blocks. We propose to use the city-block as an analytical scale of plant diversity within the city. As an intermediate scale between the parcel and the neighborhood, it allows to study simultaneously and at a relevant scale the spatial configuration of cities (Vanderhaegen & Canters, 2017), the management practices and the local environmental conditions determining vegetation communities. We characterized all the city blocks of a central French city in order to select city blocks representative of the whole city diversity, regarding uses, ages and morphologies. We inventoried herbaceous plant communities in 129 city blocks belonging to 7 urban uses and varying in their morphologies and possible plant habitats. We assumed that:

- H1: city-blocks of different uses are associated to difference in alpha diversity, regional originality and species composition. Link to their habitat diversity, industrial, land reserve and individual city-blocks would have important alpha diversity, whereas collectives, roads and parks have lower alpha diversity. Due to great differences between some uses, difference in

composition would be high and underpin by species turnover (industrial areas vs. schools). Uses that are more similar would have less compositional difference, underpin by nestedness communities (collective vs. individual housing);

- H2: individual housing with large parcels will have higher alpha diversity and different composition than those with small parcels;
- H3: city-blocks with low management would have higher alpha diversity, more rare species and important compositional difference from city-blocks of important management. Compositional differences would be underpinned by species turnover between communities;
- H4: older city-blocks would have important species richness, due to the long time from last disturbance associated to construction.

Materials and methods

Site description and city mapping at the city-block scale

The city of Blois is located in central-western France (47°34′59″N, 1°19′59″E). The mean temperature is 11.6°C and annual rainfall 640 mm. The surrounding landscape is dominated by agriculture land, with two large forested massifs, to the west and to the south. The river Loire crosses the city from east to west (Fig. 2). Almost 50,000 people live in Blois and the urban area is about 22 km^2.

Blois city has a long history, with the historical center dates from the medieval and Renaissance periods. In the middle of the 19th century, the railway line arrived and at the same time the city was reorganized. New roads were opened to absorb the increasing traffic and to connect previously isolated parts of the city, at the cost of destroying many pre-existing buildings. Strong urban expansion of the city started with reconstruction after World War II and the increase of population and spanned from the end of the 50s (28,190 inhabitants in 1954) to the end of the 80s (47,243 inhabitants in 1982, see Deparis et al., 2022 – chapter 1 for map of urban sprawl). This urban sprawl

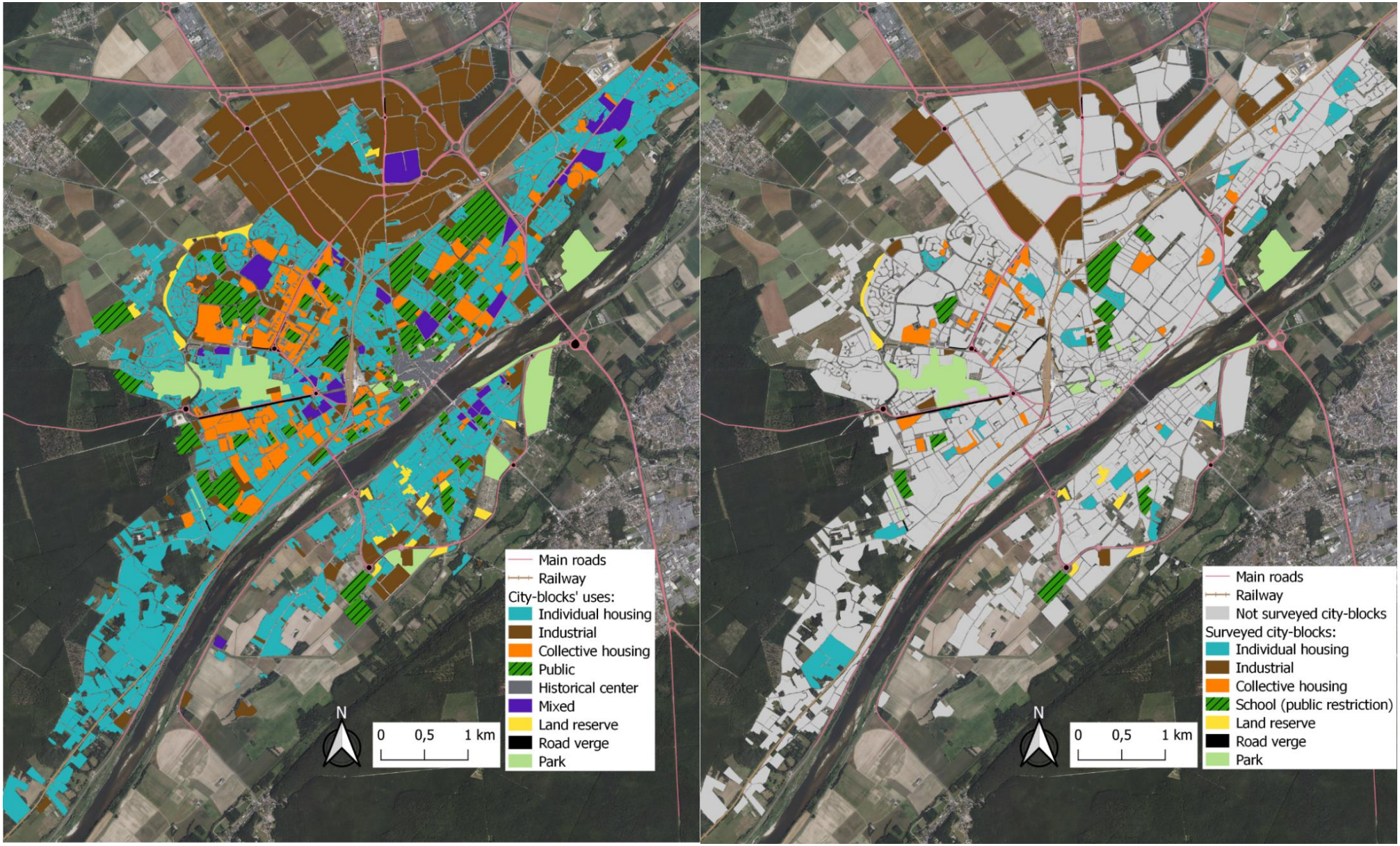


Figure 2: Map of Blois' city-blocks. On the left, the 1,314 city-blocks classified by use. On the right, 129 surveyed city-blocks classified by use. Aerial pictures from IGN.

aimed to house the rural populations that are becoming urbanized during the last wave of the French rural exodus, ending around 1975. Following the French urbanism dynamic, the residential collective blocks of Blois were built between 1958 and 1973. In Blois, there are few towers, the collective residential areas are mainly made up of long buildings measuring a few dozen to more than a hundred meters in length. There are associated to large impervious parking lots and common green spaces, made up of lawns, linear low hedges at the foot of the buildings and copses or isolated trees. These spaces are quite heavily treed. The construction of those large collective complex ends in 1973 with the repeal of the ZUP law. From this date, the French state favors the construction of individual housing. In Blois, their construction lasted for 40 years, from the 50s to the 90s and could be described as single-family houses of few floors (1-3), associated to a private enclosed garden. They are variable in sizes, semi-detached or not, in the center of the parcel or not. The gardens could be long and narrow or very extended, only at the back of the house, or at the front and the back. They could be heavily planted or sparsely gardened, sometimes with hedges at the edge or isolated shrubs, often with few trees or constituted of only very well-maintained lawns. Over time, the total area of residential housing in the city is increasing as the use of the private car becomes more widespread. The use of the car will also favor the development of the highway network, which arrived in Blois in 1973. Located to the north of the city, it now marks the limit of the industrial zone. This zone has been built from the 60s (deserved by reserved portions of railway line, currently out of service) and its expansion slowed down in the 2010s. The industrial blocks are large, with one or more industries in the same block. The buildings are often very extended, associated with parking lots also very extended and sometimes shaded by alignments of trees. The green spaces are either very small and very well-maintained spaces, consisting of lawns and planted beds, participating in the image of the company or large spaces sometimes with hedges or trees along the buildings or the edge of plots. Less maintained and little planted, the latter are mainly used as land reserves. With the urban sprawl and increase in urban populations, other urban forms are also developing during the second part of the

20th century: the road network is expanding and becoming more complex, urban parks of various sizes are being installed, fringe spaces are being integrated into the city without necessarily being used, turning into wastelands or land reserves. The built area of Blois is currently continuous with the built area of La Chaussée-Saint-Victor, at the north-east. For this study, we considered the continuous built area of the two cities but call it “Blois” for practical reason.

To characterize the spatial variability of the urban landscape of Blois, we mapped all city-blocks of the city. A city-block is a set of contiguous parcels of similar use, bounded by roads. To create Blois’ city-blocks, we aggregated the parcels of the same use on Qgis (Qgis Development Team, version 3.10). The information about parcel spatial configurations was provided by the French National Institute for Geographical Information (IGN, https://www.ign.fr/institut/identity-card). We distinguished two types of city-blocks: those bounded by roads and those contiguous to another block with a clearly distinct use, but not separated by a road. The resulting map contains 1,314 city-blocks (Fig. 2).

Characterization and selection of city-blocks

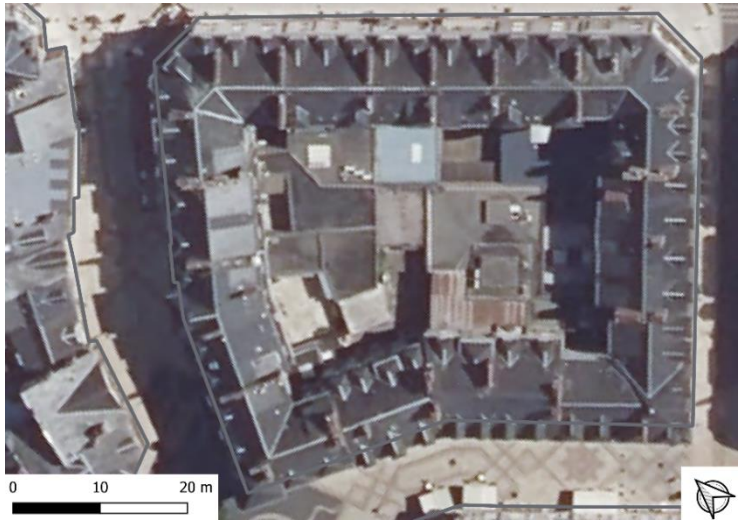
We characterized all the city-blocks with respect to their uses, building period and the types of vegetation management.

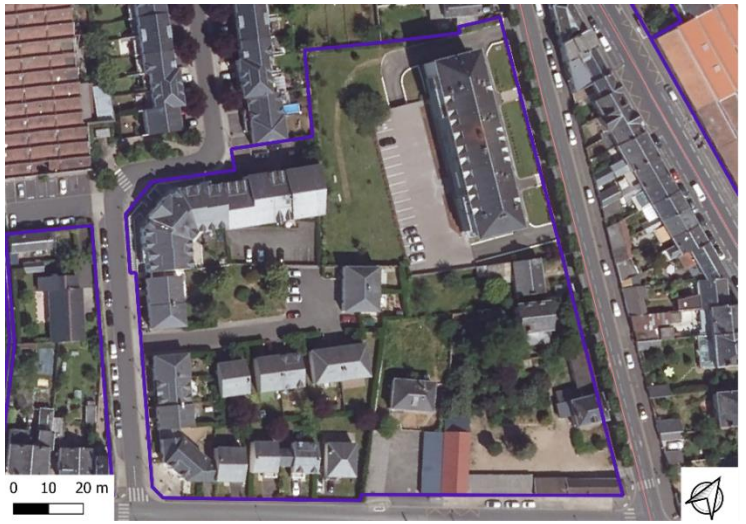
The different uses considered are described in Table 1. We identified the uses based on aerial photographs, *in situ* observations and personal knowledge of the city. Individual housing is the most widespread use (744 city-blocks), followed by industrial use (199) and collective housing (131). In addition to city-blocks, in order to take in account all the existing urban uses, we also considered road verges, parks and land reserve.

For building period, we combined IGN data and photointerpretation of old aerial photographs. The building period of each city-block is then the median of the building dates of the buildings that constitute it, categorized by decades, from 1950 to 2020. Note the past use of the city-blocks built

Use	Description	Number of city-blocks in Blois	Age mean [min : max]	Area mean in m^2 [min : max]	Aerial pictures (IGN data)
Individual housing	Individual houses, semi-detached or not, and associated gardens. For non-attached houses, each building corresponds to one housing unit. For semi-detached houses, they are either houses with other houses attached to the sides, or small buildings of one or two floors, with a garden on the first floor, managed only by the inhabitants of that floor.	744	1968 [1949 : 2020]	10,914 [333 : 172,592]	

Industrial	Buildings and associated spaces for industrial, agricultural, commercial and tertiary use.	199	1980 [1949 : 2019]	28,203 [255 : 269,142]	
Collective housing	Multi-family buildings, with associated common green spaces.	131	1977 [1957 : 2010]	13,257 [747 : 71,534]	

Public	Buildings and associated spaces dedicated to a public service use: schools, administrative buildings, cemeteries...	72	1965 [1949 : 1996]	25,555 [501 : 236,068]	
Historic center	Small collective buildings (max 4 floors) with shops on the first floor.	68	1952 [1949 : 2003]	3,033 [271 : 17,768]	

Mixed	Contains at least three uses in the city-block.	41	1970 [1949 : 2018]	19,571 [862 : 129,357]	
Land reserve	Unbuilt areas, property of municipality, considered as land reserve.	21	NA	12,086 [2,687 : 29,953]	

Road verge	Road verges, directional islands, roundabouts.	21*	NA	3,240 [88 : 25,942]	
Park	Green space with public access.	17	NA	65,440 [2,25 : 310,201]	

*Table 1: Presentation of the 1,314 city-blocks of Blois. *Only a fraction of road verge has been mapped.*

after 1950 was farming, as Blois was historically surrounded by agricultural field.

We selected 129 city-blocks (i.e. 10% of the city-blocks of the city of Blois) for the botany inventory by stratified random sampling based on their use, date of construction and unbuilt surface (the difference between entire surface of city-block and surface of buildings in the city-block). This selection aimed first, to be representative of the different uses of the city and second, to maximize the age and area contrasts between city-blocks of the same use. After, we randomly drew a number of city-blocks proportional to the number of city-blocks in each category (defined by use, age and area). About individual housing city-blocks, inventoried city-blocks are quite different from the sample blocks, because of high access constraints in private gardens. We concentrate our effort in selected city-blocks were some inhabitants give the access to their garden. The road verge and land reserve were sampled to maximize management variation, as stratification criteria for other uses were less relevant (Table 1).

For each city-block, we differentiated five habitats, based on soil features (sandy vs soil), presence of tree canopy (yes or no) and mowing (regular or once in a year). The five habitat types considered were: lawn on soil ("lawn"); lawn on sandy substrate ("sandy"); lawn on soil with canopy cover ("wooded"); lawn on sandy substrate with canopy cover ("wooded sandy"); urban meadows mowed once in a year ("meadows"). We estimated the surface of each habitat with aerial pictures and eventually corrected it after observation *in situ*.

We classified vegetation management types according to their purposes in terms of appearance and usability and to frequency and modality of mowing (Table 2). The service of urban green spaces in charge of management of road verges, land reserve, parks and most of the collective housings give us information for the concerned city-blocks. For industrial, individual housing, and public city-blocks under delegated management, the information was obtained through discussion with our contact person on site (owner or tenant, direction...). However, sometimes our contact person does not know the relevant information then some are unavailable.

Principal management	Description	Mowing frequency by year	Number of city-blocks
Garden style	Highly managed for aesthetic or security reason: parks, roads; some private gardens.	18-25	9
Common style	Managed for leisure activities: park, roads, collectives, schools.	10-15	34
Usable style	Managed “at need”: industrials, individuals, collectives, roads.	3-9	35
Natural style	Least managed, no management objective: unbuilt areas, parks, individuals.	1-2	14
Unknown	Unknown management	NA	37

Table 2: Description of the different management considered.

Plant data collection

Plant data collection has been made in the 129 city-blocks selected and spanned four months in two years, at June and July 2020 and 2021. Due to the COVID-19 in 2020 in France, we concentrated field effort on free-access city-blocks as collective, road verge and parks. In 2021, industrial, individual housing and land reserve city-block were inventoried. Public city-blocks, restricted to schools, were half-inventoried in 2020 and 2021. Access to industries was made possible by the professional network of INSA Centre Val de Loire; access to schools, thanks to contacts established during previous experiments in these spaces; access to individual residences, by leafleting in mailboxes, door to door, word of mouth between neighbors and communication in schools.

In each city-block, we inventoried herbaceous communities of each habitat with a number of 50cmX50cm quadrats depending on the surface of habitat. The minimal number of quadrats per habitat was 4 and the maximal 20. This result in a variable total number of quadrats by city-block and by habitat (Table 3). We choose this approach to have a final sampling representative of the habitat composition of the city block, as the surface of each habitat in city-blocks was variable. We realized exhaustive sampling of vascular herbaceous species in each quadrat, associated with Braun-Blanquet values for species cover.

City-blocks' uses	Number of city-block	Vegetation management (% of city-blocks)	Total number of quadrat	Mean number of quadrat	Habitat repartition (% of quadrats)
Individual housing	37	Garden style: 3 Common style: 30 Usable style: 51 Natural style: 11 NA : 5	446	12	Lawn: 52 Sandy: 17 Wooded: 23 Wooded sandy: 1 Meadow: 7
Industrial	18	Common style: 11 Usable style: 33 NA: 56	310	17	Lawn: 46 Sandy: 18 Wooded: 26 Wooded sandy: 1 Meadow: 8
Collective housing	26	Common style: 42 Usable style: 8 NA: 50	300	11	Lawn: 55 Sandy: 9 Wooded: 27 Wooded sandy: 9
School	9	Common style: 11 NA: 89	182	20	Lawn: 51 Sandy: 13 Wooded: 34 Wooded sandy: 3
Land reserve	8	Natural style: 100	116	14	Meadow: 100
Road verge	17	Garden style: 6 Common style: 35 Usable style: 35 NA: 24	110	6	Lawn: 40 Sandy: 13 Wooded: 38 Wooded sandy: 9
Park	14	Garden style: 50 Common style: 22 Usable style: 14 Natural style: 14	242	17	Lawn: 49 Sandy: 2 Wooded: 31 Wooded sandy: 3 Meadow: 15

Table 3: Details about inventoried city-blocks (uses, number of inventoried city-block and vegetation management of each city block – NA correspond to unavailable information) and details about quadrats within city-blocks (number of inventoried quadrats in each use and repartition of the quadrats between the five different habitats considered).

Statistical analysis

We use the Jackknife 2 estimators as measure of alpha diversity of city-blocks. The Jackknife 2 estimator is the best parameter to evaluate alpha diversity of partially sampled communities (Béguinot,

2016), which is the case for some of our city-blocks. The Jackknife 2 value have been computed with *vegan* package (Oksanen et al., 2022) based on the number of observed species in city-blocks, all habitats confounded. To mitigate the difference in areas inventoried between city-blocks, the Jackknife 2 has been divided by the inventoried surface and the resulted was rounded. We investigated the effect of building period, management and uses on alpha diversity by three different generalized linear models (GLM), with Poisson distribution, followed by ANOVA test and Tukey pairwise comparison if significant effect was detected. The spatial auto-correlation of residuals has been checked before analysis.

We calculated an index of regional originality for each city-block, based on a rarity index of regional species (Cordier et al., 2010). The rarity index of Cordier et al. (2010) corresponds to the proportion of municipalities where a particular species was observed and varies from 1 (extremely common, in more than 64% of municipalities) to 8 (extremely rare, in less than 1% of municipalities). In total, 261 species in our dataset were associated with an index of rarity and the remaining 76 species are either identified only by genus or not referenced in the atlas used (no corresponding name). We calculated this regional originality index for each city-blocks, by summing the rarity index of each species weighted by its abundance in city-block, and used the same analysis procedure as for alpha-diversity.

To assess which species are associated to the different uses and managements, we performed an indicative species analysis with the *indicspecies* package (De Cáceres & Legendre, 2009) in R (version 4.2, The R Foundation 2022). The significance of the indicator values was tested with a permutation test (N = 999 permutations) as implemented in the *indicspecies* package.

We investigate the effects of uses and management levels on composition of city-blocks by two complementary methods. Those methods are both based on species-by-community matrix with mean value of abundance, used to calculate Bray-Curtis dissimilarity distance between city-block compositions. Using this dissimilarity distance, we performed a Non-Metric Multidimensional

Scaling (NMDS) using the *vegan* package to visually explore difference in composition among the city-blocks. To obtain convergent NMDS, we excluded four city-blocks, which have very different plant composition from all other city-blocks, mostly due to highly dominance of *Lolium perenne* (*L.*). We completed this multivariate analyze with beta diversity measures. To estimate the overall dissimilarity between city-block of the same use of or the same management, we calculated the β_{BC} indices (*betapart* package, Baselga et al., 2022). We also calculated the partition of β_{BC}: $\beta_{BC.BAL}$ accounting for balanced variation in abundance, whereby the individuals of some species in one site are substituted by the same number of individuals of different species in another site (equivalent to species turnover) and $\beta_{BC.BRA}$ informing about abundance gradients, whereby some individuals are lost from one site to the other (equivalent to species nestedness, Baselga, 2017). In addition, we also explored the variation in composition between use (i.e. between city-blocks of different use) and between managements (i.e. between city-blocks of different management). We computed $d_{BC,}$ accounting for abundance-based pair-wise dissimilarities between different uses and management, $d_{BC\text{-}bal}$ accounting for balanced variation in abundance between different uses and management, and $d_{BC\text{-}gra}$ accounting for abundance gradients between uses and management (Baselga, 2013; Legendre, 2014). To do so, we used a bootstrap approach. We randomly sampled 8 city-blocks of each use or 9 city-blocks for each management (corresponding to the lowest number of city-block in uses' or managements' categories). We then calculated the d_{BC}, $d_{BC\text{-}bal}$, $d_{BC\text{-}gra}$ for the sample, and repeated this procedure 100 times. We finally computed mean values and standard deviation of d_{BC}, $d_{BC\text{-}bal}$, $d_{BC\text{-}gra}$ based on those 100 values.

The effect of the parcel size of individual city-blocks on alpha diversity and rarity was explore with a generalized additive model. For the calculation of indicatives species, parcel size was categorized (3 categories, <450m², 450-900m² et > 900m²) and indicative species of each category was performed as previously explained. Difference in composition between those categories was explored with NMDS.

Results

We observed 331 herbaceous species. The ten most common species (in number of occurrences in the 129 inventoried city-blocks) are *Lolium perenne* (89% of city-blocks), *Bellis perennis* L. (86%), *Hypochaeris radicata* L. (84%), *Taraxacum* spp (81%), *Festuca rubra* L. (80%), *Plantago lanceolata* L. (77%), *Crepis capillaris* (L.) Wallr. (74%), *Convolvulus arvensis* L. (73%), *Medicago lupulina* L. (72%) and *Poa annua* L. (68%). Fifty-five species were encountered in every use, whereas the number of species encountered in only one use varied from 2 for road to 39 for individual (Appendix 1).

Alpha diversity and regional originality of communities

We found a significant difference in alpha diversity, measured by Jackknife 2 corrected by the effective sampling area for each city-block, between city-blocks of different uses (ANOVA χ^2= 65.743, df = 6, p-value=3.04e-12, Fig. 2A). Age and management were not significant (age, p-value = 0.43, df = 3; management, p-value = 0.126, df=3). Road was associated to the highest alpha diversity whereas park was associated to the lesser. Collective housing had intermediate value of richness, different from road and park, but not from individual, industrial and land reserve. Also with intermediate values, individual and industrial did not differ from road and land reserve, while school and land reserve did not differed form park. For individual city-blocks, parcel size has a significant and negative effect on alpha diversity (Appendix 2A).

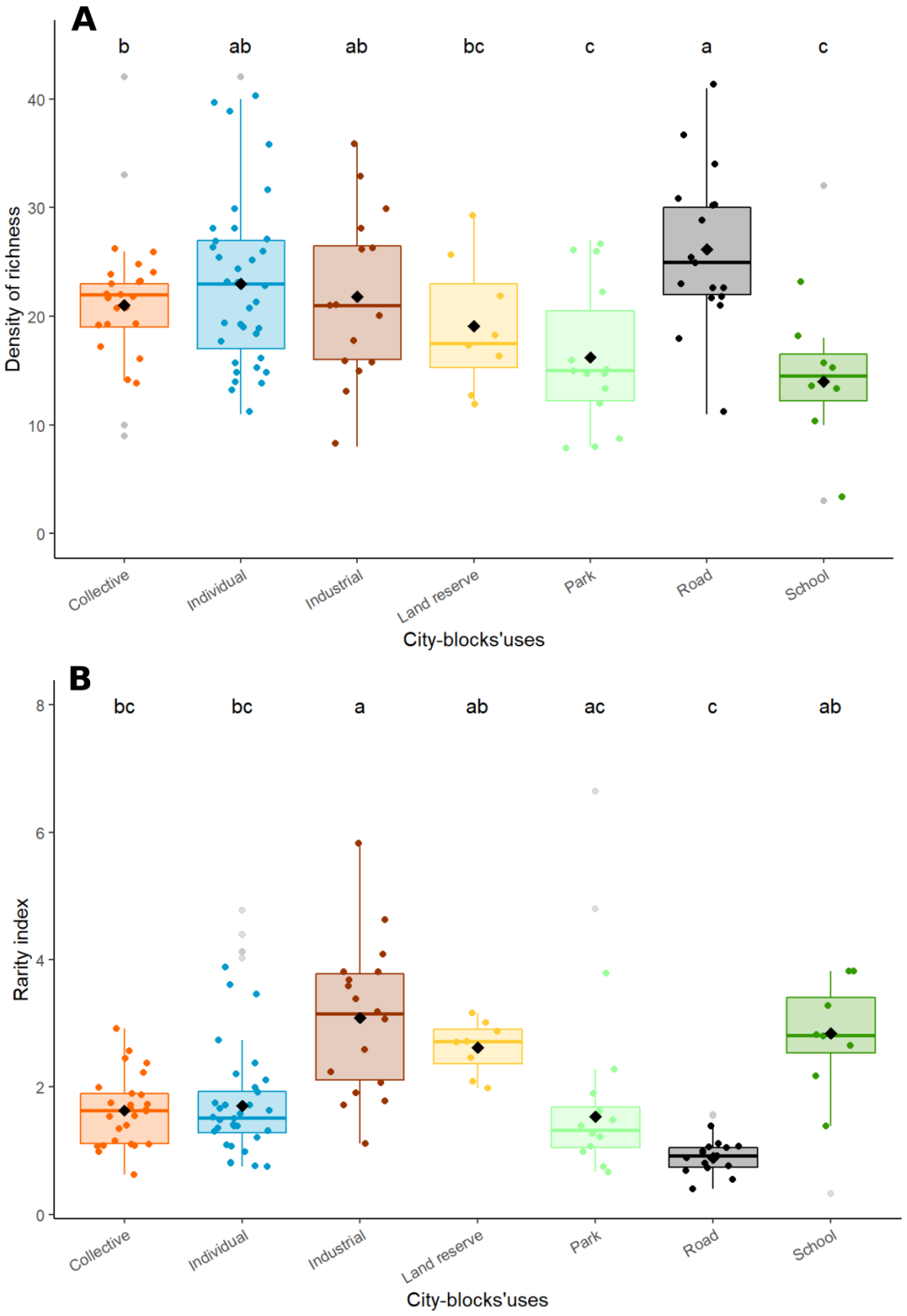


Figure 2: A, box-plot of the alpha diversity (Jackknife 2 estimator of species pool divided by inventoried area) of the city-blocks of different uses. B, box-plot of the rarity index of the city-block of different use. The ANOVA has been computed on a glm model with Poisson distribution of alpha diversity (ANOVA χ^2= 65.743, df = 6, p-value=3.04e-12) or rarity index (ANOVA χ^2 = 29.052, df = 6, p-value = 5.948e-5). The letters represent the pairwise Tukey comparison test. The black triangular dot represent average by use; the grey points represent outliners values, excluded for the analyses, show for information. The exclusion of those points do not change the results.

The index of regional originality of communities was also different between urban uses (ANOVA χ^2 = 29.052, df = 6, p-value = 5.948e-5, Fig. 2B). The most original communities at the regional scale were the communities of land reserve, industrial and school city-blocks. At the opposite, the less original communities were the communities of road, collective and individual. Note that park did not differ from road and industrial. Age and management did not present differences in rarity index. However, a particular pattern in usable style could be notice, with two distinct groups of points associated to rarity values higher than 3 or lesser than 2 (Appendix 3). For individual city blocks, parcel size has no effect on regional originality.

Beta diversity between city blocks

Sixty-five species were significant indicative species of city-blocks' use (Table 4). Collective and road were not associated to any indicative species. Park was associated to 4 different species, individual to 5 species including very common ones as *Taraxacum* spp or *Trifolium repens*, and school was associated to 8 species. On the opposite, industrial and land reserve were associated to numerous indicative species, 21 and 22 respectively (Table 4).

About beta diversity measures, β_{BC} was comprised between 0.82 (±0.01) to 0.88 (±0.01), indicating important variation in composition between city-blocks of the same use, for every use (Appendix 4). Those variations were almost completely explained by balanced variation in abundance (i.e. species turnover) between communities, as $\beta_{BC.BAL}$ were comprised between 0.76 (±0.02) and 0.85 (±0.02) whereas $\beta_{BC.BRA}$ (i.e. nestedness) varied between 0.01 (±0) and 0.08 (±0.02, Appendix 4). In other words, between city-blocks of the same use, the variation in composition was mainly explained by the substitution of individuals of some species in one city block by the same number of individuals of different species in another city block.

Uses	Species
Collective	No one
Individual	*Euphorbia peplus; Trifolium repens; Taraxacum spp; Senecio vulgaris; Digitaria sanguinalis*
Industrial	*Lathyrus tuberosus; Aphanes sp; Trifolium campestre; Torillis nodosa; Sanguisorba minor; Myosotis sp; Sherardia arvensis; Catapodium rigidum; Cerastium glomeratum; Helminthoteca echioides; Bellis perennis; Trifolium dubium; Medicago arabica; Ranunculus sp; Hypericum perforatum; Sonchus asper; Cirsium vulgare; Prunella laciniata; Echium vulgare; Veronica arvensis; Ophrys apifera*
Park	*Veronica agrestis; Alopecurus pratense; Stellaria pallida; Cerastium sp*
Road	No one
School	*Bromus hordeaceus; Veronica officinalis; Trifolium pratense; Medicago sp; Crepis setosa; Alliaria petiollata; Leotodon saxatilis; Phleum pratense; Daucus carota*
Land reserve	*Poa angustifolia, Vicia hirsuta; Arrhenatherum elatius; Helictotrichon pubescens; Vicia sativa; Elymus repens; Campanula rapunculus; Rumex acetosa; Lathyrus latifolius; Festuca arundinaceae; Holcus lanatus; Silene latifolia; Medicago sativa; Jacobea vulgaris; Artemisia vulgaris; Galium verum; Tanacetum vulgare; Vicia cracca; Anthoxantum odoratum; Poa pratensis; Ranuncumlus acris; Agrimonia eupatoria; Dianthus deltoides, Luzula campestris, Saponaria officinalis, Trifolium incarnatum*
Management	**Species**
Common style	No one
Garden style	*Veronica agrestis; Lolium perenne; Plantago major; Ranunculus bulbosus*
Natural style	*Poa angustifolia; Arrhenatherum elatius; Vicia hirsuta; Vicia sativa; Elymus repens, Holcus lanatus; Festuca arundinaceae; Jacobea vulgaris; Rumex acetosa; Agrimonia eupatoria; Vulpia myuros; Helictotrichon pubescens; Ranunculus acris; Campanula rapunculus; Rumex crispus; Urtica dioica; Lathyrus latifolius; Medicago sativa; Silene latifolia; Geranium columbinum; Artemisia vulagris; Galium verum; Odontites verna; Rhinantus minor; Tanacetumm vulgare; Vicia cracca; Anthoxanthum odoratum; Vicia tatrasperma; Heracleum sphondylium*
Usable style	*Digitaria sanguinalis; Parietaria judaica*
Unknown	*Torillis nodosa; Galium sp*

Table 4: Significant indicative species of city-blocks' uses or managements, ranked by decreasing p-value. Significance have been calculated based on 999 permutations.

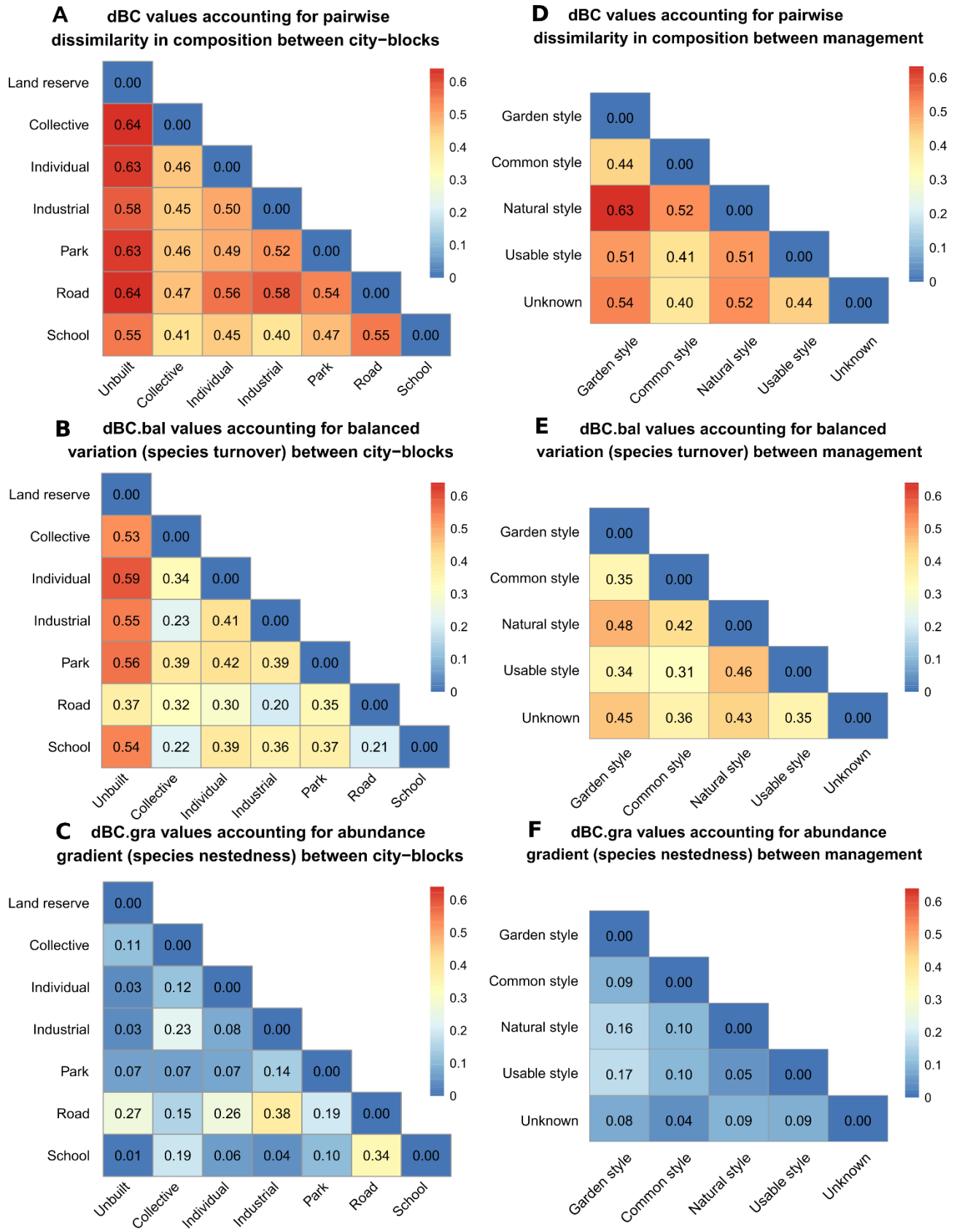


Figure 3: Representation of abundance-based pairwise dissimilarity in communities' composition between city-block. Left: difference for city-block of different uses; right: difference for city-blocks; top: total dissimilarity; middle: $d_{BC\text{-}bal}$ accounting for balanced variation in abundance; bottom: $d_{BC\text{-}gra}$ accounting for abundance gradient. Unknown management show for information.

