Les jardins domestiques, espaces de passage des insectes pollinisateurs et de leurs rencontres avec les habitant.e.s

Marine Levé

▶ **To cite this version:**

Marine Levé. Les jardins domestiques, espaces de passage des insectes pollinisateurs et de leurs rencontres avec les habitant.e.s. Biodiversité et Ecologie. Université Sorbonne Paris Cité, 2018. Français. NNT : 2018USPCB169 . tel-02927788

HAL Id: tel-02927788
https://theses.hal.science/tel-02927788

Submitted on 2 Sep 2020

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

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

UNIVERSITÉ PARIS DESCARTES

École doctorale n° 474 Frontières du Vivant

Laboratoire ESE & Cesco

Les jardins domestiques, espaces de passage des insectes pollinisateurs et de leurs rencontres avec les habitant·e·s

Par Marine LEVÉ

Thèse de doctorat en Interdisciplinarité

Dirigée par Anne-Caroline PRÉVOT et Carmen BESSA-GOMES

Présentée et soutenue publiquement le 27 novembre 2018

Devant un jury composé de :

Bruno COLAS	Rapporteur - Professeur, AgroParisTech
Vincent DEVICTOR	Rapporteur - Directeur de recherche, Université de Montpellier
Mathilde BAUDE	Examinatrice - Maîtresse de conférence, Université d'Orléans
Laurent SIMON	Examinateur - Professeur des universités, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne
Anne-Caroline PRÉVOT	Directrice de thèse - Directrice de recherche, MNHN
Carmen BESSA-GOMES	Co-directrice de thèse - Maîtresse de conférence, AgroParisTech

Except where otherwise noted, this work is licensed under
http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/

Titre : Les jardins domestiques, lieux de passage des insectes pollinisateurs et de leur rencontre avec les habitants

Résumé (français) : En France, plus de la moitié de la population se trouve en ville et ce chiffre croît. L'urbanisation change les opportunités de rencontre des habitant·e·s avec la nature, même si leur connaissance de la biodiversité est relativement bonne. L'urbanisation a également des effets, souvent négatifs, sur les populations des autres êtres vivants, dont les insectes pollinisateurs. Dans les milieux péri-urbains, un lieu de rencontre entre habitant·e·s et nature est le jardin privé. En écologie urbaine, les études sur les jardins domestiques se développent mais sont encore peu nombreuses. Cette thèse a cherché à montrer que les jardins sont intégrés dans un contexte paysager et sociétal plus large qui leur permet de jouer un rôle dans la conservation de la biodiversité, notamment celle des insectes pollinisateurs. J'ai pour cela travaillé à plusieurs échelles et mobilisé des cadres conceptuels et des outils de l'écologie, la géographie et la psychologie de la conservation, afin de caractériser différents aspects du socio-écosystème jardin. Je me suis d'abord placée à l'échelle de l'Île-de-France et ai montré que les jardins et zones denses en jardins sont des espaces favorables à la diversité en insectes pollinisateurs au sein d'une matrice urbaine. Par la suite, j'ai précisé les déterminants de la variété (diversité, type de culture, origine, rareté) des fleurs, ressources pour les insectes pollinisateurs dans les jardins : j'ai confirmé l'effet négatif de l'urbanisation, j'ai mis en évidence des effets variables de la structure des jardin et enfin je n'ai pas identifié de relation avec le degré de connexion à la nature des habitant.e.s. L'évolution des ressources se fait de fleurs spontanées et communes à plus cultivées et rares au fil de la saison. Je me suis aussi intéressée à deux actions de protection des pollinisateurs (participation au suivi photographique des insectes pollinisateurs et plantation de fleurs nectarifères) à l'échelle du jardin et j'ai montré l'importance de l'aspect expérientiel de ces actions pour motiver l'intention de réaliser le comportement. Enfin, une dernière partie prend en compte le vécu des habitant·e·s dans leur jardin et montre que habiter un jardin se fait sous la forme d'un réseau de relations plus ou moins dense englobant les éléments de nature : le jardin est un lieu de fleurissement mais aussi d'attention portée au vivant et parfois point de départ pour toucher d'autres lieux ou personnes, dans une perspective de conservation. Cette thèse offre des perspectives pour la prise en compte des expériences et contextes locaux dans la conservation de la biodiversité des insectes pollinisateurs. Une recommandation qui en découle est la nécessité d'un dialogue renouvelé entre les désigné·e·s expert·e·s de la conservation en milieu urbain et les habitant·e·s.

Mots-clés (français) : pollinisateurs ; jardins privés ; habitant·e·s ; milieu péri-urbain

Title : Domestic gardens as place pollinators go through and where they meet inhabitants

Abstract : More than half of the French population is nowadays living inside cities and this figure is still increasing. The urbanization process changes the opportunities of encounters between inhabitants and nature, even if biodiversity knowledge is quite high. It also impacts other living beings, such as pollinators, often with negative consequences. The domestic gaden stands as a meeting place for inhabitants and nature in peri-urban areas. Studies focusing on domestic gardens in urban ecology are still scarce, even if their number are now increasing. This work aimed at showing that domestic gardens are integrated in a wider landscape and social context, which allow them to play a role in biodiversity conservation, especially pollinators conservation. In order to do this and characterize several aspects of this domestic garden socio-ecosystem, I chose several spatial scales of study and refered to several frameworks from different fields : ecology, geography and conservation psychology. I first studied the Île-de-France scale and showed that gardens and areas with high proportion of domestic gardens were favorable habitats for pollinators within the urban matrix. Then, I precised the nature of insects floral resources determinants (diversity, origine, rarity, type of growing) in gardens : I confirmed the urbanisation negative effect, I showed that garden structure had variable effects and I did not identify effects of inhabitants connexion with nature. Floral resources changed from spontaneous and common flowers at the begining of the season to more cultivated and rarer flowers along the season. I also focused on two pollinator protection behaviors (participation to a citizen science program and growing of pollinator friendly flowers) at the garden scale and showed the importance of experiential aspects in the behavior motivations. Finally, a last chapter took into account inhabitants' life in the garden and showed that inhabiting a garden meant being part of a network of relations with variable density and variable incorporation of nature elements. Gardens are places of flowering but also of attention for living beings and sometimes are starting places from which other people or places are integrated in a conservation perspective. This work gave thoughs for taking into account local experiences and contexts in pollinators biodiversity conservation. One of the possible recommendations dealt with the necessity of a renewed discussion between stated experts of conservation in urban areas and inhabitants.

Keywords : pollinators ; domestic gardens ; inhabitants ; periurban area

À ce moment précis, à l'extrémité sud-est du jardin, dans l'ombre projetée par les charmes, le couvercle d'une trappe dissimulée dans l'herbe commença à se soulever doucement, par à-coups, se déplaçant de côté et libérant l'ouverture d'une étroite galerie qui se perdait sous terre. D'un bond un être trapu et noirâtre en déboucha, et se mit à courir frénétiquement en zigzag.

Suspendu à une tige un bébé sauterelle reposait, heureux, son tendre abdomen vert palpitait gracieusement au rythme de sa respiration. Les crochets de l'araignée noire se plongèrent avec rage dans le thorax, et le déchirèrent. Le petit corps se contorsionna, détendant ses longues pattes postérieures une seule fois. Déjà les horribles crocs avaient arraché la tête et maintenant ils fouillaient dans le ventre. Des morsures jaillit le suc abdominal que l'assassin se mit à lécher avidement.

Tout à la volupté démoniaque de son repas, il n'aperçut pas à temps une gigantesque silhouette sombre qui s'approchait de lui par-derrière. Serrant encore sa victime entre ses pattes, l'araignée noire disparut à jamais entre les mâchoires du crapaud.

Mais tout, dans le jardin, était poésie et calme divin.

Dino Buzzati

Table des matières

Table des matières **i**

Table des figures **ix**

Liste des tableaux **xii**

Préambule **xxi**

Introduction **1**

1 Le milieu urbain, ses habitants et ses espaces verts 3
1.1 L'emprise du milieu urbain 3
1.2 Crise de la biodiversité et milieu urbain 7
1.3 Le jardin domestique, espace vert urbain et péri-urbain . . . 10
2 Les insectes pollinisateurs dans les jardins domestiques 16
2.1 Pourquoi les insectes pollinisateurs ? 16
2.2 Les insectes, des organismes peu connus 19
2.3 Les jardins domestiques, lieux visités par les insectes 23
3 Le jardin domestique, socio-écosystème : comment aborder son étude dans cette thèse ? 26
3.1 Défis posés par le socio-écosystème jardin 26
3.2 Direction choisie dans le travail de recherche 30

1 Les insectes pollinisateurs favorisés dans des contextes de jardins domestiques en Île-de-France **37**

1 Le milieu urbain d'Île-de-France 39
1.1 Le vivant en milieu urbain et péri-urbain 39
1.2 Part des jardins domestiques en Île-de-France 41
1.3 Insectes pollinisateurs dans les jardins domestiques urbains et péri-urbains 41
2 Accéder aux jardins en Île-de-France 44

2.1 Les sciences participatives 44
2.2 Insectes pollinisateurs et sciences participatives 47
3 Méthode d'exploitation des données Spipoll 53
3.1 Mobilisation des données Spipoll 54
3.2 Structure et composition du paysage 55
3.3 Arbres de régression 55
4 Résultats 57
4.1 Diversité des insectes floricoles et effets des variables de standardisation 57
4.2 Arbres de régression sélectionnés par le bootstrap 59
4.3 Effets imbriqués de l'imperméabilisation et du jardin aux différentes échelles 59
4.4 Seuils d'effets pour les proportions de surfaces imperméables et de surfaces de jardins domestiques 60
4.5 Différences entre noeuds terminaux pour les ordres 61
5 Discussion 62
5.1 Échelles locale et paysagère sont impliquées 63
5.2 Les jardins domestiques, petits espaces mais grands effets . . 64
5.3 Seuils de surfaces 65
5.4 Favoriser certains ordres à certaines échelles 66
5.5 Utilisation des données de science participative 67
6 Conclusion 68

2 Aller au jardin pour y trouver fleurs et insectes 73
1 Comment un jardin accueille-t-il des insectes ? 75
1.1 Composition et configuration du jardin 75
1.2 Les fleurs au jardin 77
1.3 D'autres descripteurs sont possibles pour les jardins 79
2 Présentation du terrain 80
2.1 Le Plateau de Saclay et les communes avoisinantes 80
2.2 Recrutement, localisation et environnement des jardins . . . 83
2.3 Mesures dans les jardins 86
2.4 Synthèse délivrée au habitant·e·s 92
3 Méthodologie d'exploitation des données botaniques de terrain . . . 95
3.1 Diversité en genres et définition de trois indices floraux . . . 95
3.2 Descripteurs de l'environnement 96

3.3 Descripteurs des habitant·e·s 97
3.4 Dissimilarité entre jardins 98
3.5 Analyses statistiques 98
4 Résultats 99
4.1 Description des variables de connexion à la nature, de l'urbanisation, et de composition et de configuration du jardin . 99
4.2 Description de la diversité en genres et des indices floraux . 99
4.3 Diversité florale 99
4.4 Déterminants de la diversité en genres et des trois indices floraux 103
4.5 Relation entre la diversité en genres et les trois indices floraux 106
4.6 Évolution de la dissimilarité au cours du temps 106
5 Discussion 107
5.1 Les variables decrivant la relation individuelle à la nature ne déterminent pas la richesse florale 107
5.2 Diversité florale des jardins et urbanisation 108
5.3 Les écosystèmes jardins plus âgés, plus grands et plus naturels accueillent plus de fleurs de tous types 109
5.4 Les indices floraux donnent un aperçu des jardins cohérent avec les études précédentes 111
5.5 Renouvellement des fleurs au jardin 112
6 Conclusion 113

3 Les comportements en faveur de la biodiversité au jardin 121
1 Plusieurs modèles théoriques de compréhension des comportements pro-environnementaux 124
1.1 Éléments présents dans les modèles théoriques 124
1.2 Description des modèles théoriques principaux 130
1.3 Un modèle inclusif 133
2 Comportements pro-environnementaux et pro-biodiversité 135
2.1 Typologie des comportements pro-environnementaux 136
2.2 Le *stewardship*, intendance écologique 137
2.3 Choix et justification des comportements 139
2.4 Choix méthodologiques liés aux éléments des modèles théoriques 140
3 Méthode de mesure de deux comportements pro-biodiversité 141

3.1 Questionnaire . . . 141
3.2 Modélisation par la méthode des chemins . . . 142
3.3 Mesure des variables . . . 143
4 Résultats . . . 146
4.1 Description des répondant·e·s . . . 146
4.2 Variables liées aux qualités expérientielles et instrumentales 151
5 Discussion . . . 152
5.1 Le modèle CADM fonctionne pour des comportements en faveur de la biodiversité . . . 153
5.2 Les processus normatifs (i.e. la prise de conscience) liés à la conservation sont plus importants pour le Spipoll que pour les fleurs nectarifères . . . 154
5.3 La dimension expérientielle des indicateurs est importante pour expliquer l'intention . . . 155
5.4 Limitations . . . 156
6 Conclusion . . . 157

4 Une typologie des jardins avec leurs habitant·e·s à partir des fleurs ... et plus 159
1 Ambivalence et appropriation au jardin . . . 161
2 Comment approcher les différents jardins et habitant·e·s ? . . . 164
2.1 Typologies existantes des jardins avec leurs habitant·e·s : quelques éléments de recherche bibliographique . . . 164
2.2 Des entretiens pour identifier les figures autour de la biodiversité . . . 166
3 Les figures de jardins sur le Plateau de Saclay et alentours . . . 167
3.1 Le fleurissement malgré tout . . . 167
3.2 Jardins écologiques engagés . . . 169
3.3 Jardins de *care* . . . 171
4 Reflets des problématiques environnementales dans les jardins . . . 173
5 Trois exemples de jardins et leurs habitantes . . . 176
5.1 Relation enquêtée/enquêtrice . . . 176
5.2 Un exemple de jardin au naturel : une spécialiste parle de son jardin au naturel et indirectement des visiteurs . . . 178
5.3 Un exemple de jardin écologique : un jardin à partir du duquel on peut discuter . . . 184

5.4 Un exemple de jardin *care* : un jardin où l'on apprend à faire attention 190
6 Conclusion 196

5 Habiter au jardin et la biodiversité 201
1 Introduction : définir habiter, habitat, habitant 203
2 Habiter le jardin, où se trouve ausi la biodiversité 204
3 Proposition d'essai 206
4 Habiter le jardin avec la biodiversité : passer par l'observation de relations 207
5 Des interventions qui mettent en contact avec d'autres lieux 210
6 Des réseaux se dessinent à partir du jardin 212
7 Quelles transformations peut-on penser et espérer à partir du jardin habité pour la conservation ? 214
8 Conclusion 215

Discussion 217
1 Synthèse du rôle joué par les jardins domestiques 219
1.1 Prendre des décisions dans le jardin en fonction de paramètres écologiques 221
1.2 Comment les habitant·e·s peuvent-ils prendre des décisions de façon informée ? 224
2 Origine des variables, biais possibles et conséquences pour les conclusions 227
2.1 Particularité des données recueillies 227
2.2 Influences possibles sur les conclusions 229
3 Dans quelle mesure parler de jardin domestique est-il utile ? 231
4 Le jardin comme socio-écosystème 234

Perspectives et conclusion 237
1 Les expériences de nature 239
2 Le collectif 241
3 Liens entre les jardins : intégrer les lieux dans le paysage 241
4 Retour à l'échelle du site pour des liens fonctionnels dans le jardin . 243

Annexe A French citizen are defining biodiversity ... similarly to institutions, grounded in academia, and progressively addressing the crisis 249

1 Introduction . . . 252
2 Method . . . 255
2.1 Survey design . . . 255
2.2 Questionnaires design . . . 255
2.3 Hypothetical-deductive part of analyses . . . 257
2.4 Inductive analyses . . . 258
3 Results . . . 259
3.1 Dataset description . . . 259
3.2 Degree of convergence of citizen' definitions with institutional one, in relation to individual factors . . . 259
3.3 Definitions' core, diversity and appearance of academic biological terms . . . 260
3.4 Definitions' categorization and relation to individual factors 262
4 Discussion . . . 262
4.1 Citizens collectively define biodiversity closely to institutions 263
4.2 Contrary to conservation scientists, citizens do not embrace any dynamic component in their understanding of biodiversity 265
4.3 And what else ? . . . 265
4.4 Study limitations . . . 267
5 Conclusion . . . 267

Annexe B Domestic gardens as favorable pollinator habitats in impervious landscapes 273

Annexe C Domestic garden floral resources shift from local spontaneous flora to alien cultivated flora over time 297

1 Introduction . . . 300
2 Methods . . . 303
2.1 Sampling places . . . 303
2.2 Sampled variables . . . 303
2.3 Model variables . . . 306
2.4 Statistical analyses . . . 308
3 Results . . . 309

3.1 Description of garden, landsape and individual relation with nature variables . . . 309
3.2 Description of floral genera diversity and floral indexes . . . 311
3.3 Dertminants of genus diversity and floral indexes . . . 313
3.4 Relation between genus diversity and floral indexes . . . 315
3.5 Evolution of dissimilarity accross sessions . . . 315
4 Discussion . . . 316
4.1 Individual relation with nature does not relate to floral diversity . . . 316
4.2 Floral diversity and urbanization . . . 316
4.3 Older, wider and more natural gardens hosted more flowers . 318
4.4 Floral index garden description is coherent with previous studies . . . 319
4.5 Shift between flowers in the garden . . . 320
5 Conclusion . . . 321

Annexe D Insertion of two pro-biodiversity behaviors within awareness raising discourses : a call for more environmental knowledge diffusion 325
1 Introduction . . . 328
2 Material and methods . . . 332
2.1 Spipoll and honey flower growing programs . . . 332
2.2 Questionnaire administration . . . 332
2.3 Underlying CADM and structural equation model (SEM) for the two studied behaviors . . . 334
2.4 Measures of indicators of the latent variables . . . 335
2.5 Comparisons within and between models . . . 337
3 Results . . . 338
3.1 Description of the sampled population . . . 338
3.2 Computed SEMs were accurate for both studied behaviors . 338
3.3 Relative importance of experiential and instrumental indicators . . . 343
4 Discussion . . . 345
4.1 CADM can be used for PBB . . . 345

4.2 Normative processes (i.e. awareness) related to conservation are more important in Spipoll than in pollinator friendly flower growing 346
4.3 Experiential quality of indicators is important to explain intentions 347
4.4 Study limitations 348
5 Conclusion 348

Annexe E Nomenclature du Mode d'occupation du sol de l'Institut d'aménagement et d'urbanisme 351

Annexe F Questionnaires utilisés 357

Annexe G Plans des jardins échantillonnés 369

Annexe H Exemple d'échelle du Nouveau paradigme environnemental en psychologie de la conservation 387

Annexe I Guide d'entretien 389

Bibliographie 391

Note : Les parties dont les titres sont colorés dans la table des matières correspondent à des parties de manuscrits d'articles adaptées pour la rédaction des chapitres. Les manuscrits des articles sont placés en annexes.

Table des figures

1 Le Sarajevo d'Enki Bilal dans *Quatre ?* (à gauche) et une représentation de Laeken, un quartier de Bruxelles, en 2200 imaginée par Luc Schuiten. 3

2 Trois exemples d'affiches de la Mairie de Paris utilisées dans divers lieux publics selon leur sujet. 10

3 Exemples de jardin en milieu péri-urbain (à gauche en Essonne) et en milieu urbain (à droite, à la limite de Paris) et de leurs environnements, notamment en jardins domestiques, plus ou moins contigus. (Cartes élaborées à partir des données du Mode d'Occupation du Sol (IAU) sous QGIS (QGIS Development Team, 2009).) 13

4 Part des maisons dans les logements en France. Source INSEE, `https://statistiques-locales.insee.fr/` 15

5 Cadre conceptuel d'étude des socio-écosystèmes. Adapté de Charles L. Redman, M. J. Grove et Kuby (2004). 29

6 Cadre conceptuel d'étude des jardins doemstiques. Adapté de Goddard, Dougill et Benton (2010). 30

7 Cadre conceptuel d'étude des systèmes résidentiels, dont les jardins domestiques. Adapté de Cook, S. J. Hall et K. L. Larson (2012). 31

1.1 Exemple de collection dans Spipoll : informations générales (à gauche) sur le lieu de collection et insectes photographiés (à droite). 49

1.2 Localisation des 2470 collections utilisées. 51

1.3 Exemple de jardin et de tampon à 250m. 56

1.4 Proportions de collections réalisées sur les différentes familles de fleurs. 59

1.5 Arbre de régression incluant les variables de toutes les échelles spatiales obtenu suite au bootstrap. Les écarts-type indiqués correspondent à des moyennes sur tous les arbres du bootstrap correspondant. 60

1.6 Arbres de régression aux différentes échelles successives obtenus suite au bootstrap. Les écarts-type indiqués entre parenthèses correspondent à des moyennes sur tous les arbres du bootstrap correspondant. 62
1.7 Bilan graphique des résultats du chapitre 70

2.1 Les communes de la zone d'étude : situation en Île-de-France et intégration dans l'occupation du sol. 81
2.2 Localisation des jardins échantillonnés au sein de la matrice paysagère du plateau de Saclay. 84
2.3 Exemple de plusieurs jardins en fonction de leur composition (inclusion d'un plus ou moins grand nombre d'espaces) et de leur configuration (fragmentation, surfaces, organisation des espaces), ici exprimée comme une diversité d'habitats (div. hab.). 86
2.4 Mesure de l'INS. Á ce schéma est associée la question « Comment vous situez-vous par rapport à la nature ? ». 92
2.5 Plans des jardins J1 et J36. 93
2.6 Répartition des habitant·e·s ayant participé à l'étude en fonction de leur catégorie socio-professionnelle selon l'INSEE et comparaison à la situation en France, en Île-de-France et dans la zone d'étude. Les retraités n'ont pas été inclus. 94
2.7 Schéma des mesures prises dans les jardins (sauf age du jardin), par l'exemple du jardin J13. 97
2.8 Boxplots des variables à l'échelle du jardin, à l'échelle del'environnement du jardin et concernant l'habitant·e du jardin. 100
2.9 Genres rares et communs dans les 30 jardins échantillonnés. 101
2.10 Bilan graphique des effets de l'axe 1 jardin. 109
2.11 Bilan graphique de l'effet de l'axe 2 jardin 110
2.12 Bilan graphique des résultats du chapitre 115

3.1 Schéma de la théorie du comportement planifié, d'après Ajzen (1991). 131
3.2 Schéma de la théorie d'activation des normes, d'après Schwartz (1977) et Klöckner et Matthies (2009). 132
3.3 Schéma de la théorie valeurs-croyances-normes, d'après Stern, Dietz, Abel et al. (1999). 133
3.4 Schéma du modèle inclusif de détermination du comportement, d'après Bamberg et Möser (2007). 134

3.5 Schéma du modèle inclusif de détermination du comportement en version résumée, d'après Klöckner et Blöbaum (2010). 135
3.6 Modèle général utilisé dans ce travail. 143
3.7 Résultats du modèle des chemins pour le comportement lié aux fleurs nectarifères. 147
3.8 Résultats du modèle des chemins pour le comportement lié au Spipoll. 148

4.1 Le jardin de l'institut Whitehead, à Cambridge, États-Unis, réalisé par Martha Schwartz et dans lequel seuls des matériaux artificiels ont été employés. 163
4.2 Une vue du jardin du parc Matisse, à Lille, réalisé par Gilles Clément. 163
4.3 Résumé graphique de la typologie issue du travail de ce chapitre. La taille des cercles conrrespond au nombre de jardins de la catégorie associée au cercle. 198

5.1 Reconstruction des relations mise en places au cours de l'entretien par une enquêtée autour de l'eau. 213
D1 Bilan graphique des résultats 220

A.1 Inclusion of Nature in Self scale, adapted from Schultz (2001). Circles are labeled « self »(« Moi ») 506 and « nature »(« Nature »). 268

C.1 Locations of sampled gardens within the study area landscape. (Land use data : MOS 2012, French land use database provided by the French Institute for planing and urbanism, `https://www.iau-idf.fr/`.) 304
C.2 Rares and common genera in gardens. 311

D.1 The Comprehensive Action Determination Model (adapted from Klöckner et Blöbaum, 2010). 330
D.2 Structural equation model of this study. 334
D.3 Results of the SEM for the honey flower behavior. Loadings are standardized loadings. 339
D.4 Results of the SEM for the Spipoll behavior. Loadings are standardized loadings. 341

G.1 Légende utilisée dans les plans des jardins 369

Liste des tableaux

1.1 Part des espaces verts urbains et des jardins domestiques parmi les espaces verts urbains en Île-de-France (Serret et al., 2014). 42
1.2 Description des variables catégorielles associées à chaque collection du Spipoll. 50
1.3 Description du jeu de données par ordre. 58
1.4 Description des variables environnementales. 58
1.5 Résumé des effets des variables dans les arbres de régression aux différentes échelles. 61
1.6 Pourcentage d'arbres de régression trouvés suite au bootstrap à partir des résidus du glm. Les pourcentages sont indiqués comme pourcentages du total des 500 arbres et sont dans les cas pertinents divisés entre les différentes combinaisons possibles de variables. 72

2.1 Nombre de jardins échantillonnés par ville. 85
2.2 Dates de début et de fin de session pour chaque session (i.e. date du premier et du dernier relevé de la session). 89
2.3 Scores sur chaque axe des descripteurs du jardin 97
2.4 Diversité moyenne en genres par session. 102
2.5 Valeurs moyennes des indices floraux dans les jardins par session. . 102
2.6 Résultats des modèles qui expliquent la diversité en genres pour lesquels δAIC<2. NI signifie que la variable n'est pas incluse dans le modèle et ns qu'elle n'a pas d'effet significatif. 104
2.7 Résultats des modèles des indices floraux pour lesquels δAIC<2. NI signifie que la variable n'est pas incluse dans le modèle et ns qu'elle n'a pas d'effet significatif. 105
2.8 Valeurs moyennes, minimales et maximales de la dissimilarité pendant les cinq sessions. 106
2.9 Listes des genres échantillonnés dans les jardins. 117

3.1 Échelle des valeurs utilisée par De Groot et Steg (2008), sur la base de Stern, Dietz, Abel et al. (1999), qui avait lui-même simplifié l'échelle élaborée par Schwartz (1992). Il est demandé aux répondants dans quelle mesure chaque valeur constitue un « principe directeur dans leur vie » sur une échelle en neuf points, de « Totalement opposé à mes valeurs » à « Très importante » 127

3.2 Effets des variables au sein du modèle du comportement lié aux fleurs nectarifères. Les effets directs sont donnés avec l'erreur standard (ES) et la p-value associées. Les effets indirects ont été calculés en multipliant les effets directs entre eux tout le long du chemin menant de la variable en ligne à la variable en colonne. 149

3.3 Effets des variables au sein du modèle du comportement lié au SPIPOLL. Les effets directs sont donnés avec l'erreur standard (ES) et la p-value associées. Les effets indirects ont été calculés en multipliant les effets directs entre eux tout le long du chemin menant de la variable en ligne à la variable en colonne. 150

3.4 Poids des indicateurs de l'attitude et du contrôle perçu sur le comportement pour le modèle de comportement lié aux fleurs nectarifères. 151

3.5 Poids des indicateurs de l'attitude et du contrôle perçu sur le comportement pour le modèle de comportement lié au Spipoll. 152

A.1 Description of questionnaires surveys. 256

A.2 Characteristics associated to definitions' IPI scoaring (adapted form Moss, Jensen et Gusset (2014) 257

A.3 Estimates and p-values for IPI ordinal model (N=1190). Interactions terms were not significant and are not shown ; feminine gender and C survey are references factors for categorical data. 260

A.4 Estimates and p-values for IPI ordinal model (N=1190). Interactions terms were not significant and are not shown ; feminine gender and C survey are references factors for categorical data. 261

A.5 Estimates and p-values for the proportions of definitions related to an action (categorization group 2), according to the tested dependent variables (N=902). Only significant interaction terms are shown ; feminine gender, non-student category and C survey are references factors for categorical data. 263

A.6 French translation of mentioned definitions' examples. 268

A.7 Definitions mentioning evolution or evolutionary processes and dynamics. 270

C.1 Scores of each garden variable on each axe of the Hill Smith ordination 308
C.2 Average, minimal, maximal values for garden, landscape and connexion with nature variables. 310
C.3 Correlation matrix between garden composition and configuration variables. Superior diagonal indicates p-values after correction and inferior diagonal indicates ρ values when p-value is lower than 0.05. 310
C.4 Average genus diversity per session. 312
C.5 Average rarity index, spontaneity index and origin index of all gardens per session 312
C.6 Genus diversity model results. NI stands for not included in the model and ns for non significant effect. 313
C.7 Results for floral indexes models. We included only models where δAIC<2. Ni stands for a not included variable in the model and ns stands for a non significant effect. 314
C.8 Average, minimal and maximal values of dissimilarity during sampling sessions. 315
C.9 324

D.1 Variables effects for the pollinator friendly flowers model. Direct effects are given with standard error (SE) and indirect effects are calculated by multiplying direct effects all along the path from one variable written in line to one variable written in column. 340
D.2 Variables effects for the citizen science model. Direct effects are given with standard error (SE) and indirect effects are calculated by multiplying direct effects all along the path from one variable written in line to one variable written in column. 342
D.3 Loadings of indicators for attitude and perceived behavioral control for the pollinator friendly flower model. 343
D.4 Loadings of indicators for attitude and perceived behavioral control for the Spipoll model. 344
D.5 Full set of items for the values measure and value cluster attribution checked by CFA. « To what extend are you behaving with the aim of ... » 350

G.1 Description des postes de légende utilisés dans les plans des jardins. 370

H.1 Échelle du Nouveau paradigme environnemental telle que présentée dans Riley E. Dunlap, Van Liere et al. (2000). La question proposée aux répondants est (pour une échelle de réponse en cinq points) : « Plusieurs phrases à propos de la relation entre les humains et l'environnement sont listée ci-dessous. Indiquez si vous êtes tout à fait en accord, plutôt en accord, neutre, plutôt en désaccord, pas du tout d'accord avec ces phrases ». 387

Remerciements

Je tiens en premier lieu à remercier mes directrices de thèse, Carmen et Anne-Caroline, ainsi que Emmanuelle, encadrante « non officielle » pour la confiance qu'elles m'ont accordée dès le début de ce travail et la collaboration que nous avons pu mettre en place au cours de ces trois années qui a pour conséquence que j'en ressors avec un sentiment d'autonomie appréciable. J'associe à ces remerciements mon école doctorale, FdV, qui a elle aussi fait confiance au projet de thèse déposé auprès d'elle, projet qui a bien changé depuis. Les membres de mon comité de thèse, Anne Sourdril et Colin Fontaine, m'ont aussi aidée par les discussion que nous avons eu.

Merci aux membres du jury de cette thèse d'avoir accepté de la lire et de la commenter, vos diverses expertises et sensibilités me sont d'une grande aide pour intégrer ce travail dans un panorama plus large.

Cette thèse s'est déroulée dans deux laboratoires, ce qui donne l'occasion de cotoyer un grand nombre de personnes ! Merci à Alice et Irene d'avoir partagé ce (grand) bureau avec moi à ESE pendant ces quelques mois très intenses. Au Cesco, merci à Pauline (la super déco du bureau me manque... heureusement, il me reste une tasse) et Manon d'avoir été là. Je ne sais d'ailleurs plus laquelle de vous deux m'a fait découvrir le Bobun. Je remercie aussi toutes les personnes qui ont été présentes pendant les réunions SHS/TEEN de ces années : Pauline, Minh-Xuan, Ana-Cristina, Agathe, Margaux, Léo, Carole, Thibaut, Emmanuel, Abdou, Denis, Etienne, Marine et Marine. Merci également à tous les doctorant·e·s, post-docs et autres statuts sympas cotoyé·e·s, en vrac : Julie, Claire, Adrienne, Anya, Gabrielle, Tiphaine, Nico, Anne, Diane, Fabien, Théo, Léo, Camille, Christophe.
Une partie de ce travail n'aurait aussi pas pu exister sans l'aide de Sandrine Fontaine et des personnels de la serre à ESE : Virginie, Amandine et Lionel. De façon générale, je remercie ces deux labos et tous leurs membres de m'avoir accueillie pendant ces trois années.

Merci aux stagiaires qui m'ont aidée à différentes étapes de ce travail : Alexandra, Alexandre et Isabelle.

Je remercie également les enseignant·e·s de Biologie animale à l'université Di-

derot et Alice en particulier pour leur gentillesse pendant ces trois ans de mission d'enseignement, Murielle pour son aide au cours de ces trois ans et Robin pour m'avoir donné l'occasion d'intervenir comme khôleuse dans la formation CAPES.

Ces remerciements s'adressent aussi aux personnes croisées pendant des colloques, notamment ceux qui sortaient un peu de mon champ disciplinaire initial, et qui m'ont apporté une bouffée d'air frais et des idées nouvelles. Merci aussi à Ségolène et Kristin de Paris 8.

Ce travail n'aurait pas pu voir le jour sans l'aide d'un grand nombre de personnes extérieures au milieu académique : les habitant·e·s du Plateau de Saclay et des communes limitrophes qui ont accepté que je vienne visiter leur jardin à plusieurs reprise en 2016-2017, les répondant·e·s au questionnaire que j'ai réalisé, les membres de diverses associations rencontré·e·s de-ci de-là et en particulier *La Coccinelle verte* qui m'a donné l'opportunité de sortir le nez de la recherche pour aller en donner un aperçu à l'extérieur. Les Spipolliennes et Spipoliens, par l'accumulation de données qu'illes ont permis dans le programme Spipoll font partie de ces aides, de même que les personnes en charge du Spipoll (Colin et Mathieu en particulier) et les nombreux naturalistes qui auront vérifié les identifications d'insectes dans les données dont je me suis servie.

Je remercie bio10 ainsi que de nombreuses autres personnes croisées pendant mes études à Paris pour les années passées ensemble, les fous-rires et les trajets universitaires communs ou non qui m'ont permis, pour partie, d'en arriver là aujourd'hui ; en particulier, PA, Anthony, Héloïse, Antonin, My-Hai, Mircea, Cyrus et Adrien. Merci aux colocs de l'Ivryade, Antoine, Marie, Romain et Valentin, ainsi que Barbara et Maguelone, pour les gâteaux à la crème de marron, les après-midis films et tout ce qui a fait que finir une thèse ne fut pas aussi déplaisant que cela aurait pu. Le groupe des Grotas m'a aussi permis d'aller voir ailleurs plutôt qu'ici, de discuter féminisme, gras et même végétarisme, qu'illes en soit toutes et tous remercié·e·s : aaz, grogrodile, grotarrel, grotenedicte, grotillon, hélène, jonas, laeti, Lea, louis, maud, Mc, Machin, p4bl0, pandarion, picomango, snoopy, Ted.

Ma reconnaissance va aussi aux diverses bibliothèques que j'ai pu fréquenter pendant ce travail de thèse, Ulm-LSH, Jourdan, la bibliothèque du MNHN, la bibliothèque de l'UPSUD, les médiathèques de Paris et Jargan.

Merci à ma famille pour son aide au delà des simples années de thèse ou de ce travail : à Isa et Jérôme pour l'air frais de la montagne et des brebis, à Alix et Adèle pour montrer qu'il y a toujours une vie qui va vite à côté du boulot, à mes parents pour pas mal de choses.

Thank you, Dear. I won't worry, don't worry, it's happy !

Préambule

J'ai du, dans les derniers mois de cette thèse, choisir la spécialité à laquelle la rattacher parmi la liste des spécialités de doctorat de la liste proposées par mon école doctorale. J'aurais aimé rattacher cette thèse à une spécialité comme « Sciences de la conservation ». Leur organisation autour d'un objet, la biodiversité, et leur prise de position sur la question de la conservation, c'est à dire œuvrant en sa faveur, me semblait plus porteuses de sens. Cependant, ceci n'était pas compris dans les disciplines reconnues par mon école doctorale. Parmi les plus proches il me restait « Biologie », « Biologie interdisciplinaire » ou simplement « Interdisciplinaire ». Au vu de mon parcours ces dernières années, je ne concevais pas mon rattachement à la case de la Biologie. Biologie interdisciplinaire se rapprochait mais me donnait l'impression de favoriser une approche par rapport à une autre. Pour plus de flou, j'ai donc choisi la case Interdisciplinarité.
Case floue s'il en est mais qui dans ce flou laisse l'espoir de s'agréger à d'autres cases. Elle vient d'ailleurs s'ajouter à un certain nombre d'autres catégorisations qui ont eu une influence plus ou moins forte sur mon parcours personnel et donc sur ce travail de recherche. Il s'agit des cases du parcours universitaire, écologue, étudiante ; des cases du quotidien, femme. Si ce travail découle en partie de case dans lesquelles je me suis, ou d'autres m'ont, rangée, en prendre conscience m'a aussi permis de progresser dans certaines voies.

Écologue J'ai donc été une écologue, formée à des outils, une manière de penser, spécifiques à l'écologie. J'ai souhaité tester d'autres cadres conceptuels afin de parler d'un objet qui passait d'une discipline à l'autre. Ma formation d'écologue a pu me mettre en difficulté : j'ai eu besoin de temps plus longs de décantation de la réflexion avant l'écriture de certains chapitres (plus ou moins réussis) ; j'ai aussi pratiqué la lecture d'ouvrages du type monographie du champ des sciences humaines sans forcément avoir bien anticipé le temps requis pour cela. Et bien sûre, j'ai fait face et fait toujours face à un sentiment d'illégitimité, me questionnant longtemps sur la discipline à laquelle rattacher mon approche qualitative des jardins et de leurs habitants, puisqu'il fallait bien la qualifier d'une discipline.
J'ai finalement choisi la géographie et ceci pour deux raisons principales. La première est la proximité entre écologie et géographie par leurs terrains, leurs échelles d'étude. De plus, j'avais connaissance du passage d'un étudiant de thèse de la géographie à l'écologie et envisageais donc l'inverse plus facilement. La seconde est la qualification par quelques géographes rencontré·e·s de la géographie comme discipline accueillante. S'il me fallait rencontrer un nouveau champ, autant qu'il soit accueillant.

Femme Cette catégorie me semble loin d'être anecdotique. Elle a eu, a et aura une influence sur mon parcours de chercheuse : l'enseignement supérieur et la recherche ne sont pas exempts de domination masculine. J'ai cependant eu la chance d'être peu confrontée à des situations de stéréotypes de genre pendant ma thèse. Ceci ne m'empêche pas de constater que mon point de vue et ma recherche sont, de fait, situés. La prise de conscience de ce point de vue situé, la lecture personnelle de texte du militantisme féministe et donc les connaissances qui y sont associées ont pu m'orienter sur des pistes d'analyse plutôt que d'autres (le *care*, par exemple). Il n'est néanmoins pas question d'en faire une analyse précise ici qui dépasserai de loin mes compétences. D'un point de vue personnel, cette constation renforce l'impression que prétendre à une neutralité scientifique rencontre bien des obstacles.

Interdisciplinarité Ma formation universitaire a été relativement riche en petites touches de séminaires, conférences, lectures situées hors du champ disciplinaire inscrit sur mes diplômes. Ces petites touches étaient volontairement ajoutées à une formation déjà dense. Finalement, je pense que c'est cette habitude prise de pousser des portes au titre intéressant qui m'a aidée à aller voir ailleurs lorsque j'en ai ressenti le besoin. Puisqu'il s'est réellement agit d'un besoin lorsque j'ai commencé à réfléchir aux entretiens réalisés avec les habitant·e·s des jardins. J'avais envie de comprendre, sans peut-être trop savoir quoi comprendre au début. Cette envie de comprendre a aussi guidé mon travail de terrain. Si ces parties de ma thèse représentent aujourd'hui beaucoup pour moi, je pense que c'est parce qu'elles résultent de cette : celle, finalement, que j'associerais à tout travail de recherche. Me replacer dans une case, même nommé interdisciplinarité, alors que c'est sortir de cette case qui, il me semble, m'a offert mes meilleurs moments de chercheuse au sens propre, est donc un peu dérisoire.

Étudiante Le statut hybride de doctorant·e nous (communauté de doctorant·e·s) donne un côté étudiant·e. Si nous avons passé déjà nombre d'étapes délicates du parcours étudiant, nous avons tout de même conscience que, dans l'optique d'un parcours recherche, il nous faudra encore passer bien d'autres étapes de sélection. Avoir conduit cette thèse dans le contexte des années 2016 (loi travail, mouvement Nuit Debout), 2017 (loi travail bis) et 2018 (loi ORE [1], Parcoursup) m'a permis de nourrir ma réflexion sur la place à prendre par la suite dans une perspective d'enseignement-recherche.

En mentionnant ces différentes cases je replace ce travail et la façon dont je l'ai fait dans un contexte spécifique car je ne pense pas pouvoir isoler une entité scientifique d'une entité qui vit dans le monde tel qu'il est. C'est donc une sorte de flou revendiqué entre ces cases. Évidemment le temps d'aller vers plus d'interdisciplinarité et plus de flou entre ces différentes cases est long. Dans le cas de cette thèse, il s'agissait aussi de découvrir, s'approprier et questionner nombre d'autres pratiques. Les pratiques d'enseignement, dans le cadre du monitorat. Les pratiques de publications lorsqu'ils s'agit de rédiger des articles pour ne peut-être pas y avoir accès gratuitement une fois le statut de doctorant·e quitté (et surtout les accès aux publications de l'université qui allaient avec). J'ai eu le sentiment d'un temps particulièrement manquant pendant ces trois années car au delà du monde académique, il y a un autre monde, qui bougeait bien : loi travail,

1. Orientation et Réussite des Étudiants

Nuit Debout, ORE et Parcoursup mais aussi luttes féministes, immigration, divers projets aux conséquences écologiques et sociales menaçantes, et bien d'autres.
Je ne peux pas faire l'impasse sur cette concomitance entre vie scientifique et vie dans la société ; entre l'évolution d'une pensée scientifique et l'évolution d'une pensée qui s'interroge sur les actions possibles dans la société. Il m'est arrivé dans des contextes d'engagement de type militant d'avoir des discussions fécondes pour mon travail scientifique (autour de Gilles Clément par exemple). Tout comme des prismes de recherche s'étendent à des lieux de lutte (les réseaux, le territoire, le « place attachment » et le collectif sur des lieux de luttes [2]). D'ailleurs, pourquoi distinguer ces allers-retours, ou plutôt dans quel but ? Le travail qualitatif mené et l'autoformation autour de celui-ci m'aura au moins appris qu'on peut tenter de se prendre soi-même comme objet d'étude.
Ceci dit, le travail qui suit est académique. Il a été rédigé dans ce but et avec ses codes et est maintenant soumis à une évaluation par mes pair·e·s. Et je peux souhaiter de mon côté trouver les bons outils pour faire de cette thèse aussi un atout et une ressource dans un contexte autre que scientifique.

2. Voir d'ailleurs Des plumes dans le goudron (2018) sur cette question.

Introduction

1 Le milieu urbain, ses habitants et ses espaces verts **3**
1.1 L'emprise du milieu urbain 3
1.2 Crise de la biodiversité et milieu urbain 7
1.3 Le jardin domestique, espace vert urbain et péri-urbain 10
2 Les insectes pollinisateurs dans les jardins domestiques **16**
2.1 Pourquoi les insectes pollinisateurs ? 16
2.2 Les insectes, des organismes peu connus 19
2.3 Les jardins domestiques, lieux visités par les insectes . 23
3 Le jardin domestique, socio-écosystème : comment aborder son étude dans cette thèse ? **26**
3.1 Défis posés par le socio-écosystème jardin 26
3.2 Direction choisie dans le travail de recherche 30

1 Le milieu urbain, ses habitants et ses espaces verts

1.1 L'emprise du milieu urbain

Le milieu urbain est depuis plusieurs siècles un milieu où l'imaginaire a sa place et génère de nombreuses représentations. En voici quelques unes parmi celles issues d'œuvres du 20^{e} et 21^{e} siécles. Représentations liées à l'hygiénisme au 18^{e} siècle, décrite par Alain Corbin dans *Le miasme et la jonquille*[3] ; représentations de la ville-machine, telles celles de Fritz Lang dans *Métropolis* ; représentations où le végétal reprend des droits sur l'architecture dans les villes imaginées de Luc Schuiten[4] ; représentations de François Schuiten et Benoît Peeters de villes aux destinées obscures[5] ; représentations plus poétiques comme les présente *Das Himmel über Berlin* (en français *Les ailes du désir*) ; ou encore représentations futuristes emplies de technologies de Enki Bilal (*Quatre ?*, par exemple[6]) ou Alain Damasio[7].

FIGURE 1 – Le Sarajevo d'Enki Bilal dans *Quatre ?* (à gauche) et une représentation de Laeken, un quartier de Bruxelles, en 2200 imaginée par Luc Schuiten.

3. CORBIN, A. 1982. *Le miasme et la jonquille. L'odorat et l'imaginaire social 18^{e} - 19^{e} siècles.* Aubier, coll. historique.
4. Voir `http://www.vegetalcity.net/en/`
5. Série *Les Cité obscures*, édition Casterman, onze albums
6. *Quatre ? Dernier acte*, 2007, 4ème volume de la tétralogie du Monstre, édition Casterman.
7. Voir par exemple *La zone du dehors*, 2015, édition Folio, coll. Folio SF.

L'emprise du milieu urbain sur la planète et sur nos vies est forte. D'un point de vue économique, l'urbanisation consomme des terres, de l'eau et de l'énergie, dans la ville même mais surtout au dehors, tandis que ces villes ne représentent qu'une surface de 3% sur Terre et importent les produits qu'elles consomment de distances de plus en plus lointaines (Seto et Ramankutty, 2016). Les villes rassemblent près de 50% de la population mondiale et cette proportion continuera à croître dans les prochaines décennies (United Nations, 2014). Dans le même temps, les superficies des zones urbaines croissent plus vite en proportion que la population qui y loge (Seto et Ramankutty, 2016) et l'augmentation de la consommation d'énergie mondiale est aujourd'hui décorrélée de l'augmentation de la population (Malm, 2017). Les modes de vies ne sont pas étrangers à la croissance forte de la consommation des villes (McDonald, 2008), notamment celle liée aux modes d'alimentation (Seto et Ramankutty, 2016). D'un point de vue social, les villes européennes et américaines sont les lieux de mise en œuvre de processus de ségrégation, les loyers en augmentation des centre-villes et proches périphéries reléguant toujours plus loin les populations les plus fragiles (Schwabe, 2007).

Avant d'aller plus loin, je propose de définir ici ce qu'est la biodiversité et le milieu urbain. La biodiversité n'a pas une définition unique dans le milieu académique (DeLong, 1996 ; Holt, 2006). Dans la mesure où ma discipline principale de rattachement est plutôt l'écologie, j'utiliserai une définition générale issue de l'écologie : la biodiversité y est définie comme l'ensemble de la diversité du vivant, des gènes aux écosystèmes en passant par les espèces. Elle inclut aussi les processus dynamiques et interactions entre ces différents éléments et une perspective évolutive (il est aussi possible de dire qu'elle est le résultat de l'évolution).

Le milieu urbain fait partie des milieux anthropisés et est un milieu anthropisé imperméabilisé. Serret et al. (2014) proposent plusieurs catégorisations de l'urbain en fonction du pourcentage de surfaces imperméables : le centre (plus de 36% de surfaces imperméables), le péri-centre (entre 20 et 36% de surfaces imperméables), le suburbain (entre 8 et 20% de surfaces imperméables) et le péri-urbain (moins de 8% de surfaces imperméables). Ces auteurs ne donnent cependant pas de limite minimale des surfaces imperméabilisées à partir de laquelle il serait possible de dire qu'un milieu est urbain. Par ailleurs, cette catégorisation est issue d'un travail en France et si elle est utile pour une définition dans le cadre de mon travail qui se fait en France, elle n'est pas forcément exportable à tout autre contexte. La définition de la ville est par exemple variable selon les pays, notamment au sein de l'Europe, où la France a très tôt adopté une définition faisant appel à des éléments

quantifiés (Paulet, 2010). L'INSEE utilise ainsi le seuil de 2000 habitant·e·s et l'associe à la continuité du bâti, avec des habitations distantes de 200m ou moins et une proportion de 50% de la population dans la zone bâtie pour définir une unité urbaine. Á plus grande échelle, une aire urbaine regroupe un ensemble de communes, unités urbaines, et de communes plus rurales autour d'un pôle urbain avec un critère d'attractivité : 40% de la population résidant dans ces communes travaille dans le pôle urbain. L'urbain est donc bâti, rapproche des individus, voir les met en mouvement. Dans ce travail, je prendrai surtout en compte le caractère bâti de l'urbain afin de l'identifier à partir d'outils de classifications d'usage du sol.

Je vais aussi m'intéresser plus particulièrement au milieu péri-urbain, espace qui appartient à une aire urbaine mais est situé au delà de la banlieue dans les zones bâties qui entourent en anneau le pôle urbain (Paulet, 2010). Le péri-urbain est principalement caractérisé par une forte attractivité résidentielle (Cailly, 2010) et, s'il fait bien partie des espaces urbains de part le regroupement de population résidant dans des habitations à 200m ou moins les unes des autres, il incorpore aussi des espaces non bâtis plus nombreux que dans les pôles urbains. Il est d'ailleurs de ce point de vue sujet de processus antagonistes : la péri-urbanisation qui voit des habitant·e·s accéder à la propriété et à un certain confort de vie associé à la présence d'espaces verts est en même temps un processus qui détruit ces espaces verts de part son étalement sur des zones encore non bâties (Cailly, 2010).

Du point de vue écologique, les processus qui ont cours dans le milieu urbain s'insèrent dans ce qui est aujourd'hui qualifié de changements globaux en participant aux changements d'usage des sols, à la pollution, etc (Grimm, Faeth et al., 2008). Le bruit urbain contraint de nombreuses espèces à quitter le milieu ou, si elles restent, à modifier leur comportement. Chez une même espèce, les oiseaux vivant en milieu urbain sont ainsi en avance dans leur chant matinal comparativement aux oiseaux du milieu rural (Nordt et Klenke, 2013 ; Dominoni et al., 2013) et chantent à des fréquences plus hautes (Nemeth et Brumm, 2009 ; Luther et Derryberry, 2012) : ils arrivent ainsi à s'entendre avant que le bruit des voitures ne les couvrent, ou à faire passer leurs vocalisations à travers un environnement sonore urbain globalement composé de fréquences basses. D'autres espèces sont quant à elles dans l'incapacité de passer la barrière que représente l'urbanisation : les papillons sont ainsi très rares dans le centre de Paris, bien que des parcs puissent leur être accueillants, car ils ont des difficultés à circuler dans le milieu urbain dense qui les entourent (Shwartz, Muratet et al., 2013).

De façon générale, la biodiversité en espèces locales diminue depuis les alentours des villes jusqu'à leur centre, remplacée par une diversité en espèces introduites (Kowarik, 2008 ; Marzluff, 2001 ; N. E. McIntyre, 2000). Si ces espèces introduites peuvent participer localement à un accroissement de la biodiversité (Sax et Gaines, 2003), ce sont cependant ces mêmes espèces qui sont introduites en de nombreuses zones urbaines. Ainsi, l'introduction des mêmes espèces en de nombreux endroits, la diminution de la diversité d'espèces locales et la dégradation des habitats facillitant les deux processus (Rahel, 2002) résultent en une homogénéisation globale de la biodiversité (McKinney, 2006 ; McKinney, 2008).
Les êtres humains sont aussi sous l'influence de ce milieu urbain. Leur santé physique peut être affectée, comme le montre l'accroissement des troubles respiratoires en ville (Curtis et al., 2006). Les changements dans les processus écologiques et l'homogénéisation de la biodiversité ont aussi un impact sur les êtres humains. E. O. Wilson (1984) décrivait la tendance de tout être humain à se rapprocher de la nature, qu'il nommait biophilie. Ceci est de plus en plus empêché dans les pays industrialisés et on assiste alors à une extinction de l'expérience de nature (R. M. Pyle, 1978 ; Miller, 2005). Celle-ci a été constatée dans divers milieux urbains, chez des adultes et des enfants (Soga, Yamaura et al., 2015 ; Soga, Gaston et al., 2016). Processus corrélatif à l'extinction de l'expérience de nature, les populations de plus en plus urbaines sont de moins en moins au contact d'éléments de biodiversité au quotidien et, formant l'habitude d'en voir peu, ne remarquent pas vraiment et acceptent plus facilement une homogénéisation et une décroissance généralisée de la biodiversité. Il en découle une amnésie environnementale qualifiée de personnelle lorsque ce processus a lieu à l'échelle d'un individu, ou de générationnelle lorsqu'il a lieu à l'échelle de générations (Papworth et al., 2009 ; Kahn Jr, 2002). Ces processus sont aussi nommés plus généralement « shifting baseline »(Miller, 2005 ; Papworth et al., 2009) ou amnésie environnementale (Kahn Jr, 2002). Dans la mesure où l'expérience de nature et le souci pour la biodiversité se nourrissent l'un l'autre (A.-C. Prévot, Clayton et Raphael Mathevet, 2016 ; Miller, 2005) il est aussi possible que ceci résulte aussi en une diminution des investissements actifs dans la protection de la biodiversité.

1.2 Crise de la biodiversité et milieu urbain

La crise de la biodiversité est aujourd'hui largement traitée dans les travaux scientifiques. Un récent appel de plus de 15 000 scientifiques du monde entier appelait à préserver la Terre et la biodiversité qui s'y trouve (Ripple et al., 2017). Cette crise est caractérisée par une homogénéisation de la biodiversité à l'échelle mondiale (Cardinale et al., 2018), conduite par un déclin de la diversité biologique accéléré (Barnosky et al., 2011). De nombreux phénomènes contribuent à cette crise : dérèglement climatique, artificialisation des terres, pratiques agricoles intensives, réduction des habitats, anthropisation des milieux de façon générale. Cependant, malgré l'urgence reconnue de la situation (Ripple et al., 2017), Legagneux et al. (2018) ont montré que la communication autour de la crise de la biodiversité reste inférieure à celle autour du changement climatique, autre crise majeure de notre époque.

Le milieu urbain participe à l'artificialisation des terres et constitue un milieu particulier pour les espèces : îlot de chaleur urbain, imperméabilisation des sols, perturbations acoustiques, pollutions, etc. Jusqu'à récemment, ce milieu était vu comme non naturel et donc évité par les écologues qui s'intéressent aux processus naturels (Forman, 2014, p. 3). Entre 1995 et 2000, parmi les 6157 articles publiés dans neuf journaux majeurs traitant d'écologie, Benton-Short et Short (2013) en identifiaient seulement 25 qui portaient sur les villes (Benton-Short et Short, 2013). Aujourd'hui, il existe plusieurs journaux qui accueillent explicitement des articles d'écologie sur le milieu urbain, par exemple *Urban Ecosystems*[8] créé en 1997, *Urban Forestry and Urban Greening*[9] qui débutait en 2002 ou *Urban Science*[10] créé en mars 2017.

Bien que consituant un milieu particulier pour la biodiversité, ce milieu urbain est aujourd'hui considéré comme un espace dans lequel ont lieu des processus écosystémiques et évolutifs, de même que dans un autre milieu, mais avec la spécificité de l'interaction forte entre humains et écosystème, ce qui justifie d'utiliser le qualificatif de socio-écosystème pour le décrire. La population humaine plus dense présente par définition en ville peut aussi être vue comme un « reservoir of awareness » (Glatron, 2018), c'est à dire un milieu dans lequel la diffusion des messages d'alerte sur l'état de la biodiversité peut toucher un grand nombre de personnes. La diffusion des messages alertant des menaces qui pèsent sur la biodiversité a dé-

8. https://link.springer.com/journal/11252
9. https://www.journals.elsevier.com/urban-forestry-and-urban-greening/
10. http://www.mdpi.com/journal/urbansci

buté alors que le terme même de biodiversité faisait son apparition dans la sphère publique (Mauz et Granjou, 2010 ; Michon, 2003). Le terme a été forgé lors d'un colloque en 1976 qui portait sur la *Biological Diversity*, que les organisateurs et organisatrices souhaitaient porter sur la scène publique et politique (Mauz et Granjou, 2010 ; Takacs, 1996) et dont les actes, publiés sous le titre *Biodiversity* ont alors lancé le terme (Mauz et Granjou, 2010). Ce colloque s'inquiétait déjà sur l'état alarmant de la biodiversité : celle-ci est dès le début apparue comme un objet pour lequel il faut avoir de l'attention (Maris, 2016).

Aujourd'hui, la Convention pour la diversité biologique (CDB) dispose d'un cadre dans lequel agir en faveur de la biodiversité. Son plan stratégique pour la biodiversité (2010-2020) comporte 20 cibles, dites d'Aïchi, organisées autour des cinq grands objectifs suivants : (1) diffusion de la connaissance sur la biodiversité, (2) réduction des pressions imposées par l'humanité, (3) protection des écosystèmes, (4) meilleure répartition des services écosystémiques et (5) mise en action via des processus participatifs [11]. La première cible du premier grand objectif établit notamment que « By 2020, at the latest, people are aware of the values of biodiversity and the steps they can take to conserve and use it sustainably ».

Plusieurs indices suggèrent que la réalisation de cet objectif est en cours dans certains pays. En France, la connaissance de la biodiversité par les citoyens est cohérente avec des définitions de celle-ci utilisées par des instutitions internationales comme la CBD, œuvrant à sa protection (Annexe A). En utilisant un jeu de données issues de 19 pays, Moss, Jensen et Gusset (2015) montrent que la compréhension de la biodiversité se trouve notée 3 en moyenne sur une échelle en cinq points. Cette connaissance varie selon l'âge (Lindemann-Matthies et Bose, 2008) et les expériences de nature des individus (Cox et Gaston, 2015). De façon générale, la définition de la biodiversité par le grand public varie de façon importante entre individus (Arjen E. Buijs, Fischer et al., 2010). En France, si onze termes formaient une base commune à la majorité des citoyen·e·s définissant la biodiversité dans une enquête par questionnaire, 57% des termes utilisés dans les définitions ne l'étaient que par un répondant (Annexe A). En Allemagne, la confrontation avec le terme scientifique de « biodiversité »ne génère pas de définition chez des citoyen·e·s interrogé·e·s dans leur jardin mais ils et elles apprécient la diversité des plantes, protègent des espèces et, par des pratiques qui favorisent des plantes différentes, peuvent être considéré·e·s comme soutenant une certaine biodiversité (Holl, 2005). Ces actions possibles pour protéger cette biodiversité sont

11. https://www.cbd.int/sp/targets/

aussi mentionnées en réponse au questionnaire constituant la base de l'étude de Moss, Jensen et Gusset (2015) ou introduites spontanément dans les réponses au questionnaire constituant la base de notre étude alors que nous relevions une définition de la biodiversité (Annexe A).

Des contextes particuliers apparaissent aussi comme intéressants pour développer la connaissance de la biodiversité et de la nécessité de sa conservation : c'est le cas des zoos au Royaume-Uni (Moss, Jensen et Gusset, 2016) et en France (Colléony et al., 2017), ou des parcs urbains en Allemagne, dont les visiteurs connaissent mieux les espèces d'animaux qui y vivent que les non-visiteurs (Randler, Höllwarth et Schaal, 2007). De même, les contextes éducatifs peuvent influencer positivement le rapport à la nature : des étudiants d'université au Canada ayant choisit un cursus en lien avec le tourisme vert et l'environnement ont plus de chances de réaliser des comportements pro-environnementaux que d'autres de cursus plus classiques (Arnocky et Stroink, 2011), tandis que des élèves Finlandais emenés en classe nature dans le cadre d'un programme d'éducation relative à l'environnement développent une relation à la nature plus forte et plus empathique que d'autres qui n'y ont pas été (Palmberg et Kuru, 2000). Malgré une communication moindre autour du déclin de la biodiversité qu'autour du dérèglement climatique, pour un problème de même ampleur (Legagneux et al., 2018), connaissance de la biodiversité et connaissance des actions possibles pour la préserver se diffusent dans la société, tout du moins dans les sociétés occidentales où prennent place les études mentionnées et dans ces sociétés souvent pour certaines catégories de personnes, plus âgées, plus éduquées et déjà dans un rapport particulier avec les espaces naturels (Randler, Höllwarth et Schaal, 2007, mais voir aussi Arnocky et Stroink, 2011).

En ville ou en milieu péri-urbain, différentes actions existent pour protéger et soutenir la biodiversité présente. Certaines actions sont du ressort des municipalités, comme à Paris par exemple où se met en place la gestion différenciée des espaces verts, notamment des cimetières (Mairie de Paris, 2011), qui vise à réduire l'usage de produits phytosanitaires et donc favoriser le développement d'espèces végétales spontanées tout en accueillant de nouveau des invertébrés et d'autres entités naturelles. Les habitant·e·s peuvent aussi être invité·e·s à participer. La ville de Paris a par exemple mis en place une consultation des habitant·e·s lors de l'élaboration du Plan biodiversité 2018-2022. La participation des habitant·e·s peut aussi passer par des initiatives dans le milieu urbain : des jardins partagés ont été créés et des pieds d'arbres refleuris. L'observation de la biodiversité est

aussi favorisée par sa présentation par des affiches dans les lieux publics (Fig. 2). Des programmes de sciences participatives, qui peuvent être mis en place dans des espaces verts urbains, participent aussi à la diffusion de connaissances sur la biodiversité, à Paris et en France plus largement (Deguines, Flores et al., 2018).

Figure 2 – Trois exemples d'affiches de la Mairie de Paris utilisées dans divers lieux publics selon leur sujet.

1.3 Le jardin domestique, espace vert urbain et péri-urbain

1.3.1 Petite histoire et définition du jardin domestique

Parmi tous les espaces verts dans lesquels la biodiversité peut être présente, protégée et favorisée, je m'intéresse dans ce travail de thèse plus particulièrement aux jardins domestiques. Les jardins étaient présents dès l'Antiquité : représentés sur les murs de tombes des pharaons, établis selon un plan précis dans les demeures au Moyen-Orient ou espaces des divinités dans la mythologie gréco-romaine (P. Prévot, 2016). Il ont suivis une évolution au cours de l'histoire qui nous est principalement connue via les grands jardins des grands propriétaires, qui représentent un type de jardin particulier, tandis que la notion même de jardin domestique (et privé) ne semble pas présente avant une époque relativement récente (P. Prévot, 2016). Le jardin domestique comme espace de taille réduite (par rapport à ces grands jardins de propriétaires) attenant à une maison prend

de l'importance dans la politique publique au XIX^{e} siècle, en lien avec une politique hygiéniste qui voit dans ces espaces des lieux dans lesquels la population ouvrière peut respirer de l'air frais tout en subvenant à une partie de ses besoins : les constructions pavillonnaires avec jardin se répandent alors (P. Prévot, 2016 ; Haumont, 2001). Ces jardins attenant aux pavillons, comme les jardins ouvriers, sont aussi des lieux qui participent à un certain contrôle social en concentrant l'activité des ouvriers autour d'un cercle familial et les éloignant donc des cafés ou bistrots, lieux de consommation d'alcool mais aussi de regroupement, de discussion et peut-être d'organisation en réaction contre les conditions de travail (Haumont, 2001). Le modèle pavillonnaire et les jardins ouvriers et familiaux se sont en partie construits autour de ces considérations.

Plus récemment, le jardin domestique a été globalement intégré à la société de consommation via la multiplicité des articles de jardinage des grandes surfaces s'y consacrant, des plantes sélectionnées pour des qualités par exemple esthétiques ou de la floraison (P. Prévot, 2016). Les jardins partagés se développent considérablement dans le milieu urbain et font l'objet d'études, comme celle de Torres, Nadot et A.-C. Prévot (2017) qui décrit les motivations sociales, environnementales et individuels qui mènent les individus dans des jardins partagés de Paris ainsi que les opportunités de nouvelles expériences de nature dans ceux-ci, incluant notamment l'expression de valeurs relationnelles de la nature (cf. Chan et al., 2016). Krasny et Tidball (2012) quant à eux incluent les pratiques des jardins partagés dans une forme d'écologie civique qui constitue alors un chemin vers, plus largement, des formes d'intendances écologiques pour la Terre. De même, des travaux comme celui de Poiré et Di Pietro (2018) ou de Barthel, Folke et Colding (2010) s'intèressent aux jardins familiaux, le premier montrant ici l'influence des gestionnaires de ces espaces, à Blois et Orléans, sur le type de nature qui y est acceptée et qui s'y développe ; le second décrivant la façon dont la transmission de pratiques et de connaissances écologiques dans ces jardins en Suède par la communauté de ces jardins, alors communauté de pratiques, permet de développer une forme de résilience de cette communauté. Devant cette diversité des formes de jardins qui coexistent aujourd'hui, une définition de l'objet jardin domestique qui est celui qui m'intéresse ici est nécessaire.

Les jardins domestiques, ou jardins privés, ou jardin particuliers, se distinguent de façon simple des parcs publics, jardins botaniques ou jardins zoologiques de part leur taille, le public visé et la dimension conservatoire de ces deux derniers. Les jardins partagés, jardins ouvriers et jardins familiaux se distinguent des jardins

privés par plusieurs aspects. Pour une partie d'entre eux, ils sont propriété publique et non privée. Ceci va de pair avec une autonomie limitée des individus sur ces espaces, qui ne peuvent y réaliser des activités que soumis à certaines règles et contraintes. Ces jardins ne sont pas attenant à la maison des individus, ce qui contraint également les activités. Dans ce travail, j'ai utilisé une définition qui considère le jardin domestique comme un espace clos (Benetières, 2000), zone adjacente à un habitat domestique, lui-même propriété privée ou locative, et dans laquelle les habitants sont autonomes de leurs choix (Cameron et al., 2012). Par la suite, je pourrai utiliser le terme jardin pour désigner le jardin domestique et préciserai le terme si jamais il y avait ambiguité.

1.3.2 Pourquoi les jardins domestiques en ville ?

Le jardin domestique en ville m'intéresse pour plusieurs raisons. Tout d'abord, ces jardins représentent dans certains villes une proportion importante de leur superficie. Ils couvrent ainsi 16% de la surface urbaine à Stockholm en Suède (Colding, 2007), 22 à 27% des villes au Royaume-Uni (Loram, Warren et Gaston, 2008) et 36% à Dunedin en Nouvelle-Zélande (R. Mathieu, Freeman et Aryal, 2007). En Île-de-France, Serret et al. (2014) a évalué que les jardins domestiques représentent 50,5% des espaces végétalisés (c'est à dire de NDVI supérieur à 5), ce qui correspond à 4,7% de la surface de la région. Bien que privés, ces espaces constituent ainsi une réserve d'espaces verts, dont il apparaît intéressant de comprendre les rôles. La distribution des jardins domestiques est hétérogène : ils sont peu présents dans les centre-villes mais plutôt dans les zones entourant le centre et les zones péri-urbaines (Serret et al., 2014 ; Dewaelheyns, Rogge et Gulinck, 2014). Ces jardins domestiques sont par conséquent plus ou moins dispersés. Dans les zones résidentielles péri-urbaines, situées habituellement en périphérie des centres urbains, au delà de la banlieue, les jardins domestiques ont plus de chances d'être contigus d'une propriété à l'autre et de former, cumulativement, des espaces verts plus larges (Fig. 3). Cette surface cumulée totale et cette dispersion semblent particulièrement importantes à connaître dans un contexte où la conservation des espèces, en milieu urbain ou non, requiert des espaces suffisamment grands ou suffisamment connectés entre eux (Hinners et al., 2012). Les jardins domestiques pourraient constituer une partie des trames vertes urbaines dont la mise en place se fait progressivement dans plusieurs villes de France (Clergeau et Blanc, 2013).

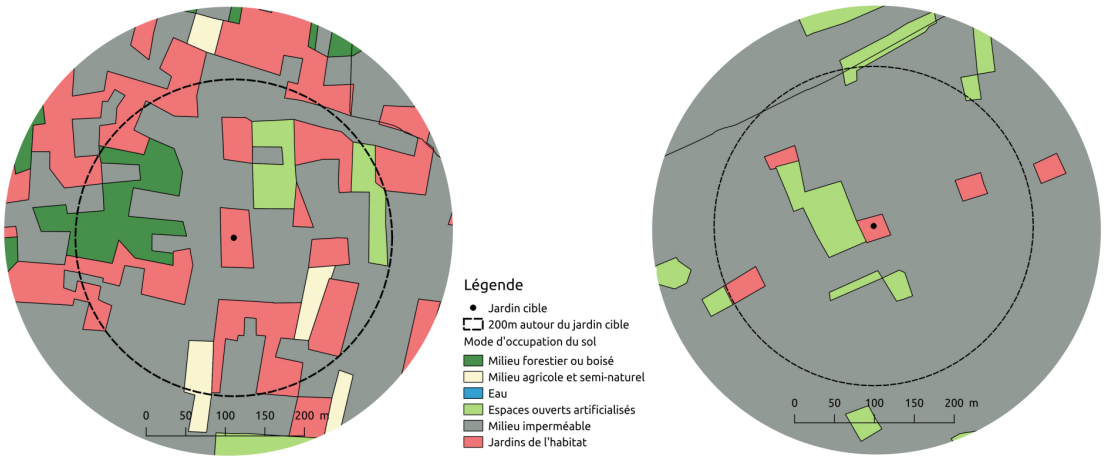


FIGURE 3 – Exemples de jardin en milieu péri-urbain (à gauche en Essonne) et en milieu urbain (à droite, à la limite de Paris) et de leurs environnements, notamment en jardins domestiques, plus ou moins contigus. (Cartes élaborées à partir des données du Mode d'Occupation du Sol (IAU) sous QGIS (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2009).)

Comme je l'ai déjà indiqué, les jardins domestiques, au contraire d'autres espaces verts urbains comme les jardins partagés ou les parcs publics, sont des espaces de nature privée. Ils sont investis par des habitant·e·s, propriétaires ou locataires, qui peuvent prendre des décisions de façon indépendante. Bien qu'il existe des règlements dans des copropriétés ou qu'un certain nombre d'actions sont réglementées en milieu urbain dans les jardins (interdiction de brûler des déchets végétaux au jardin par exemple), les choix des habitant·e·s des jardins domestiques restent soumis à moins d'interdits liés à la vie collective que dans les autres espaces verts. Ils constituent des espaces aux pratiques potentiellement variées, dont les effets sur la biodiversité peuvent par conséquent eux aussi être variés. L'usage de produits chimiques d'entretien par exemple est jusqu'à présent laissé au choix du propriétaire. Remarquons cependant que ces produits seront interdits dans les jardin domestiques en 2019 [12].

Au delà de l'usage de produits chimiques d'entretien, la gestion du jardin, par les tontes, tailles, l'organisation de l'espace, etc, reste à l'appréciation de l'habitant·e

12. Voir la loi n° 2014-100 du 6 février 2014 visant à mieux encadrer l'utilisation des produits phytosanitaires sur le territoire national (1) (`https://www.legifrance.gouv.fr/eli/loi/2014/2/6/2014-110/jo/texte` ainsi que la loi n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte (1) (`https://www.legifrance.gouv.fr/eli/loi/2015/8/17/2015-992/jo/texte`) qui, par dans l'article 68, fixe l'année d'interdiction à 2019.

dans les jardins domestiques. La compréhension de l'influence de ces choix sur la biodiversité peut être guidée par les connaissances recueillies dans d'autres domaines, comme par exemple des résultats sur le rôle positif des haies en milieu agricole pour la biodiversité aviaire (par exemple Hinsley et Bellamy, 2000), les résultats contrastés sur les rôles des hôtels à insectes en milieu urbain (MacIvor et Packer, 2015) ou des résultats d'attractivité des insectes pollinisateurs par différentes fleurs en contexte expérimental (par exemple Desaegher et al., 2017 ou Blackmore et Dave Goulson, 2014). Cependant, ces résultats ne sont probablement pas directement transposables : les jardins domestiques sont, entre autres, de taille inférieure aux espaces agricoles, ils ne sont pas sous la même intensité de fréquentation que les espaces verts urbains et les espèces florales y cohabitent avec de nombreuses autres espèces.

De façon générale, il existe encore peu de travaux de l'écologie urbaine sur les jardins domestiques, en grande partie du fait de leur difficulté d'accès car ce sont des espaces privés. Plusieurs revues de littératures récentes se sont penchées sur ces jardins. Goddard, Dougill et Benton (2010) faisaient une synthèse d'études concernant la biodiversité de ces jardins domestiques et proposait de mettre l'accent sur les actions individuelles des occupant·e·s de ces jardins tout comme leur intégration à plus grande échelle. D'autres aspects des jardins domestiques étaient décrits par Cameron et al. (2012), comme leurs capacités de stockages de carbone, de régulation de l'effet d'îlot de chaleur urbain ou leur participation à l'amélioration de la qualité de l'air, concluant souvent que plus de travaux étaient nécessaire spour bien comprendre le rôle des jardins dans ces processus. Enfin, Cook, S. J. Hall et K. L. Larson (2012) s'intéressaient plus globalement aux paysages résidentiels, conçus comme des systèmes sociaux-écologiques et indiquaient faire la synthèse de 256 études. La reconnaissance tardive du milieu urbain comme milieu d'intérêt pour les écologues joue aussi un rôle dans le faible nombre de travaux sur ces jardins. Cependant, suite aux arguments avancés ci-dessus, ces espaces requièrent une plus grande attention de la part des écologues. De plus, ils figurent aussi parmi les espaces verts les plus proches de l'habitat pour une partie de la population. En France, par exemple, 56% des logements en France sont des maisons (dont on peut supposer qu'elles sont associées pour une grande partie d'entre elles à un jardin même si cette donnée n'est pas présente) et ce chiffre s'abaisse à 26,6% en région parisienne (Fig 4). Les jardins, à priori associés aux maisons, sont par conséquent des lieux privilégiés de contact avec la nature. Dans un contexte de réduction des expériences de nature (R. M. Pyle, 1978 ; Miller, 2005), cette

capacité à accueillir humains et nature et à les faire se rencontrer est particulièrement importante (L. M. Mumaw, 2017). Par ailleurs, même si les régions les plus urbanisées ne sont pas celles qui acceuillent la plus forte proportion de maisons (Fig. 4), ces dernières sont intégrées au milieu urbain même dans des zones moins denses et semblent donc des lieux intéressants pour, en ville, milieu de vie de plus de la moitié de la population française, se poser des questions sur ces rencontres entre habitant·e·s et biodiversité du jardin. Ces jardins urbains ont fait l'objet

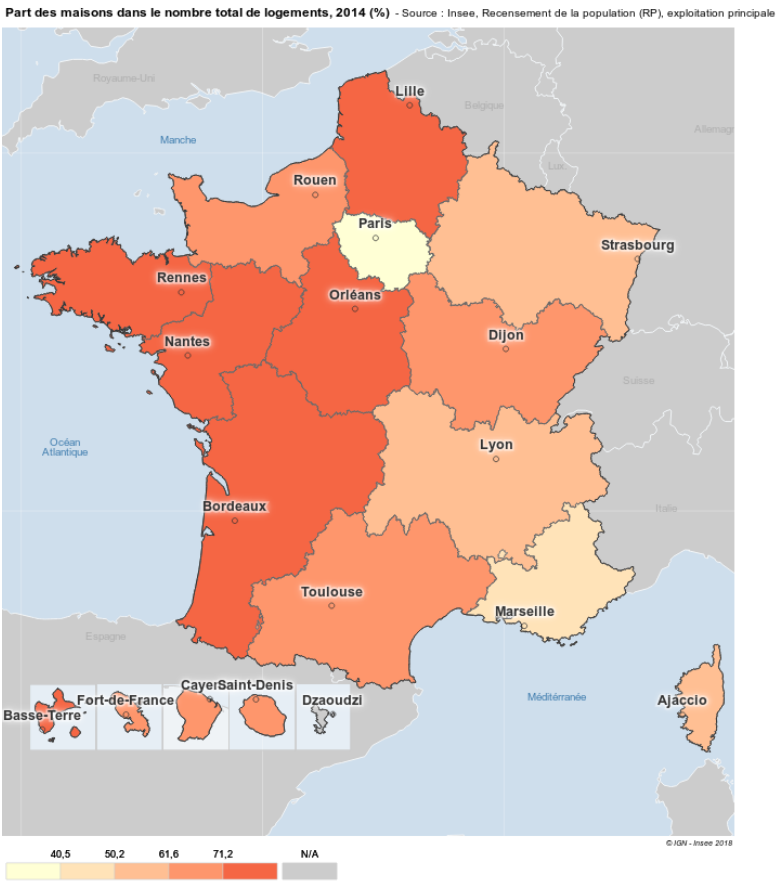


Figure 4 – Part des maisons dans les logements en France. Source INSEE, `https://statistiques-locales.insee.fr/`

d'études en dehors de l'écologie urbaine. Il s'agit de travaux en ethnologie, comme celui de Bergues (2011) qui réalise une « ethnologie du fleurissement » dans des jardins français ; de travaux en anthropologie comme celui sur de nombreuses années de F. Dubost qui a, entre autres, proposé une typologie des jardins (Dubost, 1999). Le travail de Frileux (2013) se rattache à l'ethno-écologie en s'intéressant à l'élément végétal qui est la haie, qui participe au « bocage pavillonnaire ». En

géographie, Ribloulot-Chetrit (2016) a caractérisé les relations à la nature d'habitant·e·s de Paris et de proches banlieues dans leurs jardins. Paris (2006) s'est quant à elle intéressée, dans deux métropoles, aux petits jardins (courettes, balcons, surfaces de faible taille, etc.) dans un travail d'urbaniste.
Le jardin domestique accueille les influences d'un environnement particulier, la ville, qui regroupe un ensemble de paramètres physico-chimiques ainsi qu'une biocénose spécifique. Il se trouve aussi sous l'influence des choix et activités des habitant·e·s de ce jardin. Le jardin domestique constitue ainsi un socio-écosystème au sens de J. Liu, Dietz, Carpenter, Alberti et al. (2007), c'est à dire un système intégré où les humains sont en interaction avec les composants naturels. Les socio-écosystèmes forment des structures aux comportements non-linéaires, à des échelles multiples dans le temps et dans l'espace et ont une dynamique (Ostrom, 2007). Afin de comprendre la nature et le fonctionnement d'un socio-écosystème, une analyse des deux compartiments, humains et nature, ainsi que des liens entre ces compartiments est nécessaire (J. Liu, Dietz, Carpenter, Alberti et al., 2007).
Dans l'étude de la biodiversité des jardins domestiques du milieu urbain et périurbain, je ne pouvais pas, au cours des trois ans d'une thèse, prendre en compte toute la biodiversité du jardin domestique. J'ai donc choisi de m'intéresser à la biodiversité dans une définition générale pour une partie de mon travail de recherche et à la biodiversité des insectes pollinisateurs pour une autre partie. Ces insectes sont présentés dans la section qui suit.

2 Les insectes pollinisateurs dans les jardins domestiques

2.1 Pourquoi les insectes pollinisateurs ?

Les insectes pollinisateurs constituent un groupe d'organismes diversifiés qui appartiennent majoritairement à quatre familles d'insectes : les hyménoptères, les diptères, les lépidoptères et les coléoptères. L'encart 2.1 donne plus de détails à leur sujet pour ce qui est de la France. Le choix des insectes pollinisateurs découle de plusieurs facteurs. Tout d'abord, les insectes pollinisateurs sont un cas d'étude intéressant lorsqu'il s'agit de présenter un groupe dont la diversité biologique est en déclin. La perte en insectes pollinisateurs n'est pas la même dans

tous les taxons qui forment ce groupe diversifié (Bartomeus et Winfree, 2013 ; Ghazoul, 2005) mais leur déclin est tout de même documenté au niveau mondial (Potts et al., 2010) et fait partie des défis environnementaux nombreux auxquels s'attaquer pour la Plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES, 2016) et l'Organisation des Nation Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO, 2008). L'impact économique de l'arrêt du service écosystémique de pollinisation fourni par ces insectes a été estimé à 153 milions d'euros (Gallai et al., 2009).

Encadré 2.1: Insectes pollinisateurs en France

Les insectes pollinisateurs sont définis par la fonction de pollinisation qu'ils assurent, c'est-à-dire qu'ils transfèrent au cours de leurs déplacements le pollen des fleurs mâles aux fleurs femelles ou des pièces mâles aux pièces femelles des fleurs des plantes. Il s'agit donc d'insectes floricoles. En France, on décompte 35 200 espèces d'insectes au total, réparties en plusieurs familles. Les insectes pollinisateurs sont surtout représentés dans les famille des coléoptères, hyménoptères, diptères et lépidoptères. La table ci-dessous présente de nombre d'espèces d'insectes connues en France par famille.

Famille	Nombre d'espèces connues en France
Coléoptères	9600
Hyménoptères	8000
Diptères	6500
Lépidoptères	5100
Hémiptères	3500
Orhtoptères	210
Ephéméroptères	140
Autres	2150

Ce déclin est par ailleurs médiatisé, principalement via des discours sur les abeilles domestiques. Le grand public est informé des dangers qui pèsent sur les abeilles mais peut comprendre par là que l'abeille domestique est en danger, les nombreuses abeilles solitaires ou les aux autres hyménoptères étant très peu connus. Pendant ce travail de recherche, j'ai rencontré un certain nombre d'habitant·e·s ayant un jardin et ai eu l'occasion de leur montrer la diversité du jardin domestique en insectes pollinisateurs. Beaucoup étaient étonné·e·s de voir

qu'il existait plusieurs espèces de bourdons ou que les abeilles pouvaient être de la taille de « moucherons » (en référence aux genres *Lasioglossum* ou *Hylaeus* notamment). Cette constatation oncernant le faible niveau de connaissance par le grand public est également faite par des écologues ou des géographes qui ont été amenées à mentionner les pollinisateurs et les abeilles lors de travaux de terrain. Tout en étant un objet en danger, ce qui peut faciliter l'entrée dans le jardin car il apparaît alors légitime de faire un travail de recherche sur cet objet, le groupe des insectes pollinisateurs me permettait donc aussi de participer à la diffusion de l'information scientifique du travail de chercheur en parlant de la diversité de ces insectes une fois entrée dans le jardin. Pour une thèse que je ne souhaitais pas coupée d'une réalité vécue par les habitant·e·s des jardins, cet aspect était important pour moi.
Parmi les axes de communication existants autour des insectes pollinisateurs et de leur déclin figurent des conseils prodigués au grand public, dont les jardiniers, ainsi que des actions développées et proposées dans le but d'aider ces insectes. Il s'agit par exemple de la promotion d'hôtels à insectes dont le but est de fournir des lieux de pontes aux hyménoptères principalement (MacIvor et Packer, 2015) ; de la mise en avant de certaines espèces de fleurs dites nectarifères car fournissant a priori des ressources conséquentes en pollen et en nectar, donc des ressources nutritives, aux insectes qui les visitent (Garbuzov et Francis L W Ratnieks, 2014b) ; des encouragements à laisser des zones de jardin non tondues pour que se développent des habitats spontanés et des espèces végétales appréciées de différentes pollinisateurs (Gaston, R. M. Smith et al., 2005). La création de programmes d'observation des insectes contribue aussi à informer le grand public sur ce groupe (Julliard, 2018). Ainsi, en France, il existe plusieurs programmes de science participative qui prennent pour objet des insectes : le Suivi photographique des insectes pollinisateurs, Spipoll (détaillé par la suite dans le chapitre 1), l'Observatoire des Bourdons, l'Opération Papillons, le Suivi temporel des rhopalocères de France, le Suivi temporel des libellules et le suivi des orthoptères nocturnes [13] (ces trois derniers visant plutôt un public naturaliste qu'amateur).
Enfin, les insectes, bien que petits et peu connus (Shipley et Bixler, 2017 ;

13. Des decriptifs de ces programmes se trouvent aux url suivantes : `https://vigienature.mnhn.fr/page/observatoire-des-bourdons.html` pour l'Observatoire des bourdons, `https://vigienature.mnhn.fr/page/operation-papillons.html` pour l'Opération Papillons, `https://vigienature.mnhn.fr/page/suivi-temporel-des-rhopaloceres-de-france-sterf.html` pour le Suivi Temporel des Rhopalocères de France, `https://vigienature.mnhn.fr/suivi-temporel-des-libellules.html` pour le Suivi Temporel des Libellules, `https://vigienature.mnhn.fr/page/suivi-des-orthopteres-nocturnes.html` pour le Suivi des Orthoptères Nocturnes.

Shepardson, 2002), voire non appréciés (Kellert, 1993), sont bien présents en milieu urbain et péri-urbain (R. M. Smith, Warren et al., 2006 ; R. M. Smith et al., 2006). Les insectes pollinisateurs présentent une certaine facilité d'observation par rapport à d'autres groupes comme les lézards ou les petits mammifères. Par rapport aux oiseaux ils sont aussi plus accessibles, car un observateur qui souhaite les observer sans matériel trop technique peut en général les approcher plus facilement que des oiseaux. Ceci constitue un avantage dans des jardins domestiques où un apport de matériel conséquent sera toujours soumis à l'appréciation du propriétaire. Par ailleurs, dans l'idée d'un travail de thèse qui reste accessible aux habitant·e·s pour leur laisser la possibilité de refaire des observations par eux mêmes, déployer un protocole d'observation compliqué n'était pas mon but. En revanche, lorsqu'il s'agit d'identifier précisément ces insectes, la possession d'un matériel de type loupe binoculaire (et de l'insecte mort) peut être requise.