In addition, the $d_{BC,}$ accounting for abundance-based pair-wise dissimilarities between uses was comprised between 0.64 (±0.01 for land reserve vs road and land reserve vs collective) and 0.41 (±0.03 for school vs collective and ±0.01 for school vs industrial) indicating important variation of composition between pair of uses (Fig. 3A). The highest d_{BC} values were those for land reserve (0.55±0.02 for land reserve vs school to 0.64±0.02 for land reserve vs collective), indicating that the overall composition of this use was quite strongly different from all other uses. This can be related with the NMDS (Fig. 4), where the points corresponding to land reserve were isolated from others uses, and the corresponding ellipse do not overlap any other. Although less clear, the roads also stood out in term of composition of other uses, with d_{BC} varying from 0.46 (±0.02 for road VS collective Fig. 3A) to 0.58 (±0.01, comparison with land reserve excluded, Fig. 3A). This was consistent with the NMDS (Fig. 4), where the ellipse of the road overlapped with those of the collective, park and individual, but not at all with those of the land reserve, industrial and school city-blocks.

Values of $d_{BC\text{-}bal}$ (Fig. 3B) were higher than values of $d_{BC\text{-}gra}$ (Fig. 3C) for almost all uses, indicating that the variations in composition between urban uses were mostly explained by balanced variation in abundance (i.e. species turnover). However, for some pairwise comparisons, abundance gradient (i.e. nestedness communities) explained most of variation, as for industrial vs road ($d_{BC\text{-}gra}$ = 0.38±0.06 and $d_{BC\text{-}bal}$ = 0.20±0.06, Fig. 3B & 3C) or school vs road ($d_{BC\text{-}gra}$ = 0.34±0 and $d_{BC\text{-}bal}$ = 0.21±0.01, Fig. 3B & 3C). Finally, while not the dominant explanatory phenomenon, the abundance gradient explained a significant portion of the variation in composition for some pairs of uses, particularly those involving roads and some involving collectives.

We also explored differences in composition between city-blocks of different managements. Thirty-three species were significant indicatives species of management (Table 4). Garden style, the highest management modality, was associated to 4 indicatives species, including *Lolium perenne*. For the two intermediate management intensity, common style was not associated to any species and

usable style was associated to 2 species only. Natural style, the least intensive management, was associated to 29 indicative species.

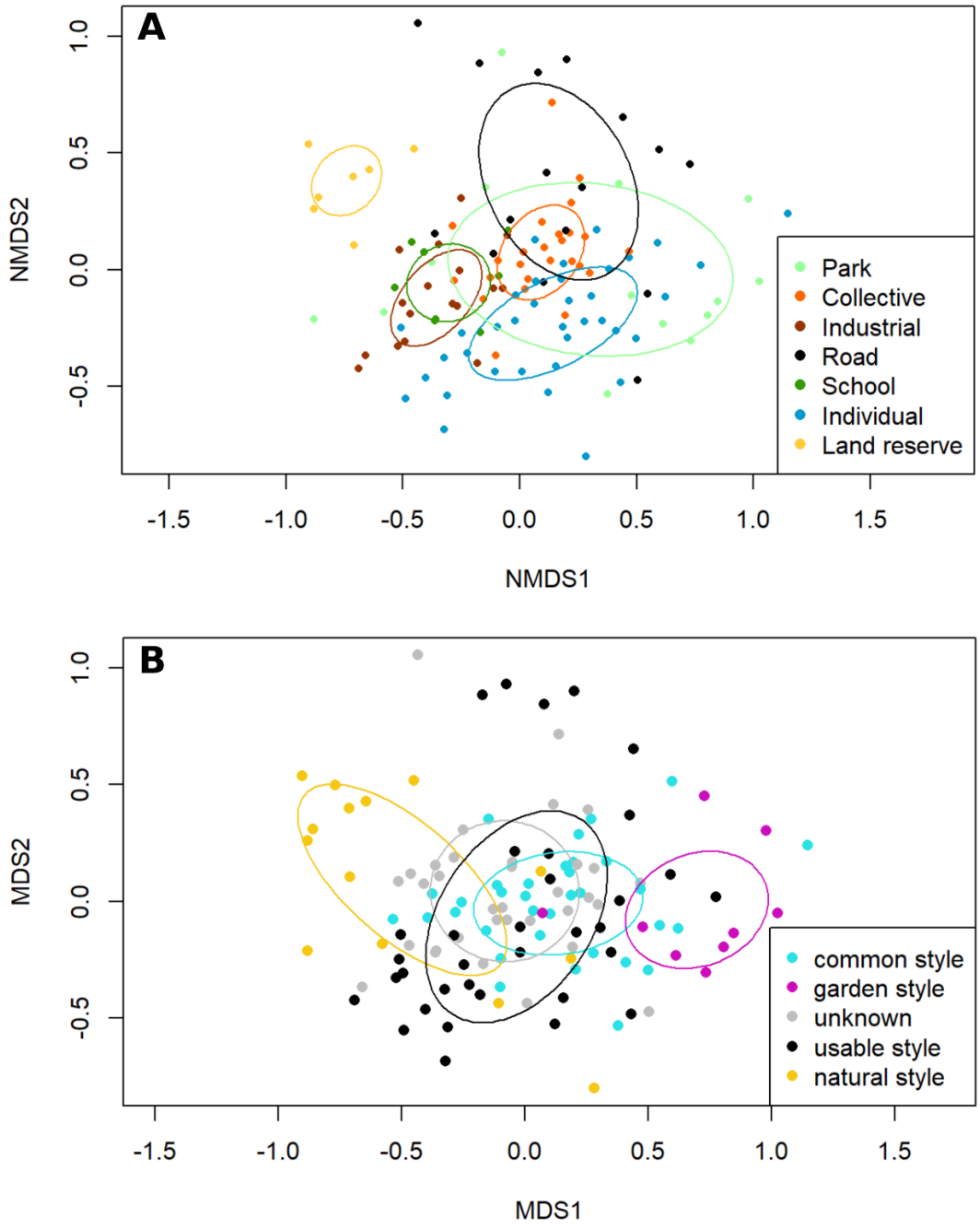


Figure 4: Nonmetric multidimensional scaling ordination plot of city-blocks vegetation composition between different uses (A) and different management vegetation (B). Dissimilarity values are Bray-Curtis distance between 125 city-blocks (show as points; 4 city-block have been excluded in preliminary analysis). Ellipses draw the standard deviation of composition of vegetation communities of city-blocks in 2-d ordination space.

About difference in composition between city blocks (i.e. beta diversity) related to management, the β_{BC} was comprised between 0.84 (±0.01 for common style) to 0.87 (±0.01 for usable and natural styles, Appendix 4), indicating important variation in composition between city-blocks of different management. These dissimilarities were exclusively related to replacement of species between city-block of the same management, as $\beta_{BC.BAL}$ varied between 0.78 (±0.02 for usable style) and 0.82 (±0.01 for natural style) whereas $\beta_{BC.BRA}$ was always less than 0.1 (Appendix 4). As for uses, the $d_{BC,}$ accounting for abundance-based pairwise dissimilarities between management were high, comprised between 0.63 (±0.0 for garden vs natural styles, Fig. 3D) and 0.41 (±0.05 for common vs usable styles), indicating important variation of composition between pair of managements. These dissimilarities were exclusively related to replacement of species between different management style, as $d_{BC\text{-}bal}$ varied between 0.48 (±0.02 for garden vs natural styles, Fig. 3E) to 0.31 (±0.13 for common vs usable styles). Values of $d_{BC\text{-}gra}$ were always lower, comprised between 0.06 (±0.06 for usable vs natural styles, Fig. 3F) and 0.17 (±0.09 for usable vs garden styles, Fig. 3F).

The dissimilarity in composition between individual city-block of different parcel size (β_{BC}) varied between 0.46 and 0.49, and was exclusively associated to variation in abundance (i.e. species turnover) between size categories (Appendix 2B). No clear trends are visible on the NMDS ordination (Appendix 2C).

Discussion

By highlighting differences in alpha and beta diversity between city blocks, our study provides insight about how the gamma diversity of city is distributed among the different urban uses. In accordance with our first hypothesis, different urban uses are associated to different richness, regional originality and composition, reveling different opportunities for vegetation diversity between uses. Some of our results, and our second hypothesis which is invalidated, need to be further investigated by other research. About management and age, our third hypothesis is partly validated, with difference of composition between different management; the last hypothesis is invalidated as there is no difference

between city-blocks of different age. The city block, by its intersection between the approaches of ecology and urban planning, is confirmed as a relevant scale for the study of urban diversity.

Uses contribute differently to the overall diversity of the city, and some have an underestimated role

The different urban uses exhibit varying level of richness and original rarity, discuss after. However, they are all associated to relatively unique vegetation composition (with the exception of roads) and different and numerous indicative species. The different uses therefore all seem to have some degree of singularity in terms of species, indicating that the total plant diversity of the city is distributed differently among the uses.

Individual garden are associated to high and variable richness. This result is in accordance with previous study indicating the high diversity of private garden (Thompson et al., 2004; Minor et al., 2023; Goddard et al., 2010, 2013). The multiplicity of management between individual gardens and the absence of herbicides (gardeners' communication; note that in France, use of herbicides in private garden is forbidden from January 2021) could explain this result. For individual garden, we expect a positive relationship between parcels size and biodiversity due to the positive impact of garden size on biodiversity (Thompson et al., 2004; Cavender-Bares et al., 2020), but we found a negative relationship. However, large parcel are often associated to complex structure (Levé, 2018), with multiple vegetated (flowerbeds, vegetable garden, lawns) and impervious (garage, driveway, pool) spaces associated to multiple owners' uses and values (Cook et al., 2012). Parcel size is used in planning to determine the area of individual spaces, but seem not to be very informative about the richness of these spaces.

Industrial, schools and collective housing seem to have varying interests for urban vegetation diversity. Yet, they are little or not studied in urban ecology and could benefit from further studies. Industrial and school seem to host original species at the regional (high regional originality) and urban (numerous indicative species, high dissimilarity mostly due to species turnover) scales. Industrial were also associated to high and variable species richness. For both uses, we mostly inventoried city-

blocks with extended green space and different habitat (Table 3), which could explained those result. This result is quite surprising, as the only study we found evaluating the contribution of industrial areas among other urban uses indicating a small positive effect of industrial areas for species richness (Godefroid & Koedam, 2007). School and industrial seem to be of underestimated interest for urban diversity, and could also see as opportunities to create interaction between human and diversity. Indeed, students and employees could use these spaces as parks and benefit from them. In addition, these uses of schools and industrials' vegetated spaces as parks could protect them from future densification: it is conceivable that spaces that are used, and that bring social value to the space, would be less easily built upon than "vacant" spaces.

Collective housing had median richness value and low original rarity, comparable of residential housing. Therefore, their contribution regarding gamma diversity of the city could be seen as quite the same as individual housing. However, collective housing are more homogeneous than individual housing, and this may indicate that they are less interesting in terms of diversity. In the current context of urban densification, collective housing could be favored compared to individual ones. It is then important to understand their relative interest in terms of richness and homogeneity of composition, which is not the case at present, since collective residences are very little studied.

Parks are associated to the lowest richness, which is quite surprising as parks are often more species-rich than other urban areas (Nielsen et al., 2014). However, we could note an important variation in alpha diversity between parks and the presence of three parks with high values of rarity, two considered as outliers. They are associated to the biggest parks, at the east and the north-west of the city (Fig. 1) and to the riverbanks park of the Loire River. Those three parks are larger and more complex than other city's parks, parameters known to increase species richness (Nielsen et al., 2014; Beninde et al., 2015; Ma et al., 2022). Large parks are generally associated with more different habitats and therefore more biodiversity (Nielsen et al., 2014; Matthies et al., 2017). This is what we see in our data, with large parks associated on average with 3 habitats versus only 1.1 for other parks

(data not show). A refined categorization of parks and urban green spaces, partly based on these parameters, could be needed to improve our understanding of parks' contribution to urban biodiversity. Our results seem to indicate that large urban parks with complex structure, diversified habitat and management are more valuable than manicured and pocket parks composed exclusively of lawns, which is in line with results of Bertoncini et al., (2012). This result is of high importance of the actual context of urban densification, where tiny parks could be preferred against extended ones in urban development (Lin et al., 2015).

Management, an important factor interacting with uses

Vegetation management were associated only to differences between community compositions. Between the four vegetation managements encountered, the two median ones did not differ greatly regarding composition whereas differences were observed between the lowest and the strongest. Those results are in line with precedent ones, indicating that vegetation management have to be greatly reduced to impact significantly species and functional richness of herbaceous communities (Chollet et al., 2018; Sehrt et al., 2020). Even if regional rarity is not different between managements, there is noticeable pattern regarding city-blocks of usable management: two distinct groups of city-blocks associated to rarity values higher than 3 or lesser than 2. City-blocks with rarity value higher than 3 arbor different kind of management within city-blocks: most of the vegetated space have 3-9 mowing per year, but some places inside city-block were associated to natural management (for example, background of individual garden or small hidden spaces, not easily visible in industrial). These natural spaces in regularly maintained city-blocks seem to promote the presence of original species. Campaigns encouraging individuals or companies to set up small-unmanaged areas on their plots (like for example "1m² pour la biodiversité", MNHN Paris) should therefore continue to be promoted.

Vegetation management could also be combined with urban uses to understand some pattern. We already mentioned that land reserve have the lowest values of richness and high regional

originality, and important compositional dissimilarity due to species turnover. The opposite pattern is found in roads, with highest richness, lowest regional originality. Roads had also lower compositional dissimilarity, explained by species nestedness, contrary to other uses. We could interpret this result in the light of the on the humped-shape richness-biodiversity curve of Grime (1973; Kelemen et al., 2013). This curve links species richness to intensity of management, *via* the relative abundance of competitive species (species able to monopolize resources) and ruderals species (species able to resist to stress, particularly due to long-lived tissues and low rates of nutrient uptake) (Grime, 2006). Therefore, land reserved with lowest management could favored few competitive species explaining the low richness in this use. The indicative species of land reserve like *Arrhenatherum elatius, Helictotrichon pubescens, Elymus repens, Festuca arundinacea* enforced this hypothesis. These competitive species are not present in other uses with higher management, explaining the great dissimilarity in composition between land reserves and other uses. In the same way, the medium-intensity management mostly encountered in the roads could explain the important richness of these spaces, with many ruderal species present. These ruderal species are common species, which would explain why no species are indicative of roads and the nesting of road communities in relation to other uses. This result is of particular importance because land reserves are by nature considered as future built space, and in the context of urban densification, they could disappear in urban settlement. At the opposite, roads are very common urban uses and could contributing highly to urban biotic homogenization.

Conclusion

Our study is lead at a large extend (an entire city) while keeping a detail of analysis for uses and management. This makes it possible both to assess overall urban diversity and to study differences between uses in a detailed and precise manner. Therefore, we show that total plant diversity is distributed among the urban uses and management. Those uses present partially unique composition, and some could be seen as opportunities to impede biotic homogenization by their original communities. Our study highlights the role of understudied and underestimated uses (industrial,

school). Some well-documented uses, as parks or individual, are classically considered as biodiversity hotspots in the city. We can put this status in perspective with the role of other uses (park vs. land reserve; individual vs. industrial). The use of city-block scale allows this analysis at fine scale and enables to arbitrate urban planning choices based on our results.

Transition

Dans ce chapitre, nous utilisons les îlots urbains comme échelle d'analyse de la diversité végétale en ville. Sur la base d'un échantillonnage représentatif de l'ensemble des îlots de Blois, nous avons inventorié les communautés végétales herbacées de 7 usages urbains. Cette méthode nous permet d'étudier la ville à une large étendue spatiale tout en conservant une finesse descriptive sur les usages étudiés. Nous avons trouvé des différences dans la diversité alpha et bêta entre les îlots urbains de différents usages et une différence dans la diversité bêta liée à la gestion de la végétation. La composition des usages est assez variable d'un usage à l'autre, avec un caractère d'unicité marqué (sauf pour les routes). Les îlots industriels et les établissements scolaires présentent un intérêt pour la diversité urbaine mais ces usages sont rarement étudiés en ville. Les résidentiels collectifs ont des valeurs de richesse et d'originalité régionale moyennes équivalentes à celles des individuels, mais la variation autour de la moyenne est bien plus importante en individuel, tout comme la variation de composition. Ainsi, les collectifs ont une diversité végétale herbacée homogénéisée, associée à la gestion uniforme de ces espaces. Ces différents résultats permettent d'identifier des usages dont la perte, dans le cadre de la densification urbaine, pourrait le plus contribuer à la disparition d'espèces uniques dans la ville et donc à l'homogénéisation biotique. Ces résultats laissent entrevoir une grande variabilité au sein des usages, ce qui peut indiquer que des paramètres locaux vont influencer les communautés végétales à l'intérieur des îlots. L'étude des traits fonctionnels permet de comprendre la réponse des espèces à ces conditions environnementales locales et donc les processus structurant la diversité et la composition des communautés. C'est ce que nous allons voir dans le chapitre suivant.

References

Aronson, M. F. J., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, N. S. G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., … Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *281*(1780), 20133330. https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330

Baselga, A. (2013). Separating the two components of abundance-based dissimilarity: Balanced changes in abundance vs. abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, *4*(6), 552–557. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12029

Baselga, A. (2017). Partitioning abundance-based multiple-site dissimilarity into components: Balanced variation in abundance and abundance gradients. *Methods in Ecology and Evolution*, *8*(7), 799–808. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12693

Baselga A, Orme D, Villeger S, De Bortoli J, Leprieur F, Logez M (2022). *betapart: Partitioning beta diversity into turnover and nestedness components*. R package version 1.5.6, <https://CRAN.R-project.org/package=betapart>.

Béguinot, J. (2016). Basic Theoretical Arguments Advocating Jackknife-2 as Usually being the Most Appropriate Nonparametric Estimator of Total Species Richness. *Annual Research & Review in Biology*, 1–12. https://doi.org/10.9734/ARRB/2016/25104

Benevolo, L. (1983). *Histoire de la ville*. Editions Parenthèses.

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

Bertoncini, A. P., Machon, N., Pavoine, S., & Muratet, A. (2012). Local gardening practices shape urban lawn floristic communities. *Landscape and Urban Planning*, *105*(1), 53–61. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.017

Blanchette, A., Trammell, T. L. E., Pataki, D. E., Endter-Wada, J., & Avolio, M. L. (2021). Plant biodiversity in residential yards is influenced by people's preferences for variety but limited by their income. *Landscape and Urban Planning*, *214*, 104149. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104149

Brice, M.-H., Pellerin, S., & Poulin, M. (2016). Environmental filtering and spatial processes in urban riparian forests. *Journal of Vegetation Science*, *27*(5), 1023–1035. https://doi.org/10.1111/jvs.12425

Cavender-Bares, J., Padullés Cubino, J., Pearse, W. D., Hobbie, S. E., Lange, A. J., Knapp, S., & Nelson, K. C. (2020). Horticultural availability and homeowner preferences drive plant diversity and composition in urban yards. *Ecological Applications*, *30*(4). https://doi.org/10.1002/eap.2082

Chollet, S., Brabant, C., Tessier, S., & Jung, V. (2018). From urban lawns to urban meadows: Reduction of mowing frequency increases plant taxonomic, functional and phylogenetic diversity. *Landscape and Urban Planning*, *180*, 121–124. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.009

Clémençon, A.-S. (2015). La ville ordinaire: Le laboratoire lyonnais de la rive gauche du Rhône. *Géoconfluences*, 2.

Cook, E. M., Hall, S. J., & Larson, K. L. (2012). Residential landscapes as social-ecological systems: A synthesis of multi-scalar interactions between people and their home environment. *Urban Ecosystems*, *15*(1), 19–52. https://doi.org/10.1007/s11252-011-0197-0

Cordier, J., Dupré, R., & Vahrameev, P. (2010). Catalogue de la flore sauvage de la région Centre. *Symbioses*, *26*, 36–84.

De Caceres, M., Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. Ecology, URL http://sites.google.com/site/miqueldecaceres/

Deparis, M., Legay, N., Isselin-Nondedeu, F., & Bonthoux, S. (2022). Considering urban uses at a fine spatial resolution to understand the distribution of invasive plant species in cities. *Landscape Ecology*, 1–15. https://doi.org/10.1007/s10980-022-01415-x

Directorate-General for Environment. (2021). *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Commmittee of the Regions—EU Soil Strategy for 2030 Reaping the benefits of healthy soils for people, food, nature and climate*. https://environment.ec.europa.eu/document/download/ae853f10-c9a2-4665-a9f2-c29d11c49374_en?filename=COM_2021_699_1_EN_ACT_part1_v4_0.pdf

Fourcaut, A. (2006). Qu'elle était belle la banlieue... *L'Histoire, 315*. https://www.lhistoire.fr/quelle-était-belle-la-banlieue

Gallety, J.-C., Guerlavas, G., & Faure, A. (1996). *Entre les tours et les barres: Restructurer les espaces publics des grands ensembles*. CERTU.

Goddard, M. A., Dougill, A. J., & Benton, T. G. (2010). Scaling up from gardens: Biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology & Evolution*, *25*(2), 90–98. https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.07.016

Goddard, M. A., Dougill, A. J., & Benton, T. G. (2013). Why garden for wildlife? Social and ecological drivers, motivations and barriers for biodiversity management in residential landscapes. *Ecological Economics*, *86*, 258–273. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.07.016

Godefroid, S., & Koedam, N. (2007). Urban plant species patterns are highly driven by density and function of built-up areas. *Landscape Ecology*, *22*(8), 1227–1239. https://doi.org/10.1007/s10980-007-9102-x

Godefroid, S., & Ricotta, C. (2018). Alien plant species do have a clear preference for different land uses within urban environments. *Urban Ecosystems*, *21*(6), 1189–1198. https://doi.org/10.1007/s11252-018-0792-4

Grafius, D. R., Corstanje, R., & Harris, J. A. (2018). Linking ecosystem services, urban form and green space configuration using multivariate landscape metric analysis. *Landscape Ecology*, *33*(4), 557–573. https://doi.org/10.1007/s10980-018-0618-z

Grime, J. P. (1973). Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, *242*(5396), 344–347.

Grime, J. P. (2006). *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. John Wiley & Sons.

Ives, C. D., Lentini, P. E., Threlfall, C. G., Ikin, K., Shanahan, D. F., Garrard, G. E., Bekessy, S. A., Fuller, R. A., Mumaw, L., Rayner, L., Rowe, R., Valentine, L. E., & Kendal, D. (2016). Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and Biogeography*, *25*(1), 117–126. https://doi.org/10.1111/geb.12404

Jourdan, G., Dominique, R., & Michel, S. (2008). *Les grandes zones d'activité économiques et commerciales: Des espaces stratégiques pour le renouvellement urbain*. 6.

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

Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., Miglécz, T., & Tóthmérész, B. (2013). Mechanisms shaping plant biomass and species richness: Plant strategies and litter effect in alkali and loess grasslands. *Journal of Vegetation Science*, *24*(6), 1195–1203. https://doi.org/10.1111/jvs.12027

Lampinen, J., & Anttila, N. (2021). Reconciling road verge management with grassland conservation is met with positive attitudes among stakeholders, but faces implementation barriers related to resources and valuation. *Journal of Environmental Planning and Management*, *64*(5), 823–845. https://doi.org/10.1080/09640568.2020.1785405

Legendre, P. (2014). Interpreting the replacement and richness difference components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, *23*(11), 1324–1334. https://doi.org/10.1111/geb.12207

Levé, M. (2018). *Les jardins domestiques, espace de passage des insectes pollinisateurs et de leur rencontre avec les habitant.es*.

Lin, B., Meyers, J., & Barnett, G. (2015). Understanding the potential loss and inequities of green space distribution with urban densification. *Urban Forestry & Urban Greening*, *14*(4), 952–958. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.09.003

Lososová, Z., Horsák, M., Chytrý, M., Čejka, T., Danihelka, J., Fajmon, K., Hájek, O., Juřičková, L., Kintrová, K., Láníková, D., Otýpková, Z., Řehořek, V., & Tichý, L. (2011). Diversity of Central European urban biota: Effects of human-made habitat types on plants and land snails. *Journal of Biogeography*, *38*(6), 1152–1163. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02475.x

Ma, Z., Zhang, P., Hu, N., Wang, G., Dong, Y., Guo, Y., Wang, C., Fu, Y., & Ren, Z. (2022). Understanding the drivers of woody plant diversity in urban parks in a snow climate city of China. *Journal of Forestry Research*. https://doi.org/10.1007/s11676-022-01535-9

Marcus, L., Berghauser-Pont, M., & Barthel, S. (2020). Towards a socio-ecological spatial morphology: A joint network approach to urban form and landscape ecology. *Urban Morphology*, *24*(1), 21–34.

Matthies, S. A., Rüter, S., Schaarschmidt, F., & Prasse, R. (2017). Determinants of species richness within and across taxonomic groups in urban green spaces. *Urban Ecosystems*, *20*(4), 897–909. https://doi.org/10.1007/s11252-017-0642-9

McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, *127*(3), 247–260. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005

Minor, E., Lopez, B., Smith, A., & Johnson, P. (2023). Plant communities in Chicago residential neighborhoods show distinct spatial patterns. *Landscape and Urban Planning*, *232*, 104663. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104663

Nielsen, A. B., van den Bosch, M., Maruthaveeran, S., & van den Bosch, C. K. (2014). Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosystems*, *17*(1), 305–327. https://doi.org/10.1007/s11252-013-0316-1

Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P, O'Hara R, Solymos P, Stevens M, Szoecs E, Wagner H, Barbour M, Bedward M, Bolker B, Borcard D, Carvalho G, Chirico M, De Caceres M, Durand S, Evangelista H, FitzJohn R, Friendly M, Furneaux B, Hannigan G, Hill M, Lahti L, McGlinn D, Ouellette M, Ribeiro Cunha E, Smith T, Stier A, Ter Braak C, Weedon J (2022). _vegan: Community Ecology Package_. R package version 2.6-2, <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Ossola, A., Locke, D., Lin, B., & Minor, E. (2019). Greening in style: Urban form, architecture and the structure of front and backyard vegetation. *Landscape and Urban Planning*, *185*, 141–157. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.02.014

Padullés Cubino, J., Avolio, M. L., Wheeler, M. M., Larson, K. L., Hobbie, S. E., Cavender-Bares, J., Hall, S. J., Nelson, K. C., Trammell, T. L. E., Neill, C., Pataki, D. E., Grove, J. M., & Groffman, P. M. (2020). Linking yard plant diversity to homeowners' landscaping priorities across the U.S. *Landscape and Urban Planning*, *196*, 103730. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103730

Panerai, P. (1997). *Formes urbaines: De l'îlot à la barre*. Éditions Parenthèses.

Pearse, W. D., Cavender-Bares, J., Hobbie, S. E., Avolio, M. L., Bettez, N., Roy Chowdhury, R., Darling, L. E., Groffman, P. M., Grove, J. M., Hall, S. J., Heffernan, J. B., Learned, J., Neill, C., Nelson, K. C., Pataki, D. E., Ruddell, B. L., Steele, M. K., & Trammell, T. L. E. (2018). Homogenization of plant diversity, composition, and structure in North American urban yards. *Ecosphere*, *9*(2), e02105. https://doi.org/10.1002/ecs2.2105

Piana, M. R., Aronson, M. F., Pickett, S. T., & Handel, S. N. (2019). Plants in the city: Understanding recruitment dynamics in urban landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *17*(8), 455–463. https://doi.org/10.1002/fee.2098

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/

Ramalho, C. E., & Hobbs, R. J. (2012). Time for a change: Dynamic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, *27*(3), 179–188. https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.10.008

Rega-Brodsky, C. C., Aronson, M. F. J., Piana, M. R., Carpenter, E.-S., Hahs, A. K., Herrera-Montes, A., Knapp, S., Kotze, D. J., Lepczyk, C. A., Moretti, M., Salisbury, A. B., Williams, N. S. G., Jung, K., Katti, M., MacGregor-Fors, I., MacIvor, J. S., La Sorte, F. A., Sheel, V., Threfall, C. G., & Nilon, C. H. (2022). Urban biodiversity: State of the science and future directions. *Urban Ecosystems*. https://doi.org/10.1007/s11252-022-01207-w

Schmidt, K. J., Poppendieck, H.-H., & Jensen, K. (2014). Effects of urban structure on plant species richness in a large European city. *Urban Ecosystems*, *17*(2), 427–444. https://doi.org/10.1007/s11252-013-0319-y

Sehrt, M., Bossdorf, O., Freitag, M., & Bucharova, A. (2020). Less is more! Rapid increase in plant species richness after reduced mowing in urban grasslands. *Basic and Applied Ecology*, *42*, 47–53. https://doi.org/10.1016/j.baae.2019.10.008

Soanes, K., & Lentini, P. E. (2019). When cities are the last chance for saving species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *17*(4), 225–231. https://doi.org/10.1002/fee.2032

Spotswood, E. N., Beller, E. E., Grossinger, R., Grenier, J. L., Heller, N. E., & Aronson, M. F. J. (2021). The biological deserts fallacy: Cities in their landscapes contribute more than we think to regional biodiversity. *BioScience*, *71*(2), 148–160. https://doi.org/10.1093/biosci/biaa155

Štajerová, K., Šmilauer, P., Brůna, J., & Pyšek, P. (2017). Distribution of invasive plants in urban environment is strongly spatially structured. *Landscape Ecology*, *32*(3), 681–692. https://doi.org/10.1007/s10980-016-0480-9

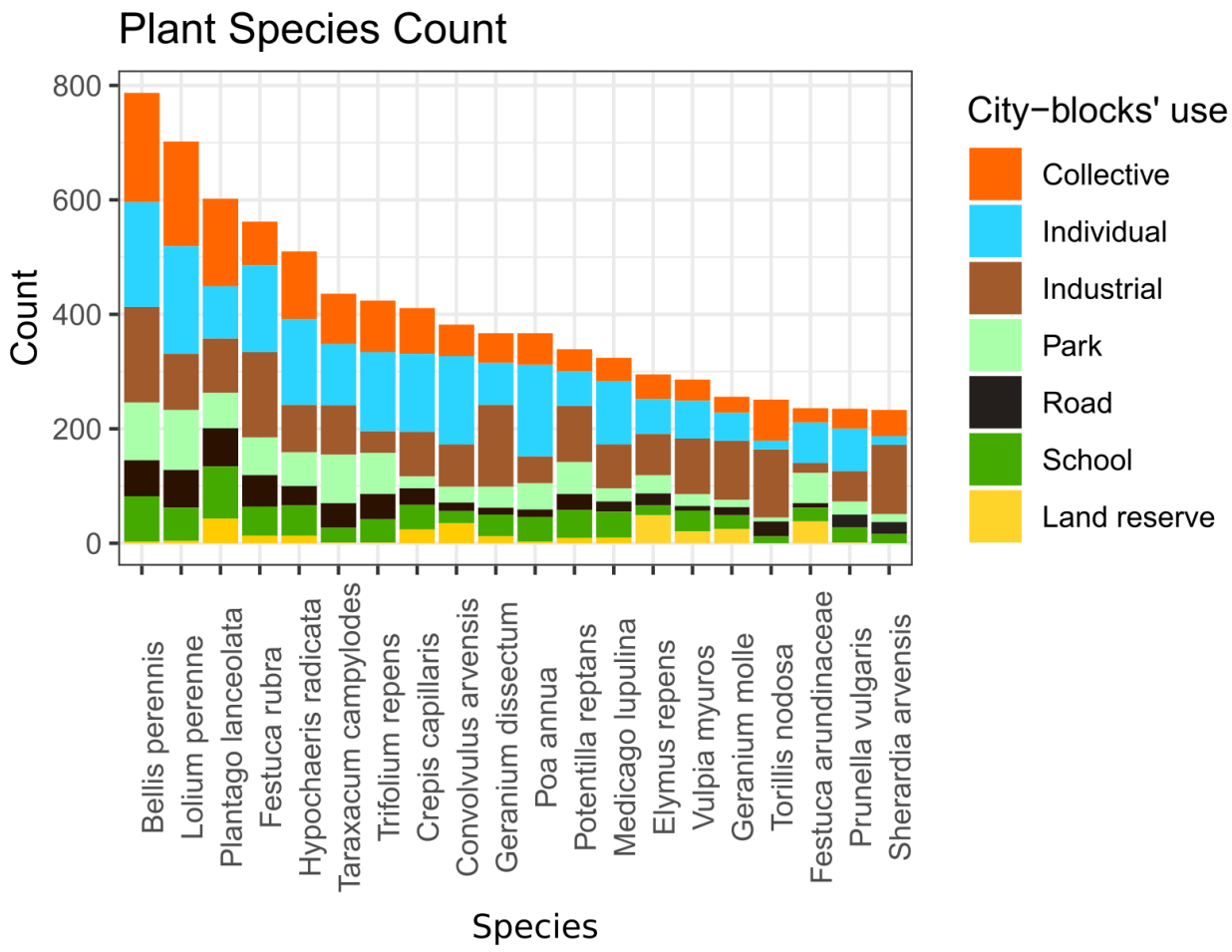
Thompson, K., Hodgson, J. G., Smith, R. M., Warren, P. H., & Gaston, K. J. (2004). Urban domestic gardens (III): Composition and diversity of lawn floras. *Journal of Vegetation Science*, *15*(3), 373–378. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02274.x

Vanderhaegen, S., & Canters, F. (2017). Mapping urban form and function at city block level using spatial metrics. *Landscape and Urban Planning*, *167*, 399–409. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.05.023

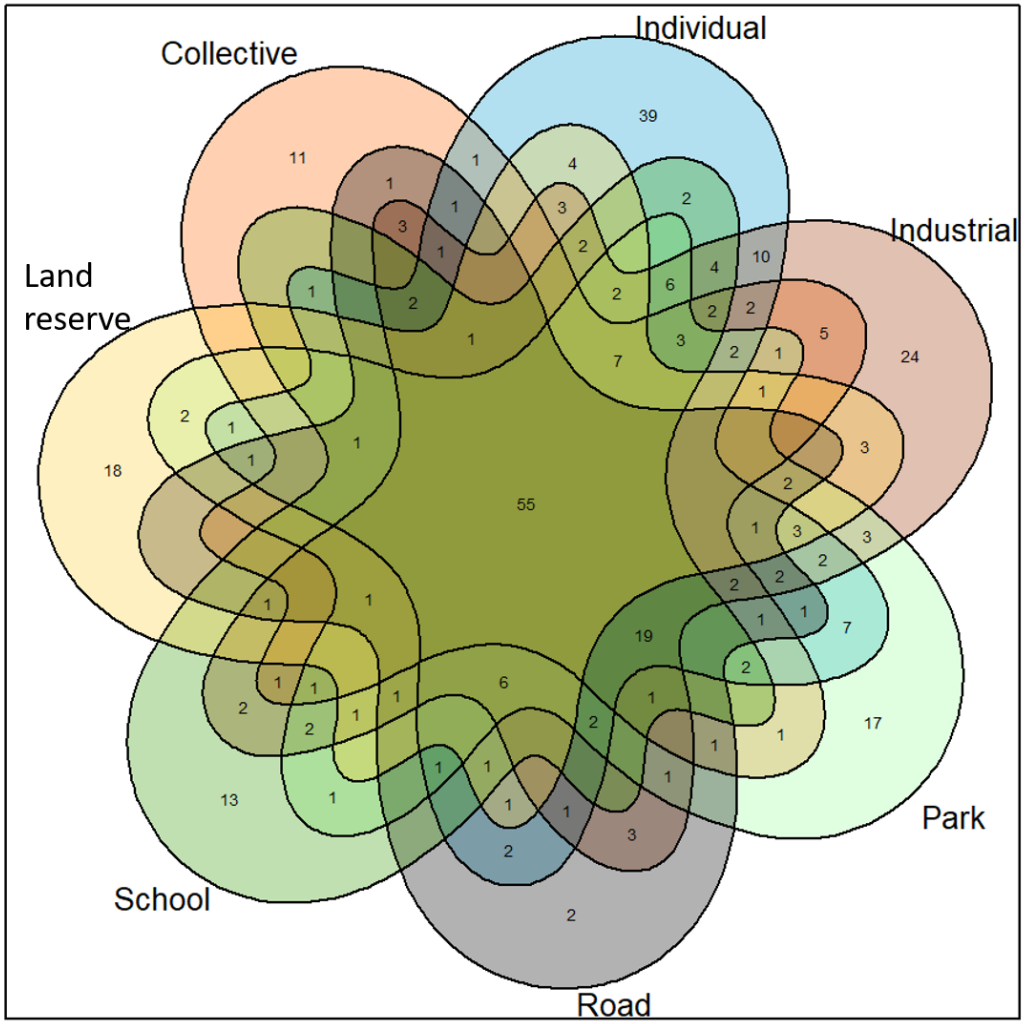
Williams, N. S. G., Schwartz, M. W., Vesk, P. A., McCarthy, M. A., Hahs, A. K., Clemants, S. E., Corlett, R. T., Duncan, R. P., Norton, B. A., Thompson, K., & McDonnell, M. J. (2009). A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *Journal of Ecology*, *97*(1), 4–9. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01460.x

Appendix

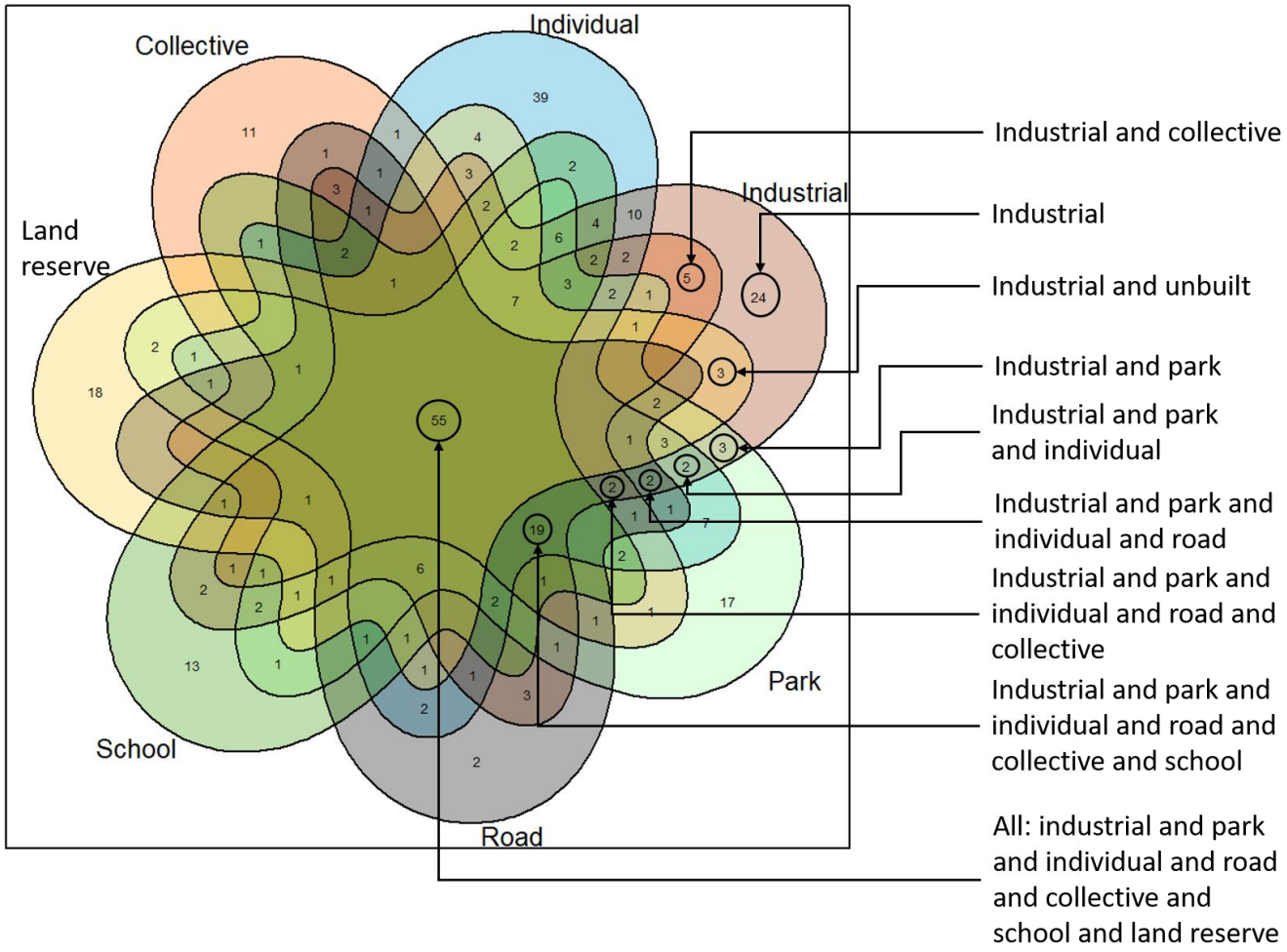
Appendix 1



Appendix 1A : Frequency of species in the 129 inventoried city-blocks, classified by use.