2.2 Les insectes, des organismes peu connus

Dans les jardins domestiques, les insectes et insectes pollinisateurs en particulier sont en contact avec un environnement plus ou moins naturel et des habitant·e·s. Avant de présenter un rapide état des connaissances existantes sur les insectes dans les jardins, je propose de décrire les connaissances du grand public sur ces insectes. Ces connaissances et représentations ont principalement été approchées via celles des élèves et des étudiants. Il existe en effet un intérêt porté aux insectes en tant que modèles vivants pour l'éducation : il permettraient d'aborder facilement et de façon concrète un certain nombre de notions de biologie (R. W. Matthews, Flage et J. R. Matthews, 1997 ; Richardson et Hari, 2008 ; Robinette et Noblet, 2009). Dans le cadre d'un travail avec des élèves, il s'agit alors plus d'analyses de représentations initiales des insectes. L'évolution de ces représentations et connaissances, ainsi que les valeurs associées à ces insectes font aussi partie des sujets abordés.

2.2.1 Évaluation des connaissance liées aux insectes

Les connaissances d'étudiants et d'élèves américains et canadiens sur les insectes sont faibles (Shipley et Bixler, 2017), se concentrent en réalité sur quelques insectes particuliers : papillons, libellules, coccinelles, abeilles, fourmis sont les plus cités (Lemelin et al., 2017), voire même peuvent se résumer à une dichotomie insectes aimés ou non (Shipley et Bixler, 2017). La connaissance de

certains groupes d'insectes est liée à des caractères esthétiques (papillons, libellules ou cocinnelles), utilitaires (abeilles) ou au contraire négatifs (blattes ou pucerons)(Barrow, 2002). Cette préférence en faveur de certains groupes d'insectes se retrouve chez des Américains adultes qui, évalués sur leur connaissances, répondent avec plus de succès à des questions sur, dans l'ordre décroissant, les papillons, les libellules, pucerons, les abeilles et les termites et blattes (Kellert, 1993). Le succès des répondants aux questions est cependant toujours inférieur à 50% de réponses correctes (Kellert, 1993). Pour les jeunes enfants, entre 4 et 11 ans, la description des insectes passe principalement par la référence à un insecte spécifique (Barrow, 2002).

Les figures d'insectes types rapportées par les enfants aux États-Unis feraient plutôt apparaître un petit animal volant de forme ovale avec des antennes et des ailes (Barrow, 2002 ; Shepardson, 2002). Même si un grand nombre d'organismes en effet classés parmi les insectes pourraient plus ou moins correspondrent à ce portrait robot, il n'inclut pas de synapomorphies du taxon insecte, ni même arthropode : présence de trois paires de pattes, squelette externe (Barrow, 2002). Des enfants plus âgé·e·s en Allemange ou aux États-Unis feront plus référence à la structure des insectes en nommant des appendices comme les ailes ou au comportement, dans le cas de fourmis, et les plus jeunes feront plus référence aux fonctions, comme le vol (Shepardson, 2002 ; Sammet, Andres et Dreesmann, 2016), ou à la morphologie dans le cas de fourmis, bien que des insectes volants puissent aussi être globalement confondus les uns avec les autres (Silva et Minor, 2017). En Turquie, l'anatomie interne des insectes semble relativement méconnue par les enfants (Kiliç, 2013). Dans le cas des abeilles, des Américains adultes quant à eux savent qu'elles sont importantes (99% de l'échantillon le dira) mais ne connaissent pas leur diversité (14% sera capable de l'évaluer à 1000 espèces près) (J. S. Wilson, Forister et Carril, 2017).

Certains auteurs, dans des études en Allemagne et en Angleterre, ont observé que la connaissance des insectes augmente avec l'âge des enfants (Sieg, Teibtner et Dreesmann, 2018 ; Michael Allen, 2015) bien que ceci ne semble pas valoir pour les fourmis (Sammet, Andres et Dreesmann, 2016). Si ces insectes sont intégrés à un enseignement et que dans ce cadre les enfants apprennent de nouveaux termes ou définissent précisement des termes déjà connus, ils ne seront pas tous capables de modifier leur représentation initiale d'un terme pour le réutiliser de façon exacte (Shepardson, 1997). De façon générale, leurs connaissances seraient plutôt liées à des expériences en dehors du cadre scolaire : animaux domestiques,

jardinage (Silva et Minor, 2017), informations via les parents et loisirs divers (Sieg, Teibtner et Dreesmann, 2018) constitueraient autant d'expériences directes et indirectes qui peuvent enrichir les connaissances sur les insectes.
Dans un cadre éducatif, l'évolution des connaissances sur ces insectes peut être induite par divers types d'interventions. Une intervention indirecte en Grèce, le visionage de documentaires, était apte à augmenter les connaissances des élèves sur les insectes (Barbas, Paraskevopoulos et Stamou, 2009). Une autre aux États-Unis, directe, qui mène les élèves à observer et prélever des insectes chez eux et en classe accroissent aussi les connaissances (Richardson et Hari, 2008). La comparaison d'une expérience directe (visite d'une ruche) et indirecte (contact avec la ruche via un dispositif de type ruche connectée) en Allemagne montre que toutes deux résultent en une augmentation de la connaissance des insectes des élèves et que seule la situation ruche connectée conduit à une association significative entre la connaissance des insectes et le souci de conservation de ces insectes (Schönfelder et Bogner, 2017). Les variations de connaissances des insectes sont, chez des Américains adultes, corrélées positivement au niveau d'éducation (Kellert, 1993) et liées au métier : des scientifiques ont plus de connaissances par rapport à d'autres personnes de métiers également en contact avec la nature, comme des agriculteurs ou des gestionnaires de zones naturelles Kellert (1993).

2.2.2 Valeurs, attitudes et sentiments associés aux insectes

Les invertébrés sont de façon générale peu appréciés par le public adulte, suscitant peur et dégoût. Aux États-Unis, l'appréciation est plus positive lorsque l'insecte a une valeur esthétique, comme les papillons, ou utilitaire, comme l'abeille dans le cas de la pollinisation (Kellert, 1993). La métier nuance l'attitude : des agriculteurs sont plus pragmatiques face aux insectes tandis que des scientifiques montrent de l'intérêt, de l'appréciation et un souci de protection (Kellert, 1993). Les sciences participatives en Angleterre sont aussi associées à l'expression d'attitudes face aux insectes plus positives suite à la participation (Lynch et al., 2018). Les enfants mentionnent plus souvent des attributs négatifs des insectes, comme les piqûres ou les morsures, tandis que des attributs positifs sont très rarement cités et plutôt par des élèves plus âgés (Barrow, 2002 ; Shepardson, 2002 ; Lemelin et al., 2017).
Drissner et al. (2011) ont montré qu'en Allemagne, les sentiments et attitudes évoluent aussi grâce à des interventions pédagogiques. En Corée, les réponses émo-

tionnelles aux insectes étant plus positives suite à une intervention (Cho et D. Lee, 2018). De même, en Grèce, un documentaire avec peu de commentaires, qui laissait les spectatrices et spectateurs s'immerger seul·e·s dans le monde des insectes a eu une influence plus forte sur l'évolution des sentiments et des attitudes vers une appréciation plus positive des insectes qu'un documentaire riche en descriptions (Barbas, Paraskevopoulos et Stamou, 2009). Cette relation peut se doubler d'autres : en évaluant les connaissances d'enfants allemands sur les abeilles, Schönfelder et Bogner (2017) ont trouvé qu'une valorisation de la valeur utilitaire des abeilles plus importante était associée à des connaissances plus fournies sur les abeilles.

De façon générale, ces insectes forment donc un groupe méconnu, associé à quelques organismes phare ou à des portrait-robots relativement génériques. Leur diversité est elle aussi méconnue, de même que la diversité des fonctions qu'ils occupent dans l'écosystème. Il apparaît cependant que ces connaissances, ces valeurs et même les sentiments face aux insectes peuvent évoluer, notamment dans des contextes éducatifs. Lorsque le dispositif pédagogique est adapté, cette évolution se fait vers des connaissances plus précises et des valeurs plus positives. Ce contexte particulier serait néanmoins de faible poids par rapport aux expériences quotidiennes dans le milieu familial (Silva et Minor, 2017).
En parallèle de ce contexte particulier du milieu scolaire, les autres rencontres possibles avec les insectes doivent donc aussi être prises en compte comme participant à la construction des connaissances et des représentations des insectes. Celles-ci peuvent même en rétroaction changer le contexte dans lequel le prochain insecte sera rencontré. Parmi les lieux où ces rencontres sont possibles, les jardins privés sont, en milieu urbain, des espaces visités potentiellement quotidiennement. Ils permettraient donc des rencontres régulières avec ces insectes, tout comme avec d'autres organismes. Le degré de fréquentation d'espaces verts pendant l'enfance est une variable importante dans le degré de connexion avec la nature à l'âge adulte : plus les espaces verts sont fréquentés, plus cette connexion est forte (Soga, Yamaura et al., 2015 ; Soga, Gaston et al., 2016). Ces espaces verts recèlent a priori une diversité d'organismes avec lesquels entrer en contact. Dans ce contexte, le jardin privé, espace investi par ses habitant·e·s, semble être un lieu privilégié pour la rencontre des insectes et sans doute ensuite pour l'élaboration de connaissances précises sur ces insectes.
Je vais maintenant, en regard des connaissances du grand public sur les insectes,

présenter rapidement l'état des connaissances du monde scientifique en écologie sur les insectes dans les jardins domestiques. Cette présentation rapide se verra détaillée dans les chapitres suivants selon les thèmes abordés.

2.3 Les jardins domestiques, lieux visités par les insectes

Dans ces jardins domestiques, les études du domaine de l'écologie urbaine portant sur les insectes pollinisateurs sont encore peu nombreuses et relativement récentes : j'ai pu en trouver 30 couvrant une période de 2001 à 2018 et traitant spécifiquement des insectes dans les jardins domestiques et ce de telle sorte qu'il était possible d'identifier les effets du jardin par rapport à d'autres espaces (les espaces verts urbains sont parfois analysés tous ensemble sans distinction). Ils sont en effet difficiles d'accès, du fait de leur nature privée. Reflet de cette difficulté, le nombre de jardins pris en compte lors de travaux peut être faible, de un jardin dans le cas de travaux descriptifs (Frankie, Robbin W. Thorp, Pawelek et al., 2009 ; Owen, 1991) à 61 dans des études de déterminants locaux et paysagers (R. M. Smith et al., 2005) à 3722 lorsque des données de science participatives sont mobilisées (Muratet et Benoit Fontaine, 2015).

Espace vert urbain considéré comme refuge potentiel pour un certain nombre d'organismes (Goddard, Dougill et Benton, 2010), le jardin domestique est en effet un espace favorable aux insectes pollinisateurs par rapport au milieu agricole (D. Goulson et al., 2002 ; Samnegård, Persson et H. G. Smith, 2011) et par rapport à des zones forestières (Kaluza et al., 2016 ; Osborne et al., 2008) ; tandis qu'il ne peut concurrencer le milieu semi-naturel (M. E. McIntyre et Hostetler, 2001). Par rapport à d'autres espaces verts urbains, le jardin domestiques est tantôt plus favorable, tantôt moins favorable, selon l'organisme étudié (MacIvor et Packer, 2015 ; M. E. McIntyre et Hostetler, 2001). Le jardin domestique est donc bien un espace d'intérêt pour les insectes pollinisateurs et leur étude.

L'environnement dans lequel le jardin est situé, de même que la composition et la configuration de ce dernier et les décisions d'entretien prises par ses habitant·e·s sont autant de facteurs qui peuvent avoir un impact sur la diversité et l'abondance en insectes pollinisateurs en son sein (par exemple Pardee et Philpott, 2014).

Les espaces urbanisés ont des effets généralement négatifs sur la richesse et l'abondance en insectes pollinisateurs comme les abeilles et les syphes (Bates, Sadler, Fairbrass et al., 2011) ou les abeilles sauvages (Fortel et al., 2014) (mais voir

aussi Potts et al., 2010). Les communautés d'insectes pollinsiateurs changent aussi en fonction du degré d'urbanisation (Fortel et al., 2014), leur composition incluant quelques espèces positivement associées à l'urbanisation et une majorité négativement associée à l'urbanisation (Bates, Sadler, Fairbrass et al., 2011). Les insectes ont ainsi été caractérisés comme urbanophiles ou urbanophobes par Deguines et al. (2012), la majorité des coléoptères, diptères et lépidoptères étant urbanophobes tandis que les hyménoptères présentent plutôt des réponses neutres. Cependant, les échelles spatiales auxquelles l'effet des zones urbaines se fait ressentir sont encore peu explorées ; les travaux réalisés sur cette question mettent en avant les différences morphologiques ou fonctionnelles entre espèces de pollinisateurs, notamment la taille, afin d'expliquer la variabilité dans les réponses aux différentes échelles de paysage (Pardee et Philpott, 2014 ; R. M. Smith, Warren et al., 2006 ; R. M. Smith et al., 2006).

Parmi les éléments caractéristiques des jardins figurent les fleurs. Elles font partie des ressources pour les pollinisateurs, pour leur nectar et leur pollen. Abondance et diversité florales sont des prédicteurs de l'abondance, de la diversité et des visites en abeilles, syrphes et pollinisateurs en général (R. M. Smith, Warren et al., 2006 ; Pardee et Philpott, 2014 ; Hennig et Ghazoul, 2012 ; Salisbury et al., 2015 ; Martins, Gonzalez et Lechowicz, 2017). Fleurs locales et exotiques ne présentent pas systématiquement de différence d'attractivité (M. E. McIntyre et Hostetler, 2001 ; Martins, Gonzalez et Lechowicz, 2017 ; Fukase et Simons, 2016 ; Frankie, Robbin W. Thorp, Schindler et al., 2005 ; Pardee et Philpott, 2014) bien que les pollinisateurs spécialistes se tournent plus souvent vers les fleurs locales (Hanley, Awbi et Franco, 2014 ; Bergerot, Benoit Fontaine, Renard et al., 2010). Différents espècse de fleurs n'attireront pas toutes les pollinisateurs de façon similaire : certaines attirent très peu de d'espèces de pollinisateurs parmi toutes celles présentés au jardin, d'autres attirent plus particulièrement un ordre de pollinisateurs et d'autres concentrent les visites de façon générale (Garbuzov et Francis L W Ratnieks, 2014b ; Shackleton et Francis L. W. Ratnieks, 2016).

Les aménagements, comme par exemple le choix des espèces plantées, de leur position, d'éléments ajoutés au jardin hors végétaux, sont la décision des habitant·e·s du jardin, dont l'influence sur celui-ci est moins prise en compte dans la littérature existante. Un recensement d'aménagements en faveur de la biodiversité au Royaume-Uni, comme les mares, les hôtels à insectes ou les nichoirs, souligne que ceux-ci sont présents dans au moins un tiers des jardins (Gaston, Warren et

al., 2005). Quant à l'entretien du jardin via des produits chimiques, il a un effet globalement négatif en France (Muratet et Benoit Fontaine, 2015), même si des effets en cascade peuvent mener à l'observation d'un effet positif, par exemple lorsque des plantes, protégées par des fongicides, offrent alors plus de ressources pour les insectes (Muratet et Benoit Fontaine, 2015).

Fleurissement, aménagement du jardin et autres décisions de l'habitant·e, s'ils ont des effets sur la présence des insectes pollinisateurs, résultent eux même de déterminants divers. Ces derniers sont en partie humains : valeurs, caractéristiques socio-économiques ou socio-démographiques, attitudes (Cook, S. J. Hall et K. L. Larson, 2012 ; Goddard, Dougill et Benton, 2010). Le champ de la psychologie de l'environnement a produit de nombreuses études de comportements pro-environnementaux, construisant des modèles de ces comportements (par exemple Stern, Dietz, Abel et al., 1999). Ces derniers ne sont cependant repris dans aucun des travaux identifiés comme traitant des insectes pollinisateurs dans les jardins domestiques, malgré le signalement de leur intérêt dans la revue de littérature de Cook, S. J. Hall et K. L. Larson (2012).

La littérature scientifique nous montre que les jardins sont des lieux dans lesquels il est possible de rencontrer des insectes pour les habitant·e·s. J'utilise le terme *rencontre* ici pour marquer une partie de réflexion qui concerne plusieurs chapitres de cette thèse par petites touches : il s'agit de réfléchir aux jardins comme lieux d'expériences de nature, au sens de Clayton et al. (2017), c'est-à-dire un processus divers et complexe, ancré dans un contexte social et politique. Ce processus inclut des interactions entre des individus et des entités naturelles, un contexte social et culturel et des conséquences en terme de nouvelles compétences, connaissances ou nouveaux comportements (Clayton et al., 2017). Le constat de l'existence de connaissances faibles sur les insectes, alors que ces pollinisateurs sont par ailleurs particulièrement médiatisés ces dernières années, met en question la façon dont les expériences de nature seront vécues : rencontre avec un inconnu qui angoisse ou un inconnu stimulant ? L'histoire du jardin comme objet approprié par l'habitant·e permet aussi de le penser comme lieu d'expériences de nature particulières, dans un lieu quotidien, ce qui pourrait changer leur portée. Enfin, la difficulté à généraliser l'influence de diverses variables associées aux jardins domestiques sur ces insectes pollinisateurs interroge aussi sur les capacités à prédire quelles rencontres avec les insectes pourront être faites dans le milieu urbain et plus spécifiquement les jardins domestiques.

Si la notion d'expérience de nature ne fonde pas mon travail de thèse, elle peut

participer à relier les entités naturelles et les humains au jardin, ainsi que les interactions entre ces deux groupes, les expériences de nature pouvant par leur transformabilité être sources de rétroactions importantes (Clayton et al., 2017). Les expériences de nature aident alors aussi à penser le jardin comme un socio-écosystème, concept détaillé dans la section suivante.

3 Le jardin domestique, socio-écosystème : comment aborder son étude dans cette thèse ?

3.1 Défis posés par le socio-écosystème jardin

Les déterminants de la présence des insectes pollinisateurs couvrent en partie des activités de l'habitant·e, et en partie des caractéristiques de l'environnement. Au croisement de ces deux influences, humaines et environnementales, le jardin domestique est un socio-écosystème (*sensus* J. Liu, Dietz, Carpenter, Alberti et al., 2007, voir aussi encadré 3.1). Une représentation simplifiée d'un socio-écosystème le considère comme un système incluant deux composantes, humaine/sociale et environnementale/écologique ainsi que les influences et rétro-actions entre ces deux composantes. L'agro-écosystème pastoral peut être un exemple de socio-écosystème : la composante humaine est représentée par le berger (et les possibles employeurs, institutions, etc. derrière lui) et la composante écologique par l'écosystème montagnard. Il est alors possible de considérer des rétroactions entre ces deux composantes, comme par exemple un développement de la couverture herbacée important dans l'écosystème montagnard, qui engendre une prise de décision particulière sur la façon dont faire pâturer les animaux dans le compartiment social, par exemple les faire pâturer plus longtemps à certains endroits qu'à d'autres, tant qu'il y reste de quoi les nourrir. Cette décision à son tour a des conséquences sur l'écosystème montagnard, dans lequel aux endroits moins pâturés une litière d'herbes sèches épaisse peut se développer en fin de saison. Ceci modifiera de nouveau la répartition des ressources en herbe l'année suivante et donc probablement les décisions dans le compartiment social. Des rétro-actions de ce type peuvent aussi être imaginées dans les jardins domestiques où compartiments humain et écologique se superposent.

Encadré 3.1: Différents cadres conceptuels pour les socio-écosystèmes

La recherche sur les socio-écosystèmes les nomme aussi systèmes socio-écologiques, ou systèmes socio-environnementaux. Il existe plusieurs cadres conceptuels décrivant ces systèmes dont la caractérisation comprend compartiment humain (ou social) et compartiment environnemental (ou écologique). Dans une revue de littérature récente, Pulver et al. (2018) mettent l'accent sur six d'entre eux et décrivent leurs composants, le type de connexions entre ces composants, les échelles de temps et spatiales qu'ils incluent ainsi que le contexte dans lequel ils s'incrivent. Les différences entre les six cadres conceptuels décrits peuvent être attribuées en majorité aux buts qu'ils se fixent (Pulver et al., 2018) : gestion, analyse des dynamiques et fonctions, analyse de services écosystémiques, diagnostic lié aux ressources, analyse de vulnérabilité, analyse d'interactions locales.
Je n'ai pas rattaché mon travail à un de ces cadres conceptuels en particulier dans la mesure où j'ai utilisé une définition très générale du socio-écosystème comme composé des comportiments humain et écologique en interaction. Par ailleurs, j'ai plutôt fait référence à des cadres conceptuels élaborés spécifiquement dans le cas des milieux résidentiels ou des jardins domestiques (voir les figures suivantes).

Ces dynamiques humaines et environnementales sont cependant peu étudiées ensemble dans les articles prenant pour objet d'étude le jardin. Une influence de la culture sur l'écosystème jardin a été mise en évidence par Toledo-Hernández et al. (2016) dans les jardins indonésiens, de concert avec l'influence de la gestion et de l'entretien du jardin. Les travaux réalisés dans le cadre des projets BUGS [14] au Royaume-Uni tentent de mêler déterminants humains et environnementaux en introduisant, à côté d'une liste de variables environnementales, un index d'entretien du jardin et un index d'accueil de la vie sauvage au jardin (R. M. Smith, K. Thompson et al., 2006 ; R. M. Smith et al., 2006). Les travaux portant sur la diversité florale du jardin, notamment la diversité des fleurs exotiques, peuvent être considérés comme traduisant implicitement une influence humaine, le fleurissement étant une activité résultant d'une longue histoire (Bergues, 2011 ; Freeman et al., 2012 ; Allemand, Heurgon et Paillette, 2014). Plus généralement, les travaux relevant de l'interdisciplinarité sont encore peu fréquents sur les jardins domestiques. En 2012, Cook, S. J. Hall et K. L. Larson (2012) relevaient dans un ensemble de 256 articles sur le milieu résidentiel une proportion de 53% relevant des sciences naturelles, 25% relevant des sciences humaines et 22% ayant une approche interdisciplinaire. Ces approches interdisciplinaires se développent depuis le début des années 2000 dans les travaux sur le milieu résidentiel (Cook,

14. Biodiversity in Urban Gardens in Sheffield, `http://www.bugs.group.shef.ac.uk/`

S. J. Hall et K. L. Larson, 2012).

Les résultats issus de la littérature rappellent aussi l'importance des interactions et des effets différés dans les socio-écosystèmes (J. Liu, Dietz, Carpenter, Alberti et al., 2007 ; Hull, Tuanmu et J. Liu, 2015). Par exemple, en France, un usage de produits phytosanitaires plus important favorisait indirectement les insectes pollinisateurs, probablement en détruisant d'autres composants de la biodiversité, champignons ou bactéries potentiellement pathogènes, ceci permettant à une plante d'investir plus dans le nectar et le pollen utilisés par les insectes (Muratet et Benoit Fontaine, 2015). Influences environnementales et humaines sont ainsi entremêlées dans le temps. Dans les études qui portent sur le jardin domestique, le jardin et son aménagement sont considérés à un instant précis et jamais observés sur des durées longues. Ceci est probablement du en partie à la difficulté d'accès à ces lieux, mais aussi à l'intérêt récent pour les jardins. Il reste donc à développer des études sur le long terme, point qui était déjà souligné par Cook, S. J. Hall et K. L. Larson (2012) et qui constitue un besoin fondamental dans les études sur les socio-écosystèmes (par exemple Charles L. Redman, M. J. Grove et Kuby, 2004).

Au croisement de différentes disciplines doit donc aussi répondre un croisement de différentes échelles temporelles et un croisement de différentes échelles spatiales. Les jardins ne peuvent pas être considérés comme des espaces isolés, sans échanges. Ils sont intégrés dans une matrice paysagère, présentant une certaine hétérogénéité et connectivité (Goddard, Dougill et Benton, 2010). Dans les aires urbaines, il serait rare que les insectes trouvent dans un seul jardin toutes les ressources dont ils ont besoin : il existe donc des effets et des dynamiques qui doivent être considérés à l'échelle d'ensembles de jardins (Hernandez, Frankie et Robbin W. Thorp, 2009).

L'étude du socio-écosystème jardin devra donc intégrer l'interdisciplinarité, les travaux à long terme et les effets de délai ainsi que l'imbrication de plusieurs échelles spatiales. Plutôt qu'un schéma classique du socio-écosystème comme un ensemble de deux composantes sous forme de deux boîtes reliées par des flèches indiquant des interactions, il faudrait imaginer un objet réticulé, en trois dimensions, formé de couches spatiales successives non isolées les unes des autres, dont les liens évoluent lors du déplacement dans le temps, ce qui serait difficile à représenter. Des auteurs et autrices ont proposé des schémas des socio-écosystèmes. Le schéma conceptuel établit par Charles L. Redman, M. J. Grove et Kuby (2004) fait figurer les interdépendances entre les compartiments notamment via la notion

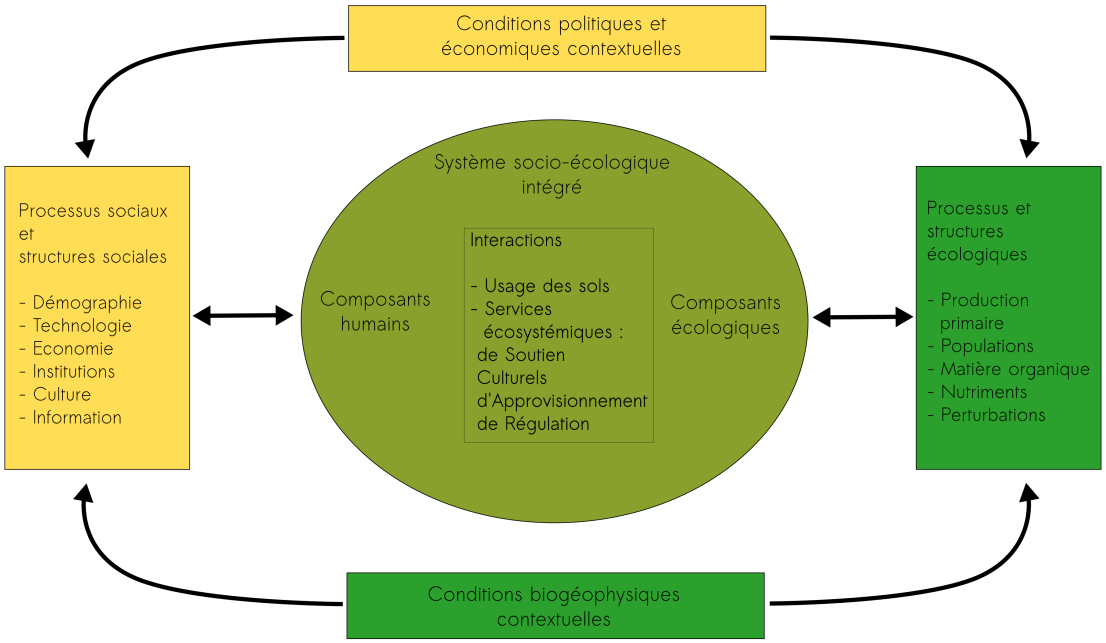


FIGURE 5 – Cadre conceptuel d'étude des socio-écosystèmes. Adapté de Charles L. REDMAN, M. J. GROVE et KUBY (2004).

de service écosystémiques tout en proposant divers processus et structures, écologiques ou sociales, qui peuvent influencer le système (Fig. 5). Il permet de donner des pistes pour conduire une pensée intégrative sur les socio-écosystèmes. Les schémas conceptuels proposés par GODDARD, DOUGILL et BENTON (2010) et COOK, S. J. HALL et K. L. LARSON (2012) concernent directement les jardins domestiques pour le premier et les espaces résidentiels pour le second. Ils font apparaître un nombre important de composants et d'interactions au sein du socio-écosystème (Fig. 6 et Fig. 7). De plus, ils prennent en compte pour la composante humaine différentes échelles : les individus, le foyer, le voisinage, la ville, les institutions. En revanche, ils mettent moins en avant les entités au croisement de l'interaction des composantes sociales et écologiques.

Dans cette thèse, je vais essayer, via l'étude du jardin domestique et de sa biodiversité, notamment celle des insectes pollinisateurs, de prendre en compte un certain nombre des composantes et des relations suggérées par les schémas de GODDARD, DOUGILL et BENTON (2010) (Fig. 6) et de COOK, S. J. HALL et K. L. LARSON (2012) (Fig. 7). Je précise cela ainsi que les échelles mobilisées dans les sections qui suivent.

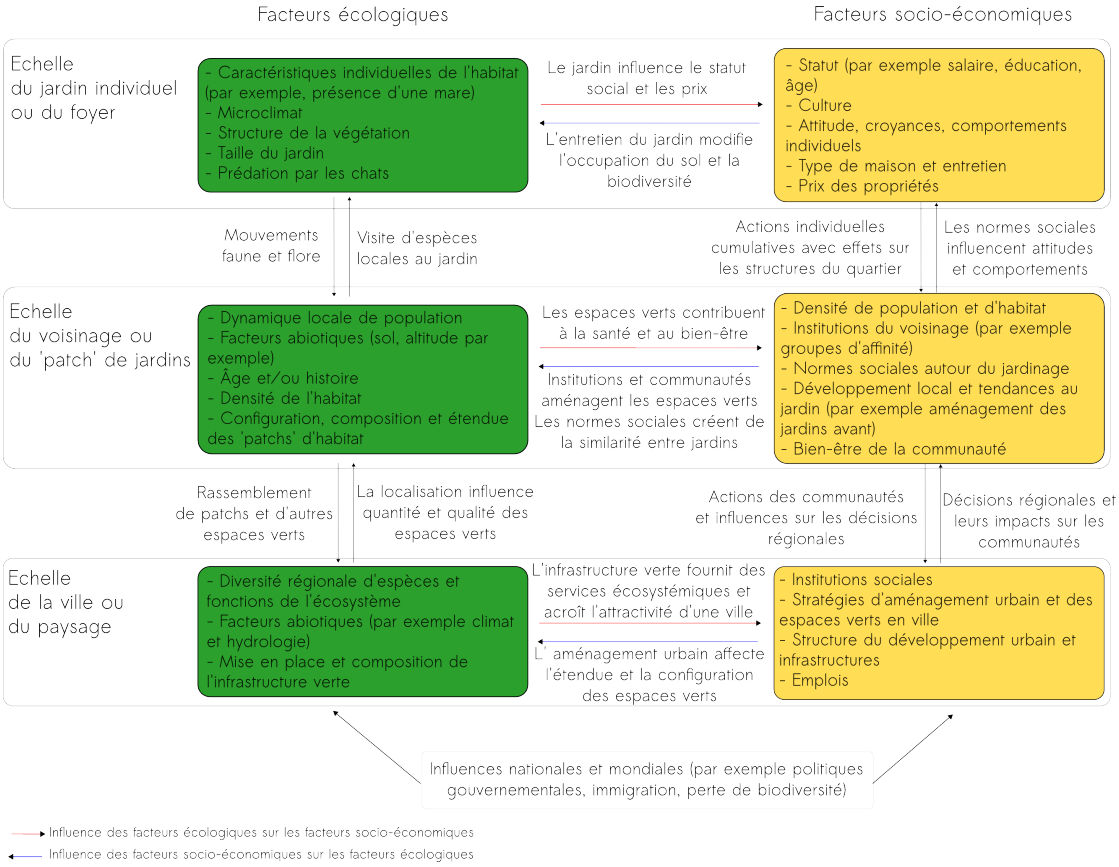


FIGURE 6 – Cadre conceptuel d'étude des jardins doemstiques. Adapté de GODDARD, DOUGILL et BENTON (2010).

3.2 Direction choisie dans le travail de recherche

Ce travail de recherche vise à montrer que le jardin est, d'un point de vue écologique et d'un point de vue habitant, un lieu qui accueille la biodiversité, plus particulièrement celle des insectes pollinisateurs, et que des influences croisées de l'environnement du jardin et des activités humaines en son sein déterminent des conditions pour la richesse en insectes pollinisateurs. Je propose aussi de montrer que le jardin domestique peut devenir un lieu de protection de la biodiversité de part ses caractéristiques, résultantes d'un environnement et d'activités humaines, et aussi par les contacts qu'il permet avec cette biodiversité en son sein et en dehors lorsqu'il appartient à un réseau qui le met en relation avec d'autres organismes et d'autres lieux.

Je mobilise pour cela plusieurs échelles spatiales d'analyses ainsi que des outils issus de plusieurs disciplines. L'aspect temporel est présent dans mon travail dans

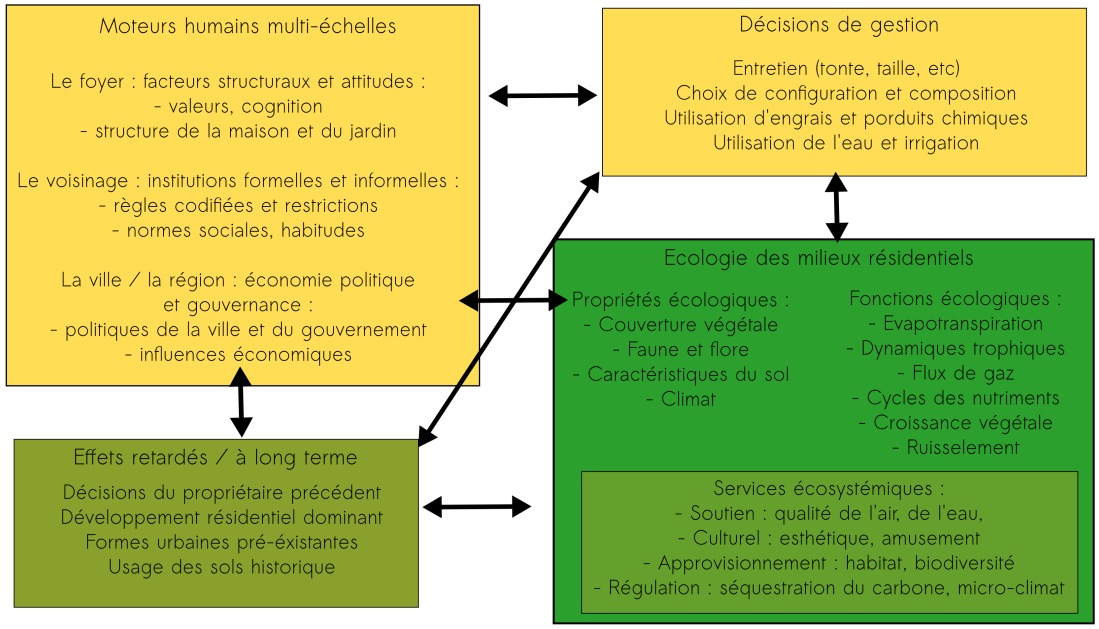


FIGURE 7 – Cadre conceptuel d'étude des systèmes résidentiels, dont les jardins domestiques. Adapté de COOK, S. J. HALL et K. L. LARSON (2012).

une étendue limitée (saisons) ou dans une forme particulière qui fait le parallèle entre différences spatiales observables et un repositionnement (abstrait) de ces différents points comme différents moments de l'évolution temporelle d'un même endroit. Dans le cas de cette thèse, j'ai ainsi considéré le gradient d'urbanisation, qui résulte en des différences observables dans une zone géographique, comme transposable en un gradient d'évolution temporelle de zones qui s'urbanisent petit à petit. Les zones peu urbaines du gradient d'urbanisation représentent ainsi un moment précoce de l'évolution temporelle et les zones particulièrement urbanisées un moment tardif de l'évolution temporelle.

3.2.1 En Île-de-France

Je propose de consacrer un premier chapitre à l'étude des insectes pollinisateurs dans les jardins domestiques au sein de la matrice paysagère à l'échelle de l'île-de-France. J'ai voulu prendre la suite des études existantes et mentionnées précédemment, encore peu nombreuses à prendre pour objet d'étude spécifique le jardin domestique et à l'analyser de façon indépendante. **J'apporte une contribution à l'étude des différentes échelles, locale et du paysage, auxquelles l'urbanisation peut avoir un effet sur les insectes pollinisateurs au sein**

des jardins. La question des effets des échelles locale et paysagère sur la diversité en insectes pollinisateurs dans les jardins est traitée avec une approche qui, plutôt que de comparer des tailles d'effet au sein d'une modélisation linéaire, choisit de considérer ces effets comme potentiellement emboîtés et d'autoriser la prise en compte de différences définies autour de seuils. La relation entre variables locales et paysagères n'est pas stable dans les différents cas d'étude de la littérature (voire aussi chapitre 1) : parfois l'effet des variables locales dominait sur celui des variables paysagères et parfois inversement (R. M. Smith, Warren et al., 2006 ; R. M. Smith et al., 2006 ; Pardee et Philpott, 2014). Considérant que ces effets peuvent aussi varier en fonction des distances pour lesquelles la variable paysagère est définie (par exemple à 100m, 1km, etc), mon approche combine la prise en compte de variables locales et paysagères avec différentes échelles des variables paysagères.

Afin de traiter cette question, j'utilise des données issues de science participative : ceci permet d'avoir accès à un jeu de données conséquent. Dans mon cas, il s'agit du jeu de données du programme Spipoll, le Suivi Photographique des Insectes POLLinisateurs [15] (Deguines et al., 2012). Le Spipoll est coordonné par le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) et l'Office Pour les Insectes et leur Environnement et sera présenté au cours du chapitre 2. Son utilisation me permet aussi de valoriser des données issues d'une de mes institutions de rattachement et donc de réaliser un travail pour lequel un retour vers les participant·e·s au programme pourra être facilement réalisé [16].

J'ai choisi de réaliser cette analyse à l'échelle de l'Île-de-France, qui constitue un ensemble urbain intéressant pour cette question car il présente des gradients d'urbanisation (par exemple entre la forêt de Fontainebleau ou la zone agricole de Gonnesse et Paris centre). Elle est présentée dans le chapitre 1. Il s'agit ainsi d'une analyse qui s'ancre dans l'écologie urbaine. Du point de vue des schémas en Fig. 6 et Fig. 7, je mène une réflexion à partir des propriétés écologiques des ensembles de jardins (mode d'occupation du sol, richesse faunistique) à l'échelle d'une région et leurs interactions, ce qui peut se prolonger par une discussion sur les effets à long terme (urbanisation dans le temps).

Le chapitre associé a fait l'objet d'une publication et l'article est fourni en annexe B.

15. `http://www.spipoll.org/le-spipoll/presentation`
16. url de l'article sur le SPIPOLL

3.2.2 Dans les jardins domestiques

Une fois confirmée l'importance des jardins pour les pollinisateurs dans le milieu urbain, j'analyse plus finement les relations au sein du socio-écosystème jardin. Ceci nous mène donc à l'échelle du jardin domestique. **Je propose de caractériser l'influence (1) de l'environnement de ce jardin, (2) du site jardin même, et (3) du rapport à la nature des habitant·e·s du jardin sur la variété en fleurs, ressources pour les insectes pollinisateurs.**
Au sein du jardin domestique peuvent aussi être mises en place des actions de protection de ces insectes, plus généralement des comportements pro-biodiversité, dont les motivations peuvent être diverses. **J'analyse deux comportements pro-biodiversité afin de comprendre quels types de motivations (sociales, liées à la nature, liées à des habitudes, liées au jardin) pourraient favoriser la mise en place de tels comportements.** Via ces deux analyses, je prends en compte un effet du compartiment social sur les insectes, par l'analyse des déterminants de la richesse en ressources pour les insectes, et un effet du compartiment écologique sur les habitant·e·s, par l'analyse des facteurs du jardin pouvant influencer les motivations à réaliser une action de protection. Ces motivations peuvent en effet être de différents types, dont des motivations contextuelles se rattachant aux opportunités offertes par un lieu : des facteurs environnementaux au jardin peuvent donc par là avoir un effet indirect sur la réalisation d'une action de protection. Du point de vue des schémas en Fig. 6 et Fig. 7, je prends en compte des moteurs humains à l'échelle du foyer (motivations, valeurs, structure du jardin), des effets du voisinage via des normes, des propriétés du milieu (diversité florale, occupation du sol), et leurs interactions.
L'échelle de travail du jardin requiert un cadrage d'écologie urbaine et puise dans l'entomologie et la botanique. J'utilise des outils et concepts de la psychologie de la conservation afin de comprendre les motivations individuelles liées à des comportements pro-biodiversité au jardin. La psychologie de la conservation est « l'étude des relations réciproques entre les humains et le reste de la nature, avec un accent particulier sur les moyens d'encourager la conservation du monde actuel »(Saunders, 2003, cité et traduit par Clayton, 2017) et a été nommée en écho aux sciences de la conservation (Clayton, 2017, p. 141).
Le travail réalisé à cette échelle comprend un travail de terrain d'échantillonnage dans les jardins domestiques, un travail reposant sur un Système d'information géographique ainsi qu'un travail de récolte de données via un questionnaire. Il

repose sur des variables agrégées, récoltées sur le Plateau de Saclay et dans les communes limitrophes en ce qui concerne les jardins (relevés botaniques, composition et configuration de jardins) et en France dans le cas des questionnaires, mais qui traitent dans les deux cas de l'échelle du jardin. Le travail d'échantillonnage a concerné la flore des jardins domestiques et les insectes en relation avec les fleurs dans ces jardins. Les résultats sont présentés dans les chapitres 2 et 3. Ces deux chapitres font l'objet d'articles en anglais, actuellement sous forme de manuscrits, fournis en annexes C et D.

3.2.3 Avec les habitant·e·s

Les habitant·e·s ont reçu un retour sur l'étude de leur jardin et ils et elles ont aussi été inclus dans un autre type d'étude. Le travail avec les habitant·e·s sous la forme d'entretiens, dans un cadre qualitatif, répond à une envie qui a émergé suite aux premières visites dans les jardins en été - automne 2016. L'intérêt initial qui m'a poussé à réaliser des entretiens était l'envie de savoir dans quelle mesure les habitant·e·s avaient conscience des mouvements des animaux et végétaux dans leur jardin et au delà de leur jardin. Ceci est marqué par ma formation d'écologue : partant du concept de réseaux d'interactions, il paraissait évident que les organismes ne connaîtraient pas les limites cadastrales de la parcelle du jardin et que leurs interactions s'étendraient au delà. Je me demandais dans quelle mesure cette compréhension des mouvements des animaux et plantes au jardin par les habitant·e·s pouvait être le médiateur d'une pensée qui intégrerait le jardin dans le paysage.
Ce travail est aussi en grande partie une découverte des études sur ce sujet du côté de l'ethnographie (par exemple Bergues, 2011) ou de la géographie (par exemple Riboulot-Chetrit, Simon et R. Raymond, 2017). Le cadre des trois articles découlant de ces entretiens sur le terrain est donc celui auquel j'ai abouti par ces débuts de lectures. Les chapitres 4 et 5 montrent l'utilité de l'apport des cadres utilisés. En revanche, comme ma lecture de la littérature existante dans ce domaine a été plus récente et moins poussée, il m'est moins possible de comparer ces cadres à d'autres. **Je présente une catégorisation des jardins sur la base des entretiens effectués grâce à la typologie existante de Bergues (2011) que j'ai étendue (chapitre 4).** J'ai aussi réfléchi à la conceptualisation de cette biodivrsité à partir de la notion d'habiter. La définition de l'habiter prend en compte les liens construits entre humains et environnement dans le lieu habité, ainsi que

les liens avec des lieux plus éloignés. Certaines de ces caractéristiques pourraient être pertinentes pour penser la conservation de la biodiversité au jardin et à partir du jardin, en permettant de conceptualiser les liens d'interdépendance avec la biodiversité au jardin et à des échelles spatiales plus haute. Je recherche donc dans le chapitre 5 si la façon dont la biodiversité apparaît dans les discours habitants rappelle des éléments de l'habiter. Du point de vue des schémas en Fig. 6 et Fig. 7, je prends en compte les représentations à l'échelle de l'individu et les liens établis avec les propriétés, structures et fonctions écologiques du milieu à échelle spatiale plus ou moins grande.