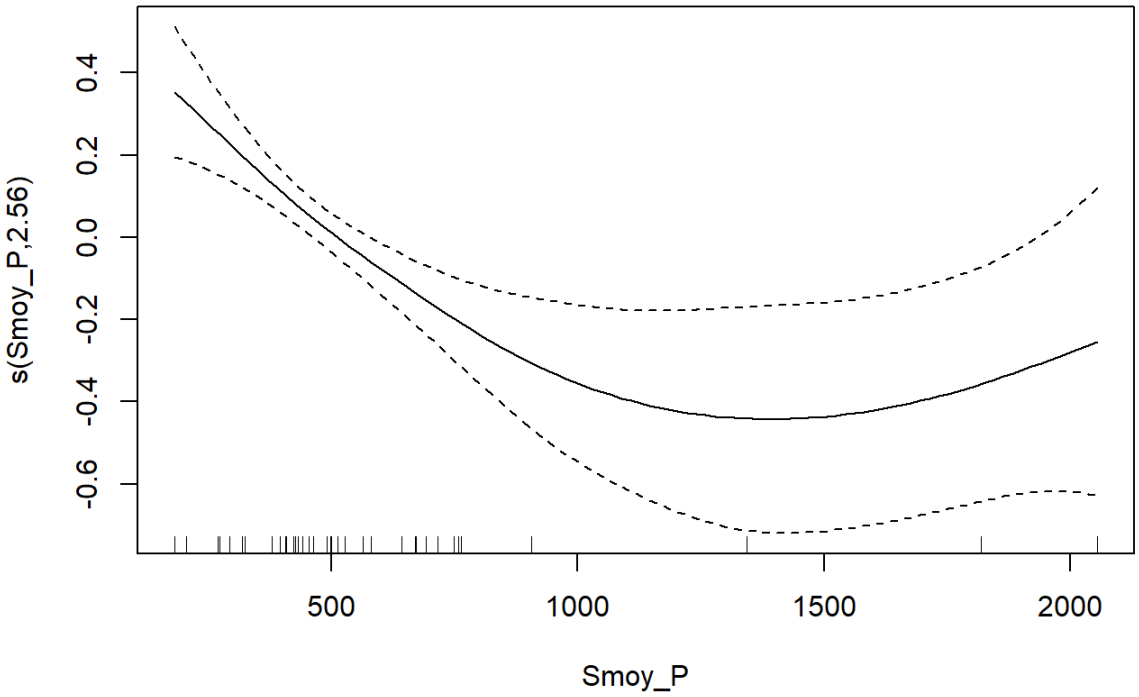


Appendix 1B : Venn diagram of species in the city-block's uses, representing number of species exclusive to each type of uses and the union of use. Union are represented by the overlap of each uses' envelope. For detail, see after.

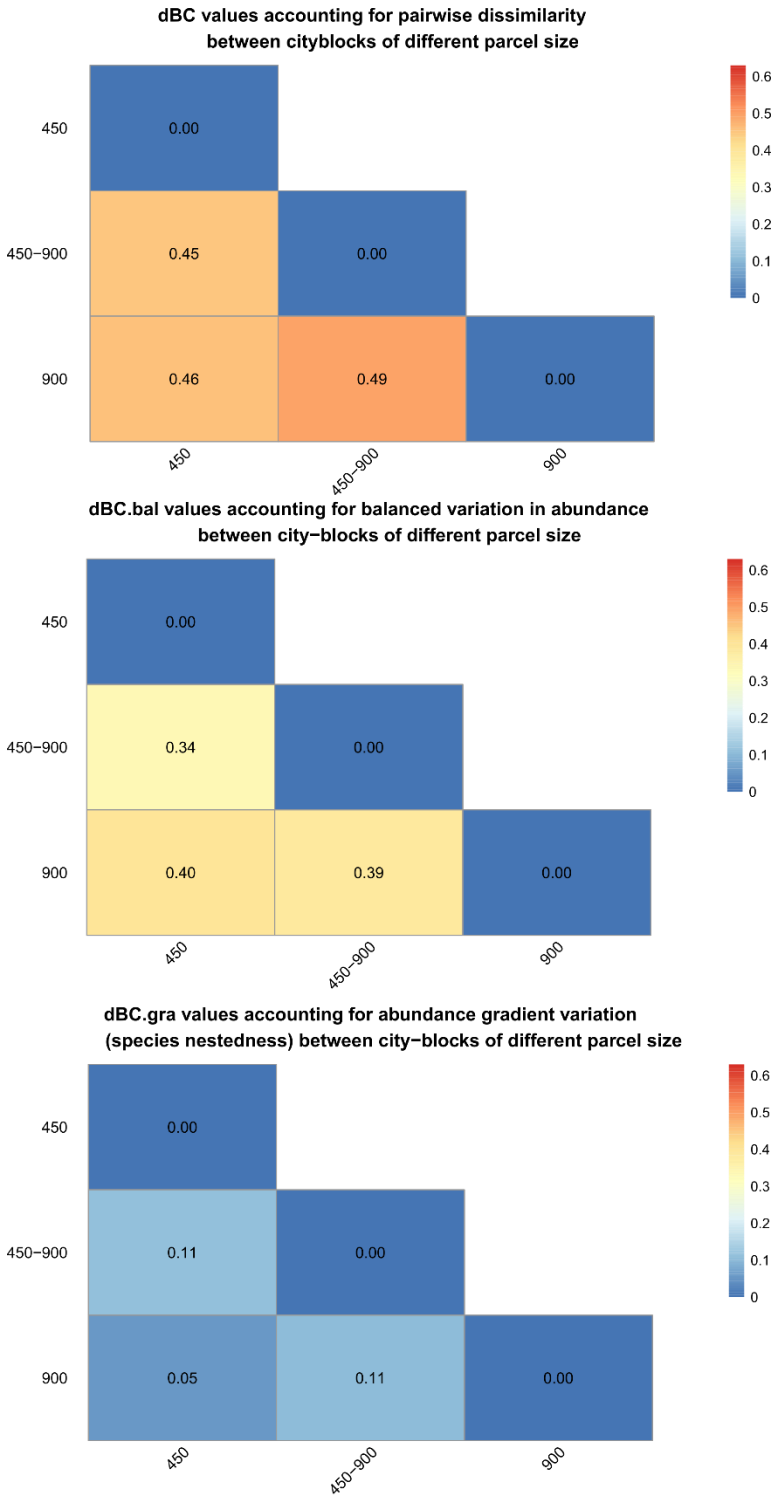


Appendix 1C: commented Ven diagram, explaining different union of uses.

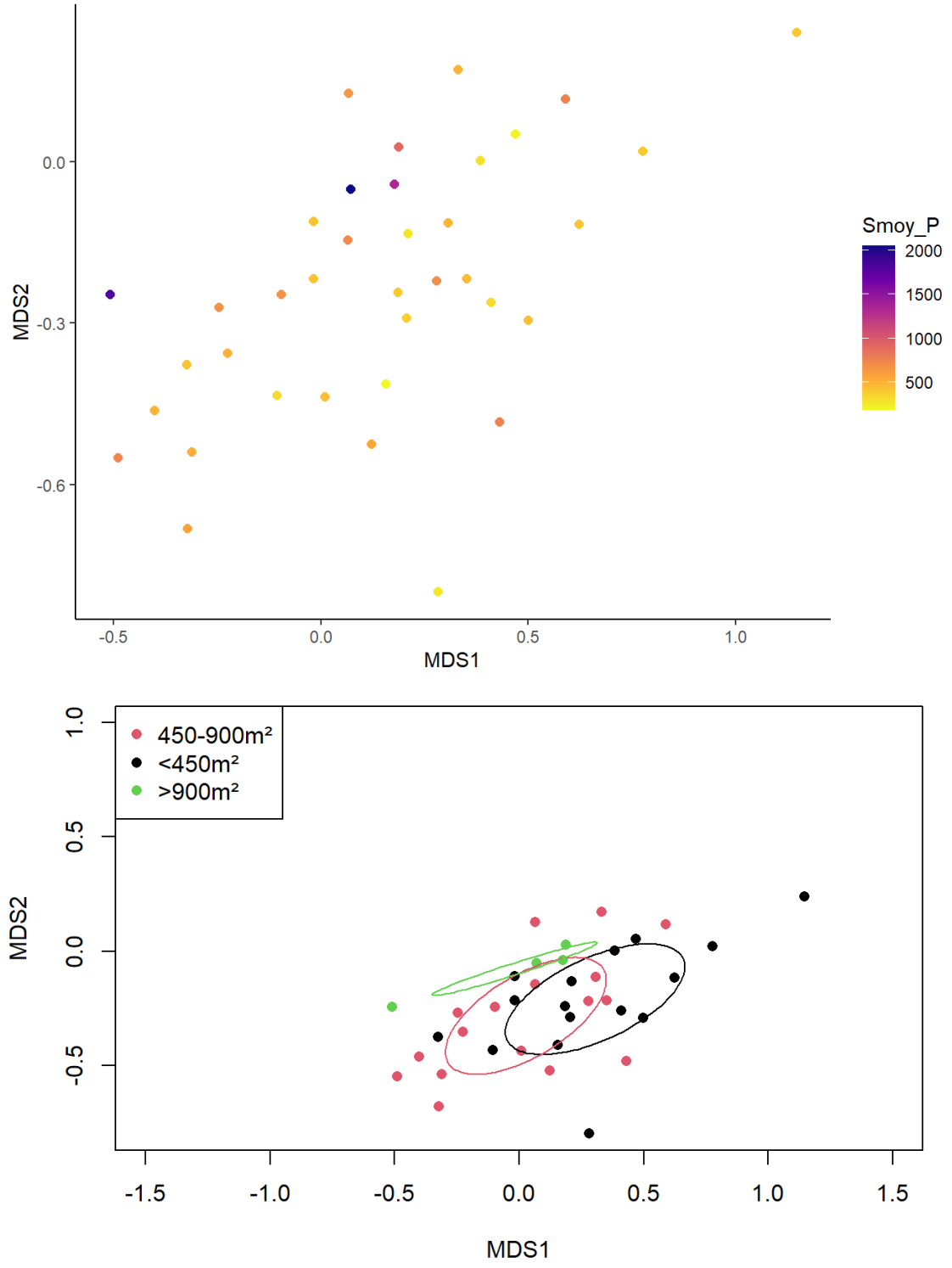
Appendix 2



Appendix 2A: result of the GAM between parcel size (Smoy_P) of city-blocks of residential individual uses and alpha diversity of residential individual city-blocks (rounded values, Poisson distribution, method= REML). Parcel size have a significant and negative effect on alpha diversity (edf=2.56, χ^2= 30.02, p-value=2.54 e10^{-6}). Deviance explained = 32.5%.

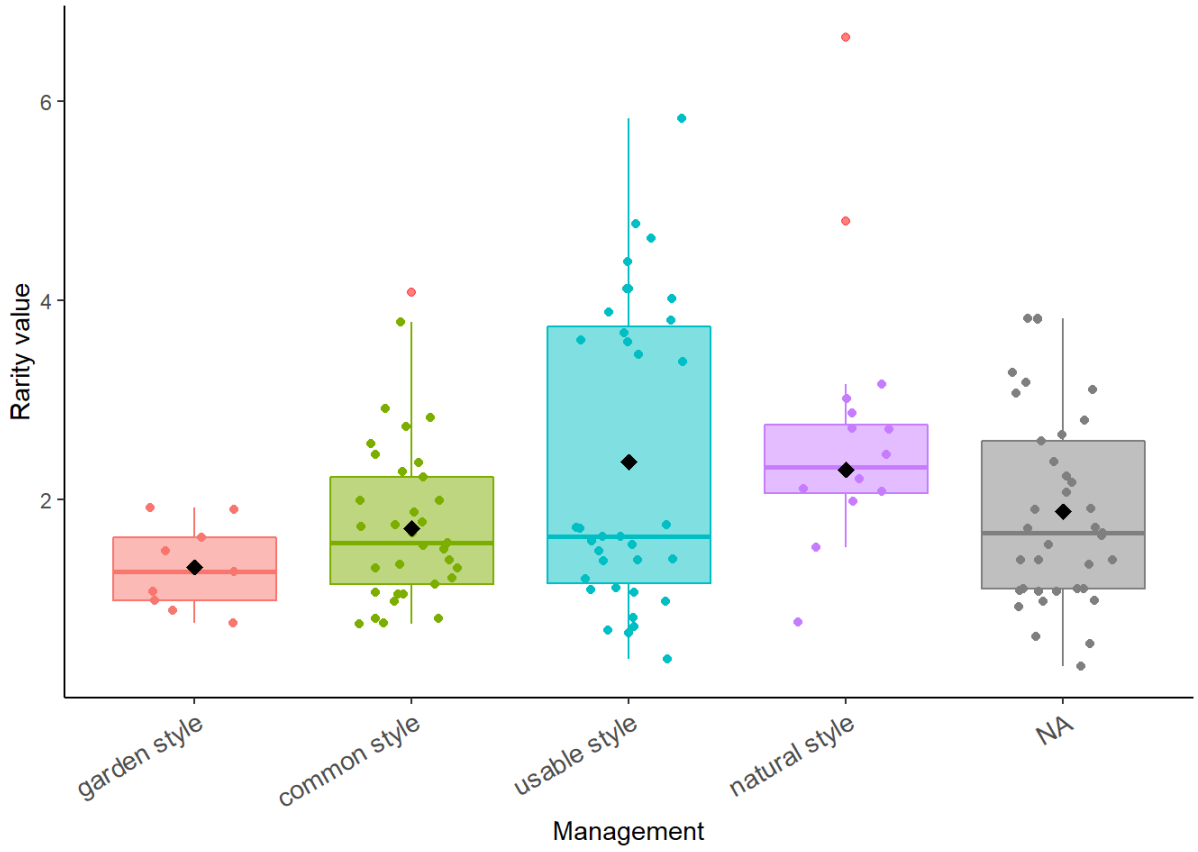


Appendix 2B: Representation of abundance-based pairwise dissimilarity in communities' composition between residential individual city-block of different parcel size (3 class, >450m², 450-900m², >900m²). Top: total dissimilarity; middle: $d_{BC\text{-}bal}$ accounting for balanced variation in abundance; bottom: $d_{BC\text{-}gra}$ accounting for abundance gradient.



Appendixes 2C: Nonmetric multidimensional scaling ordination plot of city-blocks vegetation composition for residential individual. Dissimilarity values are Bray-Curtis distance between 37 city-blocks (show as points). Colors represent the mean parcel size (Smoy_P) of residential individual city-blocks, show as quantitative values in first graphic and as qualitative in the second (3 class, >450m², 450-900m², >900m²). Ellipses draw the standard deviation of composition of vegetation communities of residential individual city-blocks of different parcel size in 2-d ordination space.

Appendix 3



Appendix 3: Box-plot of the rarity index of the city-block of different vegetation management. The black triangular dot represent average by use; the red points represent outliners values, excluded for the analyses, show for information. The exclusion of those points cause the ANOVA not to be significant. The ANOVA have been computed on a glm model with Poisson distribution of rarity index (Anova χ^2=6.6495, df = 3, p-value=8.395e-2). Note the two sub-groups in the "usable management": those lower than 2 are city-blocks manage only with usable management; those higher than 3 are city-blocks associated to multiple management (usable and natural).

Appendix 4

Use	Mean β_{BC}	Sd β_{BC}	Mean $\beta_{BC.BAL}$	Sd $\beta_{BC.BAL}$	Mean $\beta_{BC.BRA}$	Sd $\beta_{BC.BRA}$
Land reserve	0,83	0	0,81	0	0,01	0
Road	0,88	0,01	0,85	0,02	0,03	0,01
Collective	0,82	0,01	0,77	0,02	0,05	0,01
Industrial	0,84	0,01	0,79	0,02	0,05	0,01
School	0,84	0,01	0,77	0,01	0,07	0,01
Park	0,88	0,01	0,81	0,02	0,07	0,02
Individual	0,84	0,01	0,76	0,02	0,08	0,02

Management	Mean β_{BC}	Sd β_{BC}	Mean $\beta_{BC.BAL}$	Sd $\beta_{BC.BAL}$	Mean $\beta_{BC.BRA}$	Sd $\beta_{BC.BRA}$
Garden style	0,86	0	0,81	0	0,05	0
Common style	0,84	0,01	0,78	0,02	0,06	0,02
Natural style	0,87	0,01	0,82	0,01	0,05	0,01
Usable style	0,87	0,01	0,79	0,02	0,08	0,02
Unknown	*0,86*	*0,01*	*0,8*	*0,02*	*0,06*	*0,02*

Appendix 4: Values relative to variation in composition between city blocks of the same use or of the same management. The βBC accounts for total dissimilarity, $\beta_{BC.BAL}$ accounts for balanced variation in abundance between communities whereby the individuals of some species in one site are substituted by the same number of individuals of different species in another site and $\beta_{BC.BRA}$ accounts for abundance gradients, whereby some individuals are lost from one site to the other.

Chapitre 4 : Quels paramètres urbains structurent la diversité fonctionnelle des communautés herbacées?

Muriel Deparis, Sébastien Bonthoux, Arthur Castellanos, Ulysse Guilloteau, Francis Isselin-Nondedeu, Nicolas Legay.

Ce chapitre présente un travail en cours.

Chapitre 4 : Quels paramètres urbains structurent la diversité fonctionnelle des communautés herbacées? 206
Présentation 207
Introduction 208
Materials and methods 211
Vegetation, environmental and trait data 211
Statistical analysis 214
Results 215
Discussion 219
Conclusion 223
Transition 223
Reference 225
Appendix 231

Présentation

Les différents usages urbains sont associés à des communautés végétales distinctes, tant du point de vue de la richesse que de la composition. C'est ce que nous avons mis en évidence dans le chapitre précédent, par l'étude de la diversité des différents usages de Blois. Cependant, l'étude des processus structurant ces différences de richesse et de composition n'a pas été menée. Dans ce chapitre, je présente une version préliminaire de l'étude portant sur l'effet des conditions environnementales locales sur la diversité fonctionnelle entre différents usages (figure 1). L'étude de la diversité fonctionnelle permet de comprendre les processus de réponse des communautés aux différentes conditions environnementales locales. Alors que les conditions environnementales locales entre usages peuvent être assez contrastées, notre connaissance des traits de plantes en ville, particulièrement en intra-urbain, est limité et parfois contradictoire. Dans ce chapitre, je m'intéresse à l'impact de la fréquence de tonte et de certaines propriétés physico-chimiques des sols sur la diversité fonctionnelle des communautés de différents usages.

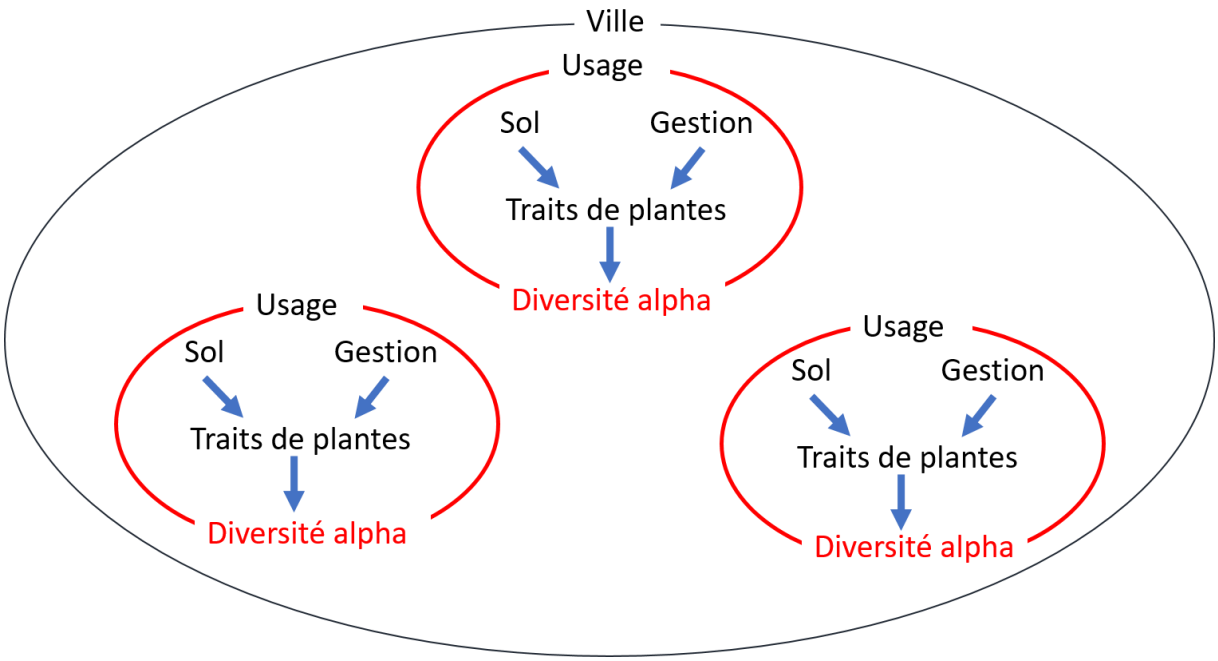


Figure 1 : Schéma des relations, au sein de chaque usage urbain, entre les conditions locales et les traits des espèces, structurant la diversité alpha des usages.

Introduction

As urbanization is recognized as one of the major threat on biodiversity and this would increase in the foreseeable future, cities are scrutinized to understand how to limit their impact and what are the possibilities they offer to biological conservation (Rega-Brodsky et al., 2022). Indeed, it has been demonstrated that cities may act as refuge for some species (Ives et al., 2016; Soanes & Lentini, 2019) and hosting important populations contributing to regional diversity (Spotswood et al., 2021). Despite high values of species richness (Callaghan et al., 2019; Avolio et al., 2020), biodiversity of urban areas is reduced compare to non-urban spaces (Aronson et al., 2014) because of biotic homogenization in cities (McKinney, 2006). Indeed, the specific features of urban environment strongly filter species.

According to the hierarchical filter theory, composition of species community is modulated by hierarchical filters through different scales, from global to local (Keddy, 1992; Zobel, 1997; Götzenberger et al., 2012). Species will respond to these filters according to their functional traits that are physiological, morphological and phenological parameters measurable at the individual level and related to species ability to acquire, utilize and preserve resources (Díaz & Cabido, 2001; Violle et al., 2007). Therefore, traits inform about the capacity of species to deal with environmental conditions (Aronson et al., 2016) and so explain their presence or their absence within a community. Functional traits are the way to related the individual performance (or individual fitness) to community structure and ultimately, to ecosystem functioning (Violle et al., 2007; Song et al., 2019; Zambrano et al., 2019). Thus, to understand richness and composition of community is to understand how species deal with environmental conditions and therefore what traits they are expressing. Similarly, the functioning of ecosystems and the ecosystem services they provide also depend on the functional diversity of species (Díaz & Cabido, 2001; Borowy & Swan, 2020). It is therefore understandable that the knowledge of plant traits in the city is of particular importance, both in terms of understanding ecological processes and also the perceptions of plants in the urban environment. However, knowledge regarding urban species traits is scarce and somewhat inconsistent (Aronson et al., 2016;

Williams et al., 2015). Overall, city favors tall plants (Williams et al., 2015) even if short ruderals species are adapted to urban environment (Knapp et al., 2009). Wind-pollinated, biennial or perennial plants are also favored in urban areas (Aronson et al., 2016). Multiple studies show contradictory results regarding traits response to urban parameters (Williams et al., 2015), and some traits informative about plant allocation resource or response to disturbance are little or not studied in cities (Aronson et al., 2016). Finally, most of study focus on Competitors-Stress-tolerators-Ruderals strategy, which are categories used to describe trade-offs between traits observed in plants, and used to identify species that have similar responses to environmental conditions. However, they do not inform precisely about how species respond to environmental filters. Ellenberg indicators and Landolt number are also studied, and inform about environmental niche of species and not about traits.

In addition, the application of the hierarchical filters theory to understand the specific and functional diversity of local intra-urban communities is limited. Only 20% of studies in urban ecology made intra-urban comparisons (Rega-Brodsky et al., 2022). Therefore, our knowledge about the filters in action at this scale are underestimated. Several filters can be envisioned, such as urban forms, socio-economic parameters and multiple managements (Aronson et al., 2016; Grilo et al., 2022). Indeed, cities are composed of a high spatial heterogeneity of forms and human uses (Larkham, 2006) like residential areas, industrial zones, urban parks, *etc*. But those uses are poorly considered in urban ecology, as urban description are mostly based on urban-rural gradient or square grid (Ramalho & Hobbs, 2012; Rega-Brodsky et al., 2022, see chap 2), while those uses are associated to spatial distribution of species (Deparis et al., 2022), to alpha and beta diversity of herbaceous community (see chap 2), and also to difference in plant traits composition (Lososova et al., 2006; Kalusová et al., 2017). In addition, between those different uses, the variation of socio-economic parameters, management of vegetation and soil features can affect plant traits and diversity. For example, Andrade et al., (2021) explained how management lead at different scales and by different managers structured meta-communities, by creating different habitat patches in the landscape. Other studies showed that socio-economic parameters can also highly constraint vegetation management made by private and

public managers (Leong et al., 2018; Blanchette et al., 2021). With both private and public managers, the frequency of mowing can impact functional richness of urban lawns (Chollet et al., 2018) whereas in private gardens, species occurrence is explained by species traits, as gardeners tend to manage their garden to keep plants with esthetical traits they like (Kendal et al., 2012; Goodness et al., 2016; Padullés Cubino et al., 2020). In the different urban uses, the different choices of management could impact soil properties. For example, addition of compost and no tillage in residential garden increased soil available phosphate and density compare to public parks (Edmondson et al., 2014). This increase in the amount of available nutrients can decrease the amount of dry matter and leaf C/N and increase the specific leaf area (SLA) of plants (Legay et al., 2014; Song et al., 2019). Construction and deconstruction of buildings lead to abandonment of materials like pebbles, rubble, old tar plates, plaster, that could mixed up with soil and impact plant establishment (Godefroid et al., 2007) and seedling success (Pregitzer et al., 2016). Those materials are mostly found in industrials areas or roads than parks (Greinert, 2015) and affect pH and conductivity of soil. Therefore, many of soil environmental conditions classically considered to structure plants communities, like water availability, temperature, physico-chemical parameters of soil seems to be directly impacted by human activities.

In this study, we aim to understand which environmental parameters (frequency of mowing and physico-chemical parameters of soil) drive plant traits of herbaceous plants in different urban uses. To do so, we characterized the functional diversity of communities associated to different urban uses, defined at the city-blocks scale. This scale is the scale of urban development, intermediate between parcel and neighborhood, defined in urban geography as a portion of land containing buildings and delimited by roads (Clémençon, 2015, see also chap 3). We hypothesized that different urban uses, associated to different human activities, have plant communities with different functional traits. Particularly we assumed that the two extremes of use (i.e., parks and land reserves) would have communities with different functional traits due to differences in mowing frequency and soil fertility.

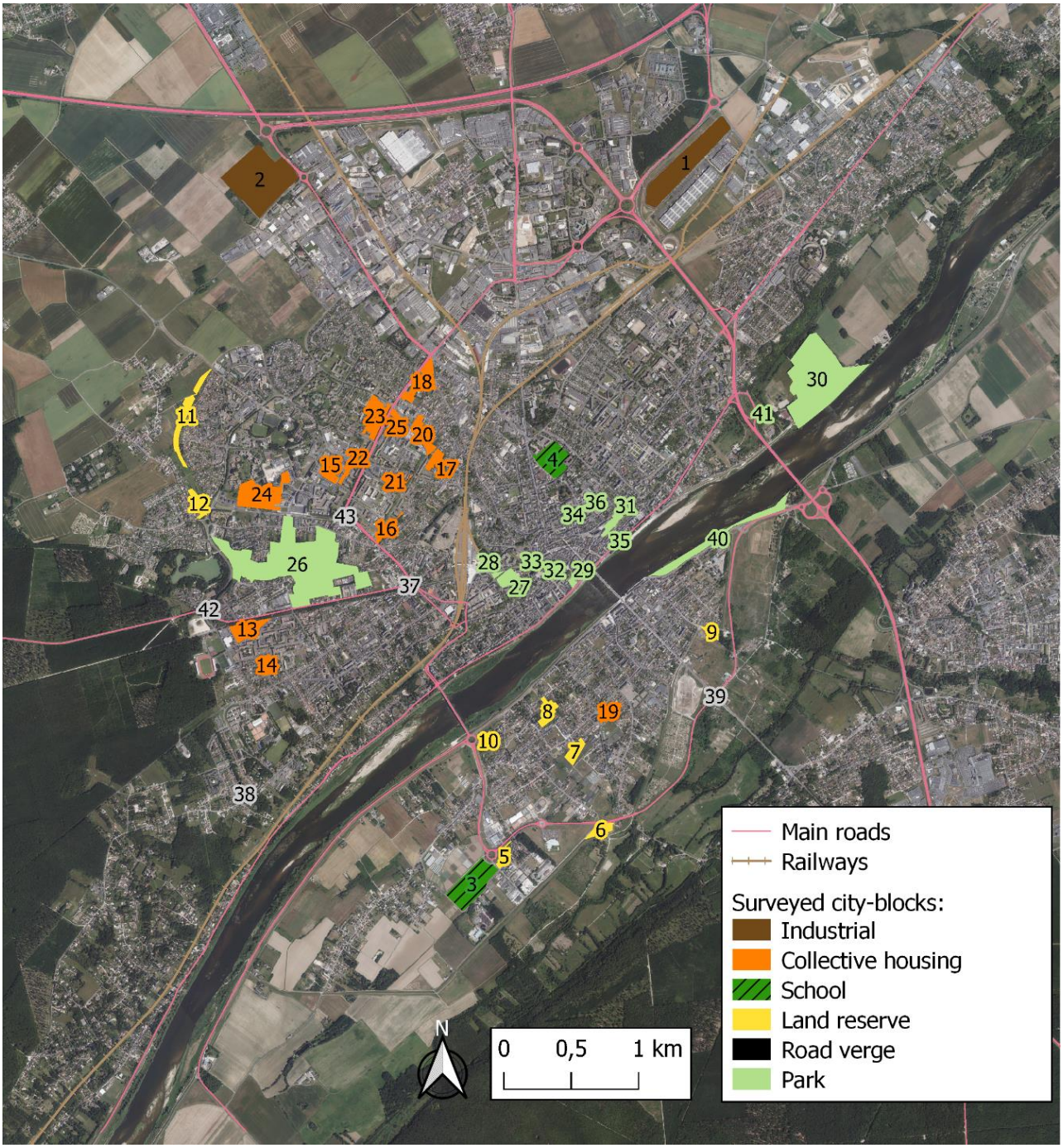


Figure 2: Map of the urban uses of the studied sites in Blois. Colors correspond to urban uses. Number identify each sites. Note that the road easement are not visible at this scale and can be identified by their number, circled in gray.