Ces deux chapitres font l'objet d'articles en français, actuellement sous forme de manuscrits (dont un soumis). Dans la mesure où ils seront proposés aux journaux choisis dans une forme très semblable à celle proposée dans ces chapitres, je ne fournis pas les manuscrits individuels des articles en annexe pour ne pas alourdir le manuscrit de thèse.

Chapitre 1

Les insectes pollinisateurs favorisés dans des contextes de jardins domestiques en Île-de-France

---

1 Le milieu urbain d'Île-de-France **39**
1.1 Le vivant en milieu urbain et péri-urbain 39
1.2 Part des jardins domestiques en Île-de-France 41
1.3 Insectes pollinisateurs dans les jardins domestiques urbains et péri-urbains 41
2 Accéder aux jardins en Île-de-France **44**
2.1 Les sciences participatives 44
2.2 Insectes pollinisateurs et sciences participatives 47
3 Méthode d'exploitation des données Spipoll **53**
3.1 Mobilisation des données Spipoll 54
3.2 Structure et composition du paysage 55
3.3 Arbres de régression 55
4 Résultats **57**
4.1 Diversité des insectes floricoles et effets des variables de standardisation 57
4.2 Arbres de régression sélectionnés par le bootstrap . . . 59
4.3 Effets imbriqués de l'imperméabilisation et du jardin aux différentes échelles 59

4.4 Seuils d'effets pour les proportions de surfaces imperméables et de surfaces de jardins domestiques 60
4.5 Différences entre noeuds terminaux pour les ordres . . 61
5 Discussion **62**
5.1 Échelles locale et paysagère sont impliquées 63
5.2 Les jardins domestiques, petits espaces mais grands effets 64
5.3 Seuils de surfaces 65
5.4 Favoriser certains ordres à certaines échelles 66
5.5 Utilisation des données de science participative 67
6 Conclusion **68**

Question de recherche

Comment les jardins domestiques, seuls ou au sein d'un ensemble résidentiel d'autres jardins domestiques, contribuent-ils à la diversité des insectes pollinisateurs dans le milieu urbanisé d'Île-de-France ?

Je mobilise des outils de l'écologie afin de répondre à cette question et des données issues d'une source spécifique : les sciences participatives. Dans ce chapitre, je débute par une description du milieu urbain d'Île-de-France et des jardins domestiques qui s'y trouvent. Je rappelle les résultats de la littérature concernant l'importance de la prise en compte du paysage pour les insectes pollinisateurs dans les jardins domestiques puis je décris rapidement ce que sont les sciences participatives, moyen ici d'accéder à des espaces privés. Plus particulièrement, je présente le programme du Suivi photographique des insectes pollinisateurs sur lequel je m'appuie et la méthodologie employée pour utiliser ses données. Je détaille les résultats obtenus par notre choix de modélisation spécifique, celui des arbres de régression, et les discute. Le contenu de ce chapitre a été l'objet d'une publication, (Levé, Baudry et Bessa-Gomes, 2019), dont le texte se trouve en annexe B.

1 Le milieu urbain d'Île-de-France

1.1 Le vivant en milieu urbain et péri-urbain

L'Île-de-France est une zone urbaine dense dont l'organisation est fortement influencée par la présence de Paris. Cette région compte 12 179 602 habitant·e·s, soit 18,1% de la population française. La ville de Paris à elle seule regroupe 18,4% de cette population d'Île-de-France. L'occupation du sol en Île-de-France nous est fournie par la base de données du Mode d'occupation du sol (MOS) de l'Institut d'aménagement et d'urbanisme (IAU) [1] qui se réfère à une occupation du sol de 2012. Le MOS est une base de données regroupant à l'échelle de l'Île-de-France et pour différents niveaux de détail l'occupation du sol en plusieurs postes, à une précision de 12,5m. Il existe un MOS à 5 postes, un MOS à 11 postes, un MOS à 27 postes, un MOS à 47 postes et un MOS à 81 postes (voir annexe E pour le détail des postes). Le MOS à 5 postes nous permet de calculer que la région Île-de-France

1. http://data.iau-idf.fr/

est couverte à 11,5% d'un milieu imperméable urbanisé, à 4,7% d'espaces ouverts artificialisés, à 20,6% de forêts, à 61,8% de zones agricoles et semi-naturelles et à 1,4% de milieux aquatiques. Au total, il s'agit donc de 88,5% d'espaces non imperméables et de 11,5% d'espaces imperméables urbains.

Le milieu urbanisé est un milieu particulier pour la biodiversité du fait des caractéristiques suivantes. Les villes constituent des îlots de chaleur par rapport au milieu environnant (Oke, 1973 ; Musy, 2014b) de part leurs surfaces imperméables qui absorbent le rayonnement solaire et le restituent (Yuan et Bauer, 2007). Elle sont aussi des espaces dans lesquels les habitats potentiels des différents organismes sont de taille réduite, fragmentés et plus ou moins connectés entre eux. Le milieu urbain est un milieu particulièrement pollué, notamment du fait de la circulation automobile (Rodriguez, 2014) ou d'autres activités. S'y ajoutent les modifications de ruissellement urbain et d'infiltration de l'eau dans le sol (Rodriguez, 2014 ; Jacobson, 2011), qui ont des effets sur la circulation de ces polluants (Fletcher, Andrieu et Hamel, 2013). De nombreuses perturbations sont aussi dues au fonctionnement quotidien du milieu urbain, comme par exemple le bruit de la circulation.

Les organismes vivants et en particulier les pollinisateurs et leurs ressources végétales en milieu urbain réagissent de façon variable à ces diverses contraintes. La chaleur de ce milieu a des conséquences négatives sur la physiologie et l'abondance des insectes (Angilletta et al., 2007 ; Dale et Steven D. Frank, 2014 ; Meineke, Dunn et Steven D. Frank, 2014), en particulier sur l'abondance des abeilles, qui décline de près de 41% par degré de réchauffement urbain aux Etats-Unis (Hamblin, Youngsteadt et Steven D Frank, 2018). L'imperméabilisation des surfaces limite la place accessible aux végétaux qui pourtant contribuent à une réduction du ruissellement (Dwyer et al., 1992) et à une limitation du réchauffement en ville via l'évapotranspiration (Musy, 2014a). Les jardins domestiques, en tant qu'espaces verts, pourraient participer à remédier à ces problèmes, même si leur participation est probablement faible au vu de la taille des zones concernées (Cameron et al., 2012), estimée en Île-de-France à 57 244ha (Serret et al., 2014) (cf Table 1), soit 572 km^2 pour une surface totale de la région de 12 012 km^2.

La fragmentation des habitats est considérée comme un des déterminants majeurs des changements de biodiversité en milieu urbain (McKinney, 2006). Des organismes comme les lépidoptères sont souvent incapables d'atteindre les zones centrales des villes du fait du manque de connectivité entre espaces verts (Bergerot, Benoit Fontaine, Renard et al., 2010). Ces zones centrales sont aussi celles qui

accueillent une biodiversité florale la plus homogène, composée principalement de plantes généralistes (Clergeau, 2014). Dans le même temps, les espaces de ville intermédiaires entre urbain dense et campagne peuvent quant à eux accueillir une diversité végétale plus importante que les deux autres extrêmes dans la mesure où ils accueillent encore des espèces spécialistes qui disparaîtront dans l'urbain dense mais aussi des espèces cultivées (Clergeau, 2014). Les jardins résidentiels notamment peuvent contenir une diversité végétale élevée de part leur entretien qui permet à des plantes d'exister même à des densités très faibles.
L'échelle de l'Île-de-France regroupe des zones urbanisées dans lesquelles s'exercent les effets mentionnés. Elle est intéressante à étudier car elle permet de prendre en compte un gradient d'urbanisation large. La région comprend des espaces très peu urbanisés comme les forêts de Saint-Rémy-lès-Chevreuse ou de Fontainebleau ou les zones agricoles de Gonesse ou du plateau de Saclay, tout comme des espaces fortement urbanisés comme la ville de Paris et sa banlieue. Ces degrés d'urbanisation divers correspondent à une réalité géographique mais peuvent aussi être considérés, pour les sites particulièrement urbanisés, comme représentatifs d'une évolution. Dans la mesure où les sites urbains souffrent de l'effet d'îlot de chaleur (Oke, 1973 ; Musy, 2014b), des mesures comparatives le long d'un gradient d'urbanisation peuvent aussi permettre de discuter des potentiels effets du changement climatique (Glatron et Granchamp, 2018), sans oublier le facteur urbain en tant que tel.

1.2 Part des jardins domestiques en Île-de-France

En Île-de-France, 22% des logements sont des maisons individuelles (INSEE), dont on peut imaginer qu'elles incluent un jardin. La part des jardins privés est de 50,5% des espaces verts (Serret et al., 2014), soit 4,7% de la surface totale de l'Île-de-France. Cette proportion est variable selon l'urbanisation et plus importante dans les ceintures urbaines et péri-urbaines que dans le centre de Paris (Table 1.1).

1.3 Insectes pollinisateurs dans les jardins domestiques urbains et péri-urbains

Dans ces jardins domestiques, les études portant sur les insectes pollinisateurs sont encore peu nombreuses et relativement récentes (voir Introduction). Le jardin

TABLE 1.1 – Part des espaces verts urbains et des jardins domestiques parmi les espaces verts urbains en Île-de-France (SERRET et al., 2014).

Zone	Centre	Péri-centre	Suburbain	Péri-urbain	Île-de-France
Définition de la zone[a]	> 36% urbain	20-36% urbain	8-20% urbain	<8% urbain	-
Surface d'espaces verts	1 869 ha	23 162 ha	33 495 ha	54 776 ha	113 299 ha
% espaces verts	10,4	27	22,8	5,7	9,4
Surface de jardins domestiques	800 ha	13 765 ha	18 089 ha	24 590 ha	57 244 ha
% jardins parmi les espaces verts	42,8	59,4	54	44,9	50,5

[a] D'après SERRET et al. (2014).

privé est aujourd'hui considéré comme un espace qui pourrait servir de refuge à une diversité d'organismes (GODDARD, DOUGILL et BENTON, 2010). Il est donc pertinent de se poser la question de ses bénéfices et inconvénients par rapport à d'autres espaces également fréquentés par les insectes.

Par rapport au milieu agricole Par rapport au milieu agricole, le jardin domestique serait un espace favorable. Que ce soit par rapport à une agriculture conventionnelle ou raisonnée, des nids de bourdons installés croissent plus vite dans les jardins au Royaume-Unis et on y trouve des mâles et des femelles de taille plus importante ainsi qu'une plus grande diversité de pollen collecté (D. GOULSON et al., 2002). En Suède, des mesures d'abondance prises de plus en plus loin dans un champ par rapport à un jardin indiquent que le nombre d'abeilles et d'abeilles sociales diminue lorsque l'éloignement augmente : le jardin participerait plus au maintien d'un abondance élevée (SAMNEGÅRD, PERSSON et H. G. SMITH, 2011). L'activité des pollinisateurs est aussi plus haute dans les jardins que dans des plantations en Australie (KALUZA et al., 2016).

Par rapport aux forêts FETRIDGE, ASCHER et LANGELLOTTO (2008) ont montré que la composition en abeilles est comparable dans la forêt de la commune de Wetchester, au nord de la ville de New York (États-Unis), et dans les jardins domestiques de cette même commune. Par contre, en Australie, (KALUZA et al.,

2016) ont montré que l'activité des pollinisateurs est plus haute dans des jardins, même si elle est modulée par les saisons : l'activité dans les jardins privés est plus importante que dans les forêts pendant la saison sèche alors que l'inverse est observé pendant la saison froide. Le jardin serait aussi plus propice à la nidification et la reproduction des bourdons dont le nombre de nids trouvés est plus haut dans cet espace que dans des bois de la même région au Royaume-Uni (Osborne et al., 2008).

Par rapport au milieu semi-naturel Le milieu semi-naturel semble généralement plus favorable aux insectes que les jardins. En Amérique du Nord, respectivement au Canada et aux États-Unis, Martins, Gonzalez et Lechowicz (2017) y ont trouvé une richesse en abeilles supérieure de 30%, bien que la diversité fonctionnelle y soit similaire et M. E. McIntyre et Hostetler (2001) y ont mesuré une abondance plus élevée. Cependant, dans le cas de la nidification et de la reproduction, ces espaces semi-naturels n'étaient au Royaume-Uni pas favorables aux nids de bourdons, plus nombreux en jardins domestiques (Osborne et al., 2008).

Par rapport au milieu urbain Enfin, les comparaisons des jardins avec d'autres espaces urbains donnent des résultats variables. Des hôtels à insectes placés en jardins privés, jardin partagés, parcs ou sur des toits ont ainsi au plus de succès lorsque, à Toronto, au Canada, ils étaient dans les jardins privés pour les abeilles locales, dans les jardins partagés ou sur les toits pour des abeilles introduites, dans les parcs pour des guêpes locales (MacIvor et Packer, 2015). Les friches urbaines quant à elles semblent être des espaces plus riches en abeilles que les espaces résidentiels aux États-Unis (M. E. McIntyre et Hostetler, 2001).

L'environnement du jardin se différencie d'autres pour les insectes pollinisateurs, apportant contraintes ou avantages. Ses effets sont difficiles à caractériser dans la mesure où les différents groupes de pollinisateurs ne répondent pas tous aux différentes contraintes de façon similaire (Steffan-Dewenter et al., 2002). Par exemple, un bourdon, s'il est limité en ressources alimentaires dans un lieu, aura à priori plus de facilité qu'une petite abeille solitaire à parcourir un trajet important pour trouver des ressources ailleurs (Zurbuchen et al., 2010). Le chapitre 2 sera l'occasion de revenir sur les facteurs de composition et de configuration du jardin qui jouent un rôle dans la richesse en insectes pollinisateurs.

2 Accéder aux jardins en Île-de-France

Si le jardin est un espace d'intérêt pour les insectes pollinisateurs, et pour la biodiversité en général, mais que les déterminants de cette diversité sont encore mal connus, il s'agit alors de pouvoir accéder à des mesures dans ces jardins domestiques afin d'enrichir les connaissances. Cependant, l'accès aux jardins domestiques est compliqué, du fait de leur caractère privé. Néanmoins, il existe aujourd'hui des méthodes pour accéder aux jardins et surtout à ce qui s'y déroule pour les insectes pollinisateurs. Le web 2.0 et les outils numériques ont en effet permis le développement de protocoles de suivi qui n'investissent par directement le jardin et n'impliquent pas un·e scientifique sur le terrain mais appartiennent à la sphère des sciences participatives.

2.1 Les sciences participatives

Les sciences participatives ont été définies par Couvet et Teyssédre (2013) et Houllier, Joly et Merilhou-Goudard (2018) comme des collaborations entre acteurs scientifiques et non-scientifiques, dont la participation est volontaire, qui visent via un programme de recherche à produire des connaissances scientifiques. Elles sont a priori mises en place pour le moyen ou long terme. Un des premiers projets qui pourrait être qualifié de science participative dans le domaine de la biologie a vu le jour à la fin du $19^{ème}$ siècle, aux États-Unis : une association naturaliste, la « American Ornithologists' Union », avait lancé un comptage des oiseaux se cognant aux phares car cela causait alors un problème important de mortalité de ces oiseaux (Droege, 2007). Un comptage des oiseaux pendant la période de migration, afin d'obtenir des informations sur leurs lieux de départ, d'arrivée et ceux par lesquels ils passaient en plus grand nombre a aussi été lancé à la même période par W. Cook, et a finalement été pris en charge par le gouvernement jusque dans les années 1970 (Droege, 2007). Des paramètres biophysiques, précipitations et températures, ont aussi fait l'objet de mesures grâce à des observateurs extérieurs au milieu scientifique aux États-Unis, sous la supervision du « National Weather Service » (Firehock et West, 1995). En ce qui concerne les plantes, le Canada a vu son premier réseau d'observateurs mis en place en 1973 par une fédération de naturalistes, la « Federation of Alberta Naturalists » : il s'agissait alors de relever la phénologie de plantes sauvages (Beaubien et Hamann, 2011).

Le terme de science participative lui-même a été utilisé pour la première fois aux États-Unis en 1989 ; il fait alors référence au recours à 225 volontaires dans tous les États-Unis pour collecter des échantillons de pluie pour le bénéfice de la *Adubon Society*, une organisation à but de conservation : il s'agissait alors d'apporter des éléments dans une campagne mettant en lumière les pluies acides (Kerson 1989, cité par Haklay, Mazumdar et Wardlaw, 2018).

Depuis, le développement des sciences participatives a été large. Elles ont notamment profité des évolutions technologiques liées à internet et plus généralement aux technologies de l'information et de la communication : celles-ci ont permi des transferts d'informations et de données rapides entre des participant·e·s (Haklay, Mazumdar et Wardlaw, 2018 ; Houllier, Joly et Merilhou-Goudard, 2018), le développement des interactions entre science et société (Haklay, Mazumdar et Wardlaw, 2018 ; Houllier, Joly et Merilhou-Goudard, 2018) et le succès d'une stratégie de recherche qui repose sur un ensemble diffus de participant·e·s à des échelles spatiales et temporelles variables (Silva et Minor, 2017).

Diverses typologies des sciences participatives existent, selon l'intérêt porté aux différentes dimensions de celles-ci : but, public visé et degré d'implication, type d'implication, échelle du projet, type de protocole, initiateur(s) de la démarche (Houllier, Joly et Merilhou-Goudard, 2018 ; Couvet et Teyssédre, 2013). Celles-ci se distinguent dans les recommandations qu'elles peuvent porter. Des typologies basées sur l'échelle des projets ou le type de protocole peuvent par exemple mener à formuler des recommandations opérationnelles pour les sciences participatives. Des typologies basées sur le degré d'implication des participant·e·s ou la nature de l'initiateur de la démarche peuvent quant à elles proposer des recommandations réflexives sur la nature même des sciences participatives.

Couvet et Teyssédre (2013), en se basant sur la nature de l'initiateur de la démarche de science participative, laboratoire scientifique ou société civile, prennent en compte la dynamique de construction des projets via les recours aux acteurs complémentaires et portent ainsi un regard englobant sur la dynamique des projets : « Plus généralement, les sciences participatives sont concernées par la dynamique des relations entre organisations et institutions, notamment scientifiques et entre science et société, par la dynamique des processus politiques », ce qui fournit une base pour leur revendiquer un rôle transformatif (Couvet et Teyssédre, 2013, p. 61).

Au delà des typologies des sciences participatives, des avantages communs leur sont reconnus. Les sciences participatives sont d'une grande aide pour la recherche

dans un contexte de réduction des moyens financiers : en tant qu'approches basées sur un recueil de données local, par des non-professionnels, ensuite agrégé, elles ont des coûts relativement faible par rapport à des approches prises en charge par des professionnels dans de nombreux pays (Danielsen, Burgess et Balmford, 2005). En France, Levrel et al. (2010) ont estimé que, via les sciences participatives, une économie de 678 523e à 4 415 251e par an était réalisée pour quatre programmes de sciences participatives français, en fonction du scénario alternatif de récoltes de données choisi : récolte par des individus payés selon l'échelle de la fonction publique (724,363 €d'économie), par des bureaux d'étude privés spécifiques (4,415,251 €d'économie), par des individus payés au SMIC (678 363e d'économie). La quantité de données récoltée est elle aussi un grand apport : les 32 184 collections du Suivi photographique des insectes pollinisateurs qui correspondent à au moins 20 minutes de présence sur le terrain chacune équivaudraient à presque 11 000 heures soit presque 8 ans d'un·e doctorant·e qui réaliserait uniquement des photos (à 45h/semaine et en déduisant les semaines d'automne - hiver pendant lesquelles peu d'insectes sont présents et donc pendant lesquelles le ou la doctorant·e pourrait prendre ses vacances). Les gains de temps sont donc aussi importants lorsqu'il est fait appel aux sciences participatives (Houllier, Joly et Merilhou-Goudard, 2018). D'autres avantages peuvent être identifiés sur le plan de l'amélioration des relations sciences-société, le renforcement des compétences des individus participant (Houllier, Joly et Merilhou-Goudard, 2018 ; Evans et al., 2005), ou l'efficacité des transfert d'informations sur l'état de la biodiversité aux scientifiques (Schmiedel et al., 2016). Dans le cas de problèmes scientifiques complexes et difficiles à définir, comme le changement climatique ou la perte de biodiversité, le processus dans lequel les sciences citoyennes sont impliquées devient un processus d'apprentissage conjoint par les différents acteurs afin de s'attaquer à ces problèmes (Dillon, Stevenson et Wals, 2016).

L'accroissement de connaissances des participant·e·s est un des résultats des sciences participatives (Evans et al., 2005 ; Cosquer, R. Raymond et Prevot-Julliard, 2012 ; Deguines, Flores et al., 2018). Ceci pourrait aussi contribuer à la prise de position et à l'action en faveur de la conservation de cette biodiversité (Haywood, Parrish et Dolliver, 2016), la participation à des programmes de science participatives pouvant aussi fournir aux individus des informations « en temps réel », considérées comme nécessaire pour la conservation (Jordan, Gray et al., 2016). De plus, comme les sciences participatives impliquent un grand nombre d'individus, il existe une possibilité que les actions de ces individus, agrégées à échelle

plus large et orientées de façon informées vers la conservation de la biodiversité, aient des effets cumulatifs positifs sur cette biodiversité (Cooper et al., 2007). Les sciences participatives sont d'ailleurs considérées par Buytaert et al. (2014) comme situées entre activisme politique et bénévolat. La mobilisation pérenne de ces participant·e·s et la collecte de données seront d'ailleurs plus efficaces lorsque ils et elles peuvent constater le résultat de leurs efforts, via des publications, des mesures de conservation ou autres (Thiel et al., 2014 ; Silva et Minor, 2017).
Mon travail de thèse ne porte pas directement sur les sciences participatives. En revanche, il s'agit aussi d'utiliser les programmes de sciences participatives en connaissance de cause dans la mesure où ils s'insèrent dans un contexte social, culturel, technologique, environnemental et politique (Haklay, Mazumdar et Wardlaw, 2018 ; Couvet et Teyssédre, 2013 ; Houllier, Joly et Merilhou-Goudard, 2018).

2.2 Insectes pollinisateurs et sciences participatives

2.2.1 Programmes existant de part le monde et utilisations

Plusieurs programmes de sciences participatives concernent les insectes et plus particulièrement les insectes pollinisateurs. Aux États-Unis, un programme a été mis en place pour recenser les larves et papillons de monarque [2]. D'autres portent sur les abeilles, comme « The Great Sunflower Project » [3], ou sur les cocinnelles, comme « The lost ladybug project » [4] ou encore sur les lucioles [5]. Au Royaume-Uni, il existe un programme de comptage des hétérocères, « Moth Count » [6]. En France, la réseau Vigie Nature rassemble les projets de science participative à échelle nationale et comprend le Spipoll, suivi photographique des insectes pollinisateurs, l'Observatoire des bourdons et l'Opération papillons à destination du grand public [7], ainsi que le STELI, suivi temporel des libellules, le STERF, suivi temporel des rhopalocères de France et le SON, suivie des orthoptères noctures, ces trois derniers étant plus particulièrement à destination des naturalistes [8].
La base de données issue du programme a déjà donné lieu à plusieurs publications spécifiquement sur les données Spipoll, (Deguines et al., 2012 ; Deguines

2. https://monarchlab.org/mlmp
3. https://www.greatsunflower.org/
4. http://www.lostladybug.org/
5. https://legacy.mos.org/fireflywatch/
6. http://www.mothscount.org/
7. http://vigienature.mnhn.fr/page/pour-tous
8. http://vigienature.mnhn.fr/page/naturalistes

et al., 2016 ; Deguines, Flores et al., 2018 ; Desaegher et al., 2017), et a aussi été utilisée pour étudier des espèces plus particulières, comme par Le Féon et al. (2018) dans le cas de *Megachile sculpturalis*, ainsi que pour son protocole (Shwartz, Muratet et al., 2013).

2.2.2 Le Suivi photographique des insectes pollinisateurs (Spipoll)

Le Spipoll est le Suivi Photographique des Insectes POLLinisateurs. La coordination scientifique en est assurée par l'Office pour les insectes et leur environnement (OPIE) et par le Muséum national d'histoire naturelle (MNHN). Il fait partie de Vigie Nature, entité qui regroupe les différents programmes de sciences participatives coordonnés par le MNHN.

Le Spipoll a été lancé en 2010. Il regroupe au mois d'avril 2018 un nombre de 1457 participant·e·s (les spipolliens et les spipolliennes). Participer au Spipoll implique de suivre son protocole de photographie des insectes, d'identifier ces insectes et de déposer photographies et identifications sur le site dédié (`http://www.spipoll.org/`). Le protocole est le suivant : l'observation doit être faite pendant 20 minutes exactement (protocole court) ou 20 minutes et plus (protocole long). Elle concerne une espèce de fleur et tous les représentants de cette espèce dans un rayon de 2 mètres.

Tous les insectes qui se posent sur l'espèce de fleur sont pris en photo et s'y ajoutent une photo de la fleur ainsi que de son environnement (Fig. **??**, à gauche). Suite à cette étape de terrain, l'identification des insectes est réalisée sur la base des photographies, à l'aide d'une clef d'identification en ligne (`http://spipoll.snv.jussieu.fr/`) et à l'échelle de morphotypes (Fig. **??**, à droite). Ces morphotypes sont des regroupements établis sur la base de ressemblances morphologiques. Ils peuvent concerner : (1) une espèce, (2) plusieurs espèces du même genre, (3) un genre, (4) plusieurs espèces de différents genres, (5) plusieurs genres d'une même famille, (6) une famille, (7) plusieurs familles (cas particulier des larves d'insectes). Il existe un total de 630 morphotypes au sein du Spipoll et 95,4% d'entre eux sont considérés comme pollinisateurs. Par la suite, j'utiliserai donc aussi le terme pollinisateurs pour parler de ces insectes floricoles du Spipoll.

Une fois cette phase d'identification terminée, les participant·e·s déposent leurs

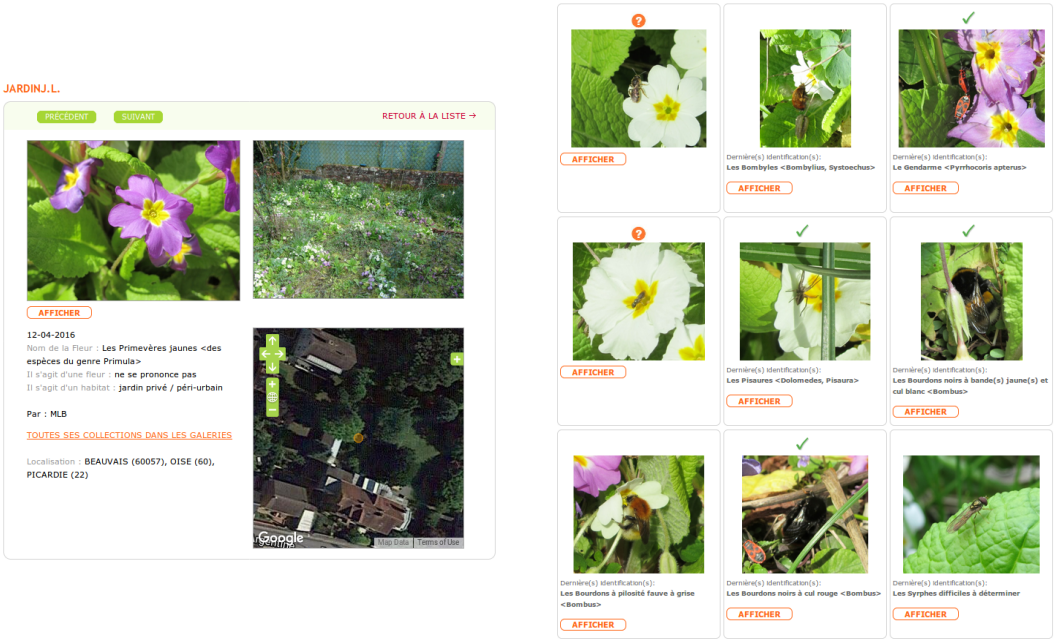


FIGURE 1.1 – Exemple de collection dans Spipoll : informations générales (à gauche) sur le lieu de collection et insectes photographiés (à droite).

photographies sur le site du Spipoll : l'ensemble des photographies prises pendant 20 minutes sur une fleur forme une collection. Des informations complémentaires sont associées à chaque collection : température, couverture nuageuse, intensité du vent, type d'environnement proche (par exemple urbain, rural, littoral, etc.) et situation de la fleur à l'ombre ou non (voir aussi Table 1.2). Les collections sont également géolocalisées.

Une fois déposées sur le site au sein d'une collection, les identifications d'insectes sont validées par un groupe d'entomologistes experts. Les participant·e·s eux-mêmes peuvent fournir des retours sur les différentes identifications et sur les collections via un espace de commentaires associé à chaque photographie et chaque collection. Dans la mesure où les participant·e·s gagnent petit à petit en expertise (DEGUINES, FLORES et al., 2018), ces commentaires sont aussi utiles pour les participant·e·s moins expérimenté·e·s et permettent régulièrement de corriger des identifications avant la validation par l'expert. Il y a d'ailleurs actuellement une réflexion menée au sein de Vigie Nature autour de l'opportunité de laisser ces participant·e·s confirmé·e·s valider des identifications de certains morphotypes qu'ils connaissent particulièrement bien.
Au mois d'avril 2018, la base de données du Spipoll regroupe 32 184 collections

TABLE 1.2 – Description des variables catégorielles associées à chaque collection du Spipoll.

Variable	Catégories
Température	moins de 10° C, de 10 à 20° C, de 20 à 30° C, plus de 30° C
Couverture nuageuse	0-25%, 25-50%, 50-75%, 75-100%
Intensité du vent	Nul, Faible et discoutinu, Faible et continu, Fort et discoutinu, Fort et continu
Environnement	Rural, Jardin privé, Péri-urbain, Prairie, Littoral, Urbain, Parc ou jardin public, Bord de l'eau, Bord de route, Forêt, Grande(s) culture(s)
Situation de la fleur	Ombre, Soleil

pour 313 986 photographies.

En Île-de-France, j'ai pu utiliser les données de 2470 collections (Fig. 1.2), dont une partie dans des jardins privés.

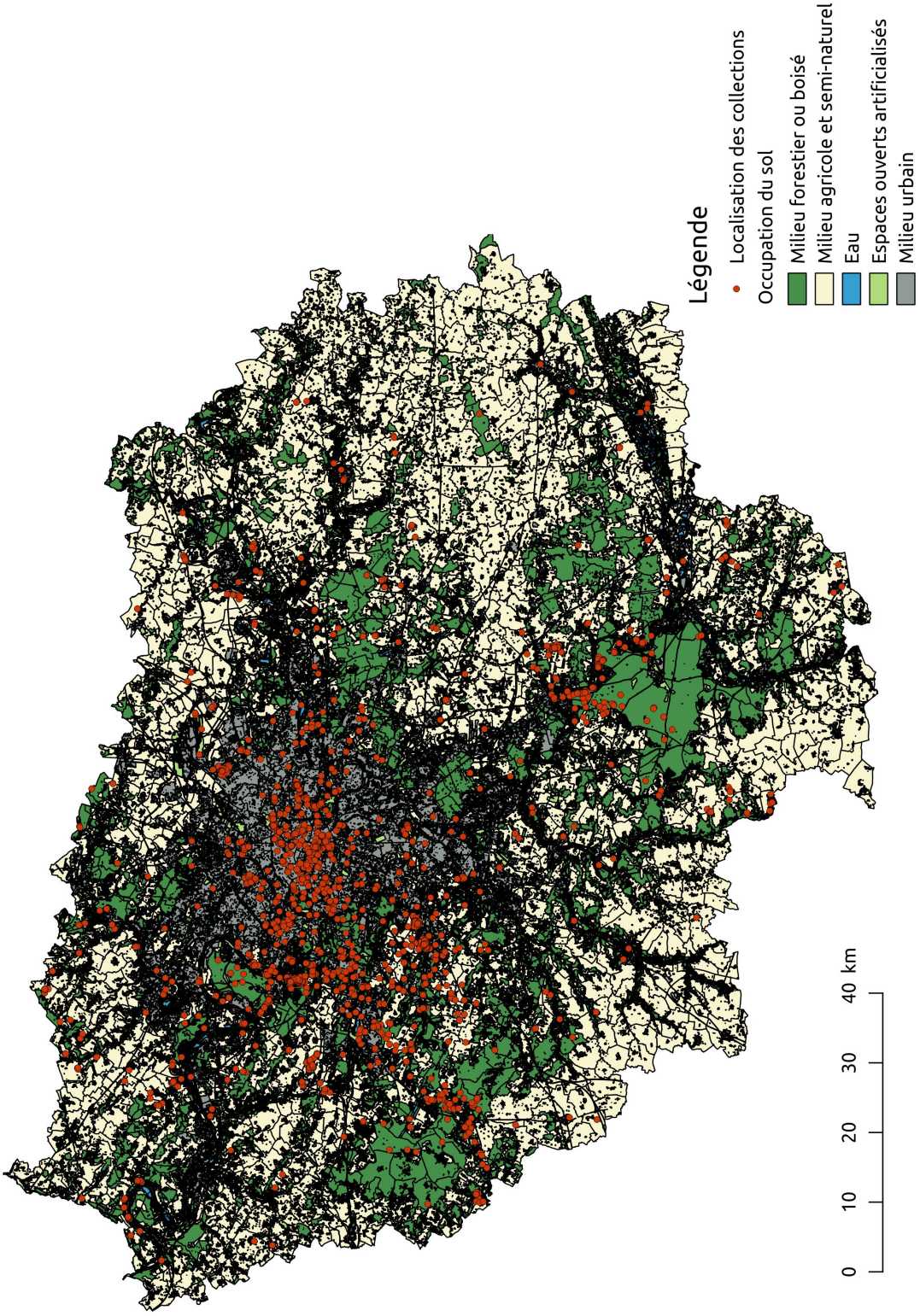


FIGURE 1.2 – Localisation des 2470 collections utilisées.

Comme détaillé plus haut dans ce chapitre et dans l'Introduction, les jardins domestiques sont des zones d'intérêt dans l'espace urbain et péri-urbain : potentiels refuges pour la biodiversité (D. M. Hall et al., 2017) dans un monde urbain aux effets globalement négatifs (McKinney, 2006), les jardins font partie des espaces verts de la ville (Lepczyk et al., 2017) et en couvrent une proportion variable, de 16% à 36% selon les villes (Colding, 2007 ; Loram, Tratalos et al., 2007 ; R. Mathieu, Freeman et Aryal, 2007). Pourtant, ces espaces sont encore peu étudiés (Cook, S. J. Hall et K. L. Larson, 2012 ; Cameron et al., 2012) notamment à cause des difficultés d'accès.

Dans ces jardins, les insectes pollinisateurs pourraient trouver différentes ressources (Pardee et Philpott, 2014) et ces espaces participeraient alors à la protection de cet ensemble d'organismes particulièrement importants pour le service écosystémique de pollinisation (Potts et al., 2010 ; Kleijn et al., 2015). Ces insectes pourraient tirer avantage des jardins mais aussi des ensembles de jardins du milieu résidentiel. Hinners et al. (2012) ont montré que, au Colorado, des habitats péri-urbains favorables aux insectes pollinisateurs de taille inférieure à 80 000 m^2 présentent une faible richesse en abeilles et sont probablement trop petits pour contenir les éléments nécessaires à ces insectes. La modélisation de la richesse en abeilles en fonction de la taille de l'habitat en milieu péri-urbain montrait une richesse croissante avec la surface de l'habitat, les sites de plus en plus grands ayant une probabilité plus importante de regrouper les éléments nécessaires aux abeilles. Cette augmentation continuait jusqu'à 200 000 m^2, surface à partir de laquelle la courbe présentait un plateau et pour laquelle la valeur de richesse en abeille était similaire à celle mesurée dans des prairies du Colorado, sites contrôles. Ainsi, l'intervalle entre 80 000 m^2 et 200 000 m^2 apparaît comme intéressant pour les abeilles. Ces valeurs dépassent la taille moyenne d'un jardin seul, estimée à 571 m^2 en Belgique (Dewaelheyns, Rogge et Gulinck, 2014), mais pourraient correspondre à des ensemble de jardins, ou d'une combinaison de jardins et d'autres espaces verts.

Dans ce chapitre, je m'interroge sur ces surfaces et sur le rôle de différents espaces urbains (jardins domestiques, espaces perméables ou espaces imperméables) dans la détermination de la richesse en insectes pollinisateurs. Plus précisément, je présente mon travail de quantification de l'importance, pour la richesse en insectes pollinisateurs en Île-de-France, de trois variables : (1) la proportion de surfaces urbanisées, (2) la proportion de surfaces de jardins domestiques et (3) la localisation (paramètre à échelle locale) dans un jardin domestique. La méthodologie présentée

ci-après a été choisie afin de prendre en compte l'emboîtement de ces effets et les différents seuils de surfaces auxquelles ils peuvent avoir lieu. Ce travail a pour but de tester les deux hypothèses suivantes :

Hypothèses

1. Les jardins domestiques ont une influence sur la richesse en insectes pollinisateurs plutôt dans les zones moins urbanisées.
2. Lorsque les jardins domestiques ont une influence, elle est plus forte lorsque la proportion en jardins domestiques est plus haute.

3 Méthode d'exploitation des données Spipoll

Par l'utiliation du programme de sciences participatives Spipoll nous avons pu rassembler une quantité importante de données, dont une partie est issue de lieux habituellement difficiles d'accès : les jardins domestiques. L'utilisation de ces données de sciences participatives nous a mis aussi face à un certain nombre de facteurs recueillis au sein du programme mais qui ne sont pas cibles directes de notre question de recherche, comme la couverture nuageuse ou la température et dont nous souhaitions nous affranchir (voir sections 3.1.1 et 3.1.2). De même, la localisation des points de données dépendait de décisions des participants au programme et résultait en la présence d'autocorrélation spatiale dans le jeu de données, dont nous souhaitions aussi nous affranchir (voir section 3.1.2). Afin de prendre en compte ces facteurs, nous avons utilisé une stratégie d'analyse incluant deux étapes. Nous avons tout d'abord standardisé le jeu de données grâce à une première étape de modélisation qui visait l'autocorrélation spatiale et les variables non directement d'intérêt (voir section 3.1.2). Nous avons par la suite utilisé les résidus de cette première étape de modélisation afin d'analyser le lien entre la variable de richesse en insectes pollinisateurs et les variables d'intérêt : proportion de surfaces imperméables, proportion de surface de jardins domestiques, localisation dans ou hors jardin domestique (voir section 3.3).

3.1 Mobilisation des données Spipoll

3.1.1 Sélection des données

La base de données Spipoll couvre toute la France et nous y avons sélectionné les collections qui se trouvent en Île-de-France. Parmi ces collections, nous avons sélectionné celles qui ont été réalisées dans des conditions plutôt favorables aux insectes : température de 10° C et plus (c'est à dire les intervalles 10-20° C, 20-30° C et plus de 30° C proposés par le programme), intensité du vent correspondant aux quatre premières catégories proposées par le programme (pas de vent, vent faible irrégulier, vent faible régulier, vent fort irrégulier) et aucune ombre sur la fleur. Nous n'avons retenu que les points pour lesquels l'observation a duré 20 minutes ou plus et pour lesquels la famille de la fleur choisie apparaît plus de 30 fois dans le jeu de données. Après vérification des points aberrants (par exemple une centaine d'insectes observés en 20 minutes), nous avons obtenu les 2470 collections utilisées dans ce travail.
La richesse par collection a été calculée comme le nombre de morphotypes différents qui apparaissent dans la collection. Dans le cas de collections de plus de 20 minutes, cette richesse a été ramenée à une richesse par 20 minutes.
Nous avons au sein de ces 2470 collections identifiées celles qui ont été réalisées dans des jardins domestiques grâce au MOS 47 postes qui propose le poste « jardins de l'habitat ». Nous avons créé une variable contexte local qui prend la valeur 1 si la collection est dans un jardin et 0 si elle n'est pas dans un jardin.

3.1.2 Standardisation des données

Comme décrit auparavant, le Spipoll recueille un certain nombre de données sur les conditions dans lesquelles la collection a été réalisée ainsi que sur la fleur. Ces variables n'étaient pas notre intérêt premier ici. De plus, il existe de l'autocorrélation spatiale dans les données Spipoll, dans la mesure où les participant·e·s effectuent des collections dans des espaces quotidiens, proches, qui sont visités régulièrement, ou que certains espaces verts, autrement peu présents dans le milieu urbain, concentrent les collections. Nous avons donc réalisé un premier modèle pour prendre en compte cette autocorrélation spatiale et les variables qui ne nous intéressent pas directement pour tester notre hypothèse. Ce modèle a été construit grâce à la fonction `gls` du package `nlme` de R (R Core Team, 2018 ; Pinheiro et al., 2018). Ont été inclus dans ce modèle le log de la richesse par 20 minutes comme variable dépendante et les variables explicatives suivantes : latitude, longitude,

variables météo (température, intensité du vent, couverture nuageuse), variables temporelles (heure, semaine, année), famille de la fleur et une variable identifiant l'observateur auteur de la collection. Les variables météo, l'année, l'identité de l'observateur et la famille de la fleur sont des variables de type facteur. Latitude, longitude, heure et semaine sont des variables de type numérique. Toutes ont été incluses sous la forme d'un effet linéaire et heure et semaine ont aussi été incluses sous la forme d'un effet quadratique, compte tenu de ce type d'effet mentionné dans la littérature (Herrera, 1990 ; Knop et al., 2017 ; Lefebvre et al., 2018). Latitude et longitude étaient incluses dans la structure d'autocorrélation, de type exponentielle. Suite à la modélisation, nous avons vérifié que l'autocorrélation spatiale avait bien été prise en compte en calculant l'indice de Moran sur 20 intervalles de 100m.
Les résidus de ce premier modèle de standardisation des données correspondent à la diversité non expliquée par les variables de standardisation. Nous les avons utilisés par la suite comme variable à expliquer afin de comprendre la réponse de richesse en insectes pollinisateurs en fonction de variables d'intérêt (proportion en surfaces imperméables, proportion en jardins domestiques et localisation dans ou hors jardin domestique).