Materials and methods

Vegetation, environmental and trait data

Forty-seven vegetated communities were surveyed during June and July of 2021 and 2022, in Blois, central-western France (47°34′59″N, 1°19′59″E). Blois is 120m above sea level, maximum temperature (average over the period 2000-2020) is 30.5°C and the minimum is -2°C, and annual

rainfall is about 650 mm. Communities were distributed between different urban uses of the city: road verges, collective housing, industrial areas, parks (Fig. 2), defined at the city-block scale. In those urban uses, we sampled herbaceous communities of lawns of multiple managements, ranging from highly maintained lawns to urban meadows. We gathered information on the frequency of mowing by talking to the owners or managers of the different inventoried spaces (Table 1). We sampled herbaceous community with a determined number of 50cmX50cm quadrats depending on the surface of community. We estimated the surface with aerial pictures and possibly corrected it *in situ*. The minimal number of quadrats was 4 and the maximal 20 (see chap 3). In the inventoried city-blocks, laws and meadows could be fragmented, therefore the quadrats were placed on the different parts and aggregated at the city-blocks scale for analysis. Assuming that the species contributing the most to functional properties of community are the ones with the highest biomass (biomass ratio hypothesis, Grime, 1998), we inventoried the dominant species based on the BOTANAL protocol (Tothill et al., 1992; Lavorel et al., 2007). In this protocol, from an estimate of the biomass of the species made by eye by the observer, the dominant species of the quadrat (up to 7) are classified on three ranks of dominance, representing biomass-dominance relationship. The total biomass of the quadrats and of each species are then corrected, based on the measurement of the total biomass of 10% of all the inventoried quadrats.

Regarding establishment and persistence traits, we studied Leaf Dry Matter Content (LDMC), Surface Leaf Area (SLA), leaf N content (LNC), leaf C/N and vegetative height. For dispersal ability, we considered seed mass, seed number and terminal velocity. We also studied dates of begin and end of flowering and duration of flowering period (in Julian day) to considered phenological traits. The traits of each species representing more than 2% of the total biomass of a plant community were retrieved from the TRY database (Kattge et al., 2020, except for flowering period, trait were extract from the BaseFlor) . Most of the time in this database, multiple values were provided for one species, so we used the mean value across each species. As all the traits for all the species were not in the database, we completed our data with *in situ* measurements. We focused on species accounting for

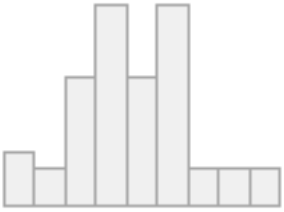
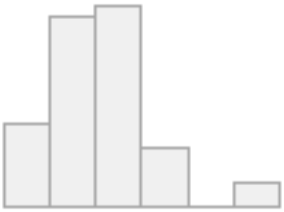
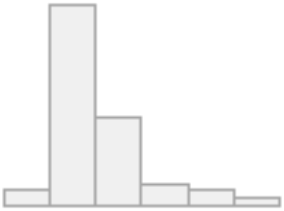
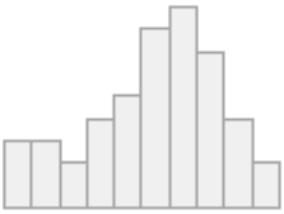
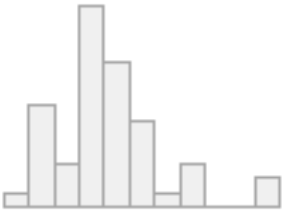
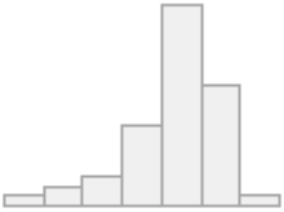
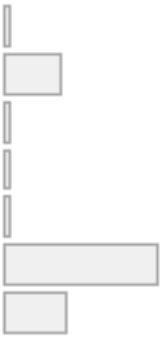
Variable	Description	Stats / Values	Freqs (% of Valid)	Distribution of values
X.N	Soil total nitrogen	Mean (sd) : 0.3 (0.1) min < med < max: 0.1 < 0.3 < 0.5 IQR (CV) : 0.1 (0.4)	45 distinct values – 0 missing value	
X.C	Soil total Carbone	Mean (sd) : 3.1 (1.2) min < med < max: 1 < 3 < 6.5 IQR (CV) : 1.2 (0.4)	46 distinct values – 0 missing value	
C.N.soil	Ratio C/N	Mean (sd) : 12.1 (1.9) min < med < max: 9.6 < 11.6 < 19.6 IQR (CV) : 1.8 (0.2)	46 distinct value – 0 missing value	
pH	Soil pH	Mean (sd) : 7.5 (0.5) min < med < max: 6.5 < 7.6 < 8.4 IQR (CV) : 0.6 (0.1)	37 distinct values – 0 missing value	
WFP	Soil water filed pore	Mean (sd) : 41.2 (20.2) min < med < max: 9.5 < 38.7 < 100.6 IQR (CV) : 17.7 (0.5)	46 distinct values – 0 missing value	
WHC	Soil water holding capcity	Mean (sd) : 71.8 (5.9) min < med < max: 50.6 < 73.2 < 81.3 IQR (CV) : 6.3 (0.1)	46 distinct values – 0 missing value	
mowing	Number of mowing per year	Mean (sd) : 10.4 (6) min < med < max: 0 < 12 < 18 IQR (CV) : 6 (0.6)	0 : 1 (2.1%) 1 : 9 (19.1%) 2 : 1 (2.1%) 5 : 1 (2.1%) 7 : 1 (2.1%) 12 : 24 (51.1%) 18 : 10 (21.3%)	

Table 1: Presentation of the different environmental parameters considered.

more than 10% of median biomass of community and present in at least one quarter of community, resulting in 25 species. We concentrated effort in the measurement of three traits: plant height, leaf C/N ratio and leaf dry matter content (LDMC). They were measured following Pérez-Harguindeguy et al., (2013). Briefly, for each of the 25 species, we collected at least 10 leaves on at least 3 different individuals, and each leaf was rehydrated for 24 hours, weighed, dried for 48 hours at 105°C, and reweighed. Leaves were ground for the analysis of C and N as for the soil samples. For the remaining species without information, we used the mean value of trait across all species.

For each community, three soil cores of 10cm depth were collected and mixed to form a mixed soil sample. Soil subsamples were air dried to measure total soil carbon (C) and nitrogen (N) with a FlashEA 1112 elemental analyzer (Fisher Scientific Inc., Waltham, MA, USA), and soil pH was measured using a 1:4 (soil: distilled water) solution. Bulk density and soil porosity were obtained measuring the dry mass of a fixed volume (250cm^3) soil core (Table 1). Prior to drying, 100-ml of distilled water were added to saturate each soil core and allowed calculating water-holding capacity and water filled pore space.

Statistical analysis

All the analysis were computed with R (version 4.2.1. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2022). Before analysis, we checked correlation between traits, mowing frequency and soil parameters. Bulk density and total porosity were completely correlated together (r =100%) and highly correlated to water holding capacity (r>70), we decided to keep only water holding capacity, which is the biologically easiest to interpret. Regarding plant traits, begin and end of flowering season were highly correlated (r>70). As end of flowering season was also highly correlated to leaf C/N, we decide to exclude end of flowering season. For seed number, more than 50% of data were missing, so we decided to exclude this trait from the analysis instead of using mean value. For other traits, percentage of missing values (therefore replaced by mean value in of the dataset) varied between 0% (for seed mass) to 28% (for LNC).

We then computed Community Weighted Mean (CWM) of each trait and for each community (n=47) with the *FD* package (Laliberté & Legendre, 2010, 2014). We then explored variation of CWM related to mowing frequency and phyisco-chemical features of soil with Generalized Additive Models (GAMs - computed with the *mgcv* package, Wood 2011), because non-linear relations could be hypothesized between some soil parameters and traits. Mowing frequency was considered as linear predictor whereas soil parameters were considered as smooth term. Assumptions of the model have been checked, leading to the square-root transformation of seed mass values.

We also computed RLQ analysis (Dolédec et al., 1996). It's a three-ways ordination aiming to extract the joint structure between species-sites, environment-sites and species-traits tables. RLQ allows us to explored the link between environmental condition and plants traits with the information on species distribution between site (and therefore, between urban uses). RLQ analysis provides ordination axes (environmental and species trait axes) onto which sites and species are projected. We computed the RLQ analysis with the ade4 *package* (Dray & Dufour 2007).

Results

One hundred and fifteen species were dominant in at least one of the 47 communities studied. Among them, 81 species represented more than 2% of the biomass in the community. The most common and most abundant species were *Lolium perenne* L. (29 occurrences in the 47 communities), *Plantago lanceolata* L. (23), *Festuca rubra* L. (21), *Hypochaeris radicata* L. (18), *Helminthotheca hechioides* (L.) Holub and *Elymus repens* (L.) Desv. Ex Nevski (16 each).

Overall, soil C/N, frequency of mowing, water-holding capacity, soil N and pH had significant relationship with most of plant traits (Table 2 and Annex 1). However, SLA, LNC and begin of flowering period do not respond to any environmental conditions. Mowing frequency had linear negative relationship with leaf C/N, height and seed mass but it had positive effect for flowering period (Table 2). Soil N had linear and positive effect on length of flowering time but linear and negative effect on height (Table 2 and Appendix 1). Soil C/N had linear and positive relationship

	Intercept	Mowing frequency	Soil N	Soil C/N	Soil pH	WFP	WHC	Total explained variance
CWM C/N	23.8	↘ estimate = -0.29 p-value < 0.001		↗	↘			57.9
CWM LDMC	0.27			↗	↘		Inverted U	50.1%
CWM SLA	27.1							14%
CWM LN	26.7							32.3%
CWM Seed mass	1.45	↘ estimate = -0.02 p-value < 0.001		↗			Inverted U	54.1%
CWM Seed terminal velocity	2.27			↗			Inverted U	35.2%
CWM Height	0.46	↘ Estimate = -0.01 p-value < 0.001	↘	↗				66.4%
CWM Begflow	130							18.8%
CWM Flowtime	123	↗ Estimate = 2.63 p-value < 0.001	↗					51.8%

Table 2: Summarized results of GAM model between environmental conditions and CWM of each trait. Mowing was considered as linear parameter. Empty cells: no effect; ↗ positive effect; ↘ negative effect; Inverted U – description of the non-linear relation between environmental variable and CWM. CWM: community weighted mean; N: nitrogen, C/N: carbon : nitrogen ratio; WFP: water field pore; WHC: water holding capacity; LDMC: leaf dry matter content; LN: leaf nitrogen content; Begflow: date of begin of flowering period; Flowtime: length of flowering period. See Annex 1 for graph of significant relationships.

with five traits, leaf C/N, LDMC, seed mass, seed terminal velocity and height (Table 2 and Appendix 1). Soil pH had linear and negative relationship with leaf C/N and LDMC (Table 2 and Appendix 1). Water holding capacity had non-linear significant relationship with LDMC, seed mass and seed terminal velocity, with inversion of effect around 65%: below, the effect was positive, above the effect was negative. Explained variances were high and varied from 14 % to 66.4%.

For the RLQ analysis, the first two axes explained 94.75% of the total variation (75.35% and 19.40% respectively). The first axis was correlated strongly and positively with frequency of mowing

(Fig. 3). About traits, axis 1 was negatively correlated to vegetative height, leaf C/N and seed mass and positively to length of flowering period (Fig. 2). Species most positively correlated to axis 1 were *Bellis perennis* L., *Poa annua* L., *Taraxacum spp*, *Erodium cicutarium* (L.) L'Hér. and *Plantago coronopus* L., whereas the most negatively correlated are *Lathyrus latifolius* L., *Calystegia sepium* (L.) R. Br., *Asparagus officinalis* L., *Festuca arundinacea* Schreb. and *Elymus repens* (L.) Gould (Table 3). Regarding sites, axis 1 is positively correlated to lawns of tiny city-center parks and negatively to meadows of land reserve and biggest parks (Fig. 4 and 2).

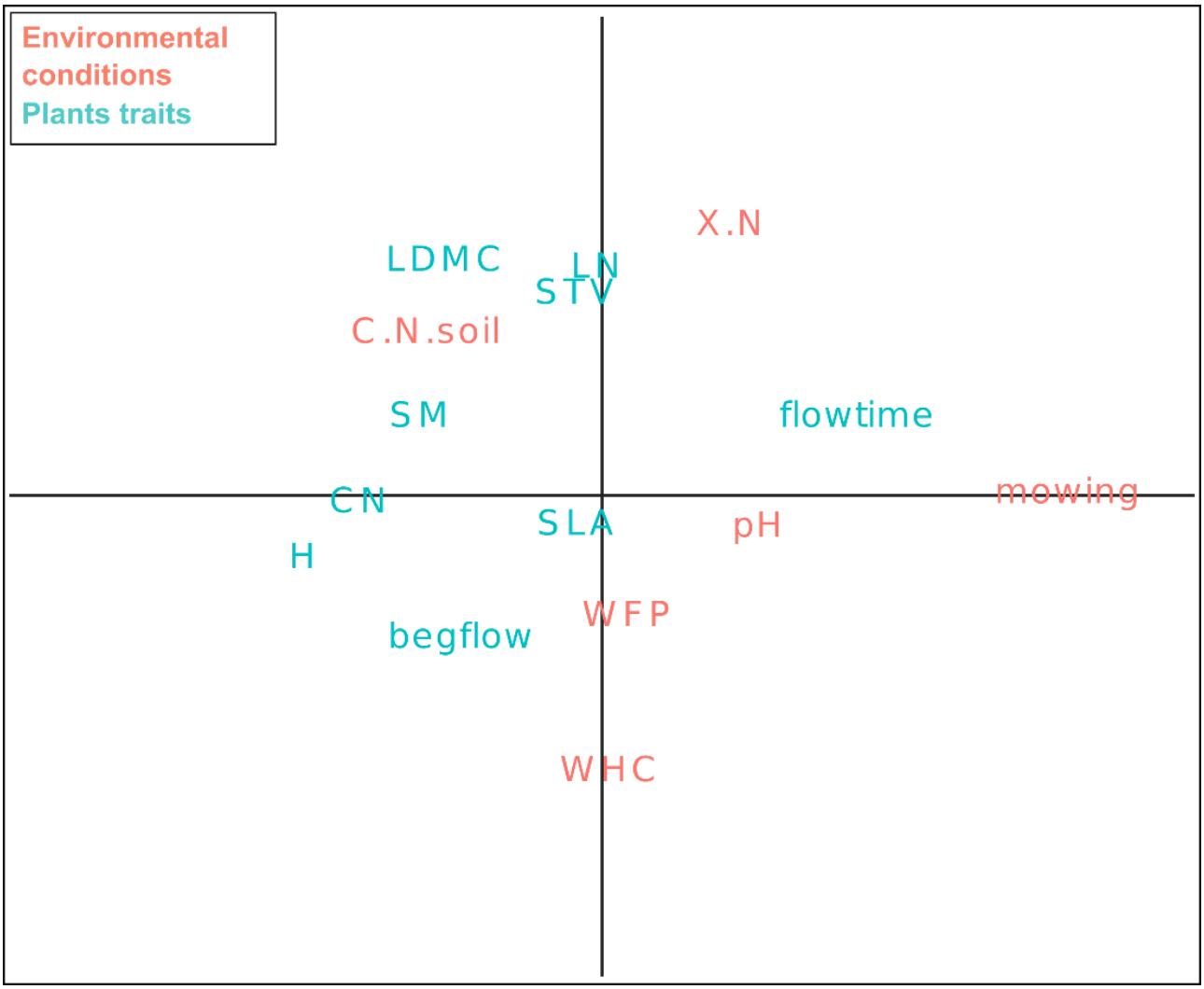


Figure 3: Representation of the results of the RLQ analysis on axis 1 vs. axis 2, for the environmental conditions (R matrix) and the functional traits (Q matrix).



Figure 4: Representation of the results of the RLQ analysis on axis 1 vs. axis 2, for the different sites considered (L matrix). A number (corresponding to the one in figure 2) and a type of vegetation (lawns or meadows) identify each site. Note that sites contributing few to the axes are not plotted.

The second axis of RLQ analysis was positively correlated to soil C/N, and negatively to water holding capacity (Fig. 3). Regarding trait, axis 2 was positively correlated to LDMC, leaf nitrogen content (LNC) and seed terminal velocity (STV), and negatively to beginning of flowering period (Fig. 3). Species mostly positively correlated to axis 2 are *Cirsium arvense* (L.) Scop., *Jacobea vulgaris* (Gaertn.), *Picris hieracioides* Sm., *Festuca filiformis* Pourr. and *Hypochaeris radicata* L. whereas the most negatively correlated are *P. annua, Ononis repens* L., *Medicago lupulina* L., *Convolvulus arvensis* L. and *Sherardia arvensis* L. (Table 3). Regarding sites, axis 2 is negatively associated to collective housing, and no urban use are clearly associated positively to this axis (Fig. 4).

Top 10 species positively correlated to axis 1	Axis 1	Axis 2	Top 10 species negatively correlated to axis 1	Axis 1	Axis 2
Bellis perennis	2.38	-0.19	*Lathyrus latifolius*	-4.14	0.40
Poa annua	2.10	3.31	*Calystegia sepium*	-3.45	0.96
Taraxacum spp	1.37	-0.55	*Asparagus officinalis*	-2.30	1.36
Erodium cicutarium	1.21	0.97	*Festuca arundinacea*	-2.01	0.65
Plantago coronopus	1.10	-1.36	*Elymus repens*	-2.00	0.82
Plantago major	1.07	-0.15	*Carex pallescens*	-1.76	0.32
Medicago lupulina	1.0.2	1.25	*Agrimonia eupatoria*	-1.75	0.65
Trifolium repens	1.01	1.25	*Cirsium vulgare*	-1.49	-1.50
Rumex acetosa	0.82	-0.22	*Clematis vitalba*	-1.26	-0.74
Geranium pusillum	0.82	0.05	*Cirsium arvense*	-0.91	-2.08
Top 10 species positively correlated to axis 2	Axis 1	Axis 2	Top 10 species negatively correlated to axis 2	Axis 1	Axis 2
Poa annua	2.11	3.31	*Cirsium arvense*	-0.91	-2.08
Ononnis spinosa	-0.01	1.71	*Jacobeae vulgaris*	-0.53	-1.76
Medicago lupulina	1.02	1.55	*Picris hierachoides*	-0.34	-1.71
Convolvlus arvensis	0.17	1.42	*Festuca filiformis*	0.12	-1.67
Sherardia arvensis	0.68	1.37	*Hypochaeris radicata*	0.46	-1.61
Asparagus officinalis	-2.30	1.36	*Helminthotheca echioides*	-0.31	-1.58
Medicago sativa	-0.87	1.33	*Crepis capillaris*	0.09	-1.52
Trifolium repens	1.01	1.25	*Cirsium vulgare*	-1.49	-1.51
Medicago minima	0.28	1.20	*Pilosella officinalis*	0.47	-1.50
Bromus hordeaceus	-0.26	1.04	*Plantago coronopus*	1.11	-1.36

Table 3: Top 10 of species positively and negatively correlated to axis 1or to axis 2 in the RLQ analysis.

Discussion

Urban areas exhibit particular environmental conditions and plants have to deal with those conditions to establish, grow and reproduce. Urban environmental conditions are linked to direct and indirect human activities and study of plant functional traits can help to understand how plants deal with man-made environmental conditions. In this work, we studied relation between frequency of mowing,

different soil physicochemical parameters and functional traits of herbaceous community in different urban uses. We identified frequency of mowing and water-holding capacity of soil as principal urban drivers of plants functional traits in different urban uses. Urban uses are clear filters of species traits.

The first driver of functional traits is frequency of mowing, with low frequency associated to community with important height, leaf C/N and seed mass. The lowest frequency of mowing is found in the land reserves, and is explained by the lack of clear use of these spaces: owned by the municipality and preserved for future urban development, they are simply maintained to avoid development of shrub species (head of municipal service's personal communication). The important height and seed mass of the communities found there is a direct consequence of rare mowing. Indeed rare mowing lead to competition for light and favors tall species and heavy seed (Turnbull et al., 1999; Grime, 2006; Gross et al., 2008, 2009). Stored resource in large seed increase seedling survival and germination probability (Turnbull et al., 1999), which could be beneficial for species under environmental hazard such as shade. In addition, species with small seed are better dispersers and can therefore colonize frequently disturbed habitat, like frequently mowed ones. Our result about important seed mass in low frequently mowed areas are in line with that, even if other studies found that mowing increase seed mass (Chavana et al., 2021; Kazakou et al., 2021). Studies looking at the effect of frequent mowing (more than once a year, contrary to what is often tested in mountain grasslands for example) are needed to confirm or refute our result.

At the opposite, high frequency of mowing is associated to city-center parks, favoring small species exhibiting low leaf C/N, seed mass and seed terminal velocity and long flowering period. This high frequency of mowing is explained by the aesthetic and showcase use of these city-center parks and is often associated with addition of fertilizers (head of municipal service's personal communication). Therefore, species of high leaf C/N, associated to low nutrient concentration in soil, are excluded from those parks and mostly encountered in meadows. This result are in line with others indicating that mowing increased aboveground N content and decreased C/N ratio (Green & Detling,

2000; Han et al., 2014). However, we found no study interested in plant responses to mowing in urban areas, therefore comparison are difficult. High frequency of mowing is also associated to long flowering period and can be interpreted as a response to the disturbance that is the mowing, allowing the species to achieve their reproduction outside the mowing periods. In the precedent study, we found sign of nestedness between parks' communities and all other urban uses, and hypothesized this could indicated that parks host common species at the urban scale. Here, we can note that species exhibiting traits adapted to city-center parks condition, like *M. lupulina*, *B. perennis*, *Taraxacum spp* and *P. annua*, are part of the most common species in Blois city-blocks (annex 1 in chap 3), which confirm our hypothesis regarding commonness of parks' communities.

The second driver we identified were the soil parameters and particularly water-holding capacity, opposed to LDMC, LNC and seed terminal velocity. The correlated answer of LDMC and LNC is quite surprising, as those traits are generally considered as opposed and drought have been show to induce decrease in LNC and increase in LDMC (Lozano et al., 2020). However, response of LNC is probably associated to addition of fertilizers in city-center parks, explaining this pattern (Bernard, 2006). Whereas LDMC respond to WHC, SLA do not, which is quite surprising as they are considered varying together, but this varied answer has already been observed (Hodgson et al., 2011). Collective areas are associated to important WHC, even if no uses or management in those urban areas could be clearly identify to explain this pattern. Water availability is an important issue for plant in urban areas, and they are considered as drought-tolerant (Williams et al., 2015; Kalusová et al., 2017). But water availability in the city can be manipulated by irrigation and therefore independent from soil capacity, that could explain the relative few effect of WHC in our data compared to mowing. In addition, soil conditions in the city can be highly variable (Greinert, 2015), making pattern identification difficult.

Our trait data are derived from a database and not from *in situ* measurements. This practice is quite usual, considering the time needed to measure traits *in situ*. However, few evaluations of the

relevance of this method have been made. Few papers showed that, at our scale of study and for the questions we asked, this method was suitable as values from databases accurately predict on site measurement (Cordlandwehr et al., 2013; Perronne et al., 2017). Furthermore, the use of a database does not allow us to take into account the effect of intraspecific variability. Yet, it has already been shown that plants can respond to urban environmental conditions by modifying some of their traits (Cheptou et al., 2008) and that intraspecific variation can account for a significant portion of functional variation in urban environments (about 20% for vegetative height, 45% for SLA and 60% for germination success, Borowy & Swan, 2020). Taking this intraspecific variation into account would have allowed us to better understand the response of species to environmental conditions, especially for the highly ubiquitous species encountered in the different spaces we consider such as *B. perennis* or *P. annua*. Despite these limitations, our results provide the first elements of understanding the processes linking environmental conditions, urban uses and the functional response of plant communities.

Independently from urban uses, we found that soil C/N was related to high leaf C/N, LDMC and plant vegetative height. In addition, soil nitrogen content is linked to a low vegetative height. These results are in line with other studies indicating that species growing in nutrient-poor soil are associated to high C/N and high LDMC (Legay et al., 2014; Song et al., 2019), mostly due to low-growing strategy with nutrient conservation in tissue (Tilman et al., 1997). Soil pH has a negative impact on leaf C/N and LDMC. In our data set, pH ranging from 6.5 to 8.4, a range associated to high availability of soil nutrients for plants and higher leaf nitrogen content (Maire et al., 2015), allowing development of fast-growing species (Tilman et al., 1997; Wright et al., 2004; Maire et al., 2015). Finally, the surface leaf area and the leaf nitrogen content were not linked to the environmental condition studied here, which is surprising as they are considered as important indicators about resource allocation strategy and response to disturbance. However, it is possible that those traits respond to other environmental conditions, not considered here, like soil bacteria or fungi diversity and activities (Orwin et al., 2010).

Conclusion

In this study, we highlight that mowing is the first driver of functional diversity of herbaceous communities in different urban uses. Those results are in accordance with previous ones regarding biodiversity and composition of those communities (chap 3). In urban uses with few human activities, like land reserves, the low frequency of mowing allows development of competitive species leading to limited diversity in those uses. At the opposite, urban uses associated to aesthetic objectives with frequent mowing and N fertilization host ruderals species supporting disturbance with limited height and low leaf nutrient. Those species are common in the city and form communities with low richness (see also chap 3). Further studies interested in effect of high frequency of mowing in urban areas are needed to discuss our results deeply. However, that mowing is the first driver of plant functional diversity is a great opportunity to promote contrasting mowing frequency in urban areas and favor diverse and original communities.

Transition

Dans ce chapitre, je mets en évidence que la fréquence de tonte est le principal paramètre structurant la diversité fonctionnelle des communautés des différents usages urbains. La différence de gestion, associée aux usages des espaces, cause des différences importantes en terme de hauteur, durée de floraison, masse des graines et quantité foliaire de nutriment, entre les pelouses des parcs du centre-ville et les prairies des réserves foncières et des grands parcs. Les relations entre les usages, la gestion et la diversité fonctionnelle se relie aux différences de richesse spécifique et de composition mises en évidence au chapitre précédant. Malgré quelques limites pour lesquelles des pistes sont proposées pour la suite, ce travail montre l'importance de la gestion dans la structuration des communautés végétale, leur diversité fonctionnelle, leur richesse et leur composition. Il semblerait alors que modifier les gestions urbaines soit une piste pour favoriser la diversité végétale de certains usages. Particulièrement, des gestions plus contrastées, avec de faible fréquence de tonte (une à deux fois par an) pourraient être mises en place dans certains usages. Cela favoriserait le développement de communautés végétales actuellement rares et cantonnées à certains usages. Cependant, et nous le

verrons dans le chapitre suivant, les modifications de gestion peuvent rencontrer des résistances inattendues de la part de certain·es acteurices, rarement prises en compte dans les études s'intéressant à la gestion des espaces publiques en ville.

Reference

Andrade, R., Franklin, J., Larson, K. L., Swan, C. M., Lerman, S. B., Bateman, H. L., Warren, P. S., & York, A. (2021). Predicting the assembly of novel communities in urban ecosystems. *Landscape Ecology*, *36*(1), 1–15. https://doi.org/10.1007/s10980-020-01142-1

Aronson, M. F. J., La Sorte, F. A., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, N. S. G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M., Mörtberg, U., … Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, *281*(1780), 20133330. https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330

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

Avolio, M., Pataki, D. E., Jenerette, G. D., Pincetl, S., Clarke, L. W., Cavender-Bares, J., Gillespie, T. W., Hobbie, S. E., Larson, K. L., McCarthy, H. R., & Trammell, T. L. E. (2020). Urban plant diversity in Los Angeles, California: Species and functional type turnover in cultivated landscapes. *PLANTS, PEOPLE, PLANET*, *2*(2), 144–156. https://doi.org/10.1002/ppp3.10067

Bernard, L. (2006). *Mécanismes fonctionnels de résilience des prairies subalpines aux changements environnementaux locaux*. Grenoble Alpes.

Blanchette, A., Trammell, T. L. E., Pataki, D. E., Endter-Wada, J., & Avolio, M. L. (2021). Plant biodiversity in residential yards is influenced by people's preferences for variety but limited by their income. *Landscape and Urban Planning*, *214*, 104149. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104149

Borowy, D., & Swan, C. M. (2020). A multi-trait comparison of an urban plant species pool reveals the importance of intraspecific trait variation and its influence on distinct functional responses to soil quality. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *8*, 68. https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00068

Callaghan, C. T., Bino, G., Major, R. E., Martin, J. M., Lyons, M. B., & Kingsford, R. T. (2019). Heterogeneous urban green areas are bird diversity hotspots: Insights using continental-scale citizen science data. *Landscape Ecology*, *34*(6), 1231–1246. https://doi.org/10.1007/s10980-019-00851-6

Chavana, J., Singh, S., Vazquez, A., Christoffersen, B., Racelis, A., & Kariyat, R. R. (2021). Local adaptation to continuous mowing makes the noxious weed Solanum elaeagnifolium a superweed candidate by improving fitness and defense traits. *Scientific Reports*, *11*(1), Article 1. https://doi.org/10.1038/s41598-021-85789-z

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. https://doi.org/10.1073/pnas.0708446105

Chollet, S., Brabant, C., Tessier, S., & Jung, V. (2018). From urban lawns to urban meadows: Reduction of mowing frequency increases plant taxonomic, functional and phylogenetic diversity. *Landscape and Urban Planning*, *180*, 121–124. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.009

Clémençon, A.-S. (2015). La ville ordinaire: Le laboratoire lyonnais de la rive gauche du Rhône. *Géoconfluences*, 2.

Cordlandwehr, V., Meredith, R. L., Ozinga, W. A., Bekker, R. M., Groenendael, J. M. van, & Bakker, J. P. (2013). Do plant traits retrieved from a database accurately predict on-site measurements? *Journal of Ecology*, *101*(3), 662–670. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12091

Deparis, M., Legay, N., Isselin-Nondedeu, F., & Bonthoux, S. (2022). Considering urban uses at a fine spatial resolution to understand the distribution of invasive plant species in cities. *Landscape Ecology*, 1–15. https://doi.org/10.1007/s10980-022-01415-x

Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence: Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, *16*(11), 646–655. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2

Dolédec, S., Chessel, D., ter Braak, C. J. F., & Champely, S. (1996). Matching species traits to environmental variables: A new three-table ordination method. *Environmental and Ecological Statistics*, *3*(2), 143–166. https://doi.org/10.1007/BF02427859

Dray S, Dufour A (2007). "The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists." _Journal of Statistical Software_, *22*(4), 1-20. doi:10.18637/jss.v022.i04 <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>

Edmondson, J. L., Davies, Z. G., Gaston, K. J., & Leake, J. R. (2014). Urban cultivation in allotments maintains soil qualities adversely affected by conventional agriculture. *Journal of Applied Ecology*, *51*(4), 880–889. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12254

Godefroid, S., Monbaliu, D., & Koedam, N. (2007). The role of soil and microclimatic variables in the distribution patterns of urban wasteland flora in Brussels, Belgium. *Landscape and Urban Planning*, *80*(1–2), 45–55. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.06.001

Goodness, J., Andersson, E., Anderson, P., & Elmqvist, T. (2016). Exploring the links between functional traits and cultural ecosystem services to enhance urban ecosystem management. *Ecological Indicators*, 9.

Götzenberger, L., de Bello, F., Bråthen, K. A., Davison, J., Dubuis, A., Guisan, A., Lepš, J., Lindborg, R., Moora, M., Pärtel, M., Pellissier, L., Pottier, J., Vittoz, P., Zobel, K., & Zobel, M. (2012). Ecological assembly rules in plant communities—Approaches, patterns and prospects. *Biological Reviews*, *87*(1), 111–127. https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00187.x

Green, R. A., & Detling, J. K. (2000). Defoliation-induced enhancement of total aboveground nitrogen yield of grasses. *Oikos*, *91*(2), 280–284. https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.910208.x

Greinert, A. (2015). The heterogeneity of urban soils in the light of their properties. *Journal of Soils and Sediments*, *15*(8), 1725–1737. https://doi.org/10.1007/s11368-014-1054-6

Grilo, F., McPhearson, T., Santos-Reis, M., & Branquinho, C. (2022). A trait-based conceptual framework to examine urban biodiversity, socio-ecological filters, and ecosystem services linkages. *Urban Sustainability*, *2*(1), Article 1. https://doi.org/10.1038/s42949-022-00077-7

Grime, J. P. (1998). Benefits of plant diversity to ecosystems: Immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, *86*(6), 902–910. https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.00306.x

Grime, J. P. (2006). *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. John Wiley & Sons.

Gross, N., Kunstler, G., Liancourt, P., De Bello, F., Suding, K. N., & Lavorel, S. (2009). Linking individual response to biotic interactions with community structure: A trait-based framework. *Functional Ecology*, *23*(6), 1167–1178. https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2009.01591.x

Gross, N., Robson, T. M., Lavorel, S., Albert, C., Le Bagousse-Pinguet, Y., & Guillemin, R. (2008). Plant response traits mediate the effects of subalpine grasslands on soil moisture. *New Phytologist*, *180*(3), 652–662. https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02577.x

Han, X., Sistla, S. A., Zhang, Y.-H., Lü, X.-T., & Han, X.-G. (2014). Hierarchical responses of plant stoichiometry to nitrogen deposition and mowing in a temperate steppe. *Plant and Soil*, *382*(1), 175–187. https://doi.org/10.1007/s11104-014-2154-1

Hodgson, J. G., Montserrat-Martí, G., Charles, M., Jones, G., Wilson, P., Shipley, B., Sharafi, M., Cerabolini, B. E. L., Cornelissen, J. H. C., Band, S. R., Bogard, A., Castro-Díez, P., Guerrero-Campo, J., Palmer, C., Pérez-Rontomé, M. C., Carter, G., Hynd, A., Romo-Díez, A., de Torres Espuny, L., & Royo Pla, F. (2011). Is leaf dry matter content a better predictor of soil fertility than specific leaf area? *Annals of Botany*, *108*(7), 1337–1345. https://doi.org/10.1093/aob/mcr225

Ives, C. D., Lentini, P. E., Threlfall, C. G., Ikin, K., Shanahan, D. F., Garrard, G. E., Bekessy, S. A., Fuller, R. A., Mumaw, L., Rayner, L., Rowe, R., Valentine, L. E., & Kendal, D. (2016). Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and Biogeography*, *25*(1), 117–126. https://doi.org/10.1111/geb.12404

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

Kattge, J., Bönisch, G., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I. C., Leadley, P., Tautenhahn, S., Werner, G. D. A., Aakala, T., Abedi, M., Acosta, A. T. R., Adamidis, G. C., Adamson, K., Aiba, M., Albert, C. H., Alcántara, J. M., Alcázar C, C., Aleixo, I., Ali, H., … Wirth, C. (2020). TRY plant trait database – enhanced coverage and open access. *Global Change Biology*, *26*(1), 119–188. https://doi.org/10.1111/gcb.14904

Kazakou, E., Fried, G., Cheptou, P.-O., & Gimenez, O. (2021). Does seed mass drive interspecies variation in the effect of management practices on weed demography? *Ecology and Evolution*, *11*(19), 13166–13174. https://doi.org/10.1002/ece3.8038

Keddy, P. A. (1992). Assembly and response rules: Two goals for predictive communnity ecology. *Journal of Vegetation Science*, *3*, 157–164.

Kendal, D., Williams, K. J. H., & Williams, N. S. G. (2012). Plant traits link people's plant preferences to the composition of their gardens. *Landscape and Urban Planning*, *105*(1–2), 34–42. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.023

Knapp, S., Kühn, I., Bakker, J. P., Kleyer, M., Klotz, S., Ozinga, W. A., Poschlod, P., Thompson, K., Thuiller, W., & Römermann, C. (2009). How species traits and affinity to urban land use control large-scale species frequency. *Diversity and Distributions*, *15*(3), 533–546. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00561.x

Larkham, P. J. (2006). The study of urban form in Great Britain. *Urban Morphology*, *10*(2), 117–141.

Laliberté, E., and P. Legendre (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. Ecology 91:299-305.

Laliberté, E., Legendre, P., and B. Shipley. (2014). FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12.1.

Lavorel, S., Grigulis, K., McIntyre, S., Williams, N. S. G., Garden, D., Dorrough, J., Berman, S., Quétier, F., Thébault, A., & Bonis, A. (2007). Assessing functional diversity in the field – methodology matters! *Functional Ecology*, *0*(0), 071124124908001-??? https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01339.x

Legay, N., Baxendale, C., Grigulis, K., Krainer, U., Kastl, E., Schloter, M., Bardgett, R. D., Arnoldi, C., Bahn, M., & Dumont, M. (2014). Contribution of above-and below-ground plant traits to the structure and function of grassland soil microbial communities. *Annals of Botany*, *114*(5), 1011–1021.

Leong, M., Dunn, R. R., & Trautwein, M. D. (2018). Biodiversity and socioeconomics in the city: A review of the luxury effect. *Biology Letters*, *14*(5), 20180082. https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0082

Lososova, Z., Chytry, M., Kuhn, I., Hajek, O., Horakova, V., Pysek, P., & Tichy, L. (2006). Patterns of plant traits in annual vegetation of man-made habitats in central Europe. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *8*(2), 69–81. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2006.07.001

Lozano, Y. M., Aguilar-Trigueros, C. A., Flaig, I. C., & Rillig, M. C. (2020). Root trait responses to drought are more heterogeneous than leaf trait responses. *Functional Ecology*, *34*(11), 2224–2235. https://doi.org/10.1111/1365-2435.13656

Maire, V., Wright, I. J., Prentice, I. C., Batjes, N. H., Bhaskar, R., van Bodegom, P. M., Cornwell, W. K., Ellsworth, D., Niinemets, Ü., Ordonez, A., Reich, P. B., & Santiago, L. S. (2015). Global effects of soil and climate on leaf photosynthetic traits and rates. *Global Ecology and Biogeography*, *24*(6), 706–717. https://doi.org/10.1111/geb.12296

McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, *127*(3), 247–260. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005

Orwin, K. H., Buckland, S. M., Johnson, D., Turner, B. L., Smart, S., Oakley, S., & Bardgett, R. D. (2010). Linkages of plant traits to soil properties and the functioning of temperate grassland. *Journal of Ecology*, *98*(5), 1074–1083. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01679.x

Padullés Cubino, J., Avolio, M. L., Wheeler, M. M., Larson, K. L., Hobbie, S. E., Cavender-Bares, J., Hall, S. J., Nelson, K. C., Trammell, T. L. E., Neill, C., Pataki, D. E., Grove, J. M., & Groffman, P. M. (2020). Linking yard plant diversity to homeowners' landscaping priorities across the U.S. *Landscape and Urban Planning*, *196*, 103730. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.103730

Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., Bret-Harte, M. S., Cornwell, W. K., Craine, J. M., Gurvich, D. E., Urcelay, C., Veneklaas, E. J., Reich, P. B., Poorter, L., Wright, I. J., Ray, P., Enrico, L., Pausas, J. G., de Vos, A. C., … Cornelissen, J. H. C. (2013). New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, *61*(3), 167. https://doi.org/10.1071/BT12225

Perronne, R., Munoz, F., Borgy, B., Reboud, X., & Gaba, S. (2017). How to design trait-based analyses of community assembly mechanisms: Insights and guidelines from a literature review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, *25*, 29–44. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2017.01.004

Pregitzer, C. C., Sonti, N. F., & Hallett, R. A. (2016). Variability in urban soils influences the health and growth of native tree seedlings. *Ecological Restoration*, *34*(2), 106–116. https://doi.org/10.3368/er.34.2.106

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL https://www.R-project.org/.

Ramalho, C. E., & Hobbs, R. J. (2012). Time for a change: Dynamic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution*, *27*(3), 179–188. https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.10.008

Rega-Brodsky, C. C., Aronson, M. F. J., Piana, M. R., Carpenter, E.-S., Hahs, A. K., Herrera-Montes, A., Knapp, S., Kotze, D. J., Lepczyk, C. A., Moretti, M., Salisbury, A. B., Williams, N. S. G., Jung, K., Katti, M., MacGregor-Fors, I., MacIvor, J. S., La Sorte, F. A., Sheel, V., Threfall, C. G., & Nilon, C. H. (2022). Urban biodiversity: State of the science and future directions. *Urban Ecosystems*. https://doi.org/10.1007/s11252-022-01207-w

Soanes, K., & Lentini, P. E. (2019). When cities are the last chance for saving species. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *17*(4), 225–231. https://doi.org/10.1002/fee.2032

Song, G., Wang, J., Han, T., Wang, Q., Ren, H., Zhu, H., Wen, X., & Hui, D. (2019). Changes in plant functional traits and their relationships with environmental factors along an urban-rural gradient in Guangzhou, China. *Ecological Indicators*, *106*, 105558. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105558

Spotswood, E. N., Beller, E. E., Grossinger, R., Grenier, J. L., Heller, N. E., & Aronson, M. F. J. (2021). The biological deserts fallacy: Cities in their landscapes contribute more than we think to regional biodiversity. *BioScience*, *71*(2), 148–160. https://doi.org/10.1093/biosci/biaa155

Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., & Siemann, E. (1997). The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, *277*(5330), 1300–1302. https://doi.org/10.1126/science.277.5330.1300

Tothill, J. C., Hargreaves, J. N. G., Jones, R. M., & McDonald, C. K. (1992). BOTANAL: A comprehensive sampling procedure for estimating pasture yield and composition. I. Field sampling. *Tropical Agronomy Technical Memorandum*, *78*, 23.

Turnbull, L. A., Rees, M., & Crawley, M. J. (1999). Seed mass and the competition/colonization trade-off: A sowing experiment. *Journal of Ecology*, *87*(5), 899–912. https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1999.00405.x

Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, *116*(5), 882–892. https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x

Williams, N. S. G., 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. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2014.10.002

Wood, S.N. (2011) Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. Journal of the Royal Statistical Society (B) 73(1):3-36

Wright, I. J., Reich, P. B., Westoby, M., Ackerly, D. D., Baruch, Z., Bongers, F., Cavender-Bares, J., Chapin, T., Cornelissen, J. H. C., Diemer, M., Flexas, J., Garnier, E., Groom, P. K., Gulias, J., Hikosaka, K., Lamont, B. B., Lee, T., Lee, W., Lusk, C., … Villar, R. (2004). The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, *428*(6985), Article 6985. https://doi.org/10.1038/nature02403

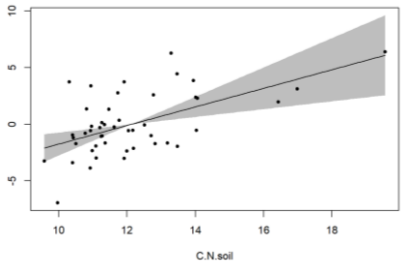
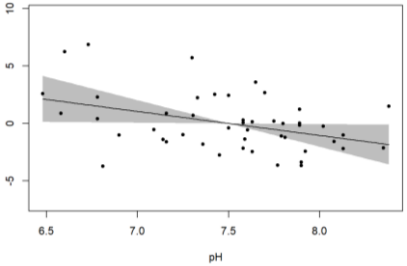
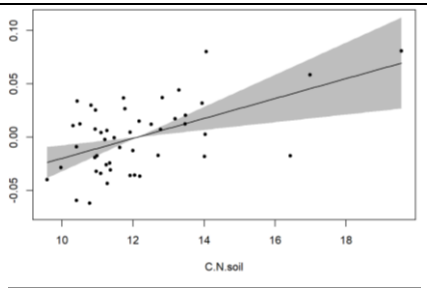
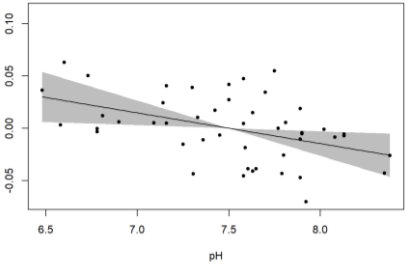
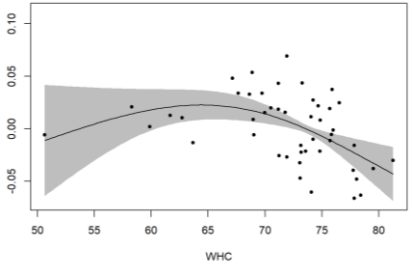
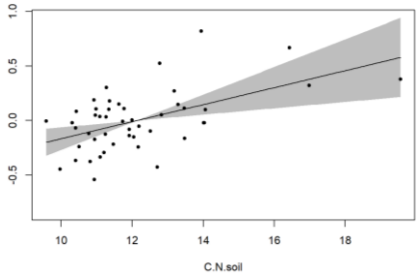
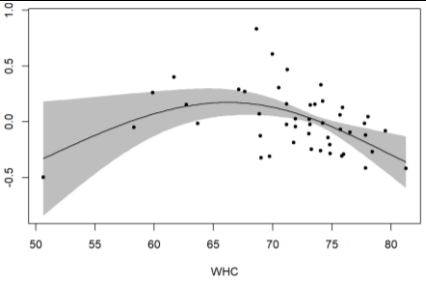
Zambrano, J., Garzon-Lopez, C. X., Yeager, L., Fortunel, C., Cordeiro, N. J., & Beckman, N. G. (2019). The effects of habitat loss and fragmentation on plant functional traits and functional

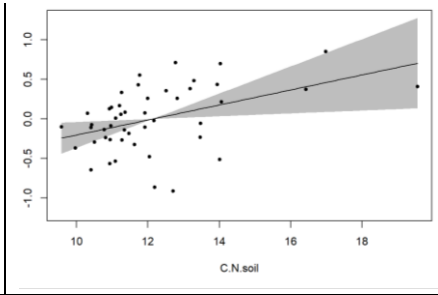
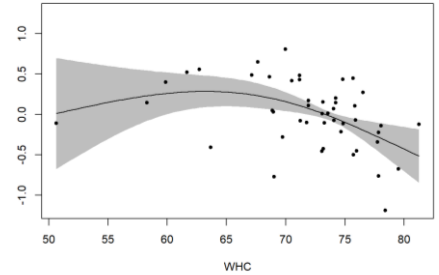
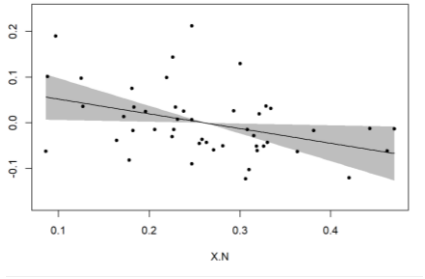
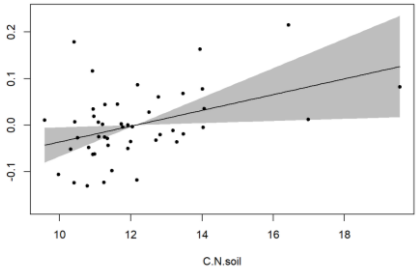
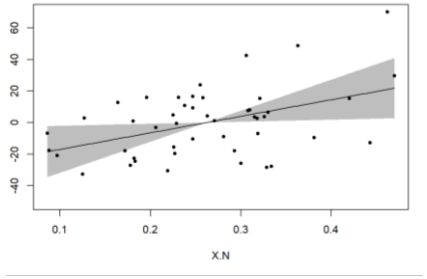
diversity: What do we know so far? *Oecologia*, *191*(3), 505–518. https://doi.org/10.1007/s00442-019-04505-x

Zobel, M. (1997). The relative of species pools in determining plant species richness: An alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology & Evolution*, *12*(7), 266–269. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01096-3

Appendix

Significant relationship for (top to down) CWM C/N, Leaf Dry Matter Content, seed mass, Seed Terminal Velocity (STV), height, and length of flowering period (Flow time) and different soil characteristics.

	Soil Nitrogen	Soil C/N	pH	Water holding capacity
C/N				
LDMC				
Seed mass				

STV				
Height				
Flow time				

Chapitre 5 : Relation entre les gestionnaires, les habitant·es et la végétation spontanée en ville: vers une approche intégrée

Muriel Deparis, Nicolas Legay, Francis Isselin-Nondedeu & Sébastien Bonthoux.

Cet article est actuellement en cours de révision mineure pour une soumission dans la revue Urban Forestry & Urban greening.

Chapitre 5 : Relation entre les gestionnaires, les habitants et la végétation spontanée en ville: vers une approche intégrée 234
Présentation 236
Introduction 238
Materials and methods 241
City's context and history of the cleanliness service 241
Focus groups with field operatives 243
Set up and running 243
Data analysis 244
Communication about spontaneous vegetation and interviews with pedestrians 245
Set up and running 246
Data analysis 247
Results 247
Change in the municipality–spontaneous vegetation relationship 247
Focus groups with field operatives of the cleanliness service 248
Meaning and conditions of their work 248
Interactions with inhabitants and organization between services 249
Field operatives' attitudes towards spontaneous vegetation 252
Communication about spontaneous vegetation and interviews of pedestrians 254
Discussion 257
Change in municipal strategy 257
Multiple factors mitigate field operatives–vegetation relationships 258
Impact of communication on pedestrians' perceptions 260
Towards a place-based integrative approach to transform people–nature relationships 261

Conclusion 262
Transition 262
References 264
Appendix 268
Appendix 1 268
Appendix 2 269
Appendix 3 270
Appendix 4 278
Appendix 5 279
Appendix 6 280

Présentation

Au chapitre 4, nous montrons que la gestion, déterminée par l'usage des îlots, est le principal paramètre qui structure la diversité fonctionnelle des communautés urbaines. Ces réponses fonctionnelles des communautés permettent aussi de comprendre les différences de composition mises en évidence au chapitre 3. Modifier les gestions semble être un moyen simple de modifier la composition végétale des usages urbains. Mais, ces modifications de gestion peuvent se heurter à des barrières de la part des agent·es municipaux qui la mettent en œuvre et aussi de la part des habitant·es. Dans ce chapitre, nous cherchons à comprendre les interrelations entre la végétation, les agent·es en charge de leur gestion et les habitant·es, pour proposer des leviers d'action afin de modifier les gestions municipales et la végétation urbaine (figure 1).

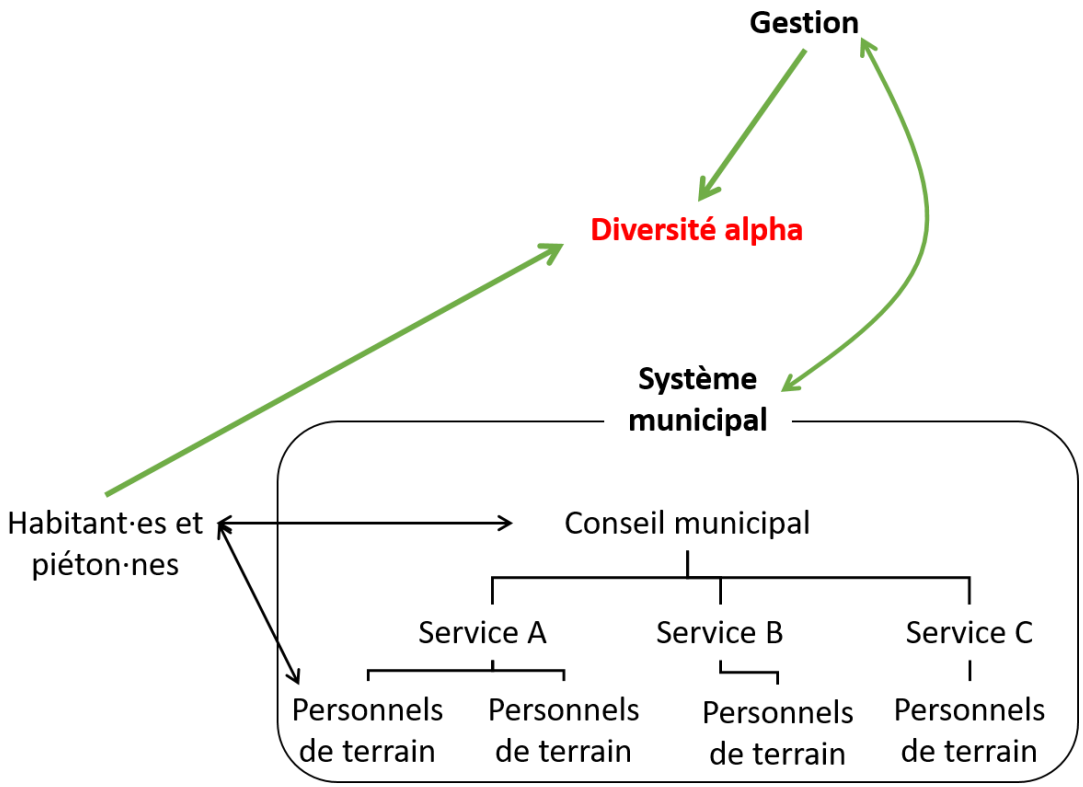


Figure 1 : La modification de la gestion peut se heurter à des barrières de la part des gestionnaires. Les habitant·es ont aussi une perception plus ou moins favorables de la végétation, qui peut influencer la gestion par les relations entre habitant·es et système municipal.

Nous faisons l'hypothèse que les opinions et attitudes des agent·es vis-à-vis des gestions qu'iels mettent en œuvre sont influencées par des paramètres financiers et techniques, par le fonctionnement

interne de la municipalité et par les relations avec les habitant·es. Pour les habitant·es, nous évaluons leur opinion sur des modifications de gestion et testons si la présence d'informations écologiques à proximité de la végétation spontanée en améliore la perception.

Introduction

The current context of accelerating urbanization generates important issues in biodiversity conservation (McKinney, 2006), the well-being of city dwellers (Soga & Gaston, 2016) and the relationships between human activities and ecological functioning (van den Bosch & Ode Sang, 2017). In this context, it is imperative to find approaches that support the transition of urban systems towards sustainability. To that end, the promotion of vegetation that grows and colonizes the city freely (hereafter called spontaneous vegetation) is recognized as a means to enhance urban plant diversity at multiple scales (Salisbury et al., 2021), and this vegetation provides breeding sites, refuges, and food resources for many animal species (see Bonthoux et al., 2014 for a review; Twerd & Banaszak-Cibicka, 2019 for bees; Villaseñor et al., 2020 for birds). However, promoting spontaneous vegetation in highly anthropized spaces such as cities can lead to resistances from the various urban actors who use, plan, and manage the city. Planners and managers can anticipated negative reactions of the public associated with a feeling of abandonment, and an excessive difference between traditional management and spontaneous vegetation (Hoyle et al., 2017). They may also consider that they do not have enough time, money or equipment to change their practices, or they may be opposed to doing so because they believe that current practices are good and positive for biodiversity (Lampinen & Anttila, 2021). Indeed, supporting the transition of cities to more biodiversity-friendly management implies going beyond ecological knowledge and also investigating the urban socio-ecological system in depth (Kowarik, 2018), by linking ecological aspects with socio-psychological, governance, and management approaches (Frank, 2017; Bretagnolle et al., 2019).

Recent studies have investigated the attitudes of city dwellers towards spontaneous vegetation in cities (Brun et al., 2018; Mathey et al., 2018). They show that perceptions are contrasted, ranging from negative to positive, depending on the contexts and respondents. City dwellers prefer vegetation with a diversity of structure and color (Fischer et al., 2018) over hard landscape (Bonthoux et al., 2019a). Nevertheless, orderly vegetation that is perceived as being planted and maintained seems to be preferred against vegetation with messy aspects (Weber et al., 2014; Bonthoux, Voisin, et al., 2019;

Hwang et al., 2019). Cues to care, which are immediately recognizable signs of human intention or presence (e.g., footpath, benches, plants in rows in urban green space), have been proposed as ways to facilitate relationships between the spontaneous characteristics of places and users (Li & Nassauer, 2020). They also can mitigate the feeling insecurity and abandonment sometimes associated to presence of spontaneous vegetation in streets (Säumel et al., 2016). Other studies show that people have little perception of spontaneous vegetation, and this phenomenon, not limited to cities, is called 'plant blindness' (Balding & Williams, 2016). It is explained by the fact that individual plants do not move like animals, grow in patches, tend to obscure each other, and are overall uniform in color (Balding & Williams, 2016). To promote positive city dwellers–spontaneous vegetation relationships, providing ecological information is a way to change the meaning and knowledge associated with plants, which could improve the acceptance of low management practices in urban areas (Unterweger et al., 2017).

Promoting spontaneous vegetation in urban public places also requires considering the governance and management systems of municipalities, to analyze their operationalization level of ecological measures (Dempsey & Burton, 2012; Hoyle et al., 2017). A few studies have examined the propensity of public managers to shift their practices toward extensively managed urban spaces (Duivenvoorden et al., 2021). These inquiries have focused on perennial meadows (Hoyle et al., 2017), urban plantings (Nam & Dempsey, 2019), low input turf grasses (Barnes et al., 2020) and urban forests (Ordóñez et al., 2019). All these studies emphasized that the complexity of the management system must be analyzed in depth to move towards sustainable practices. Those studies showed that technical and scientific knowledge, the working conditions of public managers, the organization of municipal services, financial aspects, and user feedback are important determinants for better understanding managers' attitudes and practices vis-à-vis vegetation (Hoyle et al., 2017; Nam & Dempsey, 2019; Barnes et al., 2020). Further, while the analysis of the decision-making processes of elected officials and municipal service managers is developing, this rarely includes surveying the field operatives who are daily maintaining the urban vegetation.

Linking these social and technical issues with ecological urban elements in an integrative framework can help to identify the relationships and feedbacks between urban actors and spontaneous vegetation, as well as promising opportunities and obstacles to develop positive people–biodiversity relationships. Two conceptual models are used in the field of landscape planning and management to address, in a systemic way, the governance and management of urban open places (Randrup & Persson, 2009; Dempsey & Burton, 2012; Jansson et al., 2019). Combining several previous theoretical frameworks, Jansson et al., (2019) proposed a model with three interconnected elements: "users and city dwellers", "public actors and organization", and "urban open spaces". Users and public actors are connected through "discourses", and both actor groups are related to urban open spaces via "power and resources" that depend on the modes of governance (Jansson et al., 2019). In their "Place keeping model", Dempsey & Burton (2012) argue for the need to think deeply about the management of urban projects to insure the long-term provisioning of social, environmental and economic benefits of urban spaces for future generations. This model is composed of interconnected management dimensions, namely maintenance, partnership, governance, funding, policy, and evaluation (Dempsey & Burton, 2012). Both models have been conceptualized to better understand the organization and interconnection of actors who decide, manage and use public places in city, but as of yet without direct links to biodiversity conservation issues. In this paper, we used both models to analyze in an integrative way the social and management system related to spontaneous vegetation in streets.

Streets are ubiquitous urban spaces designed and managed by the municipality that are traversed daily by its inhabitants, whose pavements harbor a diverse spontaneous vegetation (307 plant species recorded so far, Bonthoux et al., 2019a). This street vegetation provides ecological resources for various animals and represents an opportunity to understand and foster the relationships between city dwellers and nature (Weber et al., 2014; Bonthoux et al., 2019b). This vegetation is also associated to some disservices, as damaging structure or reducing passage for pedestrians (Säumel et al., 2016), which can reduce its acceptability. In the traditional view of the city, streets and pavements

are kept bare and thought for the movement of city dwellers without any connection to nature. However, as recent national laws in several European countries banning pesticides in urban public spaces concern streets (www.pesticide-free-towns.info), municipalities are modifying their weeding practices, leading to a thorough rethinking of human relationships to spontaneous vegetation.

We analyzed how service directors, field operatives and pedestrians relate to spontaneous vegetation in streets. Based on data collected in the medium-sized city of Blois, in central France, we combined different approaches. First, we investigated the history of the weeding in streets and the associated perception of spontaneous vegetation by municipal service directors. Then, we analyzed the parameters influencing the current attitudes and practices of municipal field operatives toward vegetation. Based on aforementioned studies of urban space management, we hypothesized that these attitudes are influenced by multiple determinants such as funding and technical parameters (Dempsey & Burton, 2012), how the governance of municipal services is organized (Randrup & Persson, 2009), and relationships with city dwellers (Jansson et al., 2019). Finally, in partnership with the municipal service in charge of weed control, we set up a field experiment to assess and modify pedestrians' perception of spontaneous vegetation. We hypothesized that providing ecological information *in situ*, on stickers placed on pavements near the plants, would improve the pedestrians' perception of plants.

Materials and methods

City's context and history of the cleanliness service

Our study took place in Blois, France (47°34′59″N, 1°19′59″E). The surrounding landscape is dominated by agriculture land, with two large forested massifs, to the west and to the south. The river Loire crosses the city from east to west (Fig. 2). Almost 50 000 people live in this city, whose urban area is ca. 22 km². The historical center dates from the medieval and Renaissance period, is mainly pedestrianized, with a high stake for the image of this area, considered as the showcase of the city by the municipality. Indeed, Blois is an important tourist city, with its castle and the Loire classified as a UNESCO heritage site. The rest of the city is mainly composed of residential pavilion areas. A large industrial area extends north of the city to the highway. Blois also has a very extensive neighborhood

of collective residential buildings. The challenges of spontaneous vegetation management are different in these neighborhoods, which do not serve the same urban functions and are home to different socio-economic populations.



Figure 2: On the left, photographs of the experiment: [clockwise from top-left] one of the A5 stickers; stickers stuck to the street pavement and the thermal burner device used by the cleanliness service to weed streets; Deparis M. and one field operative of the cleanliness service affixing the stickers; stickers in situ; one side of street in the experiment with stickers in place; Deparis M. and Bonthoux S. during a focus groups with three field operatives. On the right: map showing the four sectors of the cleanliness service of Blois (France) and the non-weeded streets in the experiment. In the black streets, interviews with pedestrians were conducted; in white streets, no interviews were made (too few pedestrians or stickers had been ripped off). CE: center-east sector; CS: center-south sector; W: west sector, N: north sector. Note that the 'flying team' does not have a defined geographical sector.

Since 2015 our research team has studied the diversity of spontaneous vegetation of streets and city dwellers' perceptions of this vegetation (Bonthoux et al., 2019a; Bonthoux et al., 2019b). From that time, our interactions with the municipal cleanliness service in charge of weed control have matured through several work meetings and informal conversations (about 3 meetings held per year). To deepen the information collected on the historical relationship between the municipality and spontaneous vegetation, we conducted two 1-h individual semi-structured interviews in 2020, one

with the director of the cleanliness service and another with the elected official in charge of biodiversity for the municipality. Interview guides were made to understand the recent change in the municipality's orientations towards biodiversity, the change in the organization and practices of the cleanliness service, and the relations between this municipal service and others (Appendix 1).

Focus groups with field operatives

Set up and running

We analyzed the attitudes and practices of field operatives with respect to spontaneous vegetation on pavements. The municipal cleanliness service comprises five teams of field operatives - between 6 to 10 people per team (mean 7.8 people), including each team director. Four of the five teams are associated with a specific geographic sector (Fig. 2), the fifth being a "flying" team that steps in as back up for certain jobs. We interviewed each team individually in a focus group discussion (Nyumba et al., 2018). In total, because of absences, two-thirds of the service staff participated in the focus groups (27 field operatives). The five teams were interviewed during three consecutive days in May 2021. Each focus group lasted 2 h; the number of field operatives in each group varied from 3 to 8. Following the recommendation of Nyumba et al. (2018), we established dual moderator focus groups, with Deparis M. and Bonthoux S. The focus groups took place in the streets or in field operatives' facilities, depending on weather condition.

The interviews began with a few introductory sentences. As the facilitator asked the question and led the interview, the moderator ensured that everyone had an opportunity to speak. In particular, the moderator would ask some participants by first name to get them more involved. The moderator also tried to notice physical gestures or attitudes, looking for signs of approval or disagreement. The moderator could then reopen the discussion in the group to confirm these physical attitudes, addressing the group in a general way ("Does everyone agree with what has just been said?"), or by directly question field operatives. As the team director could be present during a focus group, we tried

to mitigate possible dominance effects by encouraging field operatives to express any contrary views or thoughts, thereby ensuring that all opinions were freely shared (Nyumba et al., 2018).

To build the interview grid, we made a qualitative content analysis (Mayring, 2014) of literature about parameters structuring field operatives attitudes and perceptions regarding their work and the vegetation management. Based on that analysis, we identified four general themes used to guide our discussion with focus groups (Table 1): their work perception, the relation with the inhabitants, the organizational parameters and relations with hierarchy, their perception and opinion about spontaneous vegetation. We added introducing words in the guiding theme (Table 1) to initiate the discussion in groups and all the questions were open-ended.

Data analysis

Contents of interviews were recorded during focus groups and then transcribed in the four identified themes. Contents were then coded according to new categories that were refinements of initial themes (Table 1). This refinement was based on inductive qualitative content analysis (Cho & Lee, 2014). These categories are those used in the results. Inspired by Lampinen and Anttila (2021), each field operatives' statement was assigned to "positive", "negative" or "neutral" connotation. For example, statement as "*weeding, I do not love that much*" was assigned to negative opinion of "Vegetation management-weeding" category whereas "*with [the parks and gardens field operatives], we work it out, we get on well*" was assigned to positive opinion about "Organizational parameters-between services". Then we counted these positive, neutral or negative statements to know the majority opinion of the field operatives for the different category. In the results, we illustrated each category with a given statement from a field operative, chosen to be representative of the common opinion held.

General themes guiding focus groups	Questions asked during focus groups	Categories used to organize responses
Presentation	To begin with, can you introduce yourself? How long have you been working in this municipal service in Blois? Where did you work before? What is your vocational background?	Presentation - Personal presentation - Professional career before this position
Opinion on their work, work perception	Can you tell us about your daily work? How do your activities change with the seasons? How has it changed since you started working in the service? What do you like and dislike most about your job? Are there things that could be improved?	Work perception - Representation and experience - Material fact - Dynamic and change in the job
Relation with the inhabitants	During your days at work, do you sometimes discuss/exchange with the inhabitants? Do you receive any complaints from inhabitants?	Relations with the inhabitants - Informal talk - Complaints - Formal communication
Organizational parameters and relations with hierarchy	During your days at work, do you sometimes discuss/exchange with the elected officials? Do you have any interaction with the field workers of other municipal service?	Organizational parameters - Between services - With elected represents, with hierarchy - Internal organization of the sector and with other sectors
Perception of spontaneous vegetation	What do you think of the vegetation on the pavement? What do you think of allowing plants to grow freely on the pavement? Would you be interested in training in ecology/botany? What do you think of the communication action that has been put in place? Would you be in favor of generalization of action promoting vegetation in streets?	Vegetation management - Weeding - Amenities for plants - Personal opinion about vegetation

Table 1: Guiding questions, classified by theme, for focus groups with cleanliness field operatives.

Communication about spontaneous vegetation and interviews with pedestrians

Set up and running

We designed a study with the implication of the cleanliness service, to understand the pedestrians' attitudes towards spontaneous vegetation and to evaluate the impact of *in situ* information about plants on these attitudes. We installed stickers on the pavement of 15 streets in Blois. Streets were chosen, in collaboration with the director of the municipal cleanliness service, because of their high levels of spontaneous vegetation irrespective of the weeding effort applied there. As the different neighborhoods in Blois are contrasted in term of amount of spontaneous vegetation, but also regarding socio-demographic profiles of inhabitants and pedestrian attendances, selected streets were in different neighborhoods (Fig. 2). These 15 streets were not weeded from January to September 2021.During April, stickers conveying information about spontaneous plants growing on these streets were stuck flat on the ground in the immediate vicinity of the plants. Stickers represented 13 plants among the most frequent in Blois (according to Bonthoux et al., 2019b, Appendix 2). Stickers were illustrated with hand-drawn pictures of the plants, mentioned both its French and Latin names, and some ecological information, such as their role as host plants for insects (information taken from Muratet et al., 2017, see Appendix 3). We pasted stickers in a 100-m section on one side of each selected street. In addition, two signs (Appendix 2) that briefly presented the research approach were placed at the ends of the street sections (Fig. 2). The municipality funded the making of the stickers and signs.

From 3 May through 1 June 2021, during the growing season of the vegetation, Deparis M., Bonthoux S., and Legay N. interviewed pedestrians on these streets. Each interview lasted ca. 10 min, and included a mixture of closed- and open-ended questions. Different themes were addressed: the pedestrians' perception of spontaneous vegetation in the street, their opinion about the accompanying stickers, and their opinion on the reducing of weeding (Appendix 4). Interviews finished with socio-demographic questions.

Data analysis

We analyzed the data of open-ended question with deductive qualitative approach (Cho & Lee, 2014). Based on content of questionnaire, we identified the positive, negative or neutral opinion expressed for each theme of our questionnaire, and the underpinning thematic of answer. We then coded answers according to those thematic, presented in results.

Results

Change in the municipality–spontaneous vegetation relationship

The interviews with the elected official in charge of biodiversity and the director of the cleanliness service informed us about the change in municipal weeding strategies. Until 2012, the streets of Blois underwent regular chemical weeding by a company contracted by the municipality, to have very clean pavements with no vegetation. Since then, the municipality has progressively suppressed the use of chemical herbicides to weed out public places, including streets. This decision anticipated the French law of 2017 called "Labbé law", which forbidden public authorities to use chemical herbicide on public spaces (promenades, forest paths, roads, streets). Since 2012, the mechanical weeding of streets in Blois is the responsibility of the municipal cleanliness service whose role until that time was exclusively to collect waste and clean up public spaces. This weeding task was not assigned to the municipal service responsible for maintaining green spaces (the green spaces service), which do not deal with hard landscape such as streets. In lieu of chemical pesticides, the cleanliness service practiced frequent mechanical and thermal weeding. However, the service realized that mechanical weeding would never be as effective as chemical weeding. The progressive habituation to the presence, even modestly so, of spontaneous vegetation on street pavements has gradually triggered a change of vision of the service directors on the pavement vegetation and, accordingly, alternatives were pursued. Since 2017, the municipality of Blois developed the "*Flowered pavements operation*" which consisted in having some inhabitants take charge of the pavement in front of their homes. Under this operation, flower seeds are given to the residents for sowing in the gaps between the pavement and wall. In 2022, about 500 households participated in the operation. Since 2018, the new

director of the cleanliness service wanted to continue to reduce the intensity of managing spontaneous vegetation in certain streets, to lessen the workload of its field operatives and to promote the flora in the city. This change in attitude towards spontaneous vegetation was reinforced by the arrival in 2020 of new elected officials who had an ecological agenda. Although the service and elected officials have learned that city inhabitants perceive spontaneous vegetation less negatively than they thought (Bonthoux et al. 2019b), they continue to search ways to change the attitudes of inhabitants towards spontaneous vegetation (hence this study).

Focus groups with field operatives of the cleanliness service

We met 27 field operatives of the cleanliness service (demographic information are in Appendix 5). Field operatives' statements were organized in three structural themes: general conditions of their work; their interactions with inhabitants and other municipal services and officials; and their opinions about spontaneous street vegetation, the weeding task, and urban vegetation in general.

Meaning and conditions of their work

To describe their work, field operatives cited a multiplicity of tasks. Some tasks are considered as normal and part of their work role (e.g. clearing litterbins, sweeping, collecting rubbish, cleaning up graffiti and tags). In every group, field operatives expressed their pride in contributing to the cleanliness image of Blois and its inhabitants' appreciation of their city. But other tasks, such as raking leaves and weeding were presented as being rather sudden and abnormal, because they did not match their personal representation of their work:

> *"At the beginning, I thought it was illogical that we were the ones doing the weeding, our base is the sweeper, we turn into gardeners." CS1*

Some tasks are seasonal (raking leaves, weeding) and that they are free to decide when these tasks are required, based on their observation of streets. Some groups faced particular tasks (e.g., to deal with a lot of furniture abandoned in streets) not faced by others, and the need for weeding or clearing litterbins differs among geographic sectors. In the field operatives' mind, these geographical

particularities were linked to the socio-economic characteristics of the inhabitants of different city sectors. Linked to the multiplicity of tasks, the field operatives explained that they use different tools. Some field operatives described and defined themselves in their work according to these tools:

"I am a sweeper driver, I also do the [thermal] burning [of weeds] and I drive the [truck]." N4

The type of tool used could determine whether some tasks are simpler or more complex:

"Burning is less hard than hoeing, with hoeing sometimes it's hard to pull out plants, must weed them by hand, on your knees, even on all fours." CE5

Several field operatives cited the evolution of tools, particularly the arrival of lighter, self-propelled or electric tools that are quieter, as the main change they have observed in recent years in the service.