3.2 Structure et composition du paysage

Grâce au MOS, nous avons calculé la proportion de surfaces imperméabilisées et la proportion de jardins domestiques autour des points de collection dans des zones tampons de rayon 50m, 100m, 250m, 500m et 1km (Fig. 1.3). Les surfaces imperméabilisées correspondent au poste du milieu urbain dans le MOS à 5 postes. Les jardins domestiques correspondent au poste « jardins de l'habitat » dans le MOS à 47 postes. Nous avons testé les corrélations entre la proportion de surfaces imperméables, la proportion de surfaces de jardins domestiques et la variable de contexte locale du jardin. Nous avons utilisé des tests de corrélation de Spearman.

3.3 Arbres de régression

Les résidus du modèle de standardisation ont été utilisés pour construire des arbres de régression aux différentes échelles spatiales choisies : 50m, 100m, 250m, 500m, 1km ainsi qu'un arbre de régression prenant en compte toutes les échelles. À une échelle donnée, le modèle prenait en compte la proportion de surfaces imperméables, la proportion de surfaces des jardins domestiques et la variable de

FIGURE 1.3 – Exemple de jardin et de tampon à 250m.

contexte local indiquant si la collection est dans un jardin ou non. Dans le modèle combinant toutes les échelles, les variables paysagères de toutes les échelles étaient incluses ainsi que la variable de contexte local.

Une procédure de bootstrap a été utilisée : pour chaque modèle, 500 arbres ont été construits, à chaque fois avec 2070 collections tirées au hasard sur les 2470 disponibles. Parmi les 500 arbres de régression obtenus pour chaque modèle, nous avons sélectionné celui qui apparaissait le plus souvent comme l'arbre résultat.

Afin de préciser les différences entre taxons, nous avons, pour les variables qui apparaissent significatives dans l'arbre de regression incluant toutes les échelles spatiales, comparé les valeurs de richesse par ordre entre les différents nœuds terminaux. Nous avons pour cela sélectionné les collections appartenant au nœud terminal en suivant les seuils de détermination des nœuds et utilisé des tests de χ^2 pour comparer les différences entre nœuds pour les cinq ordres principaux du jeu de données : coléoptères, diptères, hémiptères, hyménoptères et lépidoptères.

4 Résultats

4.1 Diversité des insectes floricoles et effets des variables de standardisation

Le jeu de données des 2470 collections a été recueilli par 261 participant·e·s au Spipoll sur 18 familles de fleurs différentes (Fig 1.4), pour un total de 378 morphotypes. La richesse moyenne en morphotype par session de 20 minutes était de 7.51+/-6.12 morphotypes. La diversité des morphotypes observés est présentée dans la Table 1.3. Les Astéracées étaient échantillonnées dans 32,1% des collections et étaient donc la famille de fleurs la plus échantillonnée (Fig. 1.4). Les collections se trouvaient dans des endroits diversifiés en terme de composition de l'environnement en surfaces imperméables et en surfaces de jardins domestiques (Table 1.4). La proportion en surfaces imperméables et la proportion de jardins domestiques étaient corrélées aux échelles spatiales 50m (ρ=0,158, p<0,0001), 100m (ρ=0,0962, p<0,0001) et 1km (ρ=-0,0769, p=0,00013). La proportion en jardins domestiques était corrélée à la variable de contexte dans/hors du jardin aux échelles spatiales 50m (ρ=0,872, p<0,0001), 100m (ρ=0,715, p<0,0001) et 1km (ρ=-0,0659, p<0,0001). La proportion de surfaces imperméables était corrélée à la variable de contexte dans/hors jardin aux échelles spatiales 50m (ρ=0,150, p<0,0001), 250m (ρ=-0,178, p<0,0001), 500m (ρ=-0,294, p<0,0001) et 1km(ρ=-0,402, p<0,0001).

L'autocorrélation a décru dans les résidus du modèle de standardisation et seul le pas à 100m présentait une autocorrélation significative mais de faible valeur. La couverture nuageuse 50-75% avait un effet positif sur la richesse en morphotypes par comparaison à la couverture nuageuse 0-25% (β=0,12, p=0,0028). Les températures de la catégorie 20-30°C avaient un effet significatif positif sur la richesse en morphotypes par comparaison aux températures de la catégorie 10-20°C (β=0,067, p=0,047). Les années 2011 à 2017 avaient un effet significatif positif sur la richesse en morphotypes par rapport à l'année 2010 (β entre 0,26 et 0,50, p toutes inférieures à 0,01). Les semaines avaient un effet significatif positif sur la richesse via leur terme linéaire (β=0,87, p<0,0001) et un effet significatif négatif sur la richesse via son terme quadratique (β=-0,0015, p<0,0001). Latitude, longitude et les autres catégories des variables factorielles n'avaient pas d'effet significatif sur la richesse en morphotypes.

TABLE 1.3 – Description du jeu de données par ordre.

Ordre	% de morphotypes observés de cet ordre	Nombre de morphotypes différents observés	Nombre de niveaux de description des morphytypes mobilisés[a]
Hymenoptera	40,4	78	6
Diptera	34,9	73	5
Coleoptera	13,9	87	5
Hemiptera	4,96	20	4
Lepidoptera	4,61	69	5
Orthoptera	0,61	2	2
Nevroptera	0,33	2	1
Mecoptera	0,14	1	1
Opilions	0,1	1	1
Dermaptera	0,078	1	1
Blattodea	0,015	1	1
Ephemeroptera	0,0098	1	1

[a] Par rapport aux 7 niveaux de description des morphotypes existants.

TABLE 1.4 – Description des variables environnementales.

Échelle spatiale :	50m	100m	250m	500m	1km
	Proportion de la surface en jardins domestiques				
Moyenne	4,65	3,90	0,565	0,308	0,178
(+/- écart-type)	+/- 12,4	+/- 8,89	+/- 1,62	+/- 0,106	+/- 0,621
Minimum	0	0	0	0	0
Maximum	46,1	43,9	27,7	18,5	15,8
	Proportion de la surface imperméable				
Moyenne	40,1	39,5	44,8	41,1	41,6
(+/- écart-type)	+/- 38,3	+/- 35,3	+/- 31,7	+/- 32,3	+/- 31,2
Minimum	0	0	0	0	0
Maximum	100	100	100	100	98,2

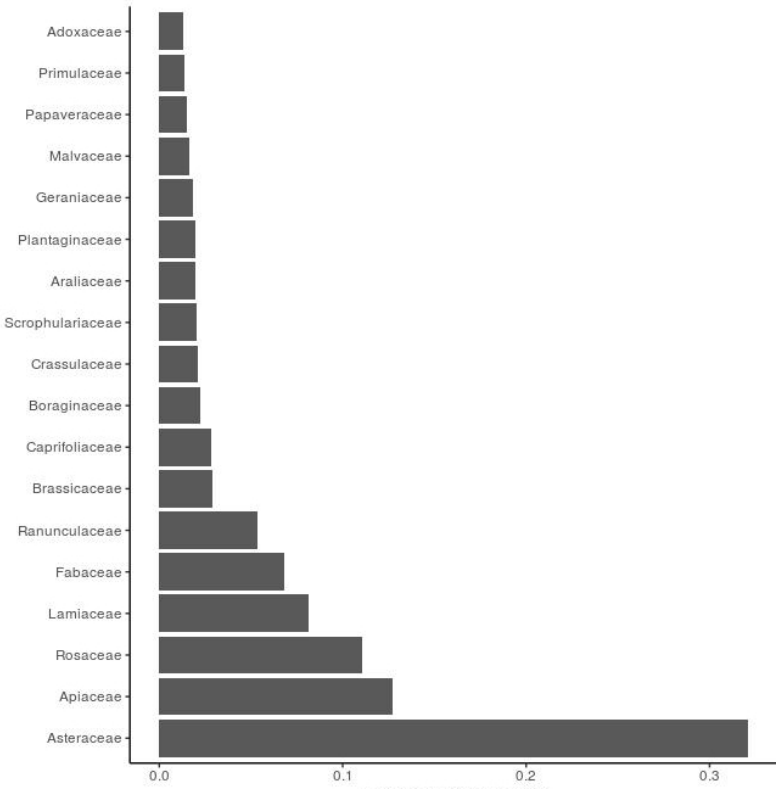


FIGURE 1.4 – Proportions de collections réalisées sur les différentes familles de fleurs.

4.2 Arbres de régression sélectionnés par le bootstrap

Suite à la procédure de boostrap, les arbres retenus représentaient entre 47,2 et 82,4% du jeu de 500 arbres selon l'échelle spatiale. Les arbres avaient une structure soit en deux nœuds terminaux séparés par une division, soit en trois nœuds terminaux séparés par une première division puis une deuxième division dans une des deux branches de la première. La Table 1.6, en annexe de ce chapitre, résume les proportions d'arbres de régression obtenues pour les différentes combinaisons possibles de variables.

4.3 Effets imbriqués de l'imperméabilisation et du jardin aux différentes échelles

L'arbre de régression prenant en compte toutes les échelles spatiales résulte en un arbre à deux nœuds séparés par la proportion de jardins à 50m au seuil 29,3 +/- 2,8% (Fig. 1.5). A l'échelle 50m, l'arbre de régression présentait deux

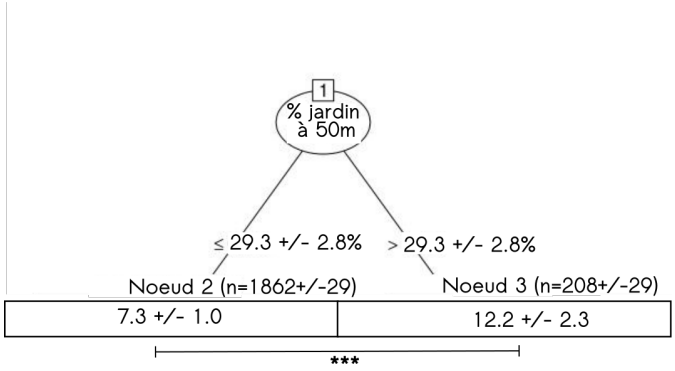


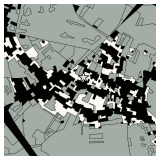
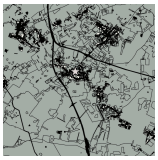
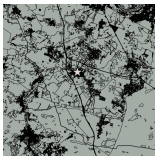
FIGURE 1.5 – Arbre de régression incluant les variables de toutes les échelles spatiales obtenu suite au bootstrap. Les écarts-type indiqués correspondent à des moyennes sur tous les arbres du bootstrap correspondant.

nœuds terminaux séparés par la proportion de jardins au seuil 29,4 +/- 3,0 % (Fig. 1.6 A). La variable de contexte local était impliquée dans tous les arbres de régression à 100m et au delà. A 100m, elle détermine la première division et la proportion de jardins détermine une deuxième division au sein de la branche de contexte local dans un jardin (Fig 1.6 B). A 250m et 1000m, la variable de contexte local détermine la première division et la proportion de surfaces imperméables détermine une deuxième division au sein de la branche de contexte local dans un jardin (Fig. 1.6 C, E). L'arbre de régression à 500m présente un schéma inverse (Fig. 1.6 D).
La Table 1.5 résume les divisions aux différentes échelles spatiales.

4.4 Seuils d'effets pour les proportions de surfaces imperméables et de surfaces de jardins domestiques

Dans les arbres présentant deux nœuds terminaux, toutes échelles spatiales confondues et à 50m, la richesse maximale en morphotypes était atteinte dans les nœuds déterminés par une proportion en jardins plus importante. Dans l'arbre à l'échelle 100m, présentant trois nœuds terminaux, la richesse maximale en morphotypes était atteinte dans un nœud déterminé par la combinaison de la variable de contexte local dans un jardin et une proportion de jardins domestiques haute. Dans les arbres présentant trois nœuds terminaux, aux échelles 250m et 500m, la richesse maximale en morphotypes était atteinte dans les nœuds déterminés par la combinaison de la variable de contexte local dans un jardin et une proportion de

TABLE 1.5 – Résumé des effets des variables dans les arbres de régression aux différentes échelles.

	Local		...		Paysage
					
Echelle spatiale	50m	100m	250m	500m	1000m
Contexte	-[a]	1[b]	1	2	1
Surface en jardins	1	2	-	-	-
Surface imperméable	-	-	2	1	2

[a] Le signe - indique que la variable n'intervient pas.
[b] Les étapes de division dans l'arbre de régression sont signalées par 1 pour une variable intervenant dans une première étape et 2 pour une variable intervenant dans une seconde étape.

surfaces imperméables faible. Dans l'arbre à l'échelle 100m présentant trois nœuds terminaux, la richesse maximale en morphotypes était atteinte dans le nœud déterminé par la combinaison de la variable de contexte local dans un jardin et une proportion de surfaces imperméables haute.

4.5 Différences entre noeuds terminaux pour les ordres

Seule la variable de proportion de jardins domestiques autour du point de collection à 50m apparaît significative dans l'arbre de régression incluant toutes les échelles spatiales, au seuil 29,4%. Au total, 2217 collections se situent dans le nœud terminal entouré d'une proportion de jardins domestiques inférieure à 29,4% et 253 collections dans l'autre nœud. La richesse en coléoptères est plus importante dans le nœud déterminé par un entourage moins important en jardins domestiques (χ^2=53,2, p<0,001). La richesse en diptères et en lépidoptères est plus importante dans le nœud déterminé par un entourage plus important en jardins domestiques (χ^2=20,9, p<0,001 et χ^2=23,85, p<0,001). Les effets ne sont pas significatifs pour les hémiptères et les hyménoptères.

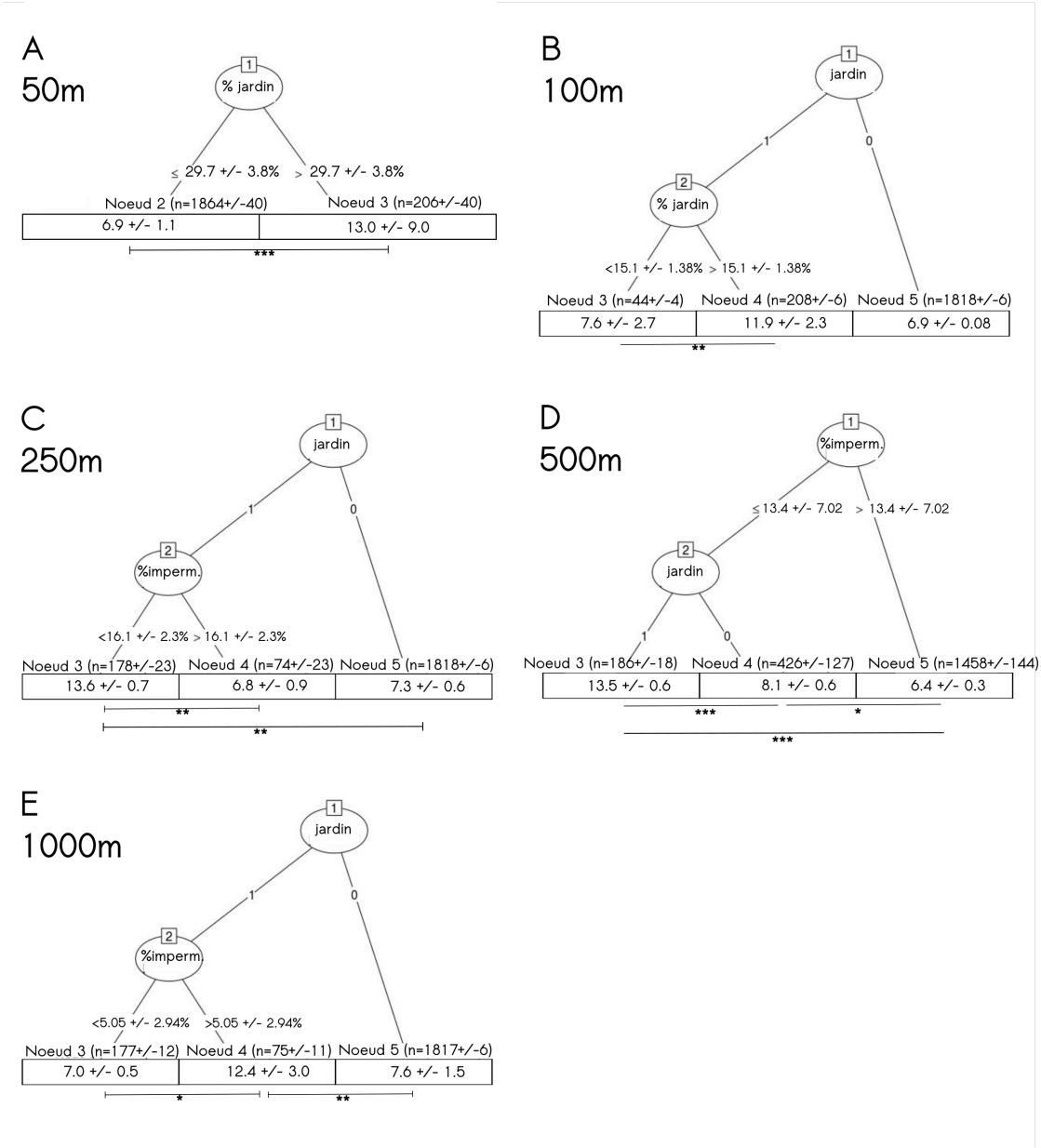


FIGURE 1.6 – Arbres de régression aux différentes échelles successives obtenus suite au bootstrap. Les écarts-type indiqués entre parenthèses correspondent à des moyennes sur tous les arbres du bootstrap correspondant.

5 Discussion

Grâce à notre travail, nous apportons une contribution à l'étude des jardins domestiques, encore peu investis. Nous apportons aussi des confirmations aux effets déjà déterminés de l'urbanisation sur les insectes pollinisateurs. Nous avons aussi confronté ces effets relativement connus à ceux des surfaces en jardins domestiques

et du contexte local dans / hors le jardin.

5.1 Échelles locale et paysagère sont impliquées

La valeur moyenne de richesse en morphotypes obtenue dans cette étude, 7,51 morphotypes par collection, est du même ordre de grandeur que des valeurs de richesse obtenues dans d'autres études utilisant le Spipoll, par exemple 4,47 morphotypes par Deguines et al. (2012). Les valeurs maximales de richesse obtenues sont associées de façon répétée à des collections dans des jardins, ou entourées d'une proportion de jardins domestiques importante, ou d'une proportion en surfaces imperméables faible, ou à une combinaison de ces critères. Nous confirmons par là des résultats d'écologie urbaine indiquant que les zones urbaines ont des effets négatifs sur des pollinisateurs comme les abeilles sauvages en France (Geslin et al., 2016) ou les hétérocères en Angleterre (Bates, Sadler, Grundy et al., 2014) et plus généralement limitent les interactions entre plantes et pollinisateurs en France (Desaegher et al., 2017).

Nous n'avons pas inclus d'approche étendue à une résolution taxonomique plus fine dans ce travail dans la mesure où l'indicateur richesse globale est considéré comme pertinent à partir de données de sciences participatives (Kremen, Ullman et R. W. Thorp, 2011). De plus, une étude de ce type se heurterait à des problèmes statistiques car le nombre d'ordres représentés par collection reste faible. Dans cette étude, nous avons mis en évidence une structuration similaire à plusieurs échelles spatiales via cette mesure de richesse globale, ce qui nous donne confiance en la pertinence du résultat à l'échelle de l'Île-de-France.

Cette région, malgré son haut degré d'urbanisation, comprend aussi des forêts, des espaces semi-naturels et d'autres espaces verts urbains. Parmi ces espaces, nous avions relevé que les zones agricoles accueilleraient en général une richesse moindre en pollinisateurs que les zones résidentielles (Baldock et al., 2015) et que l'activité des pollinisateurs y serait moins importante (Kaluza et al., 2016) tandis que les parcs urbains, les zones naturelles et les friches urbaines accueilleraient une richesse plus importante (Martins, Gonzalez et Lechowicz, 2017 ; M. E. McIntyre et Hostetler, 2001 ; Matteson, James B. Grace et Minor, 2013 ; Tommasi et al., 2004). Nous n'avons pas directement comparé l'impact des surfaces en jardins domestiques avec celui d'autres surfaces perméables mais la richesse plus haute trouvée dans le nœud déterminé par une proportion en surfaces imperméables plus importante à l'échelle 1000m reflète probablement un effet com-

biné de ces autres surfaces perméables. Ceci peut indiquer que toutes les surfaces perméables ne sont pas équivalentes. Nous pourrions ici distinguer plusieurs types d'occupation du sol et notamment les zones agricoles, reliées négativement à la richesse en pollinisateurs (Baldock et al., 2015). A l'échelle 1km, ces zones agricoles ont de grandes chances d'être incluses dans le tampon : l'Île-de-France, outre les zones urbaines denses, contient aussi une proportion non négligeable de zones d'agriculture conventionnelle en blé. Un effet négatif de ces zones agricoles pourrait expliquer la valeur de richesse supérieure dans des zones plus imperméables pour les quelques points concernés à l'échelle 1km (n=75 +/- 11 selon l'arbre dans le bootstrap), situés alors plus loin de ces zones agricoles. Ces quelques points pourraient aussi représenter quelques petits ensembles d'habitat favorable au sein d'une matrice non favorable, peu facilement accessibles (Steffan-Dewenter et al., 2002).

5.2 Les jardins domestiques, petits espaces mais grands effets

Les effets de l'environnement en jardins domestiques ne sont observés qu'à petite échelle spatiale et les effets de l'environnement en surfaces imperméables sont observés à plus grande échelle spatiale. Les effets du contexte local, dans ou hors un jardin, semblent être importants à toutes les échelles spatiales. Cette dernière variable apporte un complément à l'information de la proportion en jardins domestiques dans la mesure où contexte local et proportion en jardins domestiques ne sont pas corrélés aux échelles intermédiaires, 250m et 500m. A grande échelle spatiale, une zone favorable aux insectes pollinisateurs pourrait ne pas être atteinte par ces derniers si elle est entourée par une matrice paysagère défavorable, comme cela est le cas pour les rhopalocères (Bergerot, Benoit Fontaine, Julliard et al., 2011). Une région accueillerait une diversité en insectes pollinisateurs en fonction de la proportion en surfaces imperméables, limitante (Desaegher et al., 2017 ; Bates, Sadler, Grundy et al., 2014), et les jardins ou lieux entourés de jardins dans cette zones accueilleraient alors une proportion de cette richesse plus importante que d'autres lieux de la même région. Cette relation générale serait à nuancer pour des cas plus précis, dans la mesure où nous avions remarqué que les résultats connus sur la richesse en pollinisateurs dans les jardins domestiques montrent que, par rapport à d'autres zones de milieu urbain, leur influence est tantôt positive, tantôt négative (M. E. McIntyre et Hostetler, 2001 ; MacI-

vor et Packer, 2015).
Les différents taxons de pollinisateurs répondent aux différentes échelles spatiales de façon diverses selon leur distance de dispersion ou de vol (Keitt, Urban et Milne, 1997 ; Steffan-Dewenter et al., 2002 ; With, Cadaret et Davis, 1999). Dans cette analyse, nous avons remarqué qu'aux échelles 50m et 100m la proportion de jardins domestiques joue un rôle structurant avec la variable de contexte. Au contraire, à partir de l'échelle 250m, c'est la proportion en surfaces imperméables qui joue un rôle structurant avec la variable de contexte. Ce changement pourrait être du à ces réponses différentes des taxons : des caractéristiques locales pourraient être importantes pour certains taxons plus que pour d'autres. De façon générale, toutes échelles spatiales confondues, seule la proportion en jardins domestiques à 50m apparaît comme variable structurante : l'environnement local (et le contexte local puisqu'à cette échelle ces deux variables sont particulièrement corrélées) semble dominer un effet des variables à plus large échelle.

5.3 Seuils de surfaces

Grâce aux arbres de régression, nous avons identifié des effets de seuils et de seuils emboîtés plutôt que des effets linéaires. Ainsi, à l'échelle 50m, la proportion de jardins domestiques seuil qui détermine la division en deux nœuds est de 29,7 +/- 3,8% dans le tampon. Aux petites échelles, ces proportions sont à mettre en relation avec les zones résidentielles qui comportent maisons, jardins et voies d'accès. Proportions en jardins domestiques et proportion de surfaces imperméables sont d'ailleurs corrélées à petite échelle, indiquant probablement cette correspondance entre milieu résidentiel, partiellement imperméable, et espaces verts de type jardins domestiques du milieu résidentiel. Les seuils observés à 50m et 100m pourraient sembler plus faibles que ce que nous aurions attendu pour une proportion de jardins domestiques en regard d'une proportion de maisons et voies d'accès. Cependant, nous pouvons le rattacher à un résultat des études de conservation des populations : les surfaces identifiées comme nécessaires pour la conservation des populations sont souvent plus faibles que celles identifiées pour la conservation d'espèces individuelles (Beninde, Veith et Hochkirch, 2015). Ici, nous nous sommes intéressées à des groupes d'espèces et le seuil identifié est probablement seulement un minimum requis.
En prenant pour surface moyenne des jardins la valeur de 571m^2, estimée par Dewaelheyns, Rogge et Gulinck (2014) en Belgique, nous pouvons estimer que

la proportion de jardins domestiques de 29,4% dans le tampon de 50m de diamètre correspond à environ 4 jardins tandis que celle de 15,7% dans le tampon de 100m correspond à environ 8 jardins et demi. Si ces jardins correspondent à un ensemble de type « patch », ils pourraient accueillir des actions coordonnées de la part des habitant·e·s en faveur des insectes pollinisateurs, que ce soit dans des jardins mitoyens par plusieurs de leurs faces ou alignés le long d'une rue. Un nombre limité d'habitant·e·s seraient ainsi déjà en mesure d'avoir un effet positif sur la richesse en insectes pollinisateurs, en transformant un ensemble de décisions individuelles dont les conséquences globales peuvent être négatives, une « tyrannie par les petites décisions », en ressource par petites actions de jardinage (Dewaelheyns, Kerselaers et Rogge, 2016). Ce nombre de jardins et donc d'habitant·e·s dépend bien sûr de la taille moyenne des jardins : dans la zone densément urbanisée de Roissy Plaine de France, elle serait de 114m^2 (Reynolds et Darly, 28 juin 2018), ce qui résulte en un nombre de 20 jardins dans un disque de 50m de rayon et de 43 jardins dans un disque de rayon 100m. La coordination des décisions ne serait alors probablement pas gérée de façon similaire.
Par ailleurs, bien que des seuils aient été identifiés, nous ne sommes pas en mesure de dire si la proportion seuil constitue plutôt une proportion de surface continue ou de surface dispersée dans une matrice autre : il nous faudrait pour cela différencier la surface totale et le degré de fragmentation (Andrén, 1994). Les seuils doivent donc être manipulés avec précaution et systématiquement associés à des buts et des limitations précis s'ils servent à prendre des décisions d'aménagement (Beninde, Veith et Hochkirch, 2015). Chaque seuil peut en effet être considéré sous deux angles : soit comme un minimum à augmenter, soit comme une valeur limite à atteindre.

5.4 Favoriser certains ordres à certaines échelles

S'intéresser aux réponses des insectes pollinisateurs par taxons ou groupes fonctionnels à plus petite résolution pourrait révéler une variabilité de réponses à l'urbanisation dans la mesure où certains groupes comme les abeilles nichant dans des cavités ou les espèces de petite taille voient leur richesse augmenter en ville (Hernandez, Frankie et Robbin W. Thorp, 2009 ; Banaszak-Cibicka et Zmihorski, 2012) tandis que d'autres la voient décroître (Deguines et al., 2012).
Dans ce travail, nous avons introduit une précision sur les ordres favorisés à

l'échelle spatiale qui apparaît pertinente de façon globale, l'échelle de 50m, à laquelle la structure de l'arbre de régression est déterminée par la proportion en jardins domestiques. Les lépidoptères sont favorisés par un entourage plus important en jardins domestiques, ce qui est cohérent avec leur sensibilité à l'urbanisation (Ramírez-Restrepo et MacGregor-Fors, 2017) ainsi qu'avec leur affinité négative pour les milieux urbains (Deguines et al., 2012). De même, les diptères ont une affinité plutôt négative pour les milieux urbains (Deguines et al., 2012) et ils se voient favorisés par une étendue de jardins domestiques environnante plus grande. L'absence de résultat significatif concernant les hyménoptères pourrait être reliée à des différences de réponse des espèces de ce taxon, entre espèces particulièrement mobiles ou non. La situation favorisée des coléoptères hors des jardins domestiques est surprenante, connaissant l'effet négatif global du milieu urbain sur les insectes (McKinney, 2008 ; N. E. McIntyre, 2000). Cependant, cela pourrait aussi réfléter des pratiques de gestion et d'accueil des insectes différentes selon les habitant·e·s.
Dans l'ensemble, il s'agirait plutôt de porter attention aux diptères et aux lépidoptères dans les jardins qui peuvent se structurer en ensembles cohérents à petite échelle. Si les lépidoptères ont des chances d'être globalement plus connus et appréciés, notamment pour leur aspect esthétique (Barrow, 2002), ce ne sera peut-être pas le cas des diptères, moins connus (Kellert, 1993) et probablement plutôt associés à des valeurs et sentiments négatifs (Kellert, 1993 ; Barrow, 2002). Des actions d'éducation relative à l'environnement seraient ainsi nécessaires pour faire connaître ces insectes méconnus mais pour lesquels des individus peuvent, à leur échelle, agir.

5.5 Utilisation des données de science participative

La méthode d'identification du Spipoll peut conduire à sous-estimer la diversité taxonomique présente dans les collections, ce qui a pu conduire à moins de variation dans les données. Ceci peut être considéré d'un point de vue positif dans la mesure où nous avons réussi à mettre en évidence des structurations cohérentes malgré cela. De plus, malgré les critiques faites aux méthodes de sciences participatives, notamment la possible sur-estimation d'espèces rares et sous-estimation d'espèces communes par les participants, la quantité de données utilisées compense a priori ces erreurs (Gardiner et al., 2012) et l'utilisation d'une clef standardisée en ligne conduit à des identifications pertinentes et cohérentes entre participant·e·s

(Obrist et Duelli, 2010). Les mesures utilisant les morphotypes ont été validées dans d'autres programmes, notamment pour la caratérisation de variation de richesse, abondance et similarité au cours du temps et dans l'espace (Kremen, Ullman et R. W. Thorp, 2011) et elles ont permis d'identifier des structurations écologiques (Hochachka et al., 2012). Le programme de sciences participatives du Spipoll a aussi de façon générale un impact positif sur les connaissances des pollinisateurs par les participant·e·s (Deguines, Flores et al., 2018). Les morphotypes eux mêmes sont pertinents pour calculer des indicateurs comme la diversité en pollinisateurs (Obrist et Duelli, 2010). Plusieurs études ont aussi déjà été publiées spécifiquement avec des données issues du Spipoll (Deguines et al., 2012 ; Deguines et al., 2016 ; Deguines, Flores et al., 2018 ; Desaegher et al., 2017 ; Le Féon et al., 2018).

6 Conclusion

Nous avons dans ce chapitre montré que les jardins domestiques, bien que peu pris en compte dans les études écologiques, ont un rôle à jouer pour les insectes pollinisateurs au sein de la matrice paysagère urbaine et péri-urbaine. Ces jardins accueillent une diversité d'insectes pollinisateurs qui dépend de l'urbanisation à grande échelle. L'ensemble d'insectes qui pourraient être présents dans le jardin est déterminé par cette variable et l'ensemble d'insectes effectivement présents dans le jardin est déterminé à une échelle plus fine par un environnement en espaces verts jardins et par le jardin même. L'effet du jardin même a de fortes chances de dépendre également de caractéristiques intrinsèques au jardin. De ce point de vue, nous ajoutons de la matière aux conclusions de Goddard, Dougill et Benton (2010) qui soulignaient l'importance de la prise en compte des décisions individuelles d'aménagement du jardin domestique : il est difficile de ne les considérer que d'un point de vue global lorsque les réactions des insectes pollinisateurs se font elles à l'échelle de taxons, tout comme il serait difficile de ne les considérer que d'un point de vue des décisions individuelles alors que le contexte paysager produit des effets. Dans le même temps, il est difficile de détailler ces aménagements sous diverses métriques, par exemple choisies en fonction d'hypothèses liées aux taxons. En effet, les jardins domestiques ne sont pas aisés d'accès alors que cet axe nécessiterait un effort d'échantillonnage important. Les données de sciences participatives pourraient aider à résoudre ce problème, mais manquent parfois de résolution et de précision temporelle et spatiale. Dans le chapitre suivant, je propose plusieurs

métriques d'un aspect, parmi plusieurs possibles, des jardins domestiques afin d'aider à comprendre leurs potentiels bénéfices pour les insectes pollinisateurs.
Du point de vue des politiques publiques, nos résultats indiquent que les décisions d'aménagements sont cruciales pour déterminer l'ensemble d'espèces qui se répartira ensuite entre des zones à des échelles plus fines. Ces décisions seraient bien sûr un cofacteur d'autres variables habituellement utilisées à cette échelle lorsqu'il s'agit d'écologie des paysages, comme le climat. Ces décisions devraient aussi intégrer les habitant·e·s et leurs jardins à plus petite échelle en ménageant une organisation de l'espace qui favorise les insectes pollinisateurs. Les habitant·e·s elleux-même, à l'échelle de quelques jardins ou d'une rue, pourraient favoriser ces insectes par des décisions coordonnées en leur faveur (Dewaelheyns, Kerselaers et Rogge, 2016), notamment lépidoptères et diptères. Dans la mesure où, en milieu urbain et péri-urbain, les espaces verts disponibles sont déjà réduits, il s'agirait plutôt de réaménagements. Nous n'avons abordé la question de la fragmentation et de la connectivité des espaces verts de type jardins domestiques qu'en discussion dans ce travail. Cette composition et configuration du paysage est cependant essentielle en écologie (Fahrig et al., 2011 ; Jackson et Fahrig, 2014) et elle dépend en partie des décisions à grande échelle.

Question de recherche & réponses apportées

Rappel de la question de recherche : Comment les jardins domestiques, seuls ou au sein d'un ensemble résidentiel d'autres jardins domestiques, contribuent-ils à la diversité des insectes pollinisateurs dans le milieu urbanisé d'île-de-France ?
Les jardins domestiques sont des endroits favorables aux insectes pollinisateurs, tout du moins les pollinisateurs présents du fait de l'impact négatif sur eux de l'urbanisation. A l'échelle locale (rue, quartier), les ensembles de jardins domestiques favorisent les insectes en plus des jardins seuls et il serait possible pour des habitant·e·s de coordonner des décisions d'aménagement en faveur des lépidoptères et diptères en particulier.

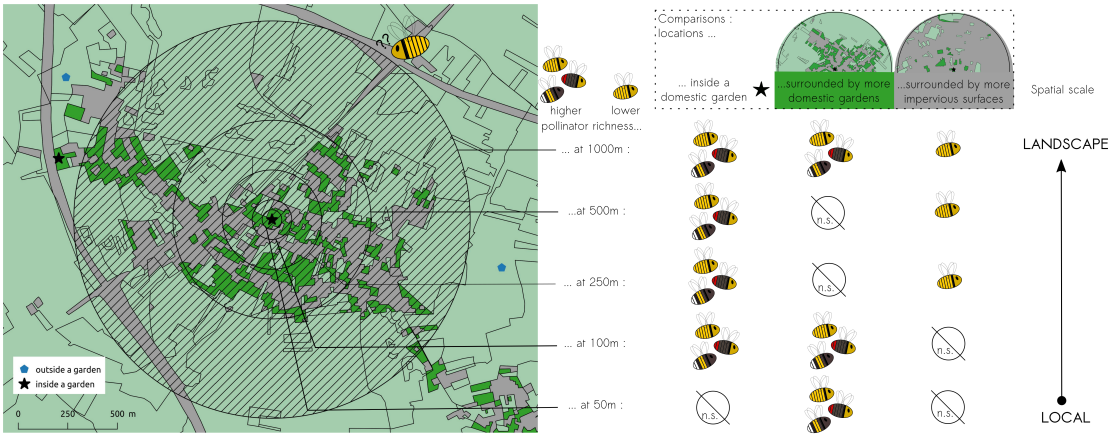


FIGURE 1.7 – Bilan graphique des résultats du chapitre

J'ai choisi dans ce travail de thèse de m'intéresser aux échelles inférieures (le site jardin, les habitant·e·s) suite à cette première étude en Île-de-France. Il ne m'était pas possible de réaliser un travail complémentaire incorporant à l'échelle régionale des paramètres sociaux et une approche de connectivité. Il s'agit cependant d'une piste pour un travail futur. Dans le chapitre qui suit, j'utilise une approche qui vient de la réflexion sur la structure du paysage à l'échelle du jardin : je prends en compte sa composition et sa configuration. Je propose aussi d'autres variables pour caractériser un aspect du jardin concernant les insectes pollinisateurs : ses ressources en fleurs.

Résumé des arbres obtenus par bootstrap

TABLE 1.6 – Pourcentage d'arbres de régression trouvés suite au bootstrap à partir des résidus du glm. Les pourcentages sont indiqués comme pourcentages du total des 500 arbres et sont dans les cas pertinents divisés entre les différentes combinaisons possibles de variables.

Nombre de nœuds terminaux	1	2				3									4	5	6	7
Variables de division[a]	Total	%i	%g	G	Total	%g,%g	%g,G	%g,%i	G,%g	G,%i	%i,%g	%i,G	%i,%i	Total	Total	Total	Total	Total
Tampon :																		
50m	0,6	0	82,4	5,2	87,6	-	-	-	-	-	-	-	-	11,6	0,2	0	0	0
100m	0,6	-	-	-	-	10,4	0,6	1,6	47,2[b]	11	1	0,4	0	72,2	6,4	3,6	0,2	0
250m	0,4	-	-	-	-	0	0	0	0	49,6[c]	0,2	27	0	76,8	15,8	0,6	0	0
500m	0,2	-	-	-	-	0	0	0	0,2	12,4	0,2	57,2[e]	0	70	18,8	1,4	0	0
1000m	0,6	-	-	-	-	0	0	0	0	55,4[d]	9,4	1,6	5,4	71,8	8,2	5,6	1,8	0,2
Toutes échelles	1	10,6	49	0,2	59,4	-	-	-	-	-	-	-	-	34,8	4,8	0	0	0

[a] %i : proportion de surfaces imperméables ; %g : proportion de jardins domestiques ; G : variable de contexte jardin

[b] Tous les arbres contiennent la variable de division %g au sein de la branche G=1

[c] Au total, 0,2% des arbres contiennent la variable de division %i au sein de la branche G=0 et 49,4% au sein de la branche G=1.

[d] Tous les arbres contienne la variable de division %i au sein de la branche G=1.

[e] Tous les arbres contiennent la variable de division G au sein de la branche de valeur basse pour %i.

Chapitre 2

Aller au jardin pour y trouver fleurs et insectes

---

1 Comment un jardin accueille-t-il des insectes ? **75**
1.1 Composition et configuration du jardin 75
1.2 Les fleurs au jardin 77
1.3 D'autres descripteurs sont possibles pour les jardins . . 79
2 Présentation du terrain **80**
2.1 Le Plateau de Saclay et les communes avoisinantes . . 80
2.2 Recrutement, localisation et environnement des jardins 83
2.3 Mesures dans les jardins 86
2.4 Synthèse délivrée au habitant·e·s 92
3 Méthodologie d'exploitation des données botaniques de terrain **95**
3.1 Diversité en genres et définition de trois indices floraux 95
3.2 Descripteurs de l'environnement 96
3.3 Descripteurs des habitant·e·s 97
3.4 Dissimilarité entre jardins 98
3.5 Analyses statistiques 98
4 Résultats **99**
4.1 Description des variables de connexion à la nature, de l'urbanisation, et de composition et de configuration du jardin 99
4.2 Description de la diversité en genres et des indices floraux 99
4.3 Diversité florale 99

4.4 Déterminants de la diversité en genres et des trois indices floraux 103
4.5 Relation entre la diversité en genres et les trois indices floraux 106
4.6 Évolution de la dissimilarité au cours du temps 106
5 Discussion **107**
5.1 Les variables decrivant la relation individuelle à la nature ne déterminent pas la richesse florale 107
5.2 Diversité florale des jardins et urbanisation 108
5.3 Les écosystèmes jardins plus âgés, plus grands et plus naturels accueillent plus de fleurs de tous types 109
5.4 Les indices floraux donnent un aperçu des jardins cohérent avec les études précédentes 111
5.5 Renouvellement des fleurs au jardin 112
6 Conclusion **113**

Je propose dans ce chapitre de m'intéresser à la diversité florale au sein des jardins, avec une perspective qui inclut le renouvellement des fleurs au cours des saisons et donc la dynamique des ressources disponibles pour les insectes pollinisateurs. Je considère cette diversité florale comme au croisement d'influences environnementales et d'influences humaines : je prends donc en compte des facteurs environnementaux comme l'urbanisation, des facteurs humains comme l'histoire individuelle des habitant·e·s par rapport à la nature et des facteurs liés au jardin, combinant pour certains un aspect environnemental et un aspect humain (taille du jardin, naturalité du jardin par exemple). Ainsi, je prends en compte diverses facettes du socio-écosystème jardin domestique, sociales et écologiques et les interrelations entre les deux.

Question de recherche

En quoi la flore des jardins domestiques peut-elle constituer une ressource pour les pollinisateurs ? Cette flore et ses caractéristiques sont-elles plutôt déterminées par un contexte local urbain, un effet du site jardin ou une influence des habitants décrite par leur histoire individuelle de relation à la nature ?

Le travail réalisé à cette échelle comprend un travail de terrain d'échantillonnage dans les jardins domestiques. Je présente tout d'abord les influences connues de la configuration et de la composition des jardins sur la richesse et la diversité en insectes pollinisateurs, en précisant les effets de la composition florale. Je présente ensuite le terrain qui a été mon terrain de relevés pour cette analyse et les variables mesurées. Puis j'indique la façon dont j'ai caractérisé les jardins et les fleurs dans ces jardins afin de répondre à la question de recherche formulée. Je présente les résultats et les commente.

1 Comment un jardin accueille-t-il des insectes ?

1.1 Composition et configuration du jardin

La littérature existante regroupe des études portant sur une diversité de paramètres de composition et de configuration. En 2003, le projet Biodiversity in Urban

Gardens in Sheffield (BUGS) [1], coordonné en partie par l'université de Sheffield, lançait une série d'articles sur ces jardins domestique (*Urban domestique gardens*). Deux articles de 2006 (R. M. Smith, Warren et al., 2006 ; R. M. Smith, K. Thompson et al., 2006) s'intéressent dans les jardins aux corrélats de la richesse et de l'abondance des invertébrés. Ces deux articles font l'analyse d'un nombre important de paramètres de configuration et de composition du jardin : composition en plantes, variables liées à l'histoire du jardin, diversité des zones du jardin, présence de divers éléments ponctuels comme le compost par exemple. Le nombre de groupes d'insectes pris en compte est lui aussi important : guêpes solitaires, abeilles sociales hors bourdons, coléoptères, tipulidae [2], dolichopodidae [3], hybotidae [4], symphytes [5], bourdons, hémiptères et chenilles mineuses des feuilles, dont richesses et abondances sont analysées. Les résultats obtenus ne permettent pas de généraliser quant à la détermination de la richesse et de l'abondance en insectes au sein d'un jardin : les richesses et abondances de tous les groupes d'insectes étudiés ne varient pas en fonction des mêmes paramètres du jardin. La plupart des corrélations significatives ne concernent qu'un seul groupe d'insectes et au maximum quatre pour les mêmes variables. Ceci semble indiquer que, dans un même jardin, divers insectes pollinisateurs peuvent utiliser des habitats ou des caractéristiques du jardin très différents et ne répondant pas aux mêmes exigences et mêmes conditions.

Le nombre d'arbres présents dans le jardin est le seul paramètre associé significativement à quatre mesures d'abondance ou de richesse. Par ailleurs, les corrélations observées ont toutes la même direction : un nombre d'arbres élevé est associé à une abondance plus haute en symphytes, tipulidae et dolichopodidae et à une richesse plus haute en chenilles mineuses des feuilles. Ces arbres pourraient servir d'habitat à une diversité d'insectes. Il est aussi possible qu'ils soient simplement les marqueurs d'un jardin qui a pu se développer sur une longue durée, telle que des arbres ont pu pousser, et que cette longue durée a elle-même contribué à la diversification des espèces présentes dans le jardin. La présence de compost et la diversité en habitats du jardin sont deux paramètres qui sont associés à trois mesures de richesse ou d'abondance. La présence de compost dans le jardin est associée négativement à la richesse en chenilles mineuses des feuilles et positivement à l'abondance en

1. http ://www.bugs.group.shef.ac.uk/
2. Famille des « cousins »
3. Famille de petites mouches prédatrices, *long-legged flies* en anglais
4. Famille de petites mouches prédatrices, *dance flies* en anglais
5. Sous-ordre au sein des hyménoptères, appelées aussi« mouches à scies ».

guêpes solitaires et à la richesse en coléoptères. La diversité d'habitats au jardin est associée positivement à la richesse en bourdons, à l'abondance en rhopolocères et à l'abondance en stratiomyiidae.(R. M. Smith, Warren et al., 2006 ; R. M. Smith et al., 2006).
Cette variabilité est confirmée par Pardee et Philpott (2014), dont le travail analyse moins de paramètres de configuration et de composition du jardin et moins de groupes taxonomiques, mais retrouve une diversité d'associations positives ou négatives de la richesse ou de l'abondance en abeilles. Les paramètres dont les associations sont similaires entre groupes et entre mesures de richesse ou d'abondance sont l'abondance florale (association positive), la taille de végétation, (association positive) et la proportion de pelouse dans le jardin, (association négative).

1.2 Les fleurs au jardin

Parmi les éléments présents au jardin figurent aussi les fleurs, sur lesquelles les travaux de recherche sont plus prolixes, dans la mesure où la question des fleurs est aussi associée à celle des espèces exotiques ou locales et à leur potentiel caractère invasif.
Les plantes à fleurs, éléments incontournables des jardins, font partie des ressources des pollinisateurs par leur nectar et leur pollen, voire leurs feuilles. Abondance et diversité florales sont des prédicteurs de l'abondance, de la diversité et des visites en abeilles, syrphes et pollinisateurs en général (R. M. Smith, Warren et al., 2006 ; Pardee et Philpott, 2014 ; Hennig et Ghazoul, 2012 ; Salisbury et al., 2015 ; Martins, Gonzalez et Lechowicz, 2017).
Les jardins accueillent une certaine proportion de plantes horticoles, dont une partie sont exotiques. Dans les travaux comparant leur attractivité à celle d'espèces locales, les effets sont soit non significatifs (Martins, Gonzalez et Lechowicz, 2017), soit en faveur des fleurs locales (Fukase et Simons, 2016 ; Frankie, Robbin W. Thorp, Schindler et al., 2005 ; Pardee et Philpott, 2014). Dans une comparaison entre l'attractivité de la flore localisée dans un jardin et celle de la flore localisée dans un espace urbain proche, la nature locale ou exotique de la flore n'a pas eu d'influence sur les résultats, qui indiquaient un plus forte attractivité de la flore dans le jardin (M. E. McIntyre et Hostetler, 2001). Le généralisme ou le spécialisme des espèces de pollinisateurs est un des facteurs qui influencent le choix des visites sur des fleurs locales ou exotiques, les spécialistes se tournant

plus souvent vers les fleurs locales (Hanley, Awbi et Franco, 2014 ; Bergerot, Benoit Fontaine, Renard et al., 2010).
Enfin, au delà de l'origine locale ou exotique des fleurs, toutes les espèces de plantes n'attirent pas la même quantité ni les mêmes espèces d'insectes. Deux études réalisées au Royaume-Uni et se basant sur une liste d'espèces couramment plantées dans les jardins anglais fournissent une comparaison de l'attractivité de ces espèces pour les insectes. Sur 32 espèces courantes dans les jardins anglais observées pendant deux années de floraison, la majorité des espèces d'insectes rencontrées sont les abeilles (84%) tandis que papillons de jour et papillons de nuit ne représentent respectivement que 7 à 10% et 3% des espèces d'insectes rencontrées (Garbuzov et Francis L W Ratnieks, 2014b). Se concentrant uniquement sur les papillons de jour, Shackleton et Francis L. W. Ratnieks (2016) observent que, parmi onze espèces de fleurs couramment plantées dans les jardins anglais, l'origan, *Origanum vulgare*, attire à lui seul 50% des visites des papillons. La bourrache, *Borrago officinalis* attire principalement l'abeille domestique (81% de ses visiteurs) et la giroflée arbustive, *Erysinum linifolium*, est principalement visitée par des lépidoptères (Garbuzov et Francis L W Ratnieks, 2014b).

Les fleurs dites nectarifères Accompagnant la diffusion des messages d'alerte portant sur les pollinisateurs, des offres d'actions au sein des jardins sont maintenant souvent proposées aux particuliers. Concernant les fleurs notamment, plusieurs labels existant indiquent une attractivité particulière de la fleur pour les pollinisateurs. Ces plantes nectarifères, vendues isolement ou en mélanges dans les jardineries, fournissent nectar et pollen aux insectes, tout en ayant des caractères esthétiques appréciés par les jardiniers.
Une analyse de l'attractivité de ces plantes pour les insectes ne donne cependant pas la même importance à toutes. En sélectionnant les plantes recommandées pour les papillons par différents organismes anglais (British Butterlfy Conservation Society, Butterfley Conservation), Shackleton et Francis L. W. Ratnieks (2016) s'aperçoivent que, parmi les onze espèces plantées ensemble, deux attirent la majorité - 72% - des espèces de papillons recensées. Les plantes proposées en jardinerie au Royaume-Uni et portant un sigle les recommandant pour les pollinisateurs ou les abeilles ne sont que peu nombreuses à attirer effectivement significativement plus les pollinisateurs par rapport à leurs homologues non recommandées pour les pollinisateurs (Garbuzov, Alton et F. L. Ratnieks, 2017). Enfin, les listes d'espèces proposées au public anglais souhaitant favoriser les pollinisateurs souffrent

de nombreux défauts : elles présentent peu de recouvrement entre elles, ne donnent pas d'information sur la provenance géographique des plantes, comprennent des plantes dont il est démontré qu'elles n'attirent pas significativement plus les pollinisateurs tout en oubliant d'autres plantes particulièrement attractives (Garbuzov et Francis L W Ratnieks, 2014a). À ma connaissance, une analyse synthétique de ce type concernant les fleurs proposées en France n'existe pas. En revanche, il existe dans la littérature grise une *Liste des plantes attractives pour les abeilles* qui regroupe 200 végétaux parmi les plantes recensées en France et présente une évaluation du caractère nectarifère et pollinifère de ces plantes pour les pollinisateurs, basée sur les ressources bibliographiques et dires d'experts (FranceAgriMer, 2017). Il est aussi possible d'observer un recouvrement entre les espèces proposées dans les mélanges britanniques et français. De plus, la question de la durabilité de tels mélanges peut être posée : des espèces pourront se resemer d'une année sur l'autre mais de la compétition entre espèces pourra avoir lieu et la diversité florale risquerait d'en ressortir réduite, diminuant par là le potentiel nectarifère pour de nombreuses espèces de pollinisateurs. Le mélange peut être resemé chaque année mais cela pourrait être considéré comme une perturbation (il faut à priori désherber pour favoriser les espèces semées) dans un milieu urbain déjà soumis à de nombreuses perturbations.

1.3 D'autres descripteurs sont possibles pour les jardins

Ces aménagements sont la décision des habitant·e·s du jardin, dont l'influence sur celui-ci est moins prise en compte dans la littérature existante sur les insectes dans les jardins domestiques. Un recensement d'aménagements en faveur de la biodiversité au Royaume-Uni souligne que 14,4% de ceux-ci comprennent une mare, 26% des nichoirs, 48% des arbres de plus de trois mètres et 29% des composts (Gaston, Warren et al., 2005). Ces aménagements visant les insectes pollinisateurs ont un succès variable auprès de ces derniers (Gaston, Warren et al., 2005).

Fleurissement, aménagement du jardin et autres décisions de l'habitant·e, s'ils ont des effets sur la présence des insectes pollinisateurs, résultent eux-même de déterminants divers. Ces derniers sont en partie humains : valeurs, caractéristiques socio-économiques ou socio-démographiques, attitudes (Cook, S. J. Hall et K. L. Larson, 2012 ; Goddard, Dougill et Benton, 2010). Cependant, ces facteurs

reliés aux humains sont peu pris en compte dans les travaux d'écologie urbaine identifiés comme traitant des insectes pollinisateurs dans les jardins domestiques, malgré le signalement de leur intérêt dans la revue de littérature de Cook, S. J. Hall et K. L. Larson (2012).

Dans le but de comprendre la nature et l'organisation des ressources florales disponibles dans les jardins pour les insectes pollinisateurs, j'ai réalisé plusieurs relevés successifs de la flore et de l'entomofaune dans 30 jardins domestiques. Les jardins domestiques choisis se trouvent sur une zone d'étude qui comprend le Plateau de Saclay et les communes avoisinantes, au sud de Paris. Je présente dans la section suivante ce terrain d'étude et ses particularités.

2 Présentation du terrain

2.1 Le Plateau de Saclay et les communes avoisinantes

Le Plateau de Saclay est un plateau à vocation initialement agricole au sud de Paris (Fig. 2.1).

Il regroupe d'ailleurs des terres agricoles parmi les plus proches de Paris. Il est délimité par la vallée de l'Yvette au sud et à l'est, celle de la Mérantaise à l'ouest et celle de la Bièvres à l'est. Le Parc naturel régional de la Haute vallée de Chevreuse constitue aussi une délimitation à l'ouest du plateau de Saclay. RER B et RER C le contournent, respectivement par l'est et le sud et par le nord. Les pentes du Plateau de Saclay sont boisées, tout comme certaines petites parties du Plateau : dans l'ensemble, une zone de protection naturelle, agricole et forestière (ZPNAF) couvre 2300 ha des 2700 ha que constitue le Plateau. Le Plateau de Saclay est aussi un espace à valeur patrimoniale, occupé, de façon ponctuelle, dès le Néolithique et qui témoigne d'une partie de l'histoire de la région, notamment agricole, via l'architecture de certaines fermes typiques de la Beauce et du Hurepoix (Bendel et al., p.d.). Les rigoles (fossés de drainage) présentes sur le Plateau de Saclay sont elles aussi rattachées à une histoire : pour une longueur totale de 200km sur un espace de 13 000 ha, elles permettaient de remplir les étangs de Saclay qui à leur tour, assuraient l'approvisionnement en eau du château de Versailles, tout en drainant le Plateau et permettant une agriculture de meilleure qualité (Bendel et

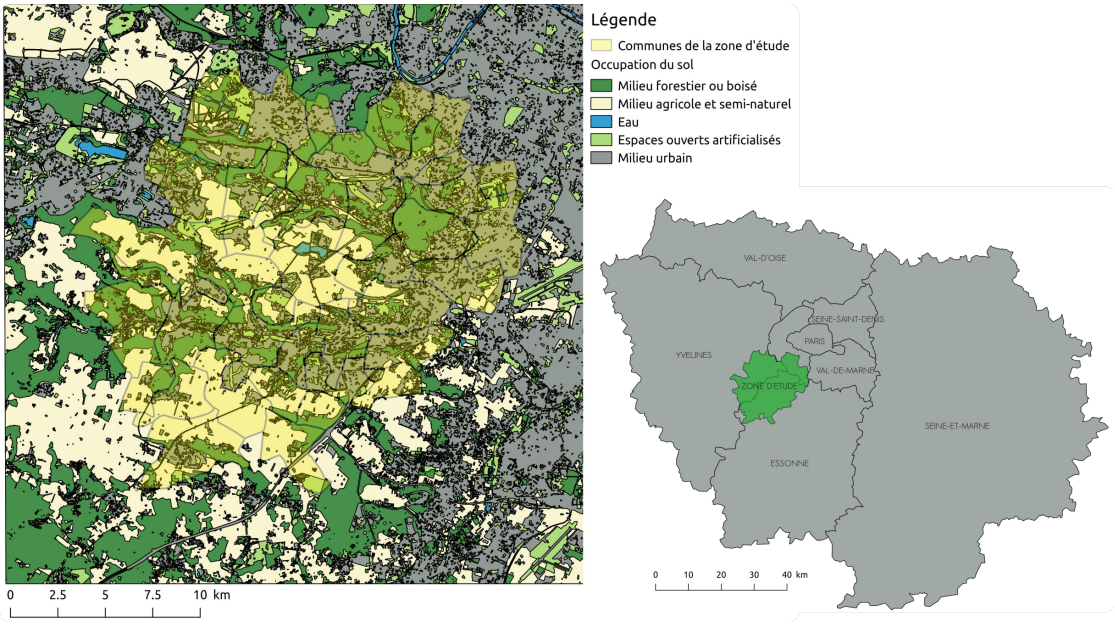


FIGURE 2.1 – Les communes de la zone d'étude : situation en Île-de-France et intégration dans l'occupation du sol.

al., p.d.). Aujourd'hui, la majorité de ces rigoles ne sont plus fonctionnelles, faute d'entretien. Cependant, elles sont en cours de rénovation. Plusieurs acteurs locaux se sont emparés de la question de la préservation du patrimoine du Plateau de Saclay, qu'il s'agisse des terres agricoles, des zones semi-naturelles ou autres, comme les associations Terre et Cité, Haies magiques ou le collectif Urgence Saclay. Le plateau s'urbanise de façon croissante au moins depuis 1960 (COUILLEROT, 2015). Les terres agricoles partagent aujourd'hui le plateau avec des zones urbanisées : habitations, réseau d'infrastructures et institutions de recherche de plus en plus nombreux. Sont déjà installées sur le Plateau de Saclay, entre autres, l'école Polytechnique, deux zones de recherche du CEA et une partie des laboratoires de recherche de l'Université Paris Sud. Le Plateau appartient à une Opération d'intérêt national qui propose d'en faire le lieu d'un cluster technologique et scientifique de rang mondial : à terme, plusieurs institutions de recherche doivent venir s'y installer, comme l'université Paris-Sud dont une partie des laboratoires résident dans la vallée de l'Yvette. Ceci a pour conséquence que les terres agricoles devraient être petit à petit réduites, devant faire place à ces installations mais aussi à l'installation de tout le réseau d'infrastructures demandé pour la circulation : métro, doublé d'une quatre-voie, transport commun en site propre. Cette évolution prévue du Plateau de Saclay ne fait pas l'unanimité. Le rapport du cycle de concertation patrimonial de 2013 commandé par l'association locale Terre et Cité

notait que de nombreux acteurs du Plateau avaient exprimé de forts doutes quant à cet aménagement (Brédif, 2013). Bien que ce document tempère ce constat par la description d'un climat maintenant apaisé, des oppositions à l'urbanisation du Plateau sont toujours exprimées.

Dans la mesure où le plateau de Saclay comporte encore une grande partie de terres agricoles et que les zones urbaines regroupent peu d'habitats, le terrain d'étude de mon travail a englobé le Plateau de Saclay et les communes qui l'entourent. Il correspond ainsi au terrain d'étude du projet DYNAMIQUES dont fait partie mon laboratoire de rattachement à l'Université Paris Sud (voir encadré 2.1). Cet espace comprend au total 41 communes et a été délimité dans le but d'inclure les continuités fonctionnelles du Plateau et des zones adjacentes : forêts, vallées, zonage hydrographique, etc. Cet espace permet aussi de prendre en compte plusieurs gradients : urbanisation, espaces agricoles, espaces forestiers (Couillerot, 2015). Les 41 communes de la zone d'étude regroupent 653 761 habitant·e·s, soit 5,4% de la population d'île-de-France. La zone est composée d'après le mode d'occupation du sol à cinq postes de 24% de zones forestières, de 27% de milieu agricole et semi-naturel, de 0.8% d'eau, de 12,9% d'espaces ouverts artificialisés et de 34,4% de zones urbanisées. Cette zone est plus urbanisée au nord-est, qui correspond au passage vers l'urbanisation importante de Paris, avec des villes comme Massy. Le sud-ouest au contraire est moins urbanisé et comprend notamment la forêt de Saint-Rémy-lès-Chevreuses. Le Plateau de Saclay est lui aussi un espace moins urbanisé du fait de la présence encore importante de terres agricoles. Les données d'occupation du sol disponibles pendant la réalisation de mon travail de thèse sont celles du Mode d'occupation du sol 2012 : depuis cette date, l'urbanisation sur le Plateau et dans les communes avoisinantes a évolué. Une partie des travaux de l'Opération d'intérêt national qui souhaite faire du Plateau un cluster scientifique et technologique a depuis été réalisée et certains bâtiments livrés (*Le campus urbain de Paris-Saclay Calendrier des consultations* p.d.).

Encadré 2.1: Le projet DYNAMIQUES et ses connexions

Le projet DYAMIQUES est un projet labellisé *Pour et sur le développement régional* (PSDR). Il est porté par plusieurs laboratoires (ESE, SAD-APT, PESSAC, LEGS) et plusieurs institutions socio-économiques (Terre & Cité, EPPAS Paris-Saclay, CEA, Suez-Environnement). Il prend le Plateau de Saclay comme objet d'étude pour comprendre les changements de l'environnement liés au processus d'urbanisation. Il comprend un volet d'étude des changement d'usage des sols, un volet d'étude des contaminations chimiques

et un volet d'étude de la biodiversité et des services écosystémiques.
Mon travail de thèse n'est pas directement intégré au projet DYNAMIQUES, la thèse ayant été montée sur un financement indépendant et bien après le démarrage de DYNAMIQUES. Cependant, la labellisation PSDR a permis de faire un rapprochement avec un autre projet s'intéressant aussi à l'agriculture, plus précisement à l'agriculture urbaine, porté notamment par une équipe de géographes de l'Université Paris 8 Vincennes-Saint-Denis. J'ai donc participé à la définition d'un petit projet commun visant à comparer les pratiques d'agriculture urbaine d'habitant·e·s du Plateau de Saclay et de Roissy Pays de France via la réalisation d'entretiens avec des habitant·e·s des deux territoires. Les données et résultats de ces entretiens n'ont pas pu être intégrés à ce travail de thèse car ils ont été réalisés en juin 2018. Cependant, les discussions en amont autour du projet ont été une source de réflexion pour moi. J'ai aussi eu l'occasion de présenter les résultats issus de ce chapitre lors du séminaire de restitution du projet, le 28 juin 2018.

Dans son ensemble, cette zone d'étude présente donc une cohérence du point de vue écologique. Elle est aussi relativement cohérente du point de vue des habitant·e·s dans la mesure où cette zone au sud-ouest de Paris, le long du RER B a assez tôt attiré des population de couches sociales moyennes lorsque celles-ci ont souhaité accéder à la propriété tout en gardant un accès rapide à Paris (Cailly, 2010).

2.2 Recrutement, localisation et environnement des jardins

Les jardins échantillonnés sont au nombre de 30 et sont localisés dans 14 communes différentes du Plateau de Saclay (étendu), sur les 41 qui composent la zone d'étude (localisation des jardins en Fig. 2.2). La liste des villes comprenant un jardin échantillonné est fournie dans la Table 2.1, de même que le nombre de jardins échantillonnés par ville.

L'accès à ces jardins a été obtenu via plusieurs canaux. J'ai pu faire circuler un message invitant des habitant·e·s de la zone d'étude à se manifester dans les réseaux de diffusion des Jardins de Noé et des Jardins Naturels Sensibles (JNS), dans les journaux locaux de quatre communes en support informatique ou papier (la plupart n'ont pas répondu à me demandes) et au sein de quelques laboratoires de l'université (bien que cette diffusion ait été modérée pour ne pas recruter uniquement des chercheurs et chercheuses). J'ai déposé une annonce papier dans deux lieux centraux du plateau de Saclay (une boulangerie particulièrement fréquentée au niveau du rond-point du Christ, sortie et entrée de la nationale N118 et la

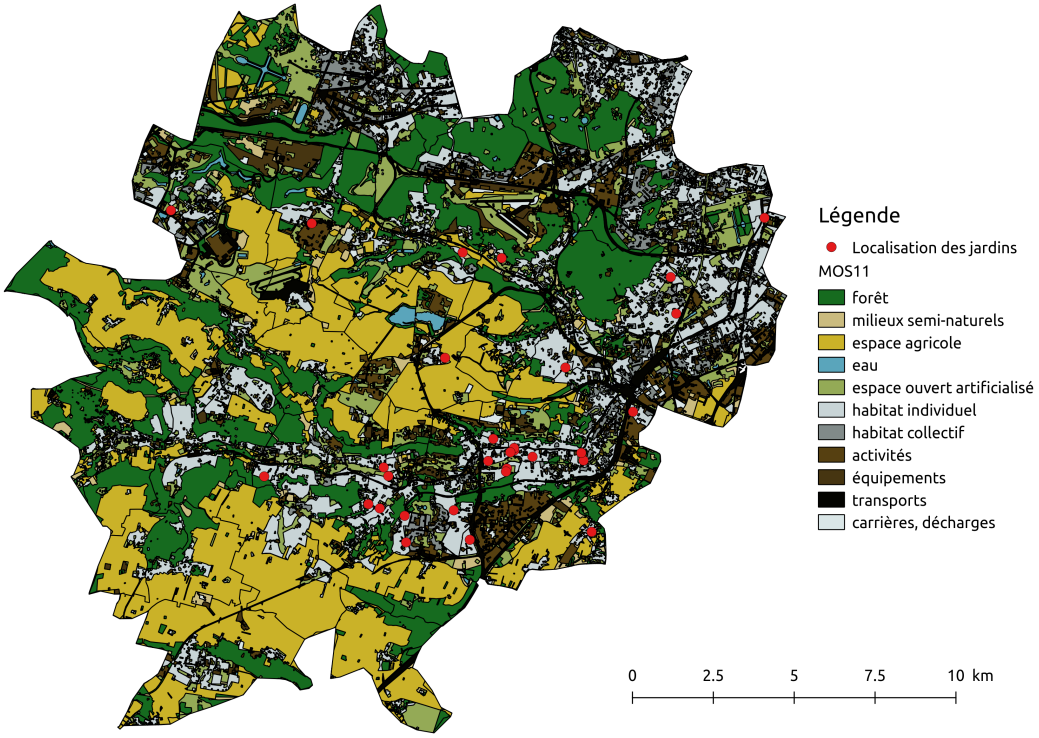


FIGURE 2.2 – Localisation des jardins échantillonnés au sein de la matrice paysagère du plateau de Saclay.

ferme de Viltain qui a aménagé un magasin attractif). La tenue de stands d'information sur les activités du laboratoire dans des lieux du plateau de Saclay a aussi généré des contacts, de même qu'un stand de Terre et Cité qui a accepté de diffuser l'information lors d'une manifestation à l'INRA. Tous ces canaux ont permis de recruter chacun au moins un·e participant·e. Plusieurs participant·e·s ont été recruté·e·s via bouche-à-oreille à partir de collègues du laboratoire ou à partir de premiers participant·e·s en parlant à des voisin·e·s ou connaissances. Enfin, deux personnes ont été recruté·e·s par porte à porte. Un essai de diffusion via des lettres dans les boîtes aux lettres a été fait mais n'a pas reçu de retours.

Suite à un travail préliminaire effectué à partir du Mode d'occupation du sol fourni par l'IAU [6], j'ai constaté que les jardins associés à l'habitat individuel mesuraient en moyenne 300m^2 +/- 800m^2 dans les départements de l'Essonne, des Yvelines et des Hauts-de-Seine. Lors du recrutement des participant·e·s, j'ai donc éliminé les jardins qui dépassaient excessivement la limite de 1100m^2. Cependant, deux jardins dépassent cette limite (l'un atteignant 1270m^2 et l'autre 1300m^2) : l'un a

6. http://iau-idf.fr/

TABLE 2.1 – Nombre de jardins échantillonnés par ville.

Ville	Nombre de jardins	Ville	Nombre de jardins
Antony	1	Jouy-en-Josas	1
Bièvres	1	Les Ulis	1
Buc	1	Orsay	5
Bures-sur-Yvette	6	Palaiseau	7
Gif-sur-Yvette	1	Saclay	1
Guyancourt	1	Verrières-le-Buisson	2
Igny	1	Villejust	1

été accepté alors que les relevés devaient bientôt commencer, afin d'avoir 30 jardins et du fait de sa facilité d'accès. L'autre a été accepté du fait de la très grande souplesse d'organisation qu'il permettait. En effet, l'accès aux jardins lors des relevé successifs a été très variable : l'habitant·e était présent·e dans la majorité des cas mais certains jardins étaient accessibles sans sa présence, voire, dans de rares cas, sans prévoir d'horaire très précis, ce qui a grandement facilité l'organisation du travail de terrain.

Du fait de la méthode de recrutement, les habitant·e·s qui ont accepté de participer à mon étude sont en majorité des personnes qui se sont volontairement manifestées ou des connaissances proches de ces volontaires. Par conséquent, nous pouvions supposer que leur sensibilité à la thématique de recherche était plus haute que la moyenne. Un questionnaire distribué lors de la première prise de contact dans le jardin a permis d'évaluer dans les grandes lignes cette sensibilité aux thématiques de conservation de la biodiversité.

Dans la mesure où une partie des données récoltées, notamment la localisation des jardin, constituent des données personnelles, j'ai pris soin de garantir l'anonymat aux participant·e·s. Je leur expliqué cela via un formulaire, qui indiquait aussi l'utilisation les données pour la recherche. Dans ce manuscrit, les localisations des jardins ne seront donc jamais données précisément et la mention d'informations personnelles non moyennées sera évitée. Dans la suite, je pourrais indiquer un jardin par son code (de J1 à J36, la valeur supérieure à 30 indiquant des désistements ou refus de personnes qui avaient initialement accepté de participer à l'étude).

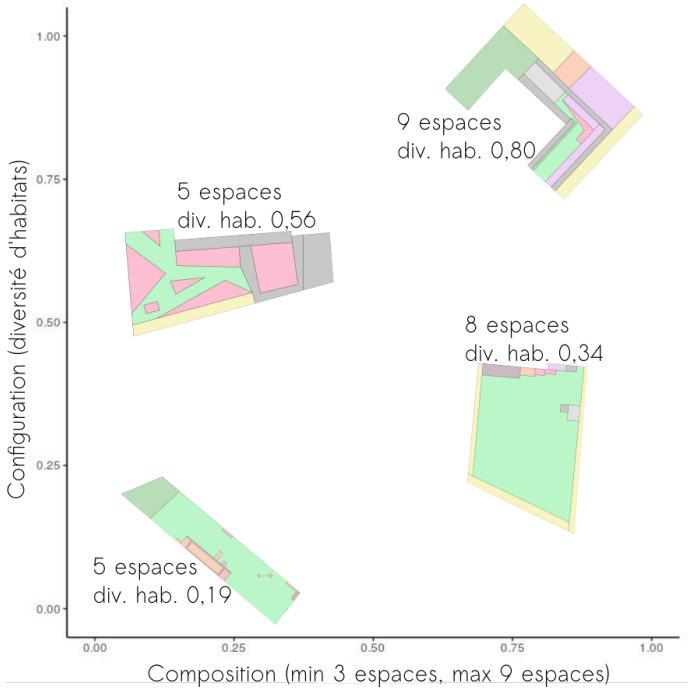


FIGURE 2.3 – Exemple de plusieurs jardins en fonction de leur composition (inclusion d'un plus ou moins grand nombre d'espaces) et de leur configuration (fragmentation, surfaces, organisation des espaces), ici exprimée comme une diversité d'habitats (div. hab.).

2.3 Mesures dans les jardins

2.3.1 Caractérisation des jardins : composition et configuration

La composition et la configuration du jardin concernent les différents espaces qui le constituent : pelouse, haies, potager, etc. Composition et configuration sont deux aspects essentiels de l'organisation d'un espace, qu'il soit à grande échelle, tel le paysage, ou à plus petite échelle, comme le jardin domestique. Le schéma en Fig. 2.3 montre ces notions à l'échelle du jardin : la composition concerne les différents types d'espaces trouvés dans un jardin tandis que la configuration concerne leur répartition, en une ou plusieurs surfaces. La composition peut donc être quantifiée en comptant le nombre d'espaces différents dans un jardin tandis que la configuration peut être quantifiée par des indices de diversité (j'ai ici utilisé l'indice de Simpson). J'ai dans ce travail établi un plan de chaque jardin qui indique les différents espaces composant le jardin et leur arrangement. Les espaces

pouvaient appartenir à 13 catégories différentes. Celles-ci ont été choisies sur la base de travaux existants (R. M. Smith et al., 2005 ; R. M. Smith et al., 2006) pour la majorité d'entre elles et suite à des observations de terrain pour certaines. Ces 13 catégories sont les suivantes (entre parenthèses la qualification dans les articles de R. M. Smith et al., 2005 et R. M. Smith et al., 2006) :

— Cabane de jardin

— Chemins non pavés, de terre ou enherbés (*paths made of loose surfaces or grass* et *terraces paved in stone or similar hard surfaces*)

— Chemins ou terrasse pavés (*paths made of hard surfaces*)

— Buissons, « couvert formé par deux ou trois arbrisseaux ou arbustes d'ornement »(Benetières, 2000), dans une définition élargie qui inclut les espèces herbacées

— Herbe non coupée, ou coupée moins d'une fois par mois pendant la saison de croissance (*uncut grass*)

— Haie (*hedging*)

— Maison

— Mare (*pond*)

— Massif fleuri (*cultivated flower bed*). Je considère que cet espace englobe tout autant les *mixed-borders* anglaises que les arrangements de fleurs à la française.

— Pelouse, c'est à dire zone enherbée coupée au moins une fois par mois pendant la saison de croissance (*lawn*)

— Potager (*vegetable patch*)

— Terrasse en bois (*terraces made from wooden boards*)

— Autre

La catégorie *autre* englobe des espaces présents en un seul exemplaire dans tout le jeu de donénes et d'accès plus difficile : large tas de compost, enclos d'animaux. Dans de rares cas, j'ai du actualiser le plan au cours des relevés : ajout d'un potager chez un habitant et plantation d'un espace auparavant vide chez une habitante. Chaque plan a été numérisé grâce à QGIS (QGIS Development Team, 2009) et un ensemble de valeurs ont été mesurées : taille du jardin, proportion du jardin occupée par des buissons et des massifs fleuris, surfaces cumulées des différents espaces. La diversité d'habitats de chaque jardin a été calculée comme un indice

de Simpson pour chaque jardin à partir du nombre et des surfaces cumulées des différents espaces.
Les plans des 30 jardins échantillonnés sont fournis en annexe G.

Éléments particuliers dans le jardin J'ai relevé la présence d'un certain nombre d'éléments ponctuels dans le jardin, sur la base du travail de Muratet et Benoit Fontaine (2015) qui proposent une façon de mesurer un indice de naturalité du jardin, à partir de la présence de lierre, ronces, orties, souche(s) et arbre(s) mort(s). A partir de ces cinq éléments notés 0 si absents et 1 si présents, ainsi que de l'information sur l'absence ou la présence d'une zone d'herbe non coupée grâce au plan, j'ai construit un indice de naturalité comme la somme des six notes. Il va donc de 0 si aucun élément n'est présent à 6 s'ils sont tous présents. La description des mesures se limite ici à celles qui seront mobilisées dans la suite de ce chapitre. Les mesures de composition et de configuration du jardin ont inclus quelques éléments supplémentaires, que je n'ai pas encore eu l'occasion d'exploiter entre autre du fait du nombre limité de jardins qui ne permet pas de multiplier les variables explicatives de modèles.

2.3.2 Relevés botaniques

Les fleurs sont importantes pour les insectes pollinisateurs en tant que ressources (Kevan et Baker, 1983) et il existe aussi des listes de fleurs conseillées pour les insectes pollinisateurs (voir Garbuzov et Francis L W Ratnieks, 2014a ou Garbuzov, Alton et F. L. Ratnieks, 2017 par exemple). Dans le même temps, le fleurissement du jardin est une activité en soi, antérieure à la volonté de préserver des insectes en leur fournissant des ressources, conduite potentiellement indépendamment (Freeman et al., 2012 ; Bergues, 2011 ; Dubost, 1999). Les fleurs sont donc une porte d'entrée dans le jardin qui combine aspects écologiques et aspects humains. J'ai constaté de part mon travail bibliographique que des enjeux actuels se jouent autour de la distinction entre fleurs natives et fleurs exotiques, ainsi que leurs bénéfices respectifs pour les insectes (Martins, Gonzalez et Lechowicz, 2017 ; Bergerot, Benoit Fontaine, Renard et al., 2010 ; Garbuzov et Francis L W Ratnieks, 2014a). Cette porte d'entrée est donc pertinente à la fois pour étudier le socio-écosystème jardin, et pour contribuer à la comprendre les mécanismes de maintien des insectes pollinisateurs.
Les relevés ont été réalisés par M. Gauvrit, alors en stage de M1 au printemps

et par moi même. Les identifications délicates ont été discutées avec C. Grignon, alors ingénieur d'étude au laboratoire ESE. Nous avons mesuré la diversité florale entre mars 2017 et septembre 2017, à raison de 5 sessions de relevés par jardin. Plusieurs contraintes ont dirigé le plan d'échantillonnage des jardins : les 30 jardins ne pouvaient pas être échantillonnés tous le même jour ; chaque habitant·e avait des contraintes d'emploi du temps propres ; j'avais moi-même des impératifs indépendants (par exemple, TDs dans le cadre de ma mission doctorale) ; chaque session sauf la première comprenait aussi un relevé entomologique. L'ensemble des jardins a donc été couvert pendant une période de 13 à 32 jours à chaque session. Les dates de début et de fin de chaque session sont indiquées dans le tableau 2.2. Les sessions n° 1 et n° 2 ont notamment souffert de la variabilité inter-journalière importante des températures tandis que les sessions n° 4 et n° 5 se sont faites dans des conditions de températures inférieures aux moyennes saisonnières [7] (CMIR-PARIS, Mars 2017 ; CMIR-PARIS, Avril 2017 ; CMIR-PARIS, Mai 2017 ; CMIR-PARIS, Août 2017 ; CMIR-PARIS, Septembre 2017). Les données sont manquantes pour un jardin aux session n° 1 et n° 5 et un autre à la session n° 2. Ceci est dû à une absence de retour dans le temps de la session pour fixer un rendez-vous et à une mauvaise anticipation de la période de vacances estivales.

TABLE 2.2 – Dates de début et de fin de session pour chaque session (i.e. date du premier et du dernier relevé de la session).

Session	Date de début	Date de fin	Durée de la session
1	3 mars 2017	4 avril 2017	32 jours
2	21 avril 2017	17 mai 2017	27 jours
3	7 juin 2017	19 juin 2017	13 jours
4	4 août 2017	22 août 2017	19 jours
5	11 septembre 2017	30 septembre 2017	20 jours

La diversité florale a été mesurée en considérant uniquement les plantes en fleur au moment de l'échantillonnage. Les espèces en fleur ont été identifiées à l'espèce lorsque cela était possible et sinon au genre : les fleurs horticoles notamment

7. Je remarque cependant que le printemps 2016 a été celui de la crue de l'Yvette (et de la Seine à Paris) tandis que le printemps 2018 a lui aussi accueilli de fortes et longues pluies qui ont failli faire déborder de nouveau l'Yvette. Ce travail de recherche se place donc de façon générale dans un contexte particulier.

ont été délicates à identifier lorsque le/la propriétaire ne connaissait pas l'espèce ou la variété plantée, notamment l'ensemble des roses (genre *Rosa*) et des sauges (genre *Salvia*) horticoles. Les nombreuses variétés de chaque plante horticole ont été relevées uniquement pour information lorsque l'habitant·e les connaissait. Les identifications ont été réalisées à l'aide de la flore de Bonnier (Bonnier et Layens, 1985), de la *Flore d'Île de France* (Jauzein et Nawrot, 2013), du guide *Sauvages de ma rue* (Collectif, 2012) et de *Botanica, Encyclopédie de botanique et d'horticulture* (Collectif, 2005). En plus de l'identification des espèces en fleur, nous avons relevé la présence de chaque espèce dans chacun des espaces identifiés dans le plan du jardin.
Pour chaque fleur, nous avons aussi déterminé si elle était locale à l'Île-de-France ou non, sur la base de la *Flore d'Île de France* (Jauzein et Nawrot, 2013) et si elle était cultivée par l'habitant·e, déjà présente dans le jardin à l'arrivée de l'habitant·e ou spontanée, ceci sur la base d'une discussion avec l'habitant·e.

2.3.3 Relevés entomologiques

La méthodologie de relevés entomologique est présentée ici mais ne fait pas l'objet d'une analyse dans ce manuscrit de thèse du fait de contraintes temporelles. J'ai préféré reporter cette analyse plutôt que de fournir des résultats préliminaires peu fouillés (le faible nombre de jardins et des choix de protocole nécessitent une réflexion calme sur la méthodologie d'analyse). Cependant, dans la mesure où mon travail porte sur les insectes pollinisateurs au jardin, je tenais à mentionner que ces données existent bien pour les 30 jardins visités.
Les mêmes 30 jardins privés ont donc été l'objet de plusieurs relevés entomologiques, entre avril et septembre 2017. Le protocole d'échantillonnage choisi est le résultat de plusieurs contraintes, choix et positionnements. Tout d'abord, je souhaitais pouvoir interpréter les résultats au regard du travail réalisé sur l'Île-de-France, qui repose sur les données du programme Spipoll (chapitre 1). Ensuite, mes compétences naturalistes en entomologie sont assez limitées et correspondent plutôt, avec de l'entraînement, à celle d'un participant du Spipoll. Enfin, je souhaitais réaliser des observations et non pas des prélèvements. Dans un jardin, dans lequel l'accès est limité, réaliser des prélèvements signifiait tuer les insectes. Or, je ne souhaitais pas mettre les habitant·e·s qui m'avaient ouvert leur jardin face à cela. De plus, mes questions pouvaient trouver une réponse en considérant seulement une diversité en morpho-espèces, niveau utilisé dans les Spipoll : au regard

des incitations des comités d'éthique à réduire, remplacer et repenser les mesures destructives, ceci faisait sens. J'ai donc réalisé un relevé qui repose uniquement sur l'observation et la photographie des insectes pollinisateurs. J'ai réalisé l'identification des insectes pollinisateurs dans les jardins en suivant les catégories de morpho-espèces du Spipoll.
Les relevés ont été réalisés par A. Odye, alors stagiaire de M1 pendant le printemps et par moi-même. Nous avons mesuré la diversité en insectes lors de quatre sessions, les sessions n° 2 à n° 5 dont les dates de début et de fin figurent dans le tableau 2.2. Elle a été mesurée selon un trajet de transects dans le jardin, adaptés à la configuration du jardin. Afin de ne pas écraser des végétaux dans les espaces aménagés par les habitant·e·s, le trajet longeait les massifs fleuris ainsi que les buissons et les potagers puis suivait des transects dans la pelouse. Le trajet se faisait uniquement en avançant, sans retour en arrière Tout au long de ce trajet, nous avons photographié toutes les interactions insecte-fleur visible. Le temps total nécessaire pour réaliser le trajet a été noté à chaque fois, de même que l'heure de début et de fin de session. Pour chaque insecte, j'ai identifié la fleur sur laquelle il avait été photographiée et j'ai noté le moment auquel il a été photographié au sein de la session.

2.3.4 Mesures concernant les habitant·e·s

J'ai relevé plusieurs variables concernant les habitant·e·s des maisons associées aux jardins via un questionnaire.

Variables socio-démographiques Dans le but d'avoir un aperçu des profils socio-démographiques des habitant·e·s impliqué·e·s dans l'étude, j'ai relevé leur âge, leur sexe (3 catégories : femme, homme, autre) et leur catégorie socio-professionnelle (9 catégories, basées sur celles de l'INSEE : agriculteurs exploitants, artisans commerçant et chefs d'entreprise, cadres et professions intellectuelles supérieures, professions intermédiaires, employés, ouvriers, retraités, étudiants, autres personnes sans activité professionnelle).
Ces variables forment un sous-ensemble de celles recueillies dans le cadre de mon analyse des déterminants de deux actions en faveur des insectes pollinisateurs en psychologie de l'environnement. La formulation utilisée dans le questionnaire peut donc être trouvée en annexe F, questions n° 33 à 36.

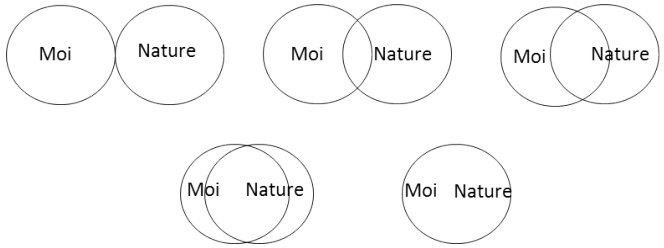


FIGURE 2.4 – Mesure de l'INS. Á ce schéma est associée la question « Comment vous situez-vous par rapport à la nature ? ».