Interactions with inhabitants and organization between services

The field operatives talked a lot about their interactions with inhabitants (Fig. 3). Inhabitants complimented and thanked them during their work in streets, contributing to the field operatives' well-being:

"[We're] happy with the positive feedback from people, it's a personal reward. We like it when people express their satisfaction, thank us […] it's good for those who work." V2

Inhabitants are also curious about the field operatives' tools:

"[Inhabitants] are attracted to the tools, [the thermal burner]. They look, are interested, always nice." CS2

In addition, inhabitants express few complaints during the informal talks with them; just two field operatives in one group testified of direct complaints. Most complaints are expressed through the city's Rapid Response Service (RRS), which lets inhabitants report any problem to the municipal services, which are obliged to answer within 72 h. Some field operatives in different groups find that the use of RRS can be abusive, when used by some inhabitants to ask for weeding yet the condition of the streets does not warrant it. RSS is also seen as a potential constraint to change weeding management:

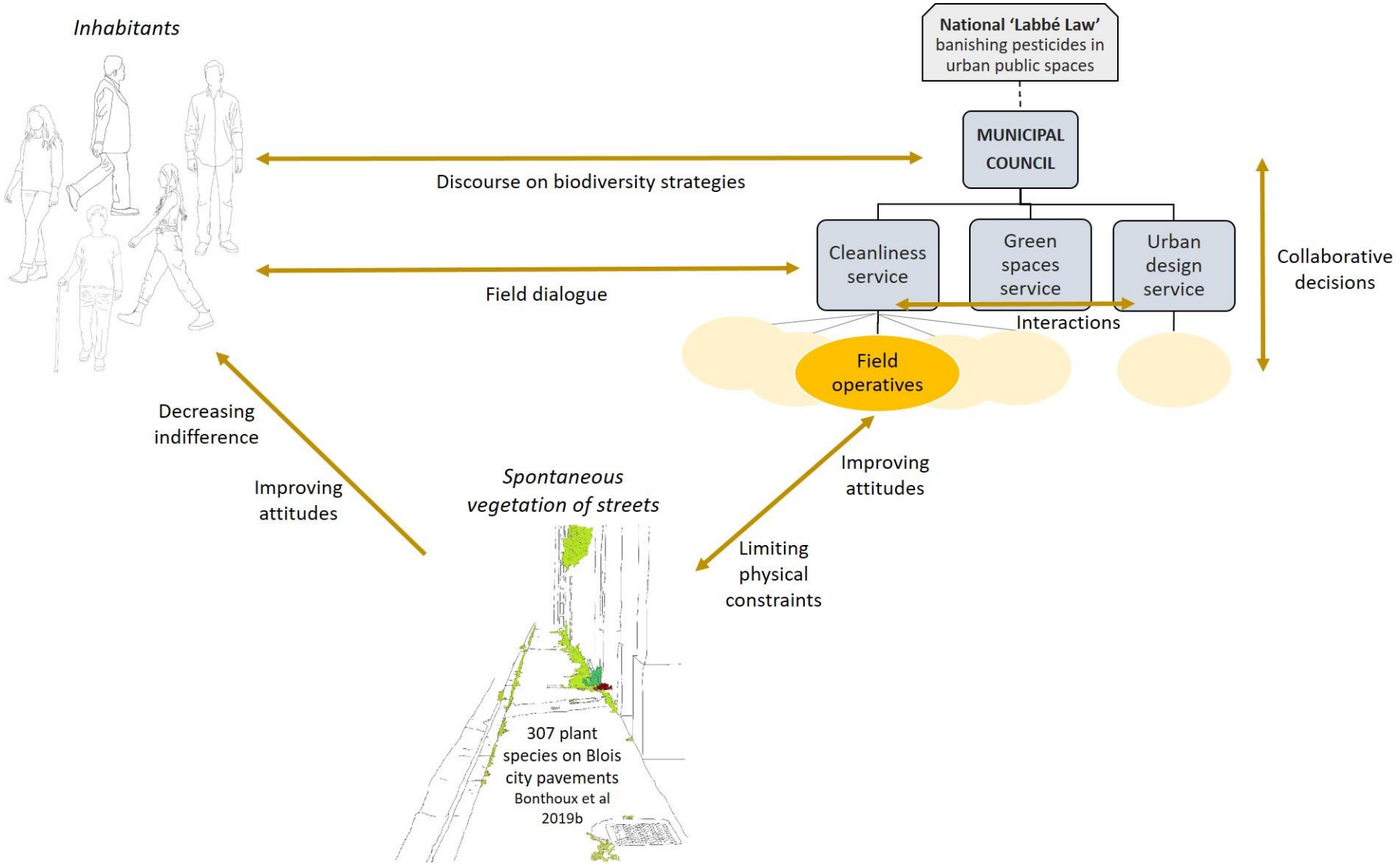


Figure 3: The relationships among urban spontaneous vegetation in streets, the municipality, and its inhabitants (adapted from Jansson et al., 2019). Alongside the arrows are ways to improve these relationships and therefore the integration of spontaneous vegetation in the city.

"It's too easy, phone call to weed […] calls for useless things." N4

"If there was more vegetation, we would have plenty of RRS." CS1

The field operatives did not talk about the other requests they received via RRS.

When asked about it, most field operatives said they have few or no interactions with elected officials. This absence of a direct relationship creates a feeling of abandonment for some of them:

"It would be nice to have [hierarchy's] opinion, compliments from the hierarchy." V2

"We don't have a relationship with them, we're at the bottom." N4

A few field operatives, albeit in different groups, did tell us they have already received direct weeding requests from elected officials for specific areas of the city. Even if this behavior is unusual, the field operatives who shared it seemed angry, finding it at odds with the city's political display:

"It's tiring, there is no ecological approach, we cut everything, we burn, we kill everything. Contradiction between ecological speech and actions. It's a pity, we say ecology, ecology... [...] Reflex [to weed] is contradictory to what is asked to us." CE1

The field operatives talked much about a lack of interactions with two other municipal services: those of green spaces and urban facilities (Fig. 3). They all considered that weeding task should be borne by the green spaces service, because as plants are not rubbish, weeding is not a cleanliness task *per se*:

"Weeding is one job, cleaning is another. There is no relationship between the cleanliness service and the green spaces service." O5

However, they face many vegetation-related tasks because their service is in charge of asphalted and sandy areas, whereas the green spaces service is responsible for maintaining city areas covered with topsoil (e.g., parks). Many field operatives found this division unsuitable, forcing them to make gardening gestures or use gardening tools:

"There are places where you need a lawnmower, but it's not a cleaning service tool." O5

Two groups have unofficial arrangements with the green spaces service, exchanging tasks with them, because of common facilities or personal relationships. These interactions had positive impacts on their work, and all field operatives were in favor of doing common work with the green spaces service:

"We arrange with green spaces service to split up, we see them every day in the field, we need more inter-service relationships, more dialogue." N4

Two groups also explained precise difficulties caused by the absence of coordinated decision-making between the cleanliness and urban facilities services. Field operatives explained that some streets design attributes (i.e., positioning of trees, distance between lawns and building) made it difficult to use certain tools (particularly the sweeper) or can damage tools. Field operatives must then do the waste collection on foot, which is longer and more painful. New arrangements for more plants can damage tools if they are not positioned in collaboration with the cleanliness service, and should be an obstacle to vegetated arrangements:

"Lack of dialogue with urban development. They do not think about us when they do the development, you have to think about the volume to get the sweeper through. If we modify the base of the walls (add plants), we must also modify the entire sidewalk to think about the cleanliness." N2

"Need to anticipate management in sidewalk developments." V4

Field operatives' attitudes towards spontaneous vegetation

Another theme we addressed during our focus groups was attitudes of field operatives towards spontaneous vegetation and the meaning of their weeding task (Table 1). Around a dozen of field operatives expressed themselves in favor of spontaneous vegetation, outlining that vegetation was neither rubbish nor pollution:

"Vegetation is not a pollution, [whereas abandoned] papers are." O5

"Droppings and litter garbage cans are dirty, not weeds." CE6

"Flowers are an enrichment, they are not a neglect." N2

Five field operatives stated that spontaneous vegetation betrayed a lack of management:

"Weeds, herbs don't look clean." V3

"It lacks maintenance." N3

However, all the field operatives agreed that a "white city" ("une ville à blanc" i.e., a city without spontaneous vegetation) is impossible. They surmised that the majority of inhabitants wanted little or no spontaneous vegetation and would carry out more weeding than the service does if that task relegated to them instead. Field operatives asked for more communication targeting inhabitants to explain the municipality's position about street vegetation management. Thus, they supported the implemented communication campaign using stickers, believing it could encourage inhabitants more tolerant of street vegetation by providing knowledge about plants:

"When you know the plants, you change the opinions. Developing more communication will change opinions. I agree for more communication." V4

"Have more information in the local newspaper, on social networks." CE1

The field operatives appreciated the current political direction of the service being orientated to doing less weeding. As noted above (§3.2.2.), some stated that weeding contradicts the current official position of the municipality about ecology and urban biodiversity (developed in §3.1.). Further, all field operatives were in favor of more vegetation, supporting new flower arrangements or agreeing with current ones, like flowered pavements. They cited precise parts of the city where, in their opinion, there were under-exploited opportunities for vegetation establishment. But they stressed that such vegetation arrangements ought to be maintained and must not complicate the cleaning routine of pavements:

"People have to maintain, otherwise it's only weeds." CE8

"It is necessary to maintain these amenities." N1

They also said that the discontinuous aspect of vegetation on pavements was not aesthetic and complicated their weeding of streets. Thus, some field operatives asked for continuous flowered pavements.

Communication about spontaneous vegetation and interviews of pedestrians

Due to the voluntary deterioration of some stickers, the low pedestrians attendance of some streets, the very rainy weather and a low response rate (49%), only 68 people in 8 streets responded (see Appendix 6 for demographic information). Only 11 respondents noticed the signs accompanied the stickers and just three had an opinion about it; hence, this part of the interview (use of signs) was omitted from the analysis.

Thirty pedestrians (44%) expressed a positive opinion about spontaneous vegetation and 17 pedestrians disliked it (Table 2 and Appendix 6). Thirty-six pedestrians (52%) declared there is a noticeable difference regarding presence and quantity of spontaneous vegetation between streets of the experiment (non-weeded) and the other in the city (weeded), of which 23 held a positive opinion about it.

Forty-six pedestrians (67%) noticed the presence of the stickers and a majority of them (29) had a positive opinion about it (Table 2 and Appendix 6). Pedestrians mainly highlighted the educational aspect of stickers, citing almost exclusively the plants' names, ecological information, and drawings as retained elements. Of those who noticed the stickers, 17 told us that their opinion of these plants was changed by the stickers, mainly because of the new information they learned.

Two questions dealt with the general opinion of pedestrians about leaving spontaneous vegetation in streets (Table 2 and Appendix 6). The ecological interest in plants was the first reason why pedestrians are likely to accept spontaneous vegetation on pavements (50% of answers), and facilitating the work of field operatives was the second motivation (27% of answers). The last question of the interview invited the pedestrians to share and elaborate on their opinion about the presence of spontaneous vegetation in streets, after a quick presentation of its benefits. Forty-nine pedestrians (74%) expressed a positive opinion, mostly because there were against the use of chemical herbicides, or in favor of biodiversity-friendly actions in the city. Nine pedestrians (14%) had a balanced opinion, in that they can support this kind of action but would prefer a more aesthetic

Theme	Question	Answer categories and number of respondents*	Example statement(s)
Perception of spontaneous vegetation	What is your opinion about this vegetation?	Generally positive: 30	“I love it, I wish there was more of it”; “Very nice, positive, but what effect on the surface in the long term?”
		Balanced opinion: 10	“It doesn’t look super clean, but it looks green. Between two”
		Generally negative: 17	“It grows a little bit randomly, there is no maintenance”; “I’d rather even plant hollyhocks”
		No opinion: 6	“I don’t pay too much attention to it, I never asked myself the question”
	This street has not been weeded yet in 2021. Do you find it different from other streets in Blois? If so, in which aspects?	Notice no difference: 30	“No, not particularly”
		Generally positive: 23	“Yes, we can see that the herbs are present, it appeals but is not disturbing”; “More beautiful, we must not destroy, more beautiful than other streets”
		Generally negative: 13	“Yes, it is not clean, not pretty, it changes [compare to others streets]”; “Yes, because it is poorly maintained, from the school to the avenue, a lot of work has been done and the street is broken”
Opinion about the communi-cation cam-paign	Have you noticed the stickers identifying the plants?	Yes: 46 No: 22	
	If yes What do you think of them?	Positive opinion: 29	“Interesting to look at these small sprouts”
		Generally negative: 12	“I did not find the plants”; “Not very clean, is the glue biodegradable? I would like to be sure it is”; “Not readable for my eyes”; “Didn’t know what it was, wondered if someone had lost their drawing board, or abandoned things. Are pretty but look like papers”
		No opinion: 5	“I see but I didn’t read”
	If yes	General information: 18	"[I retained the] name of the plants because we say bad seeds without knowing them"; “Text on insects”; “Especially for those I did not know, name and design,

	Which of the elements on the plant stickers caught your attention? Why?		by curiosity”
		Drawing: 7	“The visual, the drawing”
		Nothing: 13	“Nothing special, I had a quick look”; “I don’t remember”
	If yes Do you think these stickers change your perception of the plants? If so, in which way?	Yes: 17	“Yes, you don’t see many herbs like that, didn't even know it was called Vergerette”; “Yes, I will no longer weed out these plants in my garden because they are of interest to insects”
		No, already good opinion before: 7	“My perception is good about plants anyway, I have some at home. It doesn’t change my perception but it’s interesting, attractive”
		No: 6	
		No opinion: 15	“Yes, but don’t find it useful, another way of labeling, with signs that can be removed, would have been better”
General opinion about the experiment	In your opinion, keeping plants in streets is important (multiple choice question):	For their ecological interest, to provide resources for animal species: 43 in agreement	
		To reduce management by technical staff, improve their working condition: 23 in agreement	
		To make the streets less bare (mineral), more aesthetic: 20 in agreement	
	This action aims to welcome more plants, insect and birds into the city and to make the management of the pavements less painful for the municipal agents as they can no longer use herbicides. What is your general opinion on this action?	Supporting: 49	“Good deed, we are too urbanized”; “Good for the agents”; “I am in favor [of this action] because I am against pesticides”; “If it helps, yes, makes the children discover things, makes them aware”
		Against: 8	“Don’t remove the plants but put in other prettier ones”; “Small savings under the guise of ecology with no real or voluntary impact on the city”
		Balanced opinion: 9	“Better if there were insects that landed on it, not annoying to have these grasses”

** Answers beyond question’s scope are excluded*

◄ *Table 2: Results of pedestrians' interviews (68 respondents). Answers were classified into different categories and illustrated by statements of respondents. Answers beyond the scope of the question are excluded from the count.*

approach to spontaneous vegetation in streets. Eight pedestrians (12%) were against the presence of spontaneous vegetation because they considered it not aesthetic.

Discussion

In this study, we tried to construct a socio-ecological model to analyze the relationships among the municipality, field operatives, inhabitants, and the spontaneous vegetation of streets in a medium-sized French city. Based on the interactions built since 2015 between our research team and the municipal service, we built two interconnected experiments, involving both field operatives and inhabitants. From our results, we can draw a portrait of field operatives' and inhabitants' perceptions of spontaneous vegetation, and of the parameters structuring these perceptions.

Change in municipal strategy

Through the example of spontaneous street vegetation, this study analyzed the barriers and opportunities to biodiversity consideration and conservation at the local governance scale of a city (Shih et al., 2020). Streets are widespread in the city and used by all publics, their study complements information on the acceptance of new management practices in green spaces such as parks (Hwang et al., 2019). Caused by bottom-up (new staff with positive attitude towards spontaneous vegetation) and top-down (new national law banning pesticides) factors, the municipal weeding strategy shifted from clear-cutting pavements to allowing grown of spontaneous vegetation in less than 10 years. Those changes are supported by field operatives, who are at the forefront of technical constraints and physical hardship, but are decided by municipal council and services' directors. Thus, we demonstrated the interests of analyzing the changes in relations to spontaneous vegetation at different hierarchical levels of the municipal organization (Homsy et al., 2019).

Multiple factors mitigate field operatives–vegetation relationships

We found that field operatives had mostly positive attitudes toward spontaneous vegetation on street pavements. Based on our results and literature, we believed these attitudes would be bolstered if this vegetation became integrated into design interventions (Bonthoux et al., 2019b; Li & Nassauer, 2020), and if such landscaping does not entail extra work time and does not impede the passage of cleaning tools. These relationships to vegetation are nevertheless directly and indirectly modulated by several psycho-social, organizational, and technical parameters. Those parameters must be considered to understand and transform the management system.

In our results, two kinds of psycho-sociological relationships are important for field operatives. First, it is important for them to have clear objectives that accord with their perceptions of work. Thus, they understand the meaning of what they do and can take pride and involvement in their activities (Ellickson & Logsdon, 2001). In the context of a changing management strategy, these elements seem to be of primary importance in facilitating the acceptance of new practices. Here, field operatives' perception of spontaneous vegetation is changing, switching form a sign of insufficient management to an enrichment that should not be associated with dirt. Therefore, spontaneous vegetation is still not in conflict with their proud to make the city clean. Second, daily relationships with inhabitants are very important to field operatives, as found in another context (Hoyle et al., 2017). These relationships can enhance their work experience. However, they can also receive complaints about spontaneous vegetation, which is perceived as a lack of maintenance by some inhabitants. As our interviews with pedestrians show little opposition to spontaneous vegetation presence, maybe these complaints are expressed by a vocal minority of inhabitants who do not represents the overall attitude of urban population (Bonthoux et al., 2019b; Drijfhout et al., 2022). These complaints may skew the municipality's understanding of inhabitants' opinion, impeding implementation of new practices. Thus, field operatives consider municipality communication of ecological objectives to inhabitants as a key factor in the implementation of alternative management practices, in accordance with other results (Hoyle et al., 2017).

The organization of the management system was also a structuring parameter for the well-being of field operatives and the effectiveness of their practices, as found elsewhere (Jansson et al., 2019; Ordóñez et al., 2019). In our case, field operatives of the cleanliness service reclaimed more interactions with the green spaces service and between directors' service and field operatives, for a better consistency in task allocation. Some also mentioned a lack of dialogue with elected officials who are sometimes perceived as distant from practical and day-to-day concerns. Discussions should be engaged with the different levels of services to facilitate collective and individual appropriation of the changes in vision and practices. Collaboration and communication from the head of the municipality to field operatives and vice versa, can facilitate the transfer of clear management policies while also drawing to attention to any technical constraints and ideas identified in the field (Mathers et al., 2015; Hoyle et al., 2017; Nam & Dempsey, 2019).

Finally, the practical and technical aspects of work are also important for field operatives' well-being and acceptation of spontaneous vegetation. These elements must be considered along with management strategies. Tools are of particular importance: they determined how field operatives defined themselves, they provide a way to interact positively with inhabitants and they directly modulate the acceptance of vegetation by the agents by making weeding more or less difficult. This result is consistent with the findings of Nam & Dempsey (2019) showing that the acceptability of vegetated facilities by managers is linked to the perceived effort required to maintain it. Surprisingly, the funding parameter has never been discussed in focus groups, whereas in other studies the need to lower management-related costs is prevalent (Barnes et al., 2020; Ramer & Nelson, 2020). In Blois, while the internalization of weed control in 2012 increased the costs of acquiring new equipment, the service director now believe that, in addition to the accrued ecological benefits, leaving spontaneous vegetation in place limits the costs of equipment and supplies (e.g., gas), a realization documented elsewhere (Hoyle et al., 2017). Accordingly, a portion of these saved funds could instead be used for public communication strategies, long-term ecological and social monitoring, and place-keeping of plant amenities (Dempsey & Burton, 2012). As amenities on pavement could complex vegetation

management and increase vegetation acceptance by city dwellers, the long-term management of those amenities is on particular importance for acceptation of new practices.

Impact of communication on pedestrians' perceptions

More than half of the pedestrians held a positive to moderate opinion of spontaneous street vegetation and a third expressed preferences for non-weeded streets. These results confirm previous photomontage urban studies (Fischer et al., 2018; Bonthoux et al., 2019b). Pedestrians mentioned that their main motive for retaining spontaneous vegetation in streets was for supplying ecological resources, as habitats or food for animals. Reducing the drudgery of work for field operatives was much less cited, likely because interactions between pedestrians and field operatives are modest. Many pedestrians did not notice the spontaneous vegetation or did not express an opinion. This is consistent with the plant blindness concept, which posits that people do not notice plants in their environment (Balding & Williams, 2016). The fact that vegetation is not in any special amenities, and growing on pavement, which is an impervious element not normally considered as a space for plants' presence, could augment plant blindness outside traditional urban green spaces (Balding & Williams, 2016; Thomas et al., 2022).

The presence of stickers as educational element near the vegetation was well received by pedestrians though its impact on changing perceptions was moderate. This *in situ* information enabled the differing species to be highlighted and underlines their ecological role in cities. Nevertheless, few respondents said this information would change their attitudes toward plants. These results echo the critics of the "knowledge deficit" approach (Kidd et al., 2019): providing city dwellers with knowledge about vegetation is only the first step in changing attitudes toward it. Knowledge increase acceptability of biodiversity and biodiversity-friendly measures, but direct interactions with nature and plants, through time and various activities in urban green spaces for example, are also necessary (Fischer et al., 2020; Lumber et al., 2017). Then, a diverse suite of actions in tandem, from installing local cues to care to designing new urban forms and precipitating changes in social norms on a larger

scale, are needed to push attitude towards more acceptability of spontaneous vegetation and alternative management.

Towards a place-based integrative approach to transform people–nature relationships

This study was conducted in only one medium city and other future studies are required to evaluate the generality versus singularity of the results. Still, we think that the approach proposed here can be generalized to link ecological, social, and technical issues. This study shows that the municipal scale is relevant for developing integrated strategies for biodiversity conservation, linking national policies with local visions and applications. This has already been demonstrated as possible in the context of climate change adaptation (Gustafsson & Mignon, 2020). Inspired by existing models (Dempsey & Burton, 2012; Jansson et al., 2019), we collected and brought together different pieces of information into a single framework linking spontaneous vegetation in streets with the management system and city dwellers (Fig. 3). The combination of different methods (semi-structured interview with services managers, focus groups with field operatives, questionnaires with pedestrians) allows us to take in account the different reality of those groups, and to combine them to understand their interaction as a whole. In this system the ecological component, the consideration of city dwellers' well-being and workers' conditions are analyzed simultaneously, to move towards a biodiversity-friendly and a socially-valued future (Rosenzweig, 2003; Francis & Lorimer, 2011). As integrated landscape approaches are growing up, we nevertheless emphasize the importance of finely qualifying the biodiversity of places to identify the paramount ecological factors and issues at play (Bonthoux et al., 2019b; Reed et al., 2021). As we found in this study, the relationships in this system are dynamic and can evolve quickly in response to internal and external factors (Fig. 3). Importantly, researchers can adopt different postures in the evolution of this system. That is, they can be simple observers describing and analyzing the complexity of the relationships. But maybe they should be more experimentally involved, furthering changes to the system's dynamics by designing actions whose socio-ecological repercussions will then be monitored.

Conclusion

In this study we used complementary methods to analyze the relationship between municipal managers, city dwellers, and spontaneous vegetation in streets. We show that even when municipal strategies move towards a biodiversity-friendly strategy, the organization of the management system at all hierarchical levels must be explicitly considered to engage in a shared and collaborative transition to a greener city. Indeed, while field operatives are rather well disposed to spontaneous vegetation, their well-being and practices and the drudgery of their daily work all depend heavily upon psychological, technical, social and organizational parameters that should be aligned with ecological objectives. The majority of city dwellers harbor a positive view of spontaneous vegetation, albeit a large proportion of them seem indifferent to this vegetation. The provision of ecological information *in situ* moderately improves their perceptions of these plants. This educational approach of providing knowledge must be supplemented by other approaches (e.g., testing of new ecological arrangements, regulations) to amplify the overall net effect on changes to attitudes of city dwellers. These different results are valuable, as they could inform the construction of an urban socio-ecological model and help in finding robust social and organizational levers to improve people–nature relationships in cities. The results need to be validated by other studies in towns in France and around the world in order to try to change the mentality about vegetation on streets.

Transition

Nous avons utilisé ici des méthodes complémentaires (focus groupes, entretiens) pour analyser les relations des agent·es de terrain municipaux et des citadin·es à la végétation spontanée des trottoirs. Nous montrons qu'au sein de la municipalité, les élu·es et la direction des services s'orientent vers une stratégie favorable à la biodiversité, mais qu'une modification de pratique nécessite l'engagement de tous les niveaux hiérarchiques. Si les agent·es de terrain sont plutôt favorables à la végétation spontanée, leurs pratiques et leur propension à changer de gestion sont fortement dépendantes de paramètres psychosociaux, organisationnels et techniques. Concernant les citadin·es, la majorité a une vision positive de la végétation spontanée, mais une proportion non négligeable d'entre elles·eux

semble indifférente à cette végétation. L'apport d'informations écologiques *in situ* améliore modérément leur perception de la végétation spontanée des rues et pourrait être combinée à d'autres approches. Ces résultats permettent d'identifier des leviers sociaux et organisationnels pour améliorer les relations humain·es-nature en ville. Pour ma thèse, ce travail replace l'humain dans le système urbain en reliant les processus psycho-sociaux aux paramètres qui structurent la diversité des différents usages (figure 4).

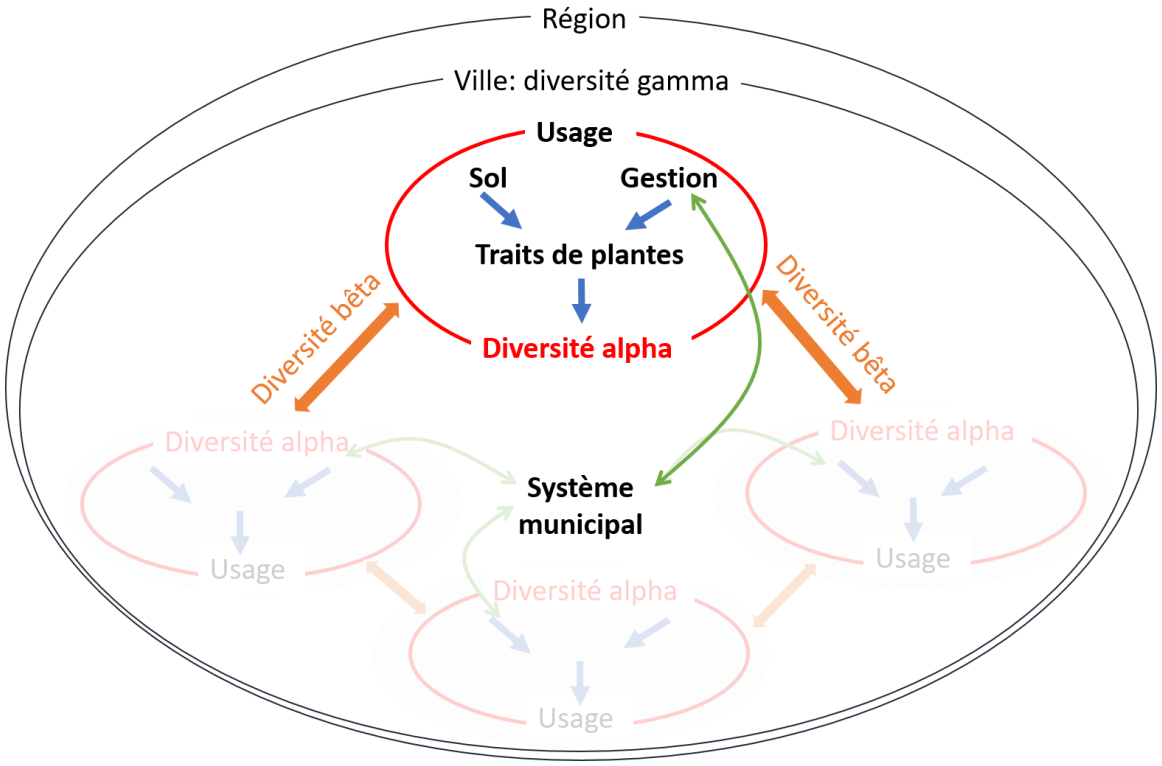


Figure 4 : Schéma général des questions de ma thèse. La ville est constituée de plusieurs usages, qui structurent la distribution des espèces en ville (chapitre 1). L'îlot urbain, échelle de description issue de la géographie urbaine, a été mobilisée pour décrire finement les usages urbains (chapitre 2). Ces usages peuvent tous avoir des pools locaux d'espèces différents (chapitre 3). La diversité alpha de chaque usage est influencée par les caractéristiques locales des usages, principalement par la gestion (chapitre 4). Accompagner des changements de gestion pour favoriser la végétation urbaine nécessite la prise en compte des contraintes des agent·es en charge de ces gestions, en plus de leur relation avec les habitant·es (chapitre 5).

References

Balding, M., & Williams, K. J. H. (2016). Plant blindness and the implications for plant conservation. Conservation Biology, 30(6), 1192–1199. https://doi.org/10.1111/cobi.12738

Barnes, M. R., Nelson, K. C., Kowalewski, A. R., Patton, A. J., & Watkins, E. (2020). Public land manager discourses on barriers and opportunities for a transition to low input turfgrass in urban areas. Urban Forestry & Urban Greening, 53, 126745. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126745

Bonthoux, S., Brun, M., Di Pietro, F., Greulich, S., & Bouché-Pillon, S. (2014). How can wastelands promote biodiversity in cities? A review. Landscape and Urban Planning, 132, 79–88. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.08.010

Bonthoux, S., Chollet, S., Balat, I., Legay, N., & Voisin, L. (2019). Improving nature experience in cities: What are people's preferences for vegetated streets? Journal of Environmental Management, 230, 335–344. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.09.056

Bonthoux, S., Voisin, L., Bouché-Pillon, S., & Chollet, S. (2019). More than weeds: Spontaneous vegetation in streets as a neglected element of urban biodiversity. Landscape and Urban Planning, 185, 163–172. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.02.009

Bretagnolle, V., Benoit, M., Bonnefond, M., Breton, V., Church, J. M., Gaba, S., Gilbert, D., Gillet, F., Glatron, S., Guerbois, C., Lamouroux, N., Lebouvier, M., Mazé, C., Mouchel, J.-M., Ouin, A., Pays, O., Piscart, C., Ragueneau, O., Servain, S., … Fritz, H. (2019). Action-orientated research and framework: Insights from the French long-term social-ecological research network. Ecology and Society, 24(3), 10. https://doi.org/10.5751/ES-10989-240310

Brun, M., Di Pietro, F., & Bonthoux, S. (2018). Residents' perceptions and valuations of urban wastelands are influenced by vegetation structure. Urban Forestry & Urban Greening, 29, 393–403. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.01.005

Cho, J. Y., & Lee, E.-H. (2014). Reducing confusion about grounded theory and qualitative content analysis: Similarities and differences. The Qualitative Report, 19(32), 1–20. https://doi.org/10.46743/2160-3715/2014.1028

Colli-Silva, M., Corsi, A. C. S., Florentino, J. D. J., Teixeira, L. A., & Ursi, S. (2019). Evidences of plant blindness in a Brazilian urban green space with plaqued trees. Paisagem e Ambiente, 30(43), e151370. https://doi.org/10.11606/issn.2359-5361.paam.2019.151370

Dempsey, N., & Burton, M. (2012). Defining place-keeping: The long-term management of public spaces. Urban Forestry & Urban Greening, 11(1), 11–20. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.09.005

Drijfhout, M., Kendal, D., & Green, P. (2022). Mind the gap: Comparing expert and public opinions on managing overabundant koalas. Journal of Environmental Management, 308, 114621. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.114621

Duivenvoorden, E., Hartmann, T., Brinkhuijsen, M., & Hesselmans, T. (2021). Managing public space – A blind spot of urban planning and design. Cities, 109, 103032. https://doi.org/10.1016/j.cities.2020.103032

Ellickson, M. C., & Logsdon, K. (2001). Determinants of job satisfaction of municipal government employees. State and Local Government Review, 33(3), 173–184.

Fischer, L. K., Honold, J., Cvejić, R., Delshammar, T., Hilbert, S., Lafortezza, R., Nastran, M., Nielsen, A. B., Pintar, M., van der Jagt, A. P. N., & Kowarik, I. (2018). Beyond green: Broad

support for biodiversity in multicultural European cities. Global Environmental Change, 49, 35–45. https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.02.001

Fischer, L. K., Neuenkamp, L., Lampinen, J., Tuomi, M., Alday, J. G., Bucharova, A., Cancellieri, L., Casado-Arzuaga, I., Čeplová, N., Cerveró, L., Deák, B., Eriksson, O., Fellowes, M. D. E., Fernández de Manuel, B., Filibeck, G., González-Guzmán, A., Hinojosa, M. B., Kowarik, I., Lumbierres, B., … Klaus, V. H. (2020). Public attitudes toward biodiversity-friendly greenspace management in Europe. Conservation Letters, 13(4), e12718. https://doi.org/10.1111/conl.12718

Francis, R. A., & Lorimer, J. (2011). Urban reconciliation ecology: The potential of living roofs and walls. Journal of Environmental Management, 92(6), 1429–1437. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.01.012

Frank, B. (2017). Urban systems: A socio-ecological system perspective. Sociology International Journal, 1(1). https://doi.org/10.15406/sij.2017.01.00001

Gustafsson, S., & Mignon, I. (2020). Municipalities as intermediaries for the design and local implementation of climate visions. European Planning Studies, 28(6), 1161–1182. https://doi.org/10.1080/09654313.2019.1612327

Homsy, G. C., Liu, Z., & Warner, M. E. (2019). Multilevel governance: Framing the integration of top-down and bottom-up policymaking. International Journal of Public Administration, 42(7), 572–582. https://doi.org/10.1080/01900692.2018.1491597

Hoyle, H., Jorgensen, A., Warren, P., Dunnett, N., & Evans, K. (2017). "Not in their front yard" The opportunities and challenges of introducing perennial urban meadows: A local authority stakeholder perspective. Urban Forestry & Urban Greening, 25, 139–149. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.05.009

Hwang, Y. H., Yue, Z. E. J., Ling, S. K., & Tan, H. H. V. (2019). It's ok to be wilder: Preference for natural growth in urban green spaces in a tropical city. Urban Forestry & Urban Greening, 38, 165–176. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.12.005

Jansson, M., Vogel, N., Fors, H., & Randrup, T. B. (2019). The governance of landscape management: New approaches to urban open space development. Landscape Research, 44(8), 952–965. https://doi.org/10.1080/01426397.2018.1536199

Kidd, L. R., Garrard, G. E., Bekessy, S. A., Mills, M., Camilleri, A. R., Fidler, F., Fielding, K. S., Gordon, A., Gregg, E. A., Kusmanoff, A. M., Louis, W., Moon, K., Robinson, J. A., Selinske, M. J., Shanahan, D., & Adams, V. M. (2019). Messaging matters: A systematic review of the conservation messaging literature. Biological Conservation, 236, 92–99. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.020

Kowarik, I. (2018). Urban wilderness: Supply, demand, and access. Urban Forestry & Urban Greening, 29, 336–347. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.05.017

Lampinen, J., & Anttila, N. (2021). Reconciling road verge management with grassland conservation is met with positive attitudes among stakeholders, but faces implementation barriers related to resources and valuation. Journal of Environmental Planning and Management, 64(5), 823–845. https://doi.org/10.1080/09640568.2020.1785405

Li, J., & Nassauer, J. I. (2020). Cues to care: A systematic analytical review. Landscape and Urban Planning, 201, 103821. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103821

Lumber, R., Richardson, M., & Sheffield, D. (2017). Beyond knowing nature: Contact, emotion, compassion, meaning, and beauty are pathways to nature connection. PLOS ONE, 12(5), e0177186. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177186

Mathers, A., Dempsey, N., & Frøik Molin, J. (2015). Place-keeping in action: Evaluating the capacity of green space partnerships in England. Landscape and Urban Planning, 139, 126–136. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.03.004

Mathey, J., Arndt, T., Banse, J., & Rink, D. (2018). Public perception of spontaneous vegetation on brownfields in urban areas—Results from surveys in Dresden and Leipzig (Germany). Urban Forestry & Urban Greening, 29, 384–392. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.10.007

Mayring, P. (2014). Qualitative content analysis—Theoretical foundation, basic procedures and software solution. Klagenfurt. http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:0168-ssoar-395173

McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. Biological Conservation, 127(3), 247–260. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005

Muratet, A., Muratet, M., & Pellaton, M. (2017). Flore des friches urbaines (Xavier Barral Eds).

Nam, J., & Dempsey, N. (2019). Understanding stakeholder perceptions of acceptability and feasibility of formal and informal planting in sheffield's district parks. Sustainability, 11(2), 360. https://doi.org/10.3390/su11020360

Nyumba, T. O., Wilson, K., Derrick, C. J., & Mukherjee, N. (2018). The use of focus group discussion methodology: Insights from two decades of application in conservation. Methods in Ecology and Evolution, 9(1), 20–32. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12860

Ordóñez, C., Threlfall, C. G., Kendal, D., Hochuli, D. F., Davern, M., Fuller, R. A., van der Ree, R., & Livesley, S. J. (2019). Urban forest governance and decision-making: A systematic review and synthesis of the perspectives of municipal managers. Landscape and Urban Planning, 189, 166–180. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.04.020

Ramer, H., & Nelson, K. C. (2020). Applying 'action situation' concepts to public land managers' perceptions of flowering bee lawns in urban parks. Urban Forestry & Urban Greening, 53, 126711. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126711

Randrup, T. B., & Persson, B. (2009). Public green spaces in the Nordic countries: Development of a new strategic management regime. Urban Forestry & Urban Greening, 8(1), 31–40. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2008.08.004

Reed, J., Kusters, K., Barlow, J., Balinga, M., Borah, J. R., Carmenta, R., Chervier, C., Djoudi, H., Gumbo, D., Laumonier, Y., Moombe, K. B., Yuliani, E. L., & Sunderland, T. (2021). Re-integrating ecology into integrated landscape approaches. Landscape Ecology, 36(8), 2395–2407. https://doi.org/10.1007/s10980-021-01268-w

Rosenzweig, M. L. (2003). Win-win ecology: How the earth's species can survive in the midst of human enterprise. Oxford University Press.

Salisbury, A., Gallagher, F. J., Parag, H. A., Meneses-Florián, L., & Holzapfel, C. (2021). Plant diversity increases in an urban wildland after four decades of unaided vegetation development in a post-industrial site. Urban Ecosystems, 24(1), 95–111. https://doi.org/10.1007/s11252-020-01018-x

Säumel, I., Weber, F., & Kowarik, I. (2016). Toward livable and healthy urban streets: Roadside vegetation provides ecosystem services where people live and move. Environmental Science & Policy, 62, 24–33. https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.11.012

Shih, W.-Y., Mabon, L., & Puppim de Oliveira, J. A. (2020). Assessing governance challenges of local biodiversity and ecosystem services: Barriers identified by the expert community. Land Use Policy, 91, 104291. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104291

Soga, M., & Gaston, K. J. (2016). Extinction of experience: The loss of human-nature interactions. Frontiers in Ecology and the Environment, 14(2), 94–101. https://doi.org/10.1002/fee.1225

Thomas, H., Ougham, H., & Sanders, D. (2022). Plant blindness and sustainability. International Journal of Sustainability in Higher Education, 23(1), 41–57. https://doi.org/10.1108/IJSHE-09-2020-0335

Twerd, L., & Banaszak-Cibicka, W. (2019). Wastelands: Their attractiveness and importance for preserving the diversity of wild bees in urban areas. Journal of Insect Conservation, 23(3), 573–588. https://doi.org/10.1007/s10841-019-00148-8

Unterweger, P. A., Schrode, N., & Betz, O. (2017). Urban nature: Perception and acceptance of alternative green space management and the change of awareness after provision of environmental information. A chance for biodiversity protection. Urban Science, 1(3), 24 https://doi.org/10.3390/urbansci1030024

van den Bosch, M., & Ode Sang, Å. (2017). Urban natural environments as nature-based solutions for improved public health – A systematic review of reviews. Environmental Research, 158, 373–384. https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.05.040

Villaseñor, N. R., Chiang, L. A., Hernández, H. J., & Escobar, M. A. H. (2020). Vacant lands as refuges for native birds: An opportunity for biodiversity conservation in cities. Urban Forestry & Urban Greening, 49, 126632. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126632

Weber, F., Kowarik, I., & Säumel, I. (2014). A walk on the wild side: Perceptions of roadside vegetation beyond trees. Urban Forestry & Urban Greening, 13(2), 205–212. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.10.010

Appendix

Appendix 1

Interview guide used with director service and elected official in charge of biodiversity. These interviews were conducted in French and has been translated for publication.

Interview guide used with the director of the cleanliness service

When did you join the service?

What were your initial background and your career before joining the service?

How has the organization of the service evolved?

How have weeding practices changed? What are your future goals?

What are your relationships with other municipal services, particularly the green space service?

Interview guide used with the elected official in charge of biodiversity in the municipality

What was your background and your career before being elected?

What are your political objectives? In particular, what are your objectives related to the biodiversity and vegetation in the city?

How do you work with the municipal services?

Appendix 2

List of species represented on stickers and sign and translation of sign placed at the ends of experiment streets.

List of the species represented on stickers:

Bellis perennis ; Capsella bursa-pastoris ; Cardamine hirsuta ; Erigeron canadensis ; Helminthotheca echioides ; Hypochaeris radicata* ; Picris vulgaris ; Plantago lanceolata ; Plantago major ; Senecio vulgaris, Sonchus oleraceus* ; Taraxacum officinale* ; Veronica persica*

* species presented in A4 format

Visual and translation of the sign places in the streets of the experiment



Translation:

FOR A FLOWERING AND ECOLOGICAL CITY

DID YOU NOTICE SOME PLANTS IN THAT STREET?

A study carried out by the INSA - école de la nature et du paysage is currently underway in about fifteen streets in the city.

The aim is to let the vegetation grow and to

307

its the number of different spontaneous species registered in Blois streets: dandelion,

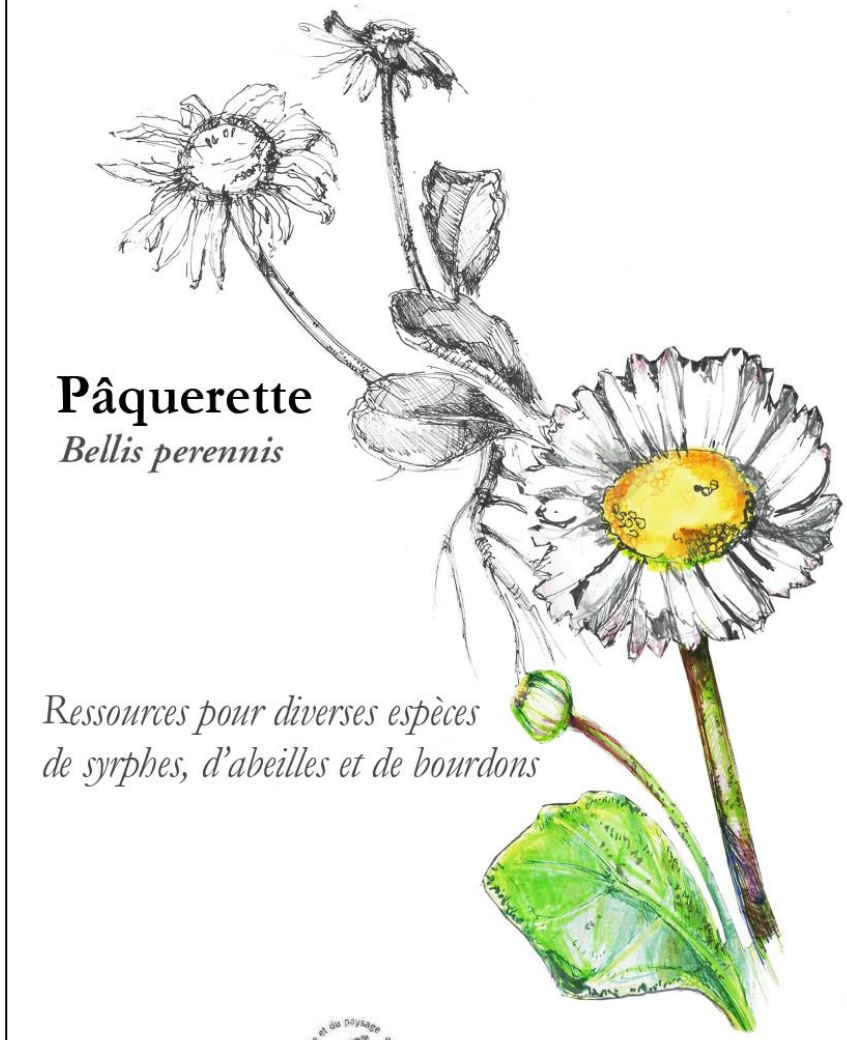
THE BENEFITS OF SPONTANEOUS VEGETATION

This helps to attract many pollinating insects such as wild bees and hoverflies. These plants provide habitat for butterflies such as the red-band fritillary

Visit blois.fr to find out about all the actions of the city of Blois in support of biodiversity

Appendix 3

Stickers used for the communication about spontaneous vegetation



Pâquerette

Bellis perennis

Ressources pour diverses espèces de syrphes, d'abeilles et de bourdons

INSA INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUÉES CENTRE VAL DE LOIRE

Antonia Olaru

Capselle bourse-à-pasteur

Capsella bursa-pastoris

Pollinisation par les abeilles solitaires et les syrphes

Graines consommées par de petits scarabées

INSA INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUÉES CENTRE VAL DE LOIRE

Emma Laval

Cardamine hérissée

Cardamine hirsuta

Hôte des chenilles de plusieurs papillons
(Aurore, Piéride de la rave)
Dispersion des graines par «explosion»
jusqu'à 5m



INSA INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUÉES CENTRE VAL DE LOIRE

de la nature et du paysage L'école nationale supérieure

Louis Kinzinger

Vergerette du Canada

Erigeron canadensis

Porte plus de 100 fleurs
(capitules)



INSA INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUÉES CENTRE VAL DE LOIRE

de la nature et du paysage L'école nationale supérieure

Laila Boussof

Picride fausse vipérine

Helminthotheca echioides

Pollinisation par des syrphes et des abeilles

Hôte de plusieurs pucerons



INSA INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUÉES CENTRE VAL DE LOIRE

Matéo Bouchaud

Porcelle enracinée

Hypochaeris radicata

Ressources pour de nombreux insectes, mouches, syrphes, papillons



INSA INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUÉES CENTRE VAL DE LOIRE

Pierre Fouesil



Picris

Picris vulgaris

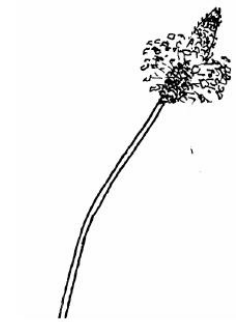
C'est une ressource pour les abeilles et les syrphes.

INSA INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUÉES CENTRE VAL DE LOIRE

Alexandre Ducrocq

Plantain étroit

Plantago lanceolata



Hôte des chenilles de plusieurs papillons (Mélitée du Plantain, Mélitée orangée)

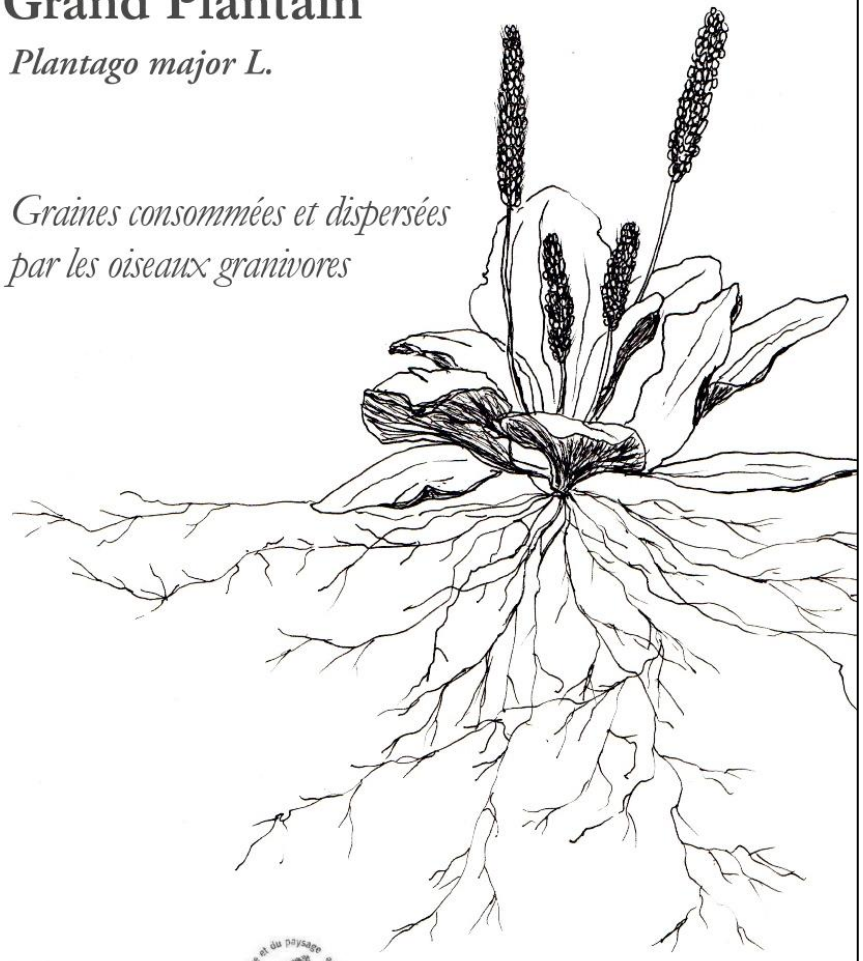
INSA INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUÉES CENTRE VAL DE LOIRE

Manuel Witt

Grand Plantain

Plantago major L.

Graines consommées et dispersées par les oiseaux granivores



INSA INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUÉES CENTRE VAL DE LOIRE

de la nature et du paysage L'école nationale supérieure

François Faguet

Séneçon commun

Senecio vulgaris

Hôte d'un papillon de nuit actif le jour : la Goutte-de-Sang

20 à 40 cm



INSA INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUÉES CENTRE VAL DE LOIRE

de la nature et du paysage L'école nationale supérieure

Lucie Peigneux

Laiteron potager

Sonchus oleraceus



Fruits consommés par des oiseaux comme le chardonneret élégant

INSA INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUÉES CENTRE VAL DE LOIRE

Julie Dufayet

Le Pissenlit

Taraxacum officinale



Floraison précoce

Premières ressources de l'année pour les insectes pollinisateurs

INSA INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUÉES CENTRE VAL DE LOIRE

Julie Jau



Théo Escande

INSA INSTITUT NATIONAL DES SCIENCES APPLIQUÉES CENTRE VAL DE LOIRE

Véronique de Perse

Veronica persica

Fruits globuleux en forme de cœur

Appendix 4

Interview guide used with pedestrians. This interview was conducted in French and has been translated for publication.

Hello. I am a researcher at the École de la Nature et du Paysage and I am conducting a study on the vegetation in Blois. Would you agree to answer a short interview?

Perception of street vegetation

1. Do you regularly pass by this street? To go where? At what times of the day?
    - Every day
    - One or more times per week
    - One or more times per month
    - Rarely
2. Did you notice the vegetation of this street? (yes/no)
3. What is your opinion about this vegetation?
4. This street has not been weeded yet in 2021. Do you find it different from other streets in Blois? If so, in which aspects?

Perception of communication campaign

Species perception

5. Have you noticed the stickers identifying the plants? (yes/no)
6. What do you think of them?
7. Which of the elements on the plant stickers caught your attention? Why?
8. Do you think these stickers might change your perception of the plants? In which way?

Community perception

9. Have you noticed the general sign?
10. Which of the elements on the sign caught your attention? Why?

General opinion

11. *In Blois, have you ever noticed the municipal employees in charge of the plants?*
12. In your opinion, keeping plants in streets is important:
    - For their ecological interest, to provide resources for animal species
    - To make the streets less mineral, more aesthetic
    - To reduce management by technical staff, improve their working conditions
13. Have you read about this action in the BloisMag (in the April 2021 issue)?

14. This action aims to welcome more plants, insects, and birds into the city and to make the management of its pavements less painful for the municipal agents as they can no longer use pesticides. What is your general opinion of this action?

Demographic information

15. Gender.
16. What is your age?/ What is your year of birth?
17. Have you grown up:
    - in the countryside
    - in a city
    - in a house with a garden
    - in a house without a garden
    - in an apartment
18. In what sector do you currently work ?
19. Is your training or activities related to the environment or ecology?

Appendix 5

Description of the focus groups' composition.

Sector (order of meeting)	Number of agents	Men:women ratio	Age (min–max; mean) in years	Length of service (min–max; mean)
Center-East	8	6:2	29–55; 46.5	3 days – 20 years ; 12.7 years*
West	7	6:1	43–59; 50.6**	10–25 years; 18.4 years
North	5	4:1	52–62; 56.6	4–20 years; 11.4 years
Flying team	4	4:0	36–59; 43.75	2 months – 23 years ; 10 years*
Center-South	3	2:1	38–55; 43.6	1–28 years; 11 years
Total	27	22:5	29–62; 48.21**	3 days – 28 years; 12.7* years

** computed only for values ≥ 1 year; ** missing data for one agent*

Appendix 6

Complete answers of pedestrians – demographic information regarding pedestrians.

Theme	Question	Answer categories and number of respondents	Details about answer categories and number of respondents	Example statement(s)	Respondents
Perception of spontaneous vegetation	What is your opinion about this vegetation?	Generally positive: 30	Positive opinion: 22	“I love it, I wish there was more of it”	P3, P5, P11, P15, P16, C20, S24, S27, CR30, MF32, MF36, MF38, C46, MB49, MB50, MB51, MB52, MB60, MF62, MF64, MF66, MF67
			Positive opinion but some worries: 4	“Very nice, positive, but what effect on the surface in the long term?”	P10, P17, S25, MB48
			Wish more plants: 4	“Not varied enough, a bit sad, maybe not enough time yet, will come with time no doubt”	P8, C44, MB53, MB57
		Balanced opinion: 10	Balanced opinion: 10	“It doesn't look super clean, but it looks green. Between two”	P1, P4, P7, P13, MF34, MB54, MB55, MB56, MF63, MF68
		Generally negative: 17	Negative opinion: 14	“It grows a little bit randomly, there is no maintenance”	P6, P12, P14, C22, C23, CR28, CR31, GO39, ML42, C45, MB58, MB59, MB61, MF65
			Preferred planted vegetation: 3	“I'd rather even plant hollyhocks”	P2, P9, S26
		No opinion: 6		“I don't pay too much attention to it, I never asked myself the question”	C18, MF35, MF37, ML41, C43, C47
		Out of the scope: 5		“Not much, practically only on one side, place in front of the chocolate	C19, C21, CR29, MF33, ML40

				factory is good, we have a perspective at both ends of the street on the trees”	
	This street has not been weeded yet in 2021. Do you find it different from other streets in Blois? If so, in which aspects?	Notice no difference: 30		“No, not particularly”	P5, P6, P9, P11, P13, P15, P17, P18, P19, C20, CR28, MF32, MF33, MF34, MF35, MF36, MF37, ML41, ML42, C43, C45, MB48, MB53, MB54, MB56, MB59, MF63, MF64, MF67, MF68
		Generally positive: 23	Notice more plant but no impact on their opinion: 10	“Yes, we can see that the herbs are present, it appeals but is not disturbing”	P2, P4, P14, C21, C23, S24, S27, GO39, C47, MB51
			Positive opinion: 13	“More beautiful, we must not destroy, more beautiful than other streets”	P3, P7, P10, P16, CR30, MF38, C44, C46, MB50, MB52, MF62, MF66, MF65
		Generally negative: 13	Negative opinion: 11	“Yes, it is not clean, not pretty, it changes [compare to others streets]”	P12, S25, S26, CR29, CR31, MB49, MB55, MB57, MB58, MB60, MB61
			Complaints about pavement quality: 2	“Yes, because it is poorly maintained, from the school to the avenue, a lot of work has been done and the street is broken”	C22, ML40
		Out of the scope: 2		“I find that people without much money let the weeds”	P1, P8
Opinion about the communication campaign	Have you noticed the stickers identifying the plants?	Yes: 46 No: 22			
	If yes	Positive opinion: 29		“Interesting to look at these small sprouts”	P1, P3, P5, P6, P7, P8, P9, P10, P12, P16, P17, C19, C20, S24, S26, CR28,

What do you think of them?				CR29, CR30, MF32, GO39, MB50, MB51, MB52, MB60, MF62, MF63, MF64, MF66, MF68
	Generally negative: 12	Balanced opinion: 4	“I did not find the plants”	P11, C18, MF35, ML40
		Negative opinion: 2	“Not very clean, is the glue biodegradable? I would like to be sure it is”	P14, CR31
		Complaints about readability: 3	“Not readable for my eyes”	P2, P4, C47
		Didn’t understand the link with vegetation: 3	“Didn't know what it was, wondered if someone had lost their drawing board, or abandoned things. Are pretty but look like papers”	MF34, MF36, C43
	No opinion: 5		“I see but I didn’t read”	S25, S27, MB49, MB59, MF67
If yes Which of the elements on the plant stickers caught your attention? Why?	General information: 18	Name: 7	"[I retained the] name of the plants because we say bad seeds without knowing them"	P7, P9, S24, CR28, MB61, MF64, MF67
		Ecological information: 6	“Text on insects”	P5, P10, P16, C20, CR30, MB50,
		Several elements: 5	“Especially for those I did not know, name and design, by curiosity”	P1, C19, GO39, MB60, MF68
	Drawing: 7		“The visual, the drawing”	P11, MF38, C47, MB51, MB52, MF63, MF66
	Nothing: 13	Nothing: 11	“Nothing special, I had a quick look”	P2, P14, P17, S25, S27, MF32, MF34, MF35, MF36, MB49, MB59
		Don’t remember: 2	“I don’t remember”	S26, CR31
	Out of the scope: 8		“Color is better than black and white”	P3, P4, P8, C18, CR29, ML40, C43, MF62

	If yes Do you think these stickers change your perception of the plants? If so, in which way?	Yes: 17	Yes because of knowledge: 15	“Yes, you don't see many herbs like that, didn't even know it was called Vergerette”	P1, P4, P10, P11, P16, P17, C19, C20, S27, ML40, MB52, MB61, MF64, MF67, MF68
			Yes and changing practices: 2	“Yes, I will no longer weed out these plants in my garden because they are of interest to insects”	P5, C18
		No, already good opinion before: 7		“My perception is good about plants anyway, I have some at home. It doesn't change my perception but it's interesting, attractive”	P9, CR28, MF38, C43, MF62, MF63, MF66
		No: 6			P2, P8, S26, C47, MB50, MB51
		No opinion: 15	Don’t know, not sure: 7	“Yes, but don't find it useful, another way of labeling, with signs that can be removed, would have been better”	P3, P7, P14, CR29, CR30, MF32, GO39
			No opinion/didn’t read: 8		S24, S25, CR31, MF34, MF35, MF36, MB49, MB59
		Out of the scope: 1		“All along the walls the flowers are pretty, but there *(in front of the house)* it is not beautiful. Take care in some places and neglected in others.”	MB60
General opinion about the experiment	In your opinion, keeping plants in streets is important (multiple choice question) :	For their ecological interest, to provide resources for animal species: 43 in agreement			
		To reduce management by technical staff, improve their working condition: 23 in agreement			
		To make the streets less bare (mineral), more aesthetic: 20 in agreement			

This action aims to welcome more plants, insect and birds into the city and to make the management of the pavements less painful for the municipal agents as they can no longer use herbicides. What is your general opinion on this action?	Supporting: 49	Supporting more plants, less concrete:17	“Good deed, we are too urbanized”	P1, P4, P5, P6, P12, C19, C20, CR30, GO39, ML41, ML42, MB49, MB50, MB51, MB52, MB53, MF63
		Supporting, against herbicides: 12	“I am in favor [of this action] because I am against pesticides”	P2, P3, P16, P17, C21, C23, S25, CR28, C44, MF38, MB55, MF67
		Positive for the agents: 5	“Good for the agents”	P15, S26, CR31, MF34, C47
		Positive, no explanation: 12	“I think it is a good action”	P9, P10, P13, C45, C46, MF32, MB54, MB57, MF62, MF64, MF66, MF68
		Supporting, various reasons: 3	“If it helps, yes, makes the children discover things, makes them aware”	S24, MF35, MB48
	Against: 8	Would prefer plants selection: 2	“Good; don't remove the plants but put in other prettier ones”	P7, P8
		Negative opinion: 6	“Small savings under the guise of ecology with no real or voluntary impact on the city”	C22, MF37, C43, MB56, MB59, MB61
	Balanced opinion: 9		“Better if there were insects that landed on it, not annoying to have these grasses”	P11, P14, C18, S27, CR29, MF33, MF36, MB60, MF65
	Out of the scope: 2		“I pedestrian here every day and I didn't understand that it was voluntary [...] We need a lot more publicity, otherwise we think it's laissez faire […]”	ML40, MB58

Demographic information regarding pedestrians.

Number of interviews	Male:female	Age (min-max ; mean) in year	Number of respondents living in Blois	Number of respondents living in a street with stickers	Number of respondents who have studies or activities related to the environment or ecology.
68	35:33	14-90 ; 49,1	60	15	21

Discussion générale

Discussion générale 287
Rappel des questions et des principaux résultats 288
Quand l'écologue arrive en ville 290
Retour sur la description de la ville 290
Différents usages, différentes végétations 292
Effets anthropiques sur la végétation 293
Réponses environnementales des traits de plantes 293
Accompagner les gestionnaires par la mise en place de collaboration 296
Propositions d'aménagement et de gestion pour plus de biodiversité en ville 297
Références 301

Rappel des questions et des principaux résultats

Au sein des usages urbains, les fonctions et gestions de la végétation sont assez différentes et peuvent agir en tant que filtres de la diversité végétale (Williams et al., 2009; Götzenberger et al., 2012; Aronson et al., 2016). Cependant les études en écologie urbaine souffrent de lacunes méthodologiques et conceptuelles limitant notre connaissance de la diversité au sein (diversité alpha) et entre (diversité bêta) usages urbains et donc, leur contribution relative à la diversité totale (diversité gamma) urbaine. Les descriptions de la ville se concentrent sur quelques types de végétations et sont souvent peu explicites des usages urbains, malgré leur rôle dans la distribution des plantes en ville (chapitre 1). Notre compréhension des réponses des plantes, via leurs traits, aux conditions environnementales des différents usages urbains est aussi limitée. Alors que l'homogénéisation biotique urbaine cause une perte de diversité, caractériser la biodiversité intra-urbaine et comprendre les processus qui la sous-tendent est un enjeu important de conservation. La densification urbaine peut aussi faire disparaitre une partie de la diversité végétale, mais notre capacité à informer les décisions d'aménagement pour restreindre cette perte est limitée. Enfin, la présence de la végétation urbaine dépend aussi de son acceptation par les habitant·es ou la municipalité. Promouvoir des pratiques de gestion favorables à cette végétation nécessite de comprendre les interrelations entres les habitant·es, le système municipal et la végétation (Randrup & Persson, 2009; Dempsey & Burton, 2012; Jansson et al., 2019). Dans ce travail de thèse, mes questions de recherche portaient sur la diversité végétale urbaine et sa répartition entre des usages aux conditions environnementales et aux gestions différentes, partiellement structurées par les choix et les préférences des acteurs urbains.

J'ai mobilisé la théorie des filtres pour caractériser la diversité végétale des différents pools locaux urbains (chapitre 3). Ces différents pools sont associés aux multiples usages de la ville : résidentiel individuel, résidentiel collectif, industriel et commercial, établissements scolaires, dessertes routières, parcs et réserves foncières. Différentes mesures ont été utilisées pour mesurer la diversité végétale herbacée de ces usages et processus sous-jacents. J'ai ainsi pu démontrer que

certains usages à la richesse spécifique importante (résidentiel individuel, industriel et commercial) sont sous-estimés pour leur intérêt écologique, particulièrement les industriels qui présentent aussi une originalité régionale importante. Pour d'autres usages, comme les routes, les communautés sont riches mais constituées d'espèces communes à l'échelle régionale. A l'inverse, les établissements scolaires et les réserves foncières ont une richesse plus faible mais une originalité régionale importante. Les réserves foncières ont aussi des compositions très différentes des autres usages, augmentant par leur présence la diversité gamma de la ville. Les dissimilarités de composition entre usages sont principalement dues au renouvellement d'espèces, indiquant un caractère d'unicité des communautés d'un usage à l'autre. Ainsi, la diversité végétale est très variable à la fois entre usages et au sein de certains usages, qui sont associés à des communautés végétales différentes. Certains usages sont particulièrement intéressants pour leur originalité régionale ou leur unicité de composition au sein de la ville.

Les conditions environnementales locales des usages ont aussi été étudiées pour comprendre comment elles structurent les communautés de plantes en fonction de leurs traits (chapitre 4), et expliquer les variabilités intra et inter-usages observées précédemment. J'ai mis en évidence que la gestion est la condition environnementale principale, à laquelle les plantes répondent via leur hauteur végétative, leur ratio carbone/azote foliaire et leur durée de floraison. Les différences de gestion expliquent les différences fonctionnelles et de composition (chapitre 3) entre les communautés des prairies des réserves foncières et des grands parcs de la ville et celles des pelouses des petits parcs du centre-ville. Dans ces derniers, les objectifs esthétiques de la gestion sont à l'origine de la fréquence de tonte élevée et de l'application d'engrais, qui favorisent des espèces en rosette et présentant des caractères foliaires typiques des milieux riches. Dans les prairies des réserves foncières et des grands parcs, les espèces sont plus hautes, et leurs traits foliaires indiquent un stress lié à un manque de nutriments. Les paramètres physico-chimiques des sols jouent aussi un rôle dans la discrimination fonctionnelle des espèces entre les usages, mais moins important que la gestion.

Dans la dernière partie de ma thèse (chapitre 5), j'ai mis en évidence des leviers pour accompagner la municipalité vers des pratiques de gestion plus favorable à la végétation spontanée des trottoirs. Ce travail se révèle primordial au vu de l'importance de la gestion dans la composition fonctionnelle et spécifique des différents usages urbains. J'ai combiné plusieurs méthodes pour comprendre les interactions entre les agent·es municipaux en charge du désherbage des trottoirs, les habitant·es et cette végétation spontanée. Ainsi, même si les agent·es sont favorables à la présence de plantes spontanées, leur représentation de leur travail, l'importance de leur relation avec les habitant·es et l'aspect technique du désherbage peuvent freiner l'adoption de nouvelles pratiques favorables à cette végétation. La complexité du système municipal avec ces nombreux échelons hiérarchiques limite la connaissance et la prise en compte des résistances par les directions de service et le conseil municipal. Les plaintes de certain·es habitant·es peuvent être perçues par la municipalité comme un obstacle à la mise en place de nouvelles gestions, alors que nous montrons qu'elles émanent sans doute d'une minorité bruyante. L'étude des interrelations entre les différents niveaux hiérarchiques municipaux, les habitant·es et la végétation m'a permis d'identifier des freins et des leviers pour la mise en place de nouvelles gestions plus favorables à la spontanéité végétale en ville.

Quand l'écologue arrive en ville

Retour sur la description de la ville

Mon travail de thèse m'a emmené à m'interroger sur les descriptions urbaines traditionnellement mobilisées en écologie. Ma première approche descriptive, basée sur une grille à mailles carrées, m'a permis de mettre en évidence l'importance des usages urbains dans la distribution de certaines plantes communes en ville (chapitre 1). Cependant, cette description, peu explicite sur les formes et usages urbains, rend difficile la prise en compte fine des processus d'origine anthropique. J'ai donc utilisé une description issue de la géographie urbaine, l'îlot urbain, que j'ai appliqué à des problématiques écologiques (chapitres 2 et 3). Cette description est souvent mobilisée en géographie urbaine et en aménagement, disciplines dont elle est issue (voir par exemple à Rennes, AUDIAR, 2019 ; à Tours

avec l'Atlas de la Métropole nature, http://www.atu37.org/blog/2020/11/metropole-nature/), mais rarement en écologie urbaine (à l'exception notable des recherches du programme BAUM, https://www.urbanisme-puca.gouv.fr/biodiversite-amenagement-urbain-et-morphologie-a1586.html). L'îlot urbain est une échelle simple à caractériser bien qu'un peu fastidieuse. J'ai caractérisé les îlots avec un faible nombre de paramètres (usages, surfaces non bâties, périodes de construction, taille des parcelles). Mais d'autres métriques (nombre et position des bâtiments par îlot, forme des parcelles) ont été envisagées au début de mon travail et caractérisées pour essayer de lier la forme des îlots à la diversité, comme cela a été fait par ailleurs (Vanderhaegen & Canters, 2017; Ossola et al., 2019; Xing & Meng, 2020). Mais nous avons décidé de nous concentrer sur des classifications plus générales, pour considérer simultanément l'ensemble des usages urbains et donner une vision de la diversité végétale à l'échelle de la ville, d'autant que relier ces métriques à la diversité végétale herbacée par des hypothèses vérifiables était parfois complexe. Cependant, au vu de l'importante variabilité intra-usage (résidentiel individuel, industriel, parcs) que nous mettons en évidence, certaines de ces métriques pourraient être utilisées pour explorer plus en détail les liens entre usages et diversité. Par exemple, la répartition spatiale des espaces végétalisés, leur surface, leur fragmentation au sein des ilots (métriques initialement envisagées pour mon travail) pourraient être des facteurs explicatifs de la diversité (Thompson et al., 2004; Beninde et al., 2015). Au cours de notre exploration du terrain, il nous a semblé que certains types d'espaces végétalisés sont associés à certaines fonctions (espace sableux et allées de garage en collectifs et individuels, parking en industriels). De même, la surface totale des îlots et leur complexité interne (disposition relative des bâtiments, des espaces végétalisés et imperméabilisés) nous semblent liés à la présence de certains habitats et pourraient alors avoir un effet sur la diversité des îlots. Ces mesures des morphologies internes des usages pourraient s'appuyer sur des indicateurs classiquement considérés dans les domaines de l'aménagement et de l'urbanisme (surface plancher ou nombre de logement plutôt que densité de population, nombre d'étages plutôt que hauteur des bâtiments, coefficient de biotope plutôt que surface imperméabilisée) pour pouvoir être facilement mobilisables dans ces domaines. Cela

permettrait de faire des recommandations à l'échelle de l'usage et se couplerait à notre approche, permettant des recommandations à l'échelle de la ville (voir ci-après).

Différents usages, différentes végétations

Mon travail est, à notre connaissance, le premier à s'intéresser de manière simultanée à un grand nombre d'usages urbains (chapitre 3), même si certains espaces informels, potentiellement riches en espèces, n'ont pas été considérés (friches ou berges du fleuve). En effet, en écologie urbaine, les espaces les plus inventoriés sont les reliquats d'espaces naturels, les espaces résidentiels (principalement individuel) et les parcs (Rega-Brodsky et al., 2022). Ce focus interroge sur la façon dont les écologues pensent et abordent la ville, les espaces les plus étudiés étant les moins anthropisés. *A contrario*, les dessertes routières ne représentent que 3% des études en écologie urbaine, et les routes sont plus souvent considérées pour leur contribution à la dispersion des espèces (Sheppard et al., 2006; Ansong & Pickering, 2013) que comme habitat potentiel. Pour les espaces industriels, les établissement scolaires et les résidentiels collectifs, je n'ai trouvé que peu d'articles s'intéressant à leur contribution à l'écologie urbaine, comprise au sens large (contribution aux réseaux écologiques, Serret et al., 2014; Muvengwi et al., 2019; opportunités des espaces industriels dans la conservation de plantes ou de papillons, Lundholm & Richardson, 2010; Snep et al., 2011 ; diversité arborée des écoles et connaissances des élèves dans deux villes du Niger, Soulé et al., 2022). On peut imaginer que cette non considération s'explique par des difficultés à accéder à ces espaces. Pourtant, les jardins individuels, qui demandent un gros travail d'anticipation pour y accéder, sont parmi les espaces les plus inventoriés (Rega-Brodsky et al., 2022). De plus, je n'ai à titre personnel pas rencontré de difficulté à inventorier des espaces "originaux" : aucune industrie contactée n'a refusé notre venue ; les établissements scolaires nous ont toujours ouvert leur porte, profitant parfois de notre passage pour engager des relations plus longues ; les résidentiels collectifs de Blois étant non clôturés, leur accès est libre et pour les copropriétés inventoriées, l'accès nous en a été donné par un·e habitant·e ou gardien·ne sur simple demande. Peut-être que cette non considération est plutôt liée à notre

formation d’écologue : nos théories (dont la théorie des filtres), les processus déjà connus structurant les communautés, ont tous été développés et mis en évidence dans des milieux naturels. Mais les processus sociologiques à l’œuvre en ville viennent perturber et s’entremêler aux processus naturels, et leur étude peut alors nécessiter de s’acculturer à des corpus très éloignés de l’écologie, comme la sociologie, la psychologie, l’aménagement. L’ayant moi-même mis en œuvre à deux reprises, ce travail interdisciplinaire peut être délicat. L'interdisciplinarité demande de sortir de nos compétences, de notre "zone de confort" et de nos connaissances, de se former à des choses nouvelles, et de le faire avec de grandes précautions, en tentant d'être très lucide sur nos propres limites. Les autres disciplines ont des fondements théoriques, des méthodologies, des limites et des biais, tout comme l'écologie. Mais alors que pour l'écologie, nos années d'études et de pratiques nous ont permis de les assimiler et parfois même de développer des automatismes à leur propos, simplifiant notre pratique, ce n'est pas le cas pour les autres disciplines. Enfin, l'imaginaire associé à la ville peut aussi expliquer la focalisation des études en écologie urbaine sur certains espaces particuliers. En effet, la ville a longtemps été perçue par les écologues comme "antinaturelle", associée aux espèces indésirables ou à la pollution (Flaminio et al., 2022). Bien que cette vision soit aujourd’hui plus nuancée (Flaminio et al., 2022), on peut comprendre qu'elle ait orienté les recherches vers les espaces urbains les moins anthropisés, les moins minéralisés, comme les parcs et les reliquats d’espaces naturels. Notre connaissance de la diversité intra-urbaine est encore très limitée par ce focus sur certains espaces spécifiques.