Variable décrivant l'histoire individuelle de relation à la nature Le choix des variables décrivant l'histoire individuelle de relation à la nature se base sur des travaux de psychologie de la conservation et s'est fait sur la base de la littérature. J'ai utilisé une version dérivée l'INS (Inclusion of Nature in Self), indicateur de Paul W. SCHULTZ (2002), qui fournit une mesure stable au cours du temps de l'importance de la relation individu-nature (TAM, 2013). Il s'agit d'une mesure déclarative basée sur des schémas présentés en Fig. **??**. J'ai inclus une mesure des valeurs environnementales selon les trois valeurs égoïste, altruiste et biosphérique (STERN, KALOF et al., 1995). Ces valeurs mesurent à quel point la personne intérrogée pense que les questions environnementales sont importantes pour elle-même, pour les autres membres du groupe social ou de l'espèce humaine et enfin pour les autres membres de la biosphère.
Ces variables forment un sous-ensemble de celles recueillies dans le cadre de mon analyse des déterminants de deux actions en faveur des insectes pollinisateurs en psychologie de l'environnement. La formulation utilisée dans le questionnaire peut donc être trouvée en annexe F, questions n° 4 (valeurs) et 29 (INS). J'ai recueilli ces variables et celles de la section précédente en proposant le questionnaire complet aux habitant·e·s, ce qui m'a aussi permis d'ajouter ces données à l'ensemble de données obtenues par enquête par questionnaires et mobilisé dans le chapitre 3.

2.4 Synthèse délivrée au habitant·e·s

Dans le cadre de cette étude, un retour a été fourni aux participant·e·s concernant leur jardin personnel. Les participant·e·s ont ainsi eu accès à la liste des insectes identifiés dans leur jardin pendant les différentes sessions de relevé. Suite à l'analyse et à la rédaction des articles de cette thèse, je fournirai aussi une ver-

sion en français et rédigée dans un style plus accessible au grand public de ces résultats [8].

Les jardins échantillonnés présentent une diversité de configuration et de composition. Ils sont composés en proportions variables des espaces mentionnés précédemment : cabane de jardin, buisson, chemin non pavé, chemin pavé, compost (hors contenant), haie, herbe non coupée, mare, massif de fleurs, pelouse, potager, tas de bois (conséquent), terrasse en bois, terrasse pavée. Le nombre et la configuration de ces éléments est aussi très variable. Á titre d'exemple, deux plans de jardins sont présentés en figure 2.5.

Le premier est un jardin en pente, composé de 24 espaces représentant huit types

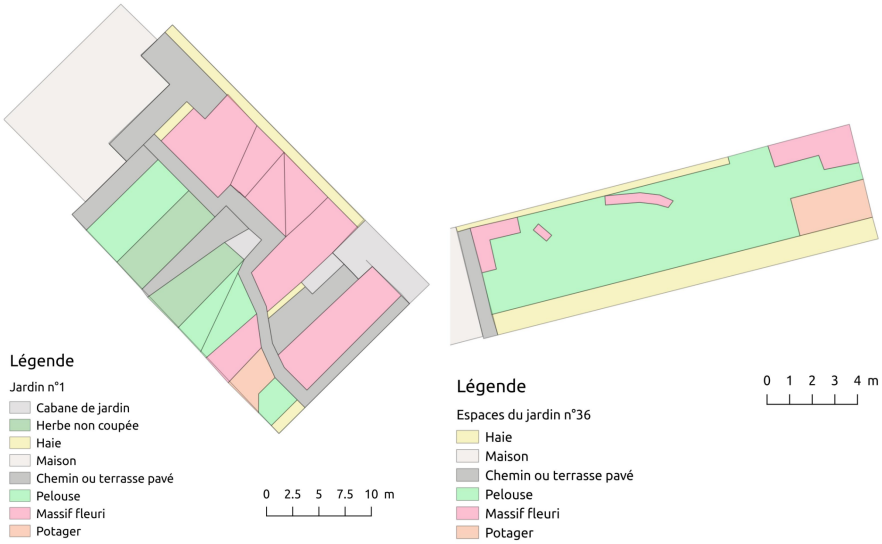


FIGURE 2.5 – Plans des jardins J1 et J36.

d'espaces. La pente a été traitée dans ce jardin via une succession de terrasses délimitées par des murets de pierre, qui séparent donc aussi les espaces. Le second jardin est un jardin sans pente, de taille plus réduite, composé de neuf espaces représentant cinq types d'espaces. La pelouse y domine et les massifs fleuris sont placés plutôt aux marges afin de laisser un espace pour circuler. Ces deux jardins ne sont que deux exemples et leur présentation ne vise qu'à montrer une part de

8. Voir déjà le petit article décrivant les résultats du chapitre 1 sur le forum du Spipoll, `http://spipoll.forumactif.org/t519-nouvel-article-grace-au-spipoll-insectes-floricoles-et-jardins-prives#3159`

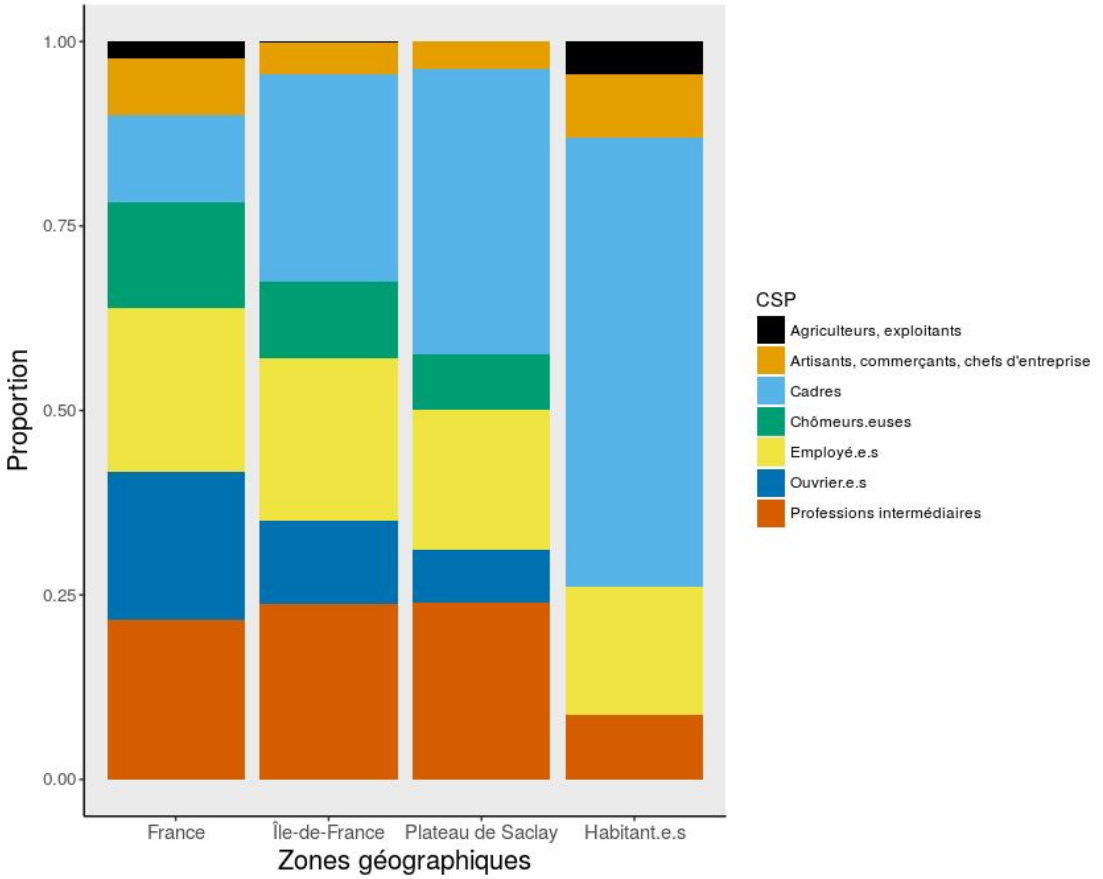


FIGURE 2.6 – Répartition des habitant·e·s ayant participé à l'étude en fonction de leur catégorie socio-professionnelle selon l'INSEE et comparaison à la situation en France, en Île-de-France et dans la zone d'étude. Les retraités n'ont pas été inclus.

la diversité des cas rencontrés. Les plans de tous les jardins sont fournis en annexe G.

Les habitant·e·s chez qui les relevés ont été effectués étaient au deux-tiers des femmes, avaient entre 34 et 85 ans. Six d'entre eux étaient retraités tandis que la majorité des autres occupait des fonctions de cadres (Fig. 2.6).

Le travail d'échantillonnage correspond à des choix réalisés afin de répondre à la question de recherche qui guide ce chapitre. Plus précisément, les hypothèses de travail à partir desquelles les analyses ont été faites sont les suivantes :

Hypothèses

1. Les jardins plus grands et plus complexes accueillent une plus grande diversité florale.
2. La diversité est particulièrement contrainte par l'urbanisation, profite de jardins plus grands et plus complexes et d'une histoire individuelle par rapport à la nature plus forte des habitant·e·s.
3. La flore horticole est encore en fleur après la flore locale et pourrait alors servir de ressource en pollen et nectar plus tardive.

3 Méthodologie d'exploitation des données botaniques de terrain

3.1 Diversité en genres et définition de trois indices floraux

Dans la mesure où il nous a été difficile d'identifier toutes les fleurs à l'espèce, notamment les fleurs horticoles, nous avons choisi de considérer la diversité en genres. De plus, un même genre pouvait être présent dans le jardin suite à la plantation par l'habitant·e ou de façon spontanée, comme le genre *Narcissus*, souvent planté mais qui se reproduit aussi facilement seul d'une année sur l'autre. Un même genre pouvait aussi englober des espèces natives à l'Île-de-France ou non. Afin de prendre en compte ces deux caractéristiques au niveau du genre, j'ai choisi de définir des indices floraux pour chaque genre. Ces indices caractérisent le genre de façon moyennée en fonction des observations réalisées dans tous les jardins.
J'ai défini un indice de rareté comme le nombre de jardins dans lesquels le genre apparaissait, toutes sessions confondues. Il est donc compris entre 1 pour un genre rare présent dans un seul jardin et 30 pour un genre commun présent dans tous les jardins. J'ai défini un indice de spontanéité par genre comme la proportion de toutes les observations de ce genre liées à des plantes spontanées ou déjà présentes dans le jardin à l'arrivée de l'habitant·e. Dans la mesure ou un même genre peut comprendre dans un même jardin des occurrences spontanées ou plantées, toutes les observations d'un même genre dans un même jardin sont prises en compte. Cet

indice est donc compris entre 0 pour un genre apparaissant toujours comme cultivé et 1 pour un genre apparaissant toujours comme spontané ou déjà présent dans le jardin. Les catégories « spontané » et « déjà présent » ont ici été rassemblées dans la mesure où elles correspondent toutes les deux à une non-intervention de l'habitant·e par comparaison à la catégorie « cultivé » qui implique une action de l'habitant·e. Enfin, j'ai défini un indice d'origine par genre comme la proportion des observations de ce genre liées à des plantes locales à l'Île-de-France. De même que l'indice de spontanéité, il prend en compte toutes les observations d'un même genre pour chaque jardin. Cet indice est compris entre 0 pour un genre apparaissant toujours comme non-local et 1 pour un genre apparaissant toujours sous une forme locale à l'Île-de-France.
De même que la diversité en genres a été évaluée par jardin par session, j'ai évalué les indices floraux par jardin par session. Ils sont alors la moyenne des indices de tous les genres présents dans le jardin à chaque session. Afin de décrire la variété florale dans les jardins de façon générale, je donne aussi les valeurs des indices floraux moyennés sur tous les genres, sans prendre en compte les jardins. Dans la suite, il sera donc question de la valeur moyenne d'un indice par jardin et de la valeur moyenne de l'indice pour tous les genres.

3.2 Descripteurs de l'environnement

3.2.1 Degré d'urbanisation

Le degré d'urbanisation a été mesuré dans une zone tampon sous forme de disque de rayon 200m autour du jardin comme la proportion d'espace imperméabilisé dans le disque. Le rayon de 200m a été choisi en fonction de la littérature existante sur les distances de vol des insectes (Zurbuchen et al., 2010) et des résultats du chapitre 1 qui montrent une transition dans la réponse de la richesse des insectes pollinisateurs aux variables paysagères entre 100m et 250m ainsi que des possibilités d'action des habitant·e·s en deça de 250m. Cette mesure a été faite grâce au Mode d'Occupation des Sols (MOS), donnée de l'Institut d'Aménagement et d'Urbanisme et via un Système d'information géographique, Quatum SIG (QGIS Development Team, 2009).

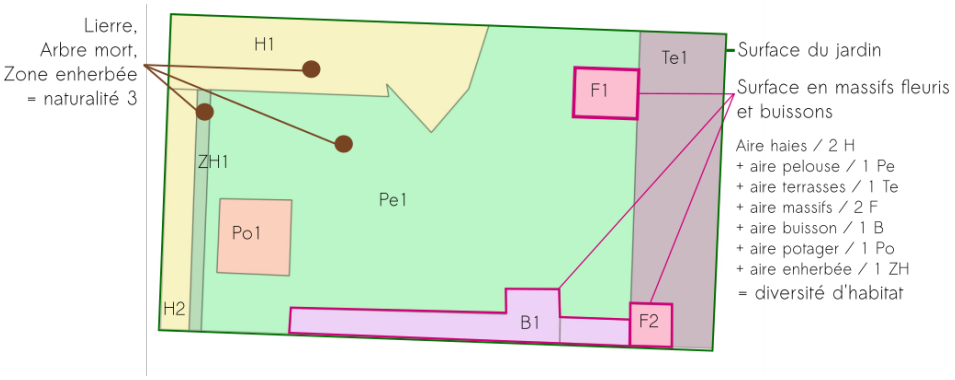


FIGURE 2.7 – Schéma des mesures prises dans les jardins (sauf age du jardin), par l'exemple du jardin J13.

3.2.2 Composition et configuration du jardin

J'ai utilisé les descripteurs suivants : taille du jardin, proportion du jardin couverte de buissons et massifs fleuris, indice de naturalité, diversité d'habitats, âge de la maison (Fig. 2.7). Comme je n'ai fait des relevés que dans 30 jardins et que les différents descripteurs sont pour partie corrélés entre eux, j'ai réalisé une ordination de Hill Smith pour réduire ces 5 variables en les deux axes principaux de l'ordination. Les valeurs pour chaque descripteur sur chaque axe sont données dans la Table 2.3.

TABLE 2.3 – Scores sur chaque axe des descripteurs du jardin

Variable	Score sur l'axe 1	Score sur l'axe 2
Aire du jardin	0,135	0,694
Naturalité	0,075	0,604
Année de construction	0,349	0,389
Proportion en massifs et buissons	0,775	0,0587
Diversité d'habitat	0,579	0,00673

3.3 Descripteurs des habitant·e·s

J'ai utilisé l'INS et le score obtenu sur la valeur biosphérique comme descripteurs de la relation individuelle à la nature des habitant·e·s. J'ai vérifié leur

cohérence via le test d'alpha de Cronbach et les ai sommé afin d'obtenir une seule variable.

3.4 Dissimilarité entre jardins

J'ai établi pour chaque session la matrice sites - genres (ici jardins - genres) qui associe à chaque genre dans un site la valeur 0 s'il est absent et la valeur 1 s'il est présent. A partir de cette matrice, j'ai calculé la matrice de dissimilartié entre jardins à chaque session, grâce à la fonction `vegan` de R et la méthode de Bray-Curtis.

3.5 Analyses statistiques

Toutes les analyses ont été réalisées sous R (R Core Team, 2018).
J'ai réalisé des tests de corrélation de Spearman entre les différentes indices floraux, après vérification du caractère non paramétrique des données.
J'ai construit des modèles de la diversité en genres et des trois indices floraux par jardin par session en fonction du degré d'urbanisation, des deux axes d'ordination associés au jardin et de la variable décrivant la relation individuelle à la nature des habitant·e·s. Chacun de ces quatre modèles incluait aussi une variable temporelle du temps écoulé depuis le premier relevé en jours : il s'agit d'une prise en compte de la saisonalité au cours des mois de relevés. Le modèle choisi pour la diversité en genres, donnée de comptage, est un modèle linéaire généralisé (GLM) avec la fonction de lien poisson, `glm` dans R. Les modèles choisis pour les indices floraux sont des modèles linéaires, `lm` dans R. Je présente dans les résultats les modèles dont le δ AIC est inférieur à 2 par rapport au modèle d'AIC le plus faible.
J'ai construit un modèle de la diversité en genres en fonction des trois indices floraux et de la saisonalité. Le modèle choisi est un GLM (`glm` dans R).
J'ai réalisé des tests de corrélations entre les variables de l'urbanisation, du jardin et humaines en corrigeant les valeurs pour comparaisons multiples par la méthode de Holm. J'ai réalisé des tests de comparaison par paires des valeurs de dissimilarités entre jardins aux différentes sessions en utilisant la correction de Holm pour comparaisons multiples.

4 Résultats

4.1 Description des variables de connexion à la nature, de l'urbanisation, et de composition et de configuration du jardin

Les variables couvrent des intervalles variables par rapport à leur étendue maximale (Fig. 2.8). Les variables décrivant l'histoire individuelle de relation à la nature notamment couvrent un intervalle de valeurs plutôt élevées tandis que plusieurs des variables décrivant le jardin couvrent des intervalles de valeurs plutôt basses.
Les variables de composition et de configuration du jardin présentent plusieurs corrélations entre elles. La taille du jardin est corrélée positivement à la naturalité (p=0,011, ρ=0,57). La proportion de la surface couverte par des buissons et des massifs de fleurs est corrélée positivement à la complexité du jardin (p=0,0019, ρ=0,60). Les autres corrélations ne sont pas significatives.
Les variables de connexion à la nature sont positivement corrélées entre elles (p=0,029 ; S=2697,3 ; $\rho = 0,40$).
Suite aux corrections apportées par la méthode de Holm, aucune corrélation entre la proportion de surface imperméable, les variables liées au jardin et les variables de connexion à la nature n'existe, que ce soit au seuil α=0,10 ou α=0,05.

4.2 Description de la diversité en genres et des indices floraux

4.3 Diversité florale

Les 30 jardins échantillonnés comprennent un total de 313 genres différents. Parmi ces 313 genres, 70 sont rencontrés dans dix jardins et plus tandis que 243 sont rencontrés dans neuf jardins ou moins. Le nombre de genres rencontrés dans un seul jardin est de 84, c'est à dire 27% du total (Fig. 2.9). Le genre *Poa* est rencontré dans les 30 jardins ; le genre *Cardamine* est rencontré dans 29 jardins ; les genres *Bellis*, *Lactuca*, *Trifolium* et *Viola* sont rencontrés dans 28 jardins. La liste complète des genres par nombre de jardins dans lesquels ils apparaissent est données en annexe de ce chapitre (Table H.1).

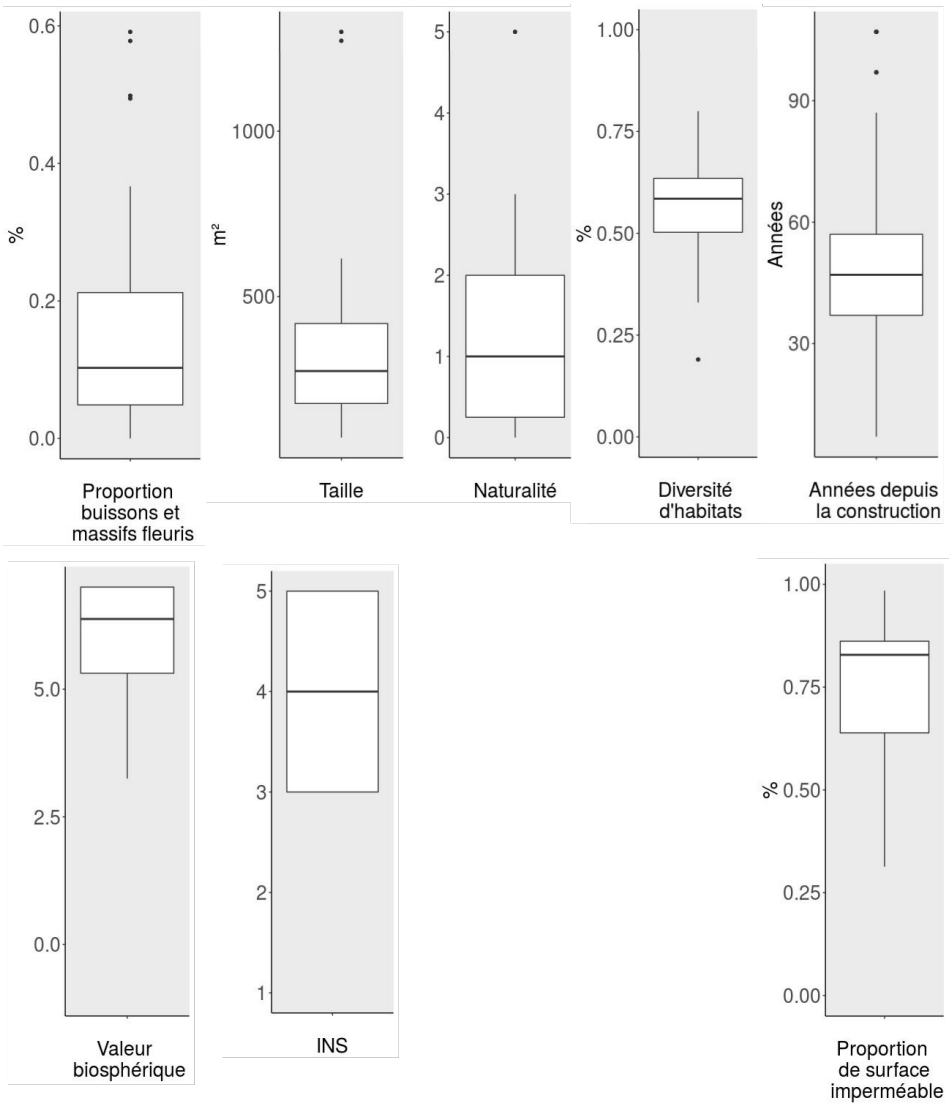


FIGURE 2.8 – Boxplots des variables à l'échelle du jardin, à l'échelle del'environnement du jardin et concernant l'habitant·e du jardin.

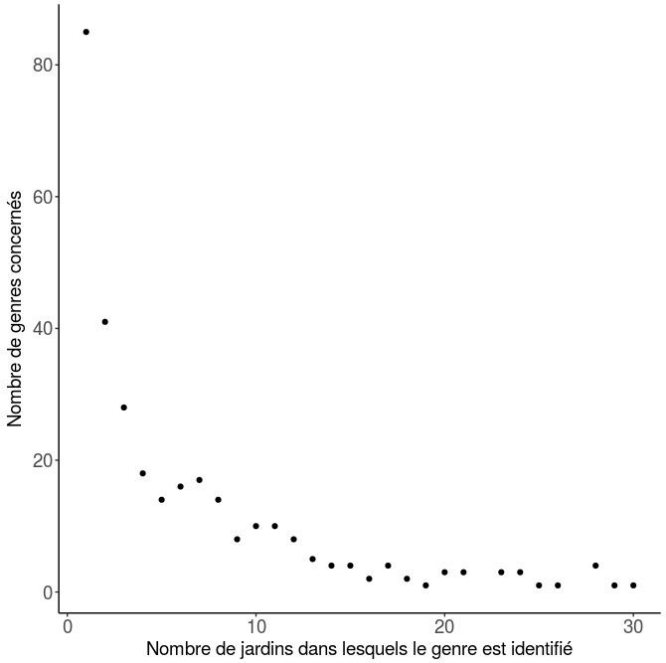


FIGURE 2.9 – Genres rares et communs dans les 30 jardins échantillonnés.

Les genres les plus rares (présents dans un seul jardin) sont des genres cultivés et horticoles, comme *Edgworthia*, *Lamprocapnos* ou *Heptacodium* ou des genres qui se sont installés sponanément mais nécessitent des habitats particuliers, comme *Ophrys* trouvé en bas d'un terrain en pente humide, ou *Festuca* repéré dans un terrain où une grande partie de la pelouse était coupée peu souvent.
En prenant en compte toutes les sessions de relevé, les jardins comprennent en moyenne 63 +/- 25 genres, pour un minimum de 15 genres et un maximum de 122 genres. Toutes sessions de relevés confondues, le minimum de genres observés dans un jardin en une session est de 2 et le maximum de 56. L'évolution de la diversité moyenne en genres par session est résumée dans la Table 2.4.
La rareté moyenne dans les jardins pendant les cinq sessions était de 13,82 +/- 8,20, c'est à dire que, en moyenne, les jardins accueillaient un genre présent aussi dans la moitié des autres jardins. La rareté moyenne des genres était de 6,1 +/- 6,4, c'est à dire qu'un même genre était échantillonné en moyenne dans un tiers des jardins. L'évolution de la rareté moyenne par session dans tous les jardins est présentée dans la Table 2.5.
L'indice de spontanéité moyen dans les jardins pendant les cinq sessions était de 0,56 +/- 0,42, c'est à dire que, en moyenne, les genres présents dans les jardins y poussent spontanément pour un peu plus de la moitié d'entre eux. L'évolution de

TABLE 2.4 – Diversité moyenne en genres par session.

Session	Diversité moyenne en genres (+/- écart-type)
1	12.8 (+/- 6.8)
2	22.2 (+/-10.8)
3	20.9 (+/-8.3)
4	26.4 (+/-12.1)
5	26.2 (+/-11.7)

TABLE 2.5 – Valeurs moyennes des indices floraux dans les jardins par session.

Session	Indice de rareté moyen (+/- écart-type)	Indice de spontanéité moyen (+/- écart-type)	Indice d'origine locale moyen (+/- écart-type)
1	15.2 (+/- 9.2)	0,60 (+/- 0,37)	0,58 (+/- 0,43)
2	13.9 (+/-8.0)	0,57 (+/-0,41)	0,62 (+/-0,44)
3	14.3 (+/-7.9)	0,59 (+/-0,42)	0,61 (+/-0,45)
4	13.1 (+/-8.3)	0,53 (+/-0,43)	0,56 (+/-0,47)
5	13.5 (+/-8.0)	0,55 (+/-0,43)	0,57 (+/-0,47)

l'indice de spontanéité moyen par session est présentée dans la Table 2.5. L'indice de spontanéité moyen des genres était de 0,32 +/- 0,47, c'est à dire que, pour un genre pris en hasard parmi l'ensemble des genres, il y a plus de chances qu'il soit cultivé que spontané.
L'indice d'origine locale moyen dans les jardins pendant les cinq sessions est de 0,49 +/- 0,45, c'est à dire que, en moyenne, la moitié des genres observés dans un jardin sont d'origine locale à l'Île-de-France. L'évolution de l'indice d'origine locale moyen par session est présentée dans la Table 2.5. L'indice d'origine moyen des genres était de 0,43 +/- 0,50, c'est à dire que, pour un genre pris au hasard parmi l'ensemble des genres, il y a plus de chances qu'il soit d'origine non-locale.
En considérant les indices de tous les genres, l'indice de spontanéité est positivement corrélé à l'indice de rareté ($\rho = 0,36$; p<0,001) : plus une plante est rare, plus elle a de chances d'être cultivée ; l'indice de spontanéité est aussi positivement corrélé à l'indice d'origine locale ($\rho = 0,59$; p<0,0001) : plus une plante est rare, plus elle a de chances de n'être pas d'origine locale à l'Île-de-France. Les indices de rareté et d'origine locale ne sont pas corrélés (p=0,113).

4.4 Déterminants de la diversité en genres et des trois indices floraux

Les modèles de la diversité en genres par jardin par session (N=147 observations) comprennent quatre variables significatives parmi les cinq variables initiales (Table 2.6), quel que soit le modèle considéré parmi ceux dont le δAIC est inférieur à 2. L'axe 1 des variables du jardin a un effet significatif négatif sur la diversité en genres par session, de même que la proportion de surface imperméable. L'axe 2 des variables du jardin a un effet significatif positif sur la diversité en genres par session, de même que le nombre de jours écoulés depuis le premier relevé.

Les modèles expliquant la rareté moyenne des genres rencontrés par jardin par session (N=147) comprennent quatre variables significatives parmi les cinq variables initiales, quel que soit le modèle final parmi ceux dont le δAIC est inférieur à 2 (Table 2.7). L'axe 1 des variables jardin a un effet significatif positif sur la valeur de rareté, de même que la proportion de surface imperméable. L'axe 2 des variables jardin a un effet significatif négatif sur la valeur de rareté, de même que le nombre de jours écoulés depuis le début des relevés.

TABLE 2.6 – Résultats des modèles qui expliquent la diversité en genres pour lesquels δAIC<2. NI signifie que la variable n'est pas incluse dans le modèle et ns qu'elle n'a pas d'effet significatif.

n°	δAIC	Axe 1 jardin	Axe 2 jardin	Relation individuelle à la nature	% imperméable	Temps écoulé
1	0	-0,12***	0,17***	NI	-0,35***	0,0031***
2	1,208	-0,12***	0,16***	ns	-0,39***	0,0031***

*** $p < 0.001$

Les modèles expliquant l'indice de spontanéité moyen des genres rencontrés par jardin par session (N=147) comprennent deux variables significatives parmi les cinq variables initiales, quel que soit le modèle final parmi ceux dont le δAIC est inférieur à 2 (Table 2.7). L'axe 1 des variables jardin a un effet significatif positif sur la valeur de l'indice de spontanéité, de même que la proportion de surface imperméable.

Les modèles de l'indice d'origine locale moyen des genres rencontrés par jardin par session (N=147) comprennent deux variables significatives parmi les cinq variables initiales, quel que soit le modèle final parmi ceux dont le δAIC est inférieur à 2 (Table 2.7). L'axe 1 des variables jardin a un effet significatif positif sur la valeur de l'indice d'origine locale, de même que la proportion de surface imperméable.

TABLE 2.7 – Résultats des modèles des indices floraux pour lesquels δAIC<2. NI signifie que la variable n'est pas incluse dans le modèle et ns qu'elle n'a pas d'effet significatif.

n°	δAIC	r^2 ajusté	Axe 1 jardin	Axe 2 jardin	relation individuelle à la nature	% imeprméable	temps écoulé
			Indice de rareté				
1	0	0,3709	$0{,}94^{***}$	$-0{,}57^{***}$	NI	$2{,}9^{*}$	$-0{,}012^{***}$
2	1,783	0,3674	$0{,}93^{***}$	$-0{,}59^{***}$	ns	$2{,}7^{*}$	$-0{,}012^{***}$
			Indice de spontanéité				
1	0	0,2622	$0{,}048^{***}$	NI	NI	$0{,}25^{***}$	$-0{,}00028^{\cdot}$
2	1,198	0,2512	$0{,}043^{***}$	NI	NI	$0{,}25^{***}$	NI
3	1,671	0,2587	$0{,}048^{***}$	NI	ns	$0{,}26^{***}$	$-0{,}00028^{\cdot}$
			Indice d'origine locale				
1	0	0,1847	$0{,}039^{***}$	NI	NI	$0{,}14^{*}$	ns
2	0,0498	0,1873	$0{,}039^{***}$	NI	ns	$0{,}16^{*}$	ns
3	0,23	0,1779	$0{,}039^{***}$	NI	NI	$0{,}14^{*}$	NI
4	0,655	0,1917	$0{,}040^{***}$	ns	ns	$0{,}16^{*}$	ns

$^{\cdot}$ $p < 0.10$
* $p < 0.05$
*** $p < 0.001$

4.5 Relation entre la diversité en genres et les trois indices floraux

Les modèles de la diversité en genres en fonction des trois indices floraux conservent tous comme variables explicatives l'indice floral concerné, la variable indiquant le temps écoulé et l'interaction entre variable indiquant le temps écoulé et indice floral. Quel que soit le modèle, ni le terme d'interaction ni la variable indiquant le temps écoulé n'ont d'effet significatif. L'indice de rareté a un effet significatif négatif sur la diversité en genres ($p < 0,01$, $\beta = -0,13$) : dans un jardin de genres plutôt rares, la diversité en genres est plus haute. L'indice de spontanéité a un effet significatif négatif sur la diversité en genres ($p < 0,01$, $\beta = -1,43$) : dans un jardin de plantes plutôt cultivées, la diversité en genres est plus haute. Enfin, l'indice d'origine locale a un effet significatif négatif sur la diversité en genres ($p < 0,01$, $\beta = -1,13$) : dans un jardin de genres plutôt d'origine non-locale, la diversité en genres est plus haute.

4.6 Évolution de la dissimilarité au cours du temps

La dissimilarité moyenne par session présente des différences significatives entre plusieurs paires de sessions (Table 2.8). La dissimilarité entre jardins pendant la session n° 1 est plus faible que pendant toutes les autres sessions. La dissimilarité entre jardins pendant les sessions n° 2 et n° 3 est plus faible que pendant la session n° 5.

TABLE 2.8 – Valeurs moyennes, minimales et maximales de la dissimilarité pendant les cinq sessions.

Session	Dissimilarité moyenne (+/- écart-type)	Valeur minimale	Valeur maximale
1	0,605 +/- 0,133	0,077	1
2	0,692 +/- 0,102	0,375	0,944
3	0,686 +/- 0,104	0,385	0,939
4	0,715 +/- 0,109	0,500	1
5	0,728 +/- 0,115	0,440	1

5 Discussion

5.1 Les variables decrivant la relation individuelle à la nature ne déterminent pas la richesse florale

Je n'ai pas mis en évidence d'effet de la variable décrivant la relation individuelle à la nature sur la diversité en genres ni sur aucun des trois indices floraux. J'avais fait l'hypothèse d'un effet de cette variable, dans la mesure où la relation à la nature guide parfois les choix de plantations entre flore exotique et flore locale (Freeman et al., 2012). Une autre variable décrivant la relation individuelle à la nature, le Nouveau paradigme environnemental (Anderson, 2012 ; Stern, 2000), est quant à elle liée à la complexité observée de la végétation dans des jardins en Australie (van Heezik, Freeman, Stefan Porter et al., 2013). Des jardiniers qualifiés de « biophiles », dans la mesure où ils exprimaient une sensibilité, un attachement ou un intérêt important pour le monde vivant, accueillent plus facilement une flore spontanée dans leur jardin à Paris, cette flore étant aussi plutôt locale (Riboulot-Chetrit, Simon et R. Raymond, 2017). Le petit nombre de jardins pris en compte dans mon travail limite probablement les possibilités de mettre en évidence les relations existantes entre variables, d'autant plus que les deux mesures de la relation individuelle à la nature utilisées sont déclaratives et ont pu être biaisées. En effet, les habitant·e·s qui ont ouvert leur jardin étaient volontaires et ont eu connaissance d'une brève description de l'étude, qui indiquait clairement vouloir comprendre les déterminants de la biodiversité dans les jardins, notamment fleurs et insectes. Une auto-sélection des participant·e·s vers des personnes déjà sensibilisées est possible, d'autant plus que les personnes qui ont un plus grand souci de la conservation de la biodiversité sont aussi celles qui présentent une plus haute connexion à la nature (Soga, Gaston et al., 2016). Petits effectifs et faible amplitude de répartition des variables ont peut-être eu pour conséquence de masquer les possibles corrélations.

La la relation individuelle à la nature pourrait aussi agir plus en amont sur la détermination des choix floraux et par conséquent sur la répartition des indices floraux dans les jardins individuels. Elle participerait alors plutôt d'un cadre dans lequel les actions se déroulent, selon la théorie du *goal-framing*, qui propose que les comportements sont guidés par des buts généraux, qui, lorsqu'ils sont activés, influencent les perceptions des individus de telle sorte que ce qui permettrait de satisfaire le but soit plus facilement remarqué (Lindenberg et Steg, 2013).

5.2 Diversité florale des jardins et urbanisation

Les résultats de ce travail font partie de ceux qui indiquent une diminution de la diversité florale lorsque la proportion de surfaces imperméables, proxi pour l'urbanisation, augmente. Dans une revue de 2008 portant sur la biodiversité en milieu urbain, McKinney (2008) recensait sept études sur un total de 17 avec des résultats similaires. Par ailleurs, McKinney (2008) commentait l'hypothèse de perturbation intermédaire associée à des résultats sur la biodiversité florale en milieu urbain : les sites situés dans des milieux de niveau d'urbanisation intermédiaire serait les plus riches en biodiversité végétale. Plus récemment, Lowenstein et Minor (2016) ont mis en évidence un effet en cloche du nombre d'ensembles résidentiels, proxy pour l'intensité de développement et donc l'urbanisation, sur la diversité végétale des jardins à Chicago aux États-Unis. Si les résultats de notre étude correspondent à une partie de la littérature (voire McKinney, 2008), nous aurions pu identifier un effet en cloche dans le contexte urbain et péri-urbain des sites d'étude. Cependant, le nombre limité de sites limité peut-être ceci. De plus, les niveaux d'urbanisation autour des jardins sites d'étude s'étalent sur un intervalle de 31% à 98% mais la médiane de 83% indique une représentation non similaire entre zones plus ou moins urbanisées.

Par ailleurs, la diversité identifiée au sein de jardin doit souvent beaucoup aux pratiques de gestion dans ces jardins, qui permettent une hétérogénéité entre eux (Niemelä, 1999). La flore présente dans les jardins de contextes plus urbains était aussi une flore de genres plutôt communs, spontanés et locaux à l'Île-de-France. Dans cette étude, je n'ai pas analysé ces pratiques de gestion car elles semblaient peu discriminantes entre jardins. Je ne peux cependant pas exclure que des choix de pratiques aient un effet sur la diversité végétale et que, par ailleurs, ces choix de pratiques soient liés à un contexte plus ou moins urbain. En effet, comme les opportunités d'entrer en contact avec la nature sur les lieux de vie pendant l'enfance a une influence sur la propension à avoir des comportements pro-environnementaux en Chine (Zhang, Goodale et Jin Chen, 2014), aux Etats-Unis (Collado, Staats et Corraliza, 2013) ou au Japon (Soga, Gaston et al., 2016), il serait aussi possible que ce soit le cas à l'âge adulte. La biodiversité β, qui mesure la dissimilarité entre espaces plutôt que le nombre d'espèces de ces espaces, a aussi été identifiée comme celle qui caractérise les espaces urbains lorsqu'ils comportent des végétaux (Niemelä, 1999). Dans le cas de ce travail, je me suis intéressée au lien entre une mesure de biodiversité α et l'urbanisation tandis que le renou-

vellement a été abordé uniquement selon son évolution au fil du temps, afin de répondre aux hypothèses proposées. Les mesures de dissimilarité otbenues sont toutes supérieures à 0,6, ce qui indique une disparité entre les différents jardin et pourrait donc peut-être servir de facteur discriminant dans une analyse de cette variable en fonction de l'urbanisation. Cependant, il serait nécessaire de disposer de données sur un temps plus long et dans plus de jardins afin de conduire une analyse qui chercherait à lier indice de dissimilarité, temps et urbanisation.

5.3 Les écosystèmes jardins plus âgés, plus grands et plus naturels accueillent plus de fleurs de tous types

Outre l'effet de l'urbanisation l'axe 1 de la variable jardin était aussi présent dans tous les modèles. La Figure 2.10 résume schématiquement cet effet : les jardins avec une valeur de l'axe 1 plus faible, c'est à dire avec moins de massifs fleuris et de buissons, une diversité d'habitats plus faible et plus jeunes, accueillent aussi des genres plus rares, plutôt cultivés et non-locaux et en diversité plus grande.

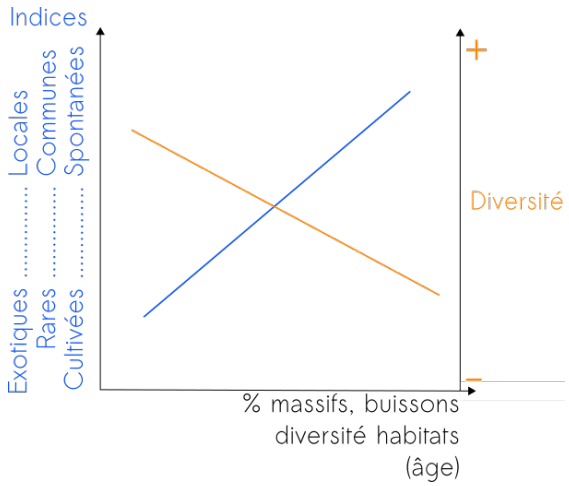


FIGURE 2.10 – Bilan graphique des effets de l'axe 1 jardin.

La relation négative entre la diversité d'habitats et la diversité en genres est surprenante, les relations entre complexité (ici diversité d'habitats) et biodiversité étant généralement positives (HUTCHINSON et MACARTHUR, 1959 ; RAHBEK et GRAVES, 2001 ; M. P. JOHNSON et al., 2003, voir aussi KAREIVA, 1990). De même, la relation négative entre la proportion d'espaces a priori dédiés à la plantation, massifs fleuris et buissons, et la diversité en genres est surprenante. Ce relations

pourraient s'expliquer par le choix de favoriser les espèces cultivées non locales lorsque peu d'habitats sont disponibles à la plantation. Elles pourraient aussi refléter une durée nécessaire pour que le jardin accueille une flore spontanée riche, les jardins plus jeunes accueillant plutôt des genres cultivés, rares et non locaux. Cette flore serait aménagée dès le début par l'habitant·e sur un terrain dont il est possible de penser qu'il accueillera d'autres espèces au fil des années, via la dispersion depuis les espaces environnants. Il est aussi possible que les pratiques de plantations entre personnes installées il y a plus longtemps et celles installées plus récemment soient différentes, les personnes installées il y a plus longtemps laissant pousser plus de plantes spontanées. Cette explication aurait pu être favorisée par l'observation d'un effet significatif de la variable décrivant la relation individuelle à la nature, puisque plusieurs variables décrivant la relation à la nature seraient liées à l'accueil plus fréquent de végétation spontanée (voir section 5.1). Or , aucun effet significatif n'est observé. Cependant, il est aussi possible que cette situation des personnes installées depuis plus longtemps ne dépende pas de cette variable. La relation positive entre l'axe 2 des variables jardin (Fig. 2.11), regroupant taille, naturalité et âge du jardin, et la diversité en genres ainsi que l'indice de rareté confirmerait l'explication liant espace disponible pour les plantations et diversité de la flore accueillie en plus de la flore cultivée.