Effets anthropiques sur la végétation

Réponses environnementales des traits de plantes

En plus de caractériser la diversité des différents usages (chapitre 3), j’ai aussi étudié les liens entre les paramètres environnementaux au sein des usages et les traits exprimés par les plantes (chapitre 4). Le paramètre principal expliquant ces traits est la fréquence de tonte, qui se relie aux usages urbains et à la diversité végétale. Les réserves foncières pour lesquelles il n’y a pas d’usage identifié sont

tondues une fois par an pour éviter l'enfrichement, permettant le développement d'espèces compétitives, ce qui explique la diversité relativement faible de ces usages. Les grands parcs de la ville sont associés à plusieurs types de gestions et contiennent notamment des prairies fauchées, qui se rapprochent fonctionnellement des réserves foncières et s'opposent aux pelouses des parcs du centre-ville. Cela peut expliquer la variabilité de richesse et de composition observée entre les différents parcs de la ville, les grands parcs se distinguant fortement des autres par leurs valeurs élevées d'originalité régionale. Ceux localisés dans le centre historique à fort enjeu touristique sont gérés de manière importante avec une tonte fréquente, un arrosage automatique et l'ajout d'engrais. On y trouve des espèces en rosette, ayant une période de floraison longue, leur permettant de résister à cette perturbation qu'est la tonte. Cette tonte régulière favorise alors des espèces plutôt rudérales (Grime, 2006), avec une richesse spécifique locale élevée (Grime, 1973; Kelemen et al., 2013), mais des espèces communes à l'échelle de la ville et de la région. Les caractéristiques du sol ont un effet plus faible sur la diversité fonctionnelle, mais d'autres paramètres comme la structure du sol, la biodiversité et l'activité microbiennes (bactéries, archées, champignons), ayant été mesurés sur Blois, pourraient nous permettre d'explorer plus finement les relations entre les traits de plantes et le sol. Ces données n'ont pas été utilisées ici en raison des délais nécessaires pour les obtenir, ainsi que de la masse bibliographique qu'il m'aurait fallu assimiler pour pouvoir traiter ces données sur le temps de ma thèse, en plus de la littérature déjà mobilisée sur l'aménagement et sur les sciences sociales (voir ci-après).

Malgré l'intérêt de nos résultats, deux limites à notre étude sont à souligner. Premièrement, nos données de traits sont issues d'une base de données et non pas de mesures *in situ*. Les variations de traits entre les différentes communautés étudiées sont donc uniquement liées à des différences de composition spécifique et de biomasse des espèces. Cette pratique est assez commune, considérant le temps nécessaire à la mesure *in situ* des traits de plantes. Sachant que les mesures que j'ai réalisées sur vingt-cinq espèces ont nécessité 90h de travail, sans compter le temps nécessaire pour les mesures faites au Laboratoire d'Écologie Alpine de Grenoble, on comprend la lourdeur d'un tel dispositif. Ces

mesures ont permis d'augmenter le niveau de précision des données de 10% à 17 % selon le trait considéré, soit en remplaçant des données de qualité faible par des données *in situ*, soit en fournissant une valeur de trait pour une espèce non renseignée dans la base. Cette utilisation des bases de données a été peu évaluée dans la littérature, mais quelques articles montrent qu'à l'échelle d'étude que je considère et pour les questions que je me pose, cette méthode est acceptable, les mesures *in situ* étant plus utiles pour évaluer la réponse individuelle des espèces (Cordlandwehr et al., 2013; Perronne et al., 2017). La précision des données récupérées depuis TRY pourrait être améliorée en ne conservant que des données issues de l'aire géographique étudiée et du même milieu (Cordlandwehr et al., 2013), filtrage que nous souhaitions mettre en place mais n'a pas été possible (chapitre 2). Pour améliorer la représentativité de nos données, l'utilisation d'une base de données restreinte géographiquement (LEDA), pourrait être une piste. De même, pour les données manquantes, plutôt que d'utiliser une moyenne calculée à partir de toutes les espèces de mon jeu de données, une restriction aux espèces proches phylogénétiquement pourrait être favorisée (Taugourdeau et al., 2014). Deuxièmement, l'utilisation de données issues d'une base ne nous permet pas de prendre en compte la variabilité intraspécifique des traits, qui permet de mieux comprendre la réponse des espèces aux conditions environnementales, et non la réponse des communautés. Initialement, nous pensions pouvoir mesurer cette part de variation intraspécifique pour étudier la plasticité phénotypique de plantes très ubiquistes, en mesurant des traits racinaires. L'une de nos stagiaires (Elisa Gemehl) a travaillé sur une expérience préliminaire et a rencontré de grandes difficultés à prélever les racines d'une seule plante, surtout dans certains environnements comme les trottoirs. C'est notamment pour cela que cet aspect n'a pas été développé pour ma thèse. Le travail présenté au chapitre 4 étant encore en cours, je pense considérer certaines de ces pistes pour la suite. Cependant, malgré ces limites, les résultats présentés ici permettent une première compréhension des processus liant les conditions environnementales, les usages urbains et la réponse fonctionnelle des communautés de plantes.

Accompagner les gestionnaires par la mise en place de collaboration

La gestion étant un des facteurs principaux de la diversité des usages urbains, des modifications de gestion peuvent permettre d'augmenter la diversité urbaine. Mais des obstacles parfois importants existent à ces modifications. C'est ce que nous avons mis en évidence par l'étude des interrelations entre la végétation spontanée des trottoirs, les habitant·es et leur perception de cette végétation et le système municipal en charge de la gestion (chapitre 5). Alors que la direction du service, le conseil municipal et même les habitant·es sont majoritairement favorables à des gestions moins importantes, les agent·es restent confronté·es à des problématiques relationnelles et matérielles qui peuvent diminuer leur acceptation des nouvelles gestions. Cette étude permet d'accompagner les politiques publiques vers des gestions favorables à la diversité, au moins à une échelle locale, tout comme l'utilisation de l'îlot urbain permet d'informer l'aménagement urbain sur la diversité végétale des espaces. Notre étude a été rendue possible par le développement de relations de long terme entre notre équipe de recherche et la municipalité. Ce type de collaboration rend les travaux de recherche directement informatifs de certaines questions de politique publique. Mais cela nécessite une collaboration longue et des travaux interdisciplinaires, qui peuvent s'épanouir dans des structures pérennes favorisant ces pratiques, comme les LTSER (*Long Term Socio Ecological Research*, réseau européen de sites de recherches interdisciplinaires) dont fait partie Blois en tant que site atelier de la Zone Atelier Loire du CNRS. Dans notre cas, la taille restreinte de la ville et de son système municipal (élu·es et personnels techniques) a favorisé ces interactions, mais je crois qu'elles peuvent être développées à toutes échelles. Aujourd'hui plusieurs projets existent à Blois en collaboration avec la municipalité, comme l'étude de la diversité multi-taxon du parc de l'Arrou (stage d'Alice Denis) et l'étude de la perception et des usages des espaces verts de certains résidentiels collectifs (stages d'Anne Vanmackelberg, de Flore Maurer et de Theo Escande), en vue de nouveaux aménagements de ces espaces, s'appuyant sur une conception participative. Ces collaborations nécessitent aussi une vigilance en tant que scientifique. Il s'agit d'établir clairement les limites de la collaboration afin de garder une indépendance sur les questions, les méthodes et les résultats, éviter tout conflit d'intérêt et

situation de subordination et de récupération de la recherche à des objectifs politiques, quels qu'ils soient. Il s'agit aussi, je pense, de questionner son rôle en tant que spécialiste qui peut informer, conseiller les politiques publiques mais ne peut en aucun cas se substituer à un système décisionnel démocratique, même si celui-ci mène à de "mauvaises" décisions. Enfin, alors qu'il semble que l'adhésion aux connaissances scientifiques diminue, particulièrement auprès des jeunes (sondage Ifop pour la Fondation Reboot - Fondation Jean Jaurès), ces collaborations étroites et de long terme avec des acteurs parfois écartés des décisions, des expérimentations visibles par le grand public, peuvent aussi contribuer à augmenter la confiance dans la recherche scientifique et ces résultats.

Propositions d'aménagement et de gestion pour plus de biodiversité en ville

L'étude de la ville à l'échelle de l'îlot urbain permet de faire des recommandations ciblées sur ces différents espaces. Les espaces industriels de grande surface, contenant de grand espaces non bâtis, peuvent être vus comme des opportunités de densification urbaine. Mais nous montrons que ces espaces ont des intérêts écologiques sous-estimés. De plus, nous souhaitions inventorier certains industriels de petite surface, mais cela n'a pas été possible car ils ne contenaient pas de végétation herbacée. Il semble donc que la densification des espaces industriels amène à la disparition totale d'une partie de la diversité végétale urbaine. D'autres études sont nécessaires pour approfondir nos résultats, mais la densification des zones industrielles par construction des espaces végétalisés « vacants » semble être une menace pour les nombreuses espèces, parfois rares au niveau régional, présentes dans ces espaces.

Densifier les quartiers pavillonnaires en construisant des maisons sur des parcelles de jardins est promue comme une solution à l'étalement urbain et au manque de service de ces quartiers peu denses. Mais, nous montrons que les jardins individuels ont une richesse spécifique importante avec parfois des espèces originales. L'étude des espèces plantées montre aussi que ces jardins présentent des ressources alimentaires pour d'autres espèces (oiseaux, petits mammifères, insectes) grâce notamment à la présence d'arbres fruitiers qu'on ne retrouve pas dans d'autres usages urbains. La

disparition de ces jardins est donc une menace importante pour la diversité intra-urbaine. Nous montrons aussi que les résidentiels collectifs ont des richesses spécifiques et des originalités régionales semblables aux jardins individuels. Favoriser des espaces de résidentiels collectifs plutôt que la densification des quartiers pavillonnaires pourrait être une alternative. Mais, les communautés végétales des résidentiels collectifs sont plus semblables et homogènes entre elles que celles des individuels. Cela peut s'expliquer par les gestions uniformes au sein et entre ces espaces, surtout lorsqu'ils sont gérés par des entités publiques. Diversifier les gestions en collectifs, avec par exemple la mise en place de prairies de fauche dans des espaces peu utilisés par les habitant·es, pourrait favoriser l'installation d'espèces différentes. Cependant, même si les collectifs peuvent présenter une alternative à la densification des quartiers peut-être qu'une densification des quartiers pavillonnaires en hauteur pourrait être envisagée comme solution alternative : multiplier la transformation de maisons individuelles en bâtiments hybrides entre la maison et l'immeuble, où le rez-de-chaussée servirait d'habitation à une (ou plusieurs) famille(s), ayant accès à un jardin, et où les étages pourraient accueillir des activités de service. La multifonctionnalité des espaces peut aussi être développée de manière plus générale en ville pour répondre à des problématiques sociales, notamment d'accès à la végétation : les espaces végétalisés des industriels pourraient être valorisés en parcs pour les employés de ces espaces ; les espaces verts des zones scolaires pourraient être ouverts au public le week-end ou lors des vacances. Mes ces proposition nécessitent d'évaluer plus finement les processus à l'origine de la diversité de ces espaces : si les établissements scolaires et les industriels ont une diversité végétale herbacée importante et originale, peut-être est-ce en lien avec la faible utilisation humaine de ces espaces.

D'autres usages urbains sont directement menacés par la densification urbaine, comme les réserves foncières et les grands parcs. Ces espaces ont des végétations diverses et singulières en ville, qui devraient justifier leur protection. Au contraire, certains usages pourraient aussi être saisis pour augmenter leur contribution à la diversité végétale intra-urbaine. Les bords de route, tondus très régulièrement, ont des végétations très communes en ville. Une transition vers une fauche annuelle

pour ces espaces pourrait être envisagée. Une telle modification de pratique pourraient se heurter à des résistances de la part des habitant·es et des gestionnaires. Accompagner les gestionnaires vers de nouvelles pratiques nécessite la prise en compte de leur contraintes matérielles et d'outillage ainsi que le sens et la représentation qu'iels ont de leur métier. Des transitions par étape, avec des retours réguliers entre les agent·es de terrain et les directions des services peuvent être imaginées, afin d'identifier les problématiques des agent·es et y répondre. Une communication claire des objectifs de gestion à la fois aux agent·es et aux administré·es peut aussi diminuer les plaintes, même s'il semble que ces plaintes soient issues d'une minorité bruyante.

Perspectives

Les résultats de ce travail pourraient être approfondis selon (au moins) deux axes principaux. Une première possibilité serait l'approfondissement et l'élargissement des questions de diversité et des processus sous-jacents. Approfondir l'étude de la diversité fonctionnelle, notamment évaluer la variabilité intraspécifique des traits pour les espèces ubiquistes, comprendre si leur succès en ville peut s'expliquer par une plasticité fonctionnelle, une adaptation aux conditions environnementales urbaines, ou un mélange des deux. L'impact de la fréquence de tonte sur la diversité fonctionnelle semble être peu évalué en dehors du contexte des fauches annuelles en prairies de montagne. Des études sur la réponse des communautés végétales à différentes modalités urbaines de gestion (fréquences de tonte variées, export de la biomasse, époque de tonte, ajout d'engrais) pourraient donc être menées. La diversité urbaine pourrait être évaluée pour d'autres taxons, comme la microfaune du sol et les interactions entre les communautés végétales herbacées et d'autres taxons comme les insectes pollinisateurs, les oiseaux ou la diversité microbienne du sol pourraient être prises en compte. Dans ce travail, j'ai parfois fait le choix de ne pas approfondir ces questions, notamment pour pouvoir développer des travaux interdisciplinaires, permettant d'étudier les processus sociologiques qui s'entremêlent aux processus écologiques en ville. Dans le temps relativement court d'une thèse, l'interdisciplinarité peut parfois nous empêcher d'approfondir certaines questions, mais elle permet une meilleure compréhension des processus en ville et de transposer de manière simple nos résultats

à d'autres domaines, comme l'aménagement. Une deuxième possibilité de prolongement de ce travail de thèse serait le développement de cette interdisciplinarité, selon plusieurs axes. L'étude des morphologies internes aux usages, en lien avec les concepteurs, pourrait être approfondie. Interroger le lien entre la forme des ilots et la possibilité d'avoir des espaces peu gérés à l'intérieur, l'interaction entre l'usage de l'espace, sa forme, et la végétation qui s'y rencontre : quelles sont les formes et usages dans lesquels les arbres peuvent croitre, la strate arbustive se développer, la végétation évoluer de manière spontanée ? Une autre perspective serait de développer les collaborations avec les services techniques municipaux, pour accompagner la mise en œuvre de nouvelles gestions et peut-être l'évolution de ces métiers. À Blois, j'ai pu constater que les jardinier·ères ont parfois contourné des orchidées lors de la tonte des jardins du centre-ville. On peut alors imaginer que leur permettre de se former à la reconnaissance botanique, à des méthodes d'observation ou de suivi des végétations, pourrait les rendre plus actif·ves dans les gestions, qu'iels puissent adapter leurs pratiques de gestion à la diversité des espaces qu'iels gèrent. Enfin, il serait possible de développer de l'interdisciplinarité entre l'écologie urbaine et les études relatives aux inégalités environnementales. Quelles sont les (nouvelles) formes d'habitation permettant l'existence d'espaces végétalisés diversifiés et accessibles à toutes les catégories de population ? Comment articuler des gestions favorisant la spontanéité végétale et leur potentiel impact sur la probabilité que les femmes utilisent et se sentent en sécurité dans ce type d'espace ? Toutes ces questions sont autant de pistes de recherche. Enfin, bien que je présente ici l'étude des processus écologiques en ville et la prise en compte de différents processus sociologiques comme deux possibilités d'approfondissement de mon travail, il me semble avoir démontré que ces travaux seraient à mener conjointement.

Références

Ansong, M., & Pickering, C. (2013). Are weeds hitchhiking a ride on your car? A systematic review of seed dispersal on cars. PLOS ONE, 8(11), e80275. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080275

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

AUDIAR - Agence d'Urbanisme et de Développement Intercommunal de l'Agglomération Rennaise, Chouay, F., & Poquet, J. (2019). Les îlots morphologiques urbains de la métropôle Rennaise. (p. 4).

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

Cordlandwehr, V., Meredith, R. L., Ozinga, W. A., Bekker, R. M., Groenendael, J. M. van, & Bakker, J. P. (2013). Do plant traits retrieved from a database accurately predict on-site measurements? Journal of Ecology, 101(3), 662–670. https://doi.org/10.1111/1365-2745.12091

Dempsey, N., & Burton, M. (2012). Defining place-keeping: The long-term management of public spaces. Urban Forestry & Urban Greening, 11(1), 11–20. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.09.005

Flaminio, J., Salomon Cavin, J., & Moretti, M. (2022). Is ecology anti-urban? Urban ideas and imaginaries across one hundred years of ecological publications. Environment and Planning E: Nature and Space. https://doi.org/10.1177/25148486221115949

Götzenberger, L., de Bello, F., Bråthen, K. A., Davison, J., Dubuis, A., Guisan, A., Lepš, J., Lindborg, R., Moora, M., Pärtel, M., Pellissier, L., Pottier, J., Vittoz, P., Zobel, K., & Zobel, M. (2012). Ecological assembly rules in plant communities—Approaches, patterns and prospects. Biological Reviews, 87(1), 111–127. https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00187.x

Grime, J. P. (1973). Competitive exclusion in herbaceous vegetation. Nature, 242(5396), 344–347.

Grime, J. P. (2006). Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties. John Wiley & Sons.

Jansson, M., Vogel, N., Fors, H., & Randrup, T. B. (2019). The governance of landscape management: New approaches to urban open space development. Landscape Research, 44(8), 952–965. https://doi.org/10.1080/01426397.2018.1536199

Kelemen, A., Török, P., Valkó, O., Miglécz, T., & Tóthmérész, B. (2013). Mechanisms shaping plant biomass and species richness: Plant strategies and litter effect in alkali and loess grasslands. Journal of Vegetation Science, 24(6), 1195–1203. https://doi.org/10.1111/jvs.12027

Lundholm, J. T., & Richardson, P. J. (2010). MINI-REVIEW: Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. Journal of Applied Ecology, 47(5), 966–975. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01857.x

Muvengwi, J., Kwenda, A., Mbiba, M., & Mpindu, T. (2019). The role of urban schools in biodiversity conservation across an urban landscape. Urban Forestry & Urban Greening, 43, 126370. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126370

Ossola, A., Locke, D., Lin, B., & Minor, E. (2019). Greening in style: Urban form, architecture and the structure of front and backyard vegetation. Landscape and Urban Planning, 185, 141–157. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2019.02.014

Perronne, R., Munoz, F., Borgy, B., Reboud, X., & Gaba, S. (2017). How to design trait-based analyses of community assembly mechanisms: Insights and guidelines from a literature review. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics, 25, 29–44. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2017.01.004

Randrup, T. B., & Persson, B. (2009). Public green spaces in the Nordic countries: Development of a new strategic management regime. Urban Forestry & Urban Greening, 8(1), 31–40. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2008.08.004

Rega-Brodsky, C. C., Aronson, M. F. J., Piana, M. R., Carpenter, E.-S., Hahs, A. K., Herrera-Montes, A., Knapp, S., Kotze, D. J., Lepczyk, C. A., Moretti, M., Salisbury, A. B., Williams, N. S. G., Jung, K., Katti, M., MacGregor-Fors, I., MacIvor, J. S., La Sorte, F. A., Sheel, V., Threfall, C. G., & Nilon, C. H. (2022). Urban biodiversity: State of the science and future directions. Urban Ecosystems. https://doi.org/10.1007/s11252-022-01207-w

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

Sheppard, A., Shaw, R., & Sforza, R. (2006). Top 20 environmental weeds for classical biological control in Europe: A review of opportunities, regulations and other barriers to adoption. Weed Research, 46(2), 93–117. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2006.00497.x

Snep, R. P. H., WallisDeVries, M. F., & Opdam, P. (2011). Conservation where people work: A role for business districts and industrial areas in enhancing endangered butterfly populations? Landscape and Urban Planning, 103(1), 94–101. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.07.002

Soulé, M., Nyamekye, C., & Abdoul-Azize, H. T. (2022). Woody species in the urban schoolyards in West Africa Sahel cities in Niger: Diversity and benefits for green schools. Discover Sustainability, 3(1), 24. https://doi.org/10.1007/s43621-022-00092-9

Sondage Ifop pour la Fondation Reboot - Fondation Jean Jaurès, Kraus, F., Bouygues, H. L., & Reichstadt, R. (2023). La mésinformation scientifique des jeunes à l'heure des réseaux sociaux,

Taugourdeau, S., Villerd, J., Plantureux, S., Huguenin-Elie, O., & Amiaud, B. (2014). Filling the gap in functional trait databases: Use of ecological hypotheses to replace missing data. Ecology and Evolution, 4(7), 944–958. https://doi.org/10.1002/ece3.989

Thompson, K., Hodgson, J. G., Smith, R. M., Warren, P. H., & Gaston, K. J. (2004). Urban domestic gardens (III): Composition and diversity of lawn floras. Journal of Vegetation Science, 15(3), 373–378. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02274.x

Vanderhaegen, S., & Canters, F. (2017). Mapping urban form and function at city block level using spatial metrics. Landscape and Urban Planning, 167, 399–409. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.05.023

Williams, N. S. G., Schwartz, M. W., Vesk, P. A., McCarthy, M. A., Hahs, A. K., Clemants, S. E., Corlett, R. T., Duncan, R. P., Norton, B. A., Thompson, K., & McDonnell, M. J. (2009). A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. Journal of Ecology, 97(1), 4–9. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01460.x

Xing, H., & Meng, Y. (2020). Measuring urban landscapes for urban function classification using spatial metrics. Ecological Indicators, 108, 105722. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105722

Annexes

Annexe 1

Liste exhaustive des espèces

Achillea millefolium
Agrimonia eupatoria
Agrostis capilaris
Agrostis gigantea
Agrostis sp
Agrostis stolonifera
Ajuga pyramidalis
Alcea rosea
Alliaria petiolata
Allium vineale
Alopecurus myosuroides
Alopecurus pratensis
Amaranthus blitum
Amaranthus sp
Anagallis arvensis
Anchusa arvensis
Anthemis arvensis
Anthoxantum odoratum
Anthriscus sylvestris
Aphanes sp
Aquilegia vulgaris
Arctium lappa
Arenaria ciliata
Arenaria serpyllifolia
Arrhenatherum elatius
Artemisia vulgaris
Asparagus officinale
Avena fatua
Avena sterilis
Ballota nigra
Bellis perennis
Brachypodium pinatum
Brachypodium sylvaticum
Briza maxima
Bromus arvensis
Bromus diandra
Bromus erectus
Bromus hordeaceus
Bromus inermis
Bromus sp
Bromus sterilis
Bryonia cretica
Calendula officinalis
Calystegia sepium
Campanula persicifolia
Campanula rapunculus
Campanula sp
Capsella bursapastoris
Cardamine hirsuta
Carduus cripus
Carduus sp
Carex divulsa
Carex echinata
Carex hirta
Carex pallescens
Carex remota
Carex sp
Carex spicata
Carex sylvatica
Catapodium rigidum
Centaurea jacea
Centaurea nigra
Centaurea sp
Centaurium erythraea
Centranthus ruber
Cerastium fontanum
Cerastium glomeratum
Cerastium sp
Chelidonium majus
Chenopodium album
Chenopodium vulvaria
Cichorium intybus
Cirsium acaulon
Cirsium arvense
Cirsium sp
Cirsium vulgare
Clematis vitalba
Clinopodium vulgare
Convolvulus arvensis
Crassula tillaea
Crataegus monogyna
Crepis capillaris
Crepis setosa
Crepis sp
Cruciata leavipes
Cynodon dactylon
Cynosurus cristatus
Cyperus eragrostis
Dactylis glomerata
Dahlia pinata
Daucus carota
Dianthus armeria
Dianthus deltoides
Digitaria sanguinalis
Echium vulgare
Elymus repens
Epilobium parviflorum
Epilobium sp
Epilobium tetragonum
Equisetum arvense
Equisetum fluviatile
Equisetum ramosissimum
Equisetum sp
Eragrostis minor
Erigeron sp
Erodium cicutarium
Erodium moschatum
Eryngium campestre
Eschscholzia californica
Euphorbia exigua
Euphorbia helioscopia
Euphorbia maculata
Euphorbia peplus
Euphorbia prostata
Euphorbia sp
Euphrasia sp
Fagopyrum esculentum
Falopia convolvulus
Festuca arundinaceae
Festuca filiformis
Festuca pallens
Festuca pratensis
Festuca rubra
Filago sp
Fragaria vesca
Fumaria officinalis
Galium album
Galium aparine
Galium mollugo
Galium murale
Galium parisiene
Galium sp
Galium verum
Geranium columbinum
Geranium dissectum
Geranium molle
Geranium purpreum
Geranium pusillum
Geranium pyrenaicum
Geranium robertianum
Geranium rotundifolium
Geranium sanguineum
Geranium sp
Geum urbanum
Glechoma hederacea
Hedera helix
Helictotrichon pubescens
Helminthotheca echioides
Heracleum sphondylium
Herniaria glabra
Hibiscus sp
Hieracium sp
Himantoglossum hircinum
Holcus lanatus
Holcus mollis
Hordeum murinum
Hypericum perforatum
Hypochaeris radicata
Iris sp
Jacobaea vulgaris
Juncus bufonius
Knautia arvensis
Lactuca serriola
Lapsana communis
Lathyrus latifolius
Lathyrus nissolia
Lathyrus pratensis
Lathyrus pusillus
Lathyrus sp
Lathyrus tuberosus
Leontodon crispus
Leontodon hispidus

Leontodon saxatilis
Leucanthemum vulgare
Linaria repens
Linaria vulgaris
Lipandra polysperma
Lolium multiflorum
Lolium perenne
Lotus corniculatus
Luzula campestris
Lysimachia vulgaris
Malva neglecta
Matricaria chamomilla
Matricaria discoidea
Medicago arabica
Medicago lupulina
Medicago minima
Medicago polymorpha
Medicago sativa
Medicago sp
Melampyrum pratense
Melilotus albus
Melissa officinalis
Mentha spicata
Mentha suaveolens
Mercurialis annua
Myosotis sp
Nassella tenuissima
Nigella damascena
Odontites verna
Oenothera biennis
Ononis spinosa
Ophrys apifera
Ophrys insectifera
Origanum vulgare
Orobanche artemisiae-campestris
Oxalis corniculata
Papaver rhoeas
Parietaria judaica
Pastinaca sativa
Persicaria maculosa
Petrorhagia nanteuilii
Phacelia tanacetifolia
Phleum pratense
Phytolaca americana
Picris hierachoides
Picris sp
Pilosela officinarum
Pimpinella saxifraga
Plantago coronopus
Plantago lanceolata
Plantago major
Poa angustifolia
Poa annua
Poa compressa
Poa nemoralis
Poa pratensis
Poa sp
Poa trivialis
Polycarpon tetraphyllum
Polygonum aviculare
Portulaca oleracea
Potentilla recta
Potentilla reptans
Primula vulgaris
Prunella laciniata
Prunella vulgaris
Ranunculus acris
Ranunculus bulbosus
Ranunculus repens
Ranunculus sp
Rapistrum rugosum
Reseda lutea
Rhinanthus minor
Rosa arvensis
Rostaria cristata
Rumex acetosa
Rumex acetosella
Rumex conglomeratus
Rumex crispus
Rumex obtusifolius
Sagina apetala
Sagina procumbens
Sagina subulata
Salvia pratensis
Sanguisorba minor
Saponaria officinale
Saxifraga tridactylites
Scabiosa columbaria
Scleranthus annus
Sedum acre
Sedum album
Sedum rubens
Sedum rupestre
Sedum sexangulare
Sedum sp
Sedum spurium
Senecio vulgaris
Sesleria caerulea
Setaria verticillata
Sherardia arvensis
Silene latifolia
Silene sp
Silene vulgaris
Sonchus arvensis
Sonchus asper
Sonchus oleraceus
Sonchus sp
Spergularia rubra
Stellaria media
Stellaria pallida
Stellaria sp
Tanacetum vulgare
Taraxacum campylodes
Thymus praecox
Tordylium maximum
Torillis arvensis
Torillis nodosa
Tragopogon pratensis
Trifolium arvense
Trifolium campestre
Trifolium dubium
Trifolium fragiferum
Trifolium glomeratum
Trifolium incarnatum
Trifolium pratense
Trifolium repens
Trifolium scabrum
Trifolium sp
Trifolium striatum
Urtica dioica
Valerianella sp
Verbascum nigrum
Verbascum thapsus
Verbena officinalis
Veronica agrestis
Veronica arvensis
Veronica chamaedrys
Veronica filiformis
Veronica hederifolia
Veronica montana
Veronica officinalis
Veronica opaca
Veronica persica
Veronica prostata
Veronica scutella
Veronica serpyllifolia
Veronica sp
Vicia cracca
Vicia hirsuta
Vicia lathyroides
Vicia lutea
Vicia parviflora
Vicia sativa
Vicia sp
Vicia tetrasperma
Vinca minor
Viola hirta
Viola sp
Vulpia myuros

Annexe 2

Fiche BOTANAL permettant d'obtenir la valeur de biomasse de chaque espèce à partir de son rang de dominance.

1 = HYPORADI	7 = LOLIPERE	13 = PICRHIER	19 = CATARIGI
2 = PLANLANC	8 = CONVSEPI	14 = MEDIARAB	20 = ECHIVULG
3 = VULPMYUR	9 = CONVARVE	15 = FESTRUBR	21 = HORDMURI
4 = ARENCILI	10 = AGROCAPI	16 = TRIFREPE	22 = ANISDIAN
5 = MEDIPOLY	11 = RUMECRIS	17 = DACTGLOM	
6 = AGROSTOL	12 = POTEREPT	18 = JACOVULG	

Observer : **Muriel**

Plot : **P**

Transect: **1**

Dry Weight Rank (commas for ties)			Herbage	%	%						
1	**2**	**3**	Mass	green	Cover	Height					
6	7	8,9	1800	100	75	17					
10	11	12,9	1800	90	100	29					
8	1,2,13		1200	100	100	8,1667					
8	9,14		1000	97	98	7,3333					
15	1	16,18,17	1000	90	85	19,167					
7			2500	95	100	34,333					

Observer : **Muriel**

Plot : **S**

Transect: **1**

Dry Weight Rank (commas for ties)			Herbage	12	%						
1	**2**	**3**	Mass	12	Cover	Height					
1	19	2,3	200	70	15	2,3333					

20	2	3	300	90	10	2,6667					
20			500	95	20	5,3333					
2	21,22		500	90	20	5,3333					
Observer :	**Muriel**										
Plot :	**AS**										
Transect:	**1**										
Dry Weight Rank (commas for ties)			Herbage	12	%						
1	**2**	**3**	Mass	12	Cover	Height					
3,19			500	5	50	6,6667					
1,2		3	500	50	10	2,6667					
3	4	5	300	20	25	4,3333					
3			300	5	20	5,6667					

Species composition (%)

Observer	**Plot**	HYPO RADI	PLAN LANC	VULP MYUR	AREN CILI	MEDI POLY	AGRO STOL	LOLI PERE	CONV SEPI	CONV ARVE
Muriel	P	5,4	1,7	0,0	0,0	0,0	12,3	16,0	25,4	4,1
Muriel	S	16,7	22,8	3,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Muriel	AS	11,1	11,1	47,3	5,1	2,1	0,0	0,0	0,0	0,0
		AGRO CAPI	RUME CRIS	POTE REPT	PICR HIER	MEDI ARAB	FEST RUBR	TRIF REPE	DACT GLOM	JACO VULG
	P	12,3	3,7	0,8	1,7	2,6	12,3	0,5	0,5	0,5
	S	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	AS	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		CATA RIGI	ECHI VULG	HORD MURI	ANIS DIAN					
	P	0,0	0,0	0,0	0,0					
	S	5,0	33,4	3,5	3,5					
	AS	11,1	0,0	0,0	0,0					

Muriel DEPARIS

DIVERSITÉ VÉGÉTALE ET PROCESSUS D'ASSEMBLAGE DES COMMUNAUTÉS : EFFET DES GESTIONS ET DES USAGES URBAINS

Résumé en français :

Bien que les villes soient formées d'usages multiples et accueillent une diversité végétale importante, notre connaissance des paramètres structurant cette diversité est limitée, en raison de lacunes conceptuelles et méthodologiques. Alors que l'homogénéisation biotique urbaine cause une perte de diversité, amplifiée par la densification urbaine, ces lacunes limitent notre compréhension du socio-écosystème urbain et l'opérationnalité des recommandations de conservation. Dans ce travail, l'étude des îlots urbains de Blois, de tous type d'usages, montre que la richesse spécifique et la composition des communautés sont variables entre et au sein des usages. Les espaces industriels accueillent des espèces originales à l'échelle régionale, les résidentiels individuels et les routes ont une richesse spécifique élevée et la composition des réserves foncières se distingue de tous les autres usages. La gestion est le paramètre le plus structurant de la diversité fonctionnelle des communautés, avec les parcs très entretenus du centre-ville associés à des communautés basses, ayant des graines légères et une forte quantité foliaire de nutriment, à l'opposé des communautés des réserves foncières. Les gestions sont donc un filtre urbain important et nous étudions les paramètres psycho-sociaux modulant l'acceptation de nouvelles gestions par les agent·es municipaux. Nos résultats montrent l'importance d'étudier les processus de structuration de la diversité végétale à une échelle articulant écologie et aménagement et pour tous les usages urbains. Ils ouvrent des pistes pour accompagner des changements de gestion et d'aménagement afin de favoriser la diversité végétale urbaine.

Mots clés : îlot urbain, diversité alpha, diversité bêta, diversité fonctionnelle, perception de la végétation

Summary :

While cities are made up of multiple uses and host significant plant diversity, our knowledge of the parameters structuring this diversity is limited due to conceptual and methodological gaps. As urban biotic homogenization causes a loss of diversity, amplified by urban densification these gaps limit our understanding of the urban socio-ecosystem and our ability to make operational conservation recommendations. In this work, the study of Blois' city-blocks of all types of uses shows that the specific richness and composition of communities are variable between and within uses. Industrial city-blocks contain species that are original at the regional scale, individual housing and roads have a high species richness, and the composition of land reserves is different from all other uses. Management is the strongest structuring parameter for functional diversity, with highly maintained city center parks associated with low, light seeded, and high leaf nutrient communities, in contrast to land reserve communities. Management is thus an important urban filter, and we study the psycho-social parameters modulating the acceptance of new management by municipal filed operatives. Our results show the importance of studying the processes structuring plant diversity on a scale that articulates ecology and development and for all urban uses. They open up avenues for supporting changes in management and development in order to promote urban plant diversity.

Keywords : city-block, alpha diversity, beta diversity, functional diversity, perception