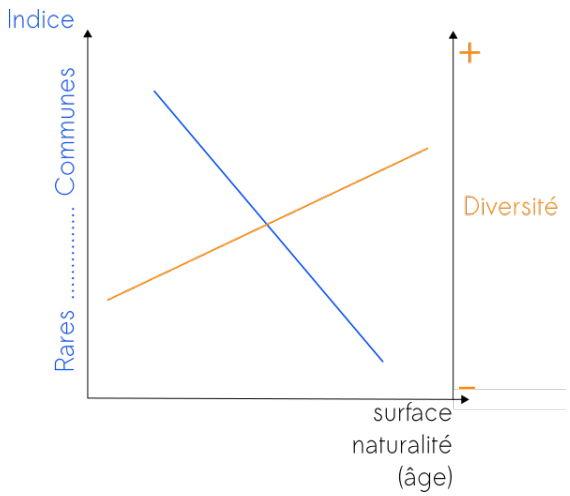


FIGURE 2.11 – Bilan graphique de l'effet de l'axe 2 jardin

Les relations entre taille d'un lieu et biodiversité, plus généralement relations aire-espèces, sont connues dans des contextes urbains qui ne concernent pas les jardins, par exemple au niveau de rond-points végétalisés pour les plantes et les

hémiptères en Angleterre (Helden et Leather, 2004), ou dans des parcs pour divers indicateurs de biodiversité en Belgique (Cornelis et Hermy, 2004). Ces relations sont aussi présentes dans des jardins en Australie (van Heezik, Freeman, Stefan Porter et al., 2013). Ici, grâce aux indices floraux, nous avons pu préciser cette relation : les jardins plus grands, avec plus de place, diversifieraient les plantes cultivées en plus d'une base de plantes communes et dans la continuité d'un aménagement en plantes cultivées déjà important sur les petites surfaces regroupant moins d'habitats. Le développement des plantes communes pourrait être accepté par les habitant·e·s qui apprécieraient ce développement dans un grand jardin à côté d'une flore plantée ou si le temps pour entretenir le jardin manque (Riboulot-Chetrit, Simon et R. Raymond, 2017). Les deux axes des variables jardins prennent aussi en compte l'âge du jardin et les relations observées pourraient soutenir l'explication que les fleurs du jardin sont d'abord celles plantées par l'habitant·e, plutôt rares, cultivées et non-locales, et que au fil du temps les fleurs communes, spontanées et locales se développent. Alternativement, cela pourrait aussi soutenir une hypothèse déjà évoquée : les personnes installées depuis plus longtemps pourraient choisir des pratiques de gestion différentes des personnes installées plus récemment. En effet, en France, le contact au quotidien avec la nature du jardin peut mener à des actions en faveur de la biodiversité plus facilement que l'absence de contact (A. C. Prévot et al., 2018).
Bien que les variables commentées ici soient liées au jardin et considérées comme environnementales, elles résultent pour partie de choix d'aménagement de l'habitant·e. Sans avoir identifié d'effet direct de la variable de connexion à la nature sur les indices floraux ou la diversité en genres, nous pouvons remarquer que la main des habitant·e·s dispose de plusieurs canaux pour s'exprimer.

5.4 Les indices floraux donnent un aperçu des jardins cohérent avec les études précédentes

J'ai choisi dans mon travail de définir des indices floraux. Ces trois indices ont permis de caractériser de façon cohérente la flore des jardins et de rattacher les différents genres à un pôle de fleurs plutôt cultivées, rares et non-locales qu'on peut assimiler à des fleurs horticoles et à un autre pôle de fleurs plutôt spontanées, communes et locales qu'on peut assimiler à des fleurs de la flore d'Île-de-France. Les proportions de fleurs spontanées vs. cultivées, communes vs. rares et locales vs. non-locales correspondent plus ou moins à ce qui a pu être observé

dans d'autres études sur des jardins domestiques, qui présentent des proportions de plantes cultivées, rares ou non-locales similaires ou plus élevées (van Heezik, Freeman, Stefan Porter et al., 2013 ; van Heezik, Freeman, S. Porter et al., 2014 ; Marco et al., 2008 ; Lowenstein et Minor, 2016 ; R. M. Smith, K. Thompson et al., 2006). Le choix de quantifier la diversité en genres plutôt qu'en espèces découlait de la difficulté à nommer certaines espèces de plantes horticoles et à les différencier entre elles. Ce choix a pu mener à une sous-estimation de la proportion en plantes cultivées, rares ou non-locales dans la mesure où certains genres sont déclinés en de nombreuses espèces et variétés horticoles (par exemple *Narcissus*, *Rose* ou *Salvia* fréquemment rencontrés dans les jardins).
Les indices floraux de spontanéité et d'origine avaient pour vocation de contre balancer cet effet en prenant en compte toutes les occurrences des genres observés, quelle que soit l'espèce, dans les jardins. Une comparaison avec la flore locale de Plateau de Saclay ou d'Île-de-France aurait été bienvenue afin de confirmer l'hypothèse de la correspondance entre flore d'Île-de-France et pôle de fleurs communes, spontanées et locales. Par ailleurs, j'ai pu grâce aux indices floraux définis m'intéresser aussi à la flore cultivée, rare et non-locale des jardins domestiques, qui est sinon relativement absente des recensements. Dans une confrontation avec un espace approprié par ses habitant·e·s, ceci me semblait porteur de sens, d'autant plus que les jardins de milieu péri-urbain, en accueillant encore des espèces de milieux semi-naturels qui ne sont pas présentes dans les centres urbains et des espèces apportées par l'habitant·e, peuvent constituer des espaces plus riches que les milieux urbains et ruraux proches (Lowenstein et Minor, 2016).

5.5 Renouvellement des fleurs au jardin

La flore du jardin privé suit une évolution temporelle qui tend à différencier petit à petit les jardins en terme de composition florale du début du printemps à la fin de l'été. La flore du début du printemps est plus partagée entre les jardins et représente une flore spontanée d'origine locale, partagée car caractéristique de la zone géographique étudiée. Au fil de la saison, de plus en plus de fleurs non locales, cultivées, apparaissent dans les jardins. Elles sont aussi plus rares, c'est-à-dire qu'elles ne sont présentes que dans peu de jardins : la dissimilarité entre jardins augmente alors. Malgré la mise en évidence d'effets significatifs, je peux tout de même remarquer que les valeurs en question restent relativement proches : il ne s'agit pas d'un remplacement total mais d'une contribution différentielle qui

pèse un peu plus vers l'un ou l'autre des pôles en fonction du temps.
La flore cultivée, rare, qui complémente progressivement la flore plus spontanée dans les jardins, est une flore non locale, a priori en grande partie horticole. Les fleurs exotiques ne sont pas toutes reconnues par les pollinisateurs comme sources de nectar et de pollen (Hanley, Awbi et Franco, 2014 ; Bergerot, Benoit Fontaine, Renard et al., 2010) et les horticoles ne sont d'ailleurs pas toutes sources de nectar ou de pollen dans la mesure où des pièces florales peuvent être modifiées au cours du processus de sélection horticole. Nous n'avons pas rencontré de spécimens de ce type dans les jardins échantillonnés. La dynamique temporelle du fleurissement au jardin laisse penser que, suite au fleurissement d'espèce spontanées locales, qui a en effet lieu relativement tôt dans la saison (Neil et Wu, 2006), les fleurs cultivées pourraient prendre le relais et permettre une continuité de la présence de ressources au jardin. Au Japon, Koyama et al. (2018) ont en effet montré que la récolte de pollen réalisée par l'abeille locale *Apis cerana* suivait la floraison des végétaux, d'abord plutôt locaux puis plutôt exotiques. En Île-de-France, il serait maintenant aussi nécessaire de se poser la question de la densité en ces fleurs plutôt cultivées, extérieures à la région et rares : sont-elles présentes en densité suffisante pour constituer une ressource ? La structure végétative de la plante peut alors jouer, un arbre pouvant apporter des ressources nutritives aux abeilles en quantité équivalente à une petite prairie fleurie (Darricau, 2018, signalé par Frileux, Comm. Pers.).
Ce travail permet donc de suggérer que les différentes composantes de la flore du jardin pourraient jouer un rôle complémentaire dans le renouvellement des ressources florales au cours du temps.

6 Conclusion

Mon travail de relevé de la flore dans les jardins domestiques a permis de mettre en évidence le potentiel de ces espaces entretenus par les habitant·e·s pour les insectes. Parmi les nombreux facteurs qui jouent sur la diversité et l'abondance de ces organismes, j'ai choisi l'élément floral ainsi qu'une caractérisation générale de la composition et de la configuration du jardin, de ses habitant·e·s via la description de la relation individuelle à la nature et de son environnement urbain pour estimer l'importance de ces détermination pour les ressources florales.
Les résultats obtenus confortent l'idée que, dans leur rôle de ressources, les fleurs exotiques à une zone géographique, de part leur phénologie, dans ces jardins, ont la

possibilité de fournir des ressources aux insectes à une période où la flore locale est moins présente. Elles pourraient complémenter les ressources apportées par la flore locale. Il serait nécessaire de savoir si, comme suggéré par Martins, Gonzalez et Lechowicz (2017) ou M. E. McIntyre et Hostetler (2001), les insectes utilisent en effet les ressources des ces plantes. Les résultats soulignent aussi l'importance de l'environnement paysager dans lequel le jardin est inscrit, confirmant l'effet négatif de l'urbanisation sur la biodiversité végétale (Neil et Wu, 2006 ; McKinney, 2008) bien que le petit nombre de jardins échantillonnés ait pu faire manquer un effet de perturbation intermédiaire proposé pour expliquer des richesses élevées dans les zones résidentielles péri-urbaines par rapport au centre ville et aux zones rurales (Lowenstein et Minor, 2016 ; McKinney, 2008). Même si les variables de connexion à la nature n'ont dans ce travail pas d'effet sur les variables florales, l'influence des habitant·e·s ne peut pas être mise de côté car elle s'exerce probablement via la composition et la configuration du jardin. Ainsi, même si, dans l'analyse, les composantes écologiques ou environnementales semblaient dominer sur les composantes sociales de description du socio-écosystème, les conclusions que je peux tirer des résultats rappellent bien les deux dimensions et les liens entre elles de ce système particulier.

Question de recherche & réponses apportées

Rappel de la question : En quoi la flore des jardins domestiques peut-elle constituer une ressource pour les pollinisateurs ? Cette flore et ses caractéristiques sont-elles plutôt déterminées par un contexte local urbain, un effet du site jardin ou une influence des habitants décrite par leur connexion à la nature ?

Éléments de réponse : La flore des jardins domestiques, en incluant une part cultivée, plutôt rare et exotique, et une part spontanée, plutôt commune et locale, peut constituer une ressource pour les insectes pollinisateurs dans la mesure où ces deux catégories sembleraient se relayer au cours du temps (et à condition que les insectes pollinisateurs les utilisent en effet et qu'elles soient présentes en densité suffisante).

Le contexte local (à 200m) urbain influence négativement la diversité florale et est plutôt associé à des jardins de flore commune, spontanée et locale. En parallèle, ceci est aussi associé à des jardins de petite taille, peu diversifiés en habitats, que nous pouvons aussi lier au processus d'urbanisation qui densifie les zones construites.

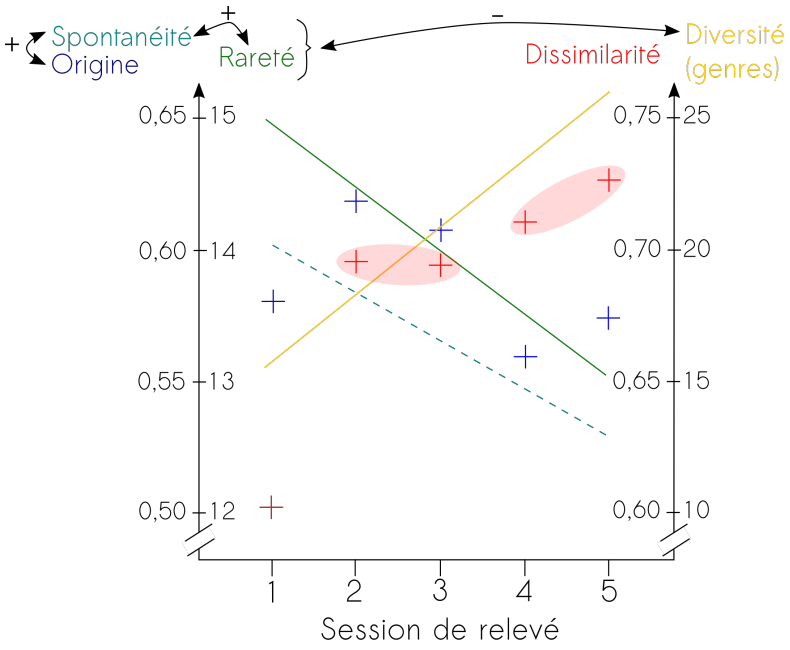


Figure 2.12 – Bilan graphique des résultats du chapitre

Suite à cette étude de la flore du jardin qui montre que ce dernier est fourni en ressources potentiellement utilisables par les insectes, je vais chercher à faire le lien avec les habitant·e·s des jardins. Les variables descriptives des habitant·e·s utilisées dans ce chapitre n'ont pas été source de relations significatives avec les variables florales. J'ai présenté des hypothèses d'explication pour cela. Dans le chapitre suivant, je me place entièrement dans une perspective de psychologie de la conservation pour étudier des comportements en faveur des insectes pollinisateurs au jardin.

Liste des genres échantillonnés dans les jardins en fonction du nombre de jardins dans lesquels ils ont été observés

TABLE 2.9 – Listes des genres échantillonnés dans les jardins.

Échantillonné dans ...	**Genres**
30 jardins	*Poa*
29 jardins	*Cardamine*
28 jardins	*Bellis*, *Lactuca*, *Trifolium*, *Viola*
26 jardins	*Veronica*
25 jardins	*Primula*
24 jardins	*Euphorbia*, *Lolium*, *Geranium*
23 jardins	*Solanum*, *Fragaria*, *Rosa*
21 jardins	*Narcissus*, *Oxalis*, *Ranunculus*
20 jardins	*Hypochaeris*, *Prunella*, *Taraxacum*
19 jardins	*Myosotis*
18 jardins	*Campanula*, *Crepis*
17 jardins	*Bromus*, *Erigeron*, *Mentha*, *Plantago*
16 jardins	*Aster*, *Stellaria*
15 jardins	*Aquilegia*, *Erysimum*, *Lavandula*, *Salvia*
14 jardins	*Anagallis*, *Hypercium*, *Prunus*, *Rubus*
13 jardins	*Allium*, *Chelidonium*, *Pelargonim*, *Potentilla*, *Senecio*
12 jardins	*Cucurbita*, *Hydrangea*, *Lamium*, *Leucanthemum*, *Medicago*, *Muscari*, , *Sonchus*, *Tagetes*
11 jardins	*Cerastium*, *Choisya*, *Convallaria*, *Geum*, *Hibiscus*, *Lonicera*, *Syringa*, *Thymus*, *Urtica*, *Viburnum*
10 jardins	*Convolvulus*, *Cotoneaster*, *Cyclamen*, *Epilobium*, *Ficaria*, *Forsythia*,*Heuchera*, *Rudbekia*, *Tulipa*, *Vinca*
9 jardins	*Calystegia*, *Centaurea*, *Chaenomeles*, *Helianthus*, *Helleborus*, *Hyacinthus*, *Phlox*, *Weigela*
8 jardins	*Achillea*, *Anemona*, *Arabis*, *Dianthus*, *Erica*, *Fushia*, *Galium*, *Hordeum*, *Iberis*, *Jacobaea*, *Melissa*, *Ocimum*, *Spiraea*, *Vicia*

Suite à la page suivante ...

TABLE 2.9 – *...suite de la page précédente*

Échantillonné dans ...	Genres
7 jardins	*Abelia*, *Alcea*, *Arabidopsis*, *Berberis*, *Buddleja*, *Crocus*, *Eruca*, *Glechoma*, *Hylotelephium*, *Iris*, , *Kerria*, *Lathyrus*, *Origanum*, *Persicaria*, *Rosmarinus*, *Silene*, *Solidago*
6 jardins	*Ceanothus*, *Centranthus*, *Coreopsis*, *Cotinus*, *Daucus*, *Digitaria*, *Digitalis*, *Galanthus*, *Hemerocallis*, *Jasminum*, *Linaria*, *Oenothera*, *Papaver*, *Rumex*, *Saponaria*, *Tropaeolum*
5 jardins	*Bergenia*, *Borago*, *Camellia*, *Chenopodium*, *Corylus*, *Dactylis*, *Gaura*, *Hedera*,*Hyacinthoides*, *Lavatera*, *Narcissus*, *Sedum*, *Wisteria*, *Zinnia*
4 jardins	*Agastache*, *Begonia*, *Carex*, *Cytisus*, *Fallopia*, *Gaillardia*, *Ipomoea*, *Lagerstoemia*, *Lunaria*, *Lupinus*, *Phaseolus*, *Philadelphus*, *Polygonatum*, *Ribes*, *Tradescantia*
3 jardins	*Agapanthus*, *Ajuga*, *Alliaria*, *Anemone*, *Asphodelus*, *Capsicum*, *Capsella*, *Ceratostigma*, *Chamaemelum*, *Chondrilla*, *Cosmos*, *Crocosmia*, *Cymbalaria*, *Deutzia*, *Echinops*, *Galeopsis*, *Laurus*, *Lotus*, *Luzula*, *Magnolia*, *Nigella*, *Petunia*, *Photinia*, *Picris*, *Polygonum*, *Rhododendron*, *Salix*, *Tanacetum*
2 jardins	*Acanthus*, *Agrimonia*, *Antirrhinum*, *Arum*, *Astilbe*, *Avena*, *Bougainvillea*, *Calluna*, *Campsis*, *Canna*, *Cistus*, *Clematis*, *Clinopodium*, *Coriandrum*, *Cota*, *Dahlia*, *Daphne*, *Dasiphora*, *Erodium*, *Eupatorium*, *Exaculum*, *Foeniculum*, *Galinsoga*, *Graminaea*, *Heracleum*, *Leycesteria*, *Ligustrum*, *Lilium*, *Malus*, *Nerium*, *Paeonia*, *Parietaria*, *Pennisetum*, *Pieris*, *Pulmonaria*, *Scilla*, *Phedimus*, *Sinapsis*, *Strobilanthe*, *Symphytum*, *Valerianella*, *Zantedeschia*

Suite à la page suivante ...

TABLE 2.9 – *...suite de la page précédente*

Échantillonné dans ...	Genres
1 jardin	*Aechmea*, *Ageratum*, *Ammi*, *Amsonia*, *Ananas*, *Anthurium*, *Aubrieta*, *Betula*, *Beta*, *Brachypodium*, *Ceratochloa*, *Buxus*, *Calamagrostis*, *Calendula*, *Caryopteris*, *Ceropegia*, *Chasmanthium*, *Chaerophyllum*, *Cirsium*, *Citrus*, *Colchicum*, *Commelina*, *Consolida*, *Cornus*, *Corydalis*, *Crataegus*, *Cynosurus*, *Cynodon*, *Cyperus*, *Deschampsia*, *Edgworthia*, *Eranthis*, *Eschscholzia*, *Euryops*, *Fagopyrum*, *Festuca*, *Fritillaria*, *Genista*, *Gypsophila*, *Hamamelis*, *Hebe*, *Helenium*, *Heliotropium*, *Helianthemum*, *Heptacodium*, *Heucherella*, *Hosta*, *Impatiens*, *Juncus*, *Lamprocapnos*, *Lantana*, *Lapsana*, *Libertia*, *Linum*, *Lobularia*, *Lychnis*, *Lysimachia*, *Lythrum*, *Mahonia*, *Malva*, *Cheiranthus*, *Nymphea*, *Ophrys*, *Panicum*, *Phleum*, *Physalis*, *Pinaceae*, *Portulaca*, *Raphanus*, *Rheum*, *Satureja*, *Schizanthus*, *Scorzoneroides*, *Sempervivum*, *Solenostemon*, *Stachys*, *Stipa*, *Thalictrum*, *Tripleurospermum*, *Ulex*, *Valeriana*, *Verbena*, *Vitis*, *Vulpia*

Chapitre 3

Les comportements en faveur de la biodiversité au jardin

---

1 Plusieurs modèles théoriques de compréhension des comportements pro-environnementaux **124**
1.1 Éléments présents dans les modèles théoriques 124
1.2 Description des modèles théoriques principaux 130
1.3 Un modèle inclusif 133
2 Comportements pro-environnementaux et pro-biodiversité . . . **135**
2.1 Typologie des comportements pro-environnementaux . 136
2.2 Le *stewardship*, intendance écologique 137
2.3 Choix et justification des comportements 139
2.4 Choix méthodologiques liés aux éléments des modèles théoriques 140
3 Méthode de mesure de deux comportements pro-biodiversité . **141**
3.1 Questionnaire 141
3.2 Modélisation par la méthode des chemins 142
3.3 Mesure des variables 143
4 Résultats **146**
4.1 Description des répondant·e·s 146
4.2 Variables liées aux qualités expérientielles et instrumentales 151
5 Discussion **152**
5.1 Le modèle CADM fonctionne pour des comportements en faveur de la biodiversité 153

5.2 Les processus normatifs (i.e. la prise de conscience) liés à la conservation sont plus importants pour le Spipoll que pour les fleurs nectarifères 154
5.3 La dimension expérientielle des indicateurs est importante pour expliquer l'intention 155
5.4 Limitations 156
6 Conclusion **157**

Dans ce chapitre, je me place toujours à l'échelle du site jardin domestique mais je porte maintenant attention aux personnes qui passent, utilisent, ou s'occupent dans ce jardin et plus précisément à leurs comportements. Je prends plutôt en compte la partie sociale du socio-écosystème jardin domestique, tout en cherchant à comprendre les liens existants entre ce compartiment et le compartiment écologique : partant d'un comportement au jardin en faveur de la biodiversité, il s'agit de comprendre si le contact avec cette biodiversité change les motivations à réaliser ce comportement. Par la suite, il est possible de supposer que si ces motivations changeaient effectivement du fait de contacts avec la biodiversité, et que le changement se faisait dans une direction favorable à la réalisation du comportement, cela pourrait enclencher des rétroactions positives entre les deux compartiments. Le contact avec des éléments de biodiversité favoriserait des comportements qui protègent ces éléments de biodiversité, voire leur permet d'augmenter en diversité, tout ceci dans les limites de la situation au jardin qui dépend en partie d'un environnement urbain comme nous l'avons établi au cours des deux chapitres précédents. De plus, si des comportements participent dans une certaine mesure à la protection de l'environnement, leur échelle individuelle peut limiter leurs effets sensibles et il est nécessaire de garder à l'esprit une mise en regard à d'autres échelles, collectives, comme celles des entreprises et la présence de différences individuelles déterminantes dans les comportements, comme le statut social (Comby, 2015).

Question de recherche

Quelles sont les motivations de comportements en faveur de la biodiversité ? Les motivations importantes sont-elles en cohérence avec les caractéristiques de comportements en faveur de la biodiversité réalisés au jardin : contact avec la nature, observation d'une biodiversité au quotidien ?

Cette partie de mon travail s'ancre dans le champ de la psychologie de la conservation et en utilise les outils afin de définir les termes de la question de recherche et de réponse à cette question. Je commence donc dans ce chapitre par une rapide revue de plusieurs modèles théoriques existants pour expliquer les comportements pro-environnementaux, puis je définis le comportement pro-

biodiversité au sein des comportements pro-environnementaux et je fais le lien avec les comportements d'intendance écologique. Une fois cette mise en contexte effectuée, je décris mes choix en ce qui concerne les éléments des théories mobilisés et les comportements étudiés et je présente la méthodologie et les résultats associés pour terminer par une discussion de ces derniers.

1 Plusieurs modèles théoriques de compréhension des comportements pro-environnementaux

Les habitant·e·s du jardin peuvent, via les plantations ou des aménagements du jardin, encourager la venue et le maintien des insectes, ceci en fonction d'un contexte paysager : les analyses du chapitre 2 m'ont donné des indications quant à ces liens. Dans ce chapitre, je me pose la question des éléments de l'environnement qui pourraient agir en retour sur le compartiment social du socio-écosystème jardin privé. Je me demande dans quelle mesure rencontrer des insectes et avoir des expériences de nature au jardin qui impliquent des insectes modifierait les motivations à réaliser des comportements en faveur de ces insectes. Je m'intéresse donc à des comportements intentionnels, c'est-à-dire que les réflexes, les comportements routiniers ou les comportements involontaires ne sont pas pris en compte. Pour étudier les comportements en faveur de la biodiversité au jardin, j'ai utilisé le cadre et les outils offerts par la psychologie de la conservation.
Plusieurs modèles théoriques du comportement ont été élaborés au sein du champ de la psychologie pour expliquer les déterminants des comportements individuels. Certains ont été élaborés directement dans le champ de la psychologie de la conservation (Stern, 2000), d'autres ont été appliqués aux comportements pro-environnementaux sans les viser en particulier initialement (Ajzen, 1991). Je présente dans cette section un résumé court de plusieurs de ces modèles théoriques du comportement afin de définir le cadre dans lequel cette partie de mon travail de thèse s'est située.

1.1 Éléments présents dans les modèles théoriques

Les modèles théoriques du comportement pro-environnemental rassemblent différents éléments à même d'expliquer ces comportements. Y sont inclus : valeurs, attitudes, croyances, intentions, normes sociales, normes subjectives, normes personnelles, contrôle perçu, prise de conscience (*awareness*), visions du monde (*world-*

views). Certains de ces éléments sont en amont de la chaîne causale théorique qui mène au comportement tandis que d'autres sont en aval et des rétroactions sont possibles. Les premiers modèles théoriques élaborés avaient un aspect relativement linéaire du déterminant le plus englobant par rapport au comportement et interne à l'individu au déterminant le plus proximal et précis lié au comportement, qui peut aussi être plus externe à l'individu (par exemple Stern, 2000, Fig. 3.3). Plus récemment, entre autre avec l'arrivée de nouvelles techniques statistiques, des chemins moins directs entre variables ont été pris en compte, de même que des effets à distances, relayés (Klöckner et Blöbaum, 2010 ; Bamberg et Möser, 2007). Je définirai d'abord les différents composants de plusieurs modèles théoriques du comportement à partir de la littérature existante, du plus lointain du comportement au plus proximal et je donnerai quelques indications sur la façon dont sont mesurés ces éléments. Puis je présenterai plusieurs modèles théoriques formulés avant de montrer les récentes synthèses englobantes effectuées à partir de ces différents modèles théoriques précédents. Des éléments de contexte complémentaires sur le comportement seront aussi donnés (sans exhaustivité).

Valeurs Les valeurs sont définies comme des buts désirables, qui varient en importance, qui servent de principe directeur dans la vie des individus (Schwartz, 1992 ; Stern et Dietz, 1994). Elles sont assez générales et reflètent des orientations en faveur ou non de grands principes. Elles sont abstraites, transversales aux situations et relativement stables dans le temps chez un individu. Ces valeurs, de part cette stabilité, sont placées à la base des chaînes causales théoriques des modèles du comportement (lorsque ces modèles les prennent en compte). Schwartz (1992) a proposé et testé grâce à un échantillon incluant 20 pays, une liste de dix valeurs synthétisant les orientations des comportements (de façon générale et pas seulement pro-environnementaux) : l'autonomie, la stimulation, l'hédonisme, la réussite, le pouvoir, la sécurité, la conformité, la tradition, la spiritualité, la bienveillance et l'universalisme (traductions de Schwartz, 2006). Cet ensemble de dix valeurs était alors divisé en quatre grands groupes : affirmation de soi (« self-enhancement »), ouverture au changement (« change openness »), continuité (« conservation ») et dépassement de soi (« self-transcendance ») (traductions de Schwartz, 2006).

Par la suite, d'autres travaux menés plus spécifiquement sur les comportements pro-environnementaux ont proposé trois groupes de valeurs : des valeurs desservant des buts individuels (« egoistic valeus »), des valeurs desservant des buts de la

communauté humaine (« altruistic values ») et des valeurs desservant des buts de la communauté de la biosphère (« biospheric values ») (Paul W. Schultz, 2001 ; Stern et Dietz, 1994). P. Wesley Schultz et Zelezny (2003) ont montré qu'il existe une corrélation positive entre le groupe de valeurs desservant des buts au delà de l'individu de Schwartz (1992) et les valeurs biosphériques tandis qu'elle est négative avec les valeurs égoistes. Au contraire, le groupe de valeurs desservant des buts individuels présente des corrélations positives avec les valeurs égoistes et négatives avec les valeurs biosphériques (P. Wesley Schultz et Zelezny, 2003).
Dans le champ de la psychologie de la conservation, deux types de structuration des valeurs prévalent, découlant des travaux que j'ai décrit, et d'autres. La première structuration ne fait apparaître que deux facteurs : les valeurs « égoïstes », ou « self-centered », et les valeurs « self-transcendent »(Stern et Dietz, 1994). La séparation de ce dernier groupe en altruiste et biosphérique est en effet plus ou moins soutenue par les données selon les études, qui peuvent donc aussi utiliser une seconde structuration qui inclut des valeurs « égoïstes », des valeurs « altruistes » et des valeurs « biosphériques » (De Groot et Steg, 2008 ; Stern, 2000).
Les valeurs sont habituellement mesurées en interrogeant les individus sur leur accord avec une série d'items qui correspondent aux différentes orientations des valeurs (De Groot et Steg, 2008 ; Stern, Dietz, Abel et al., 1999). Suite à vérification de la cohérence des items qui mesurent une même orientation, les scores obtenus sont moyennés par orientation. Dans certains cas, une analyse en composantes principales regroupe les items pour vérifier que les grandes catégories supposées sont bien présentes et utilise les axes de l'ACP correspondants. Un exemple d'échelle de mesure des valeurs est fournit en Table 3.1.

Worldview - Vision du monde La vision du monde est relativement proche des valeurs dans la mesure où elle consiste en une façon de voir le monde qui synthétise plusieurs valeurs, mais reste générale et transversale (Riley E. Dunlap et Van Liere, 1978 ; Riley E. Dunlap, Van Liere et al., 2000). Elle donne un résumé d'un ensemble de valeurs présentes de façon concomitante, sans que ces valeurs soient exclusivement comprises dans cette vision du monde. Dans le cadre de la psychologie de l'environnement, le Nouveau paradigme environnemental (*New environmental paradigm*, NEP) est une vision du monde particulièrement utilisée (Anderson, 2012 ; Riley E. Dunlap et Van Liere, 1978 ; Riley E. Dunlap, Van Liere et al., 2000).
De même que les valeurs, les visions du monde sont mesurées en évaluant l'accord

TABLE 3.1 – Échelle des valeurs utilisée par DE GROOT et STEG (2008), sur la base de STERN, DIETZ, ABEL et al. (1999), qui avait lui-même simplifié l'échelle élaborée par SCHWARTZ (1992). Il est demandé aux répondants dans quelle mesure chaque valeur constitue un « principe directeur dans leur vie » sur une échelle en neuf points, de « Totalement opposé à mes valeurs » à « Très importante »

	Orientation égoïste
1.	Puissance sociale : contrôle sur les autres, dominance
2.	Richesse : possessions matérielles, argent
3.	Influence : avoir un impact sur les personnes et les événements
4.	Autorité : le droit de diriger ou de commander
	Orientation altruiste
5.	Égalité : opportunité égales pour toutes et tous
6.	Justice sociale : corriger l'injustice, se soucier des faibles
7.	Bienveillance : travailler au bien-être des autres
8.	Un monde en paix : sans guerres ni conflits
	Orientation biosphérique
9.	Empêcher la pollution : protéger les ressources naturelles
10.	Respecter la terre : harmonie avec les autres espèces
11.	Unité avec la nature : se sentir bien dans la nature
12.	Protéger l'environnement : préserver la nature

des individus avec une série d'items. L'exemple des items du NEP est fourni en Annexe H.

Conscience - *Awareness* Contrairement aux éléments précédents qui faisaient référence à des situations globales, la conscience est entendue relativement à une situation, un événement ou un comportement en particulier. La conscience regroupe plusieurs éléments : la conscience d'un besoin (*awareness of need*), la conscience des conséquences (*awareness of consequences*), le sentiment de responsabilité (*ascription of responsability*). La conscience d'un besoin se rapporte à la compréhension que, face à un certain problème environnemental, il existe un besoin d'action. La conscience des conséquences décrit la façon dont un individu réalise que ses actes ont des conséquences dans le cadre d'un problème environnemental spécifique. Le sentiment de responsabilité y est associé : il s'agit de prendre la mesure et la responsabilité d'actes individuels et leurs conséquences.

Normes Dans la littérature en psychologie, les normes sont souvent qualifiées de subjectives, personnelles ou sociales (Bamberg et Möser, 2007 ; De Groot et Steg, 2009 ; Gifford, 2014 ; Stern, Dietz et Black, 2012 ; Armitage et Conner, 2001 ; Schwartz, 1977). Dans les différents travaux, normes subjectives et normes sociales semblent être utilisées de façon similaire et avoir la même définition. Elles consistent en des attentes perçues de la part de personnes importantes (des référents sociaux), portant sur la réalisation ou non d'un comportement (Bamberg et Möser, 2007). En d'autres termes, elles représentent une pression sociale. La norme personnelle se réfère plutôt à des considérations morales personnelles et reflète donc un système de valeurs personnel (ici, j'utilise valeurs au sens large, ce ne sont pas les valeurs définies plus haut) (Schwartz, 1977).
Les normes sociales résultent de croyances qui portent sur les personnes importantes pour l'individu. Dans le cas de la norme personnelle, des déterminants plus complexes ont été ajoutés : pour activer cette norme personnelle, l'individu doit activer les trois composantes de la conscience décrites auparavant, ainsi que se percevoir capable de réaliser le comportement (ce qui se rapporte au contrôle comportemental perçu, détaillé juste après) (Klöckner, 2013 ; De Groot et Steg, 2008).
La mesure de l'importance des normes sociales dans les motivations à agir d'un individu peut inclure soit des items simples, interrogeant les répondants sur un aspect de la norme, soit des items doubles. Il s'agit alors d'évaluer dans quelle

mesure les individus estiment qu'un comportement serait plus ou moins soutenu par leurs référents sociaux et dans quelle mesure l'avis de ces référents sociaux compterait pour eux dans le cas du comportement. Les mesures issues de cet item double sont alors multipliées entre elles pour obtenir un score final (Ajzen, 1991 ; Ajzen, 2006).

Contrôle comportemental perçu Le contrôle comportental perçu capture le degré auquel un individu se voit comme en mesure de réaliser le comportement ou non : opportunités, compétences (Ajzen, 1991). Il repose lui aussi sur des croyances liées aux possibles barrières qui existeraient pour le comportement et à l'application de ces barrières pour l'individu dans le cas précis du comportement. Ces barrières peuvent être objectives ou subjectives.
La mesure du contrôle comportemental perçu inclut, comme dans le cas de la norme subjective, des items doubles concernant différents aspects comportementaux. Un premier item évalue dans quelle mesure une barrière supposée limiterait ou non la personne dans la réalisation du comportement cible. Le second item de la paire évalue dans quelle mesure cette barrière supposée est en effet limitant pour l'individu interrogé (Ajzen, 2006 ; Ajzen et Driver, 1991). Les mesures issues des items doubles sont multipliées entre elles pour obtenir un score final. En effet, les barrières supposées sont en générale identifiées via des entretiens préparatoires ou via la littérature. Cependant, elles peuvent ne pas être valables pour tous les individus.

Attitudes Les attitudes donnent une idée de la position globale de l'individu par rapport au comportement, plus ou moins favorable. L'attitude est reliée à des croyances comportementales : elle est en partie formée par l'importance de telle ou telle croyance sur le comportement. Á ce stade, les auteurs qui incluent l'attitude dans les modèles ont pu recommander d'inclure des mesures de croyances liées à l'attitude qui touchent à la fois le côté émotionnel ou expérientiel, et le côté instrumental ou utilitariste (Ajzen, 2006). L'aspect expérientiel se rapporte aux émotions et aux sentiments tandis que l'aspect intrumental se rapporte à l'évalution pour une entité de la proportion de positif et de négatif or emotions" and the instrumental quality of behavior is related to "the imputation of some goodness or badness to an entity" (Eagley and Chaiken, 1993 cités par Bagozzi, K.-H. Lee et Van Loo, 2007). Par exemple, savoir si un comportement est considéré comme agréable ou non (émotion, expérience) ou comme intéressant ou non (ra-

tionnel) (Ajzen, 2006).
(Ajzen, 2006) recommande l'utilisation d'une série de paires d'adjectifs pour évaluer l'attitude. Les paires qu'il propose pour décrire l'aspect expérientiel sont : agréable-désagréable et reposant-angoissant. Les paires proposée pour décrire l'aspect instrumental sont : utile-inutile et intéressant-inintéressant. La paire bien-mal est aussi employée et considérée comme capturant une attitude générale par rapport au comportement (Ajzen, 2006). D'autres paires pourraient être élaborées.

Intention L'intention est le déterminant proximal du comportement. Une intention comportementale se transforme en comportement effectif uniquement si le comportement en question est sous le contrôle de la volonté, c'est-à-dire si la personne *peut* décider (au sens du verbe anglais *can*) de réaliser le comportement. L'intention est mesurée par une demande directe aux individus. Cependant, même si une intention d'agir était exprimée, le comportement ne serait pas automatiquement réalisé. L'étude que je propose par la suite porte sur l'intention d'agir et les interprétations qui en découleront doivent rester dans ce cadre.

1.2 Description des modèles théoriques principaux

Je me base ici sur la classification de De Groot et Steg (2009) qui sépare les différentes théories selon le cadrage qu'elles prennent, qui dépend des éléments principaux sur lesquels elles se basent. Certaines considèrent les choix rationnels en premier et se basent alors sur des raisonnements de type coûts/bénéfices. D'autres mettent le côté normatif en avant et se basent donc sur les normes et leur internalisation ainsi que leur activation.
Je rappelle que les théories présentées ne sont pas toutes exclusivement des théories qui se rapportent aux comportements pro-environnementaux. La plupart peuvent s'appliquer à tout type de comportement. Cependant, les choix d'éléments qui les composent leur donne une orientation : par exemple, le Nouveau paradigme environnemental comme vision du monde, la structuration en 3 catégories de valeurs.

1.2.1 Théories basées sur les raisonnements de type coûts/bénéfices

Théorie de l'action raisonnée - Theory of Reasoned Action (TRA) Élaborée par Ajzen et Fishbein (1980), cette théorie stipule que l'attitude face à un comportement et la norme subjective sont deux déterminants de l'intention, elle-même déterminante du comportement. Attitude et norme subjective sont placées

au même niveau et sont toutes deux nourries par des croyances (comportementales et normatives).
Cette théorie peut prédire des comportements lorsque ceux-ci sont sous l'influence directe d'un contrôle de la volonté de l'individu, lorsque les circonstances imposent des contraintes à partir desquelles un choix raisonné peut être fait. Cependant, dans des situations plus variées, notamment dans des situations qui impliquent des facteurs qui ne sont pas tous du ressort direct d'un raisonnement individuel, elle est limitée (Bamberg et Möser, 2007 ; Hines, Hungerford et Tomera, 1987).

Théorie du comportement planifié - Theory of Planned Behaviour (TPB)
Suite assez directe de la précédente, également élaborée par Ajzen (1991), elle ajoute un élément à la Théorie de l'action raisonnée : le contrôle comportemental perçu (Fig. 3.1). Ceci prend en compte l'existence de facteurs de motivations forts derrière l'intention et que sa réalisation dépend aussi du contrôle qu'un individu perçoit avoir sur l'action : cette variable a donc une influence et sur l'intention et sur le comportement directement.

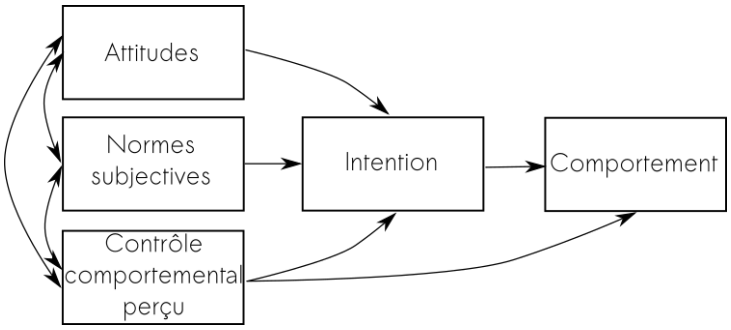


Figure 3.1 – Schéma de la théorie du comportement planifié, d'après Ajzen (1991).

Cette théorie a reçu des confirmation empiriques importantes et a été appliquée à des comportements pro-environnementaux. Cependant, elle est critiquée comme sous-représentative de l'impact de la moralité sur les comportements environnementaux et pour son manque de prédiction des comportements répétés (Bamberg et Möser, 2007).

Les deux théories de ce paragraphe permettent de s'intéresser à un comportement particulier à chaque fois, comportement bien défini pour lequel les individus

peuvent répondre à des questions précises (Ajzen, 2006). Par ailleurs, elles ont été élaborées comme théories générales du comportement et peuvent donc s'appliquer à des cas autres que celui du comportement pro-environnemental.

1.2.2 Théories basées sur les normes

Modèle d'activation des normes - Norm Activation Model / Theory (NAM, ou NAT) Ce modèle s'intéresse aux obligations morales à agir en faveur de l'environnement et fait de la norme personnelle un antécédent direct du comportement (Schwartz, 1977). Conformément à la définition de la norme personnelle, la conscience des conséquences (*awareness of consquences*), le sentiment de responsabilité (*ascription of responsability*) et le contrôle comportemental perçu sont inclut dans ce modèle théorique (Fig. 3.2) (Schwartz, 1977). Les liens entre ces variables sont présentés comme linéaires ou ramifiés selon les auteur·e·s et les études. Il a aussi par la suite été étendu pour incorporer l'attitude (construit de la Théorie du comportement planifié).

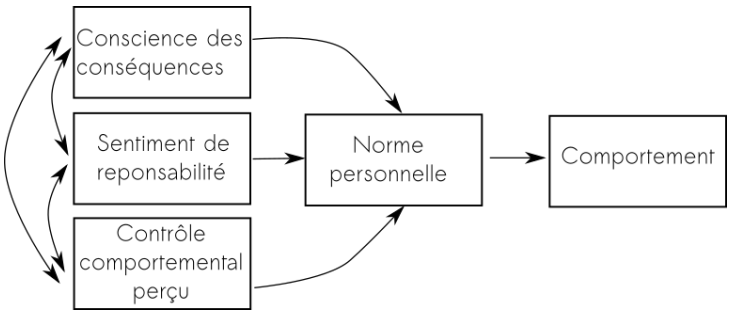


Figure 3.2 – Schéma de la théorie d'activation des normes, d'après Schwartz (1977) et Klöckner et Matthies (2009).

Le NAM a été initialement développé pour des actions altruistes, des comportements d'aide (Schwartz, 1977 ; Nilsson, Borgstede et Biel, 2004). Dans la mesure où les comportements pro-environnementaux peuvent être regardés comme des comportements pro-sociaux (Nilsson, Borgstede et Biel, 2004), cette théorie a aussi été appliquée dans le domaine environnemental (par exemple Hopper et Nielsen, 1991). Cette théorie ignore cependant les motivations non morales (à l'inverse de la Théorie du comportement planifié). Par ailleurs, elle est elle aussi mise en défaut lorsqu'il s'agit d'expliquer les comportements répétés (Bamberg et Möser, 2007).

La théorie valeurs-croyances-normes - Values-Beliefs-Norms (VBN) Il s'agit également d'une théorie qui part des obligations morales à agir en faveur de l'environnement, en mentionnant cette fois-ci explicitement les valeurs dans le modèle. Elle a été développée en lien avec le Nouveau paradigme environnemental et donc directement pour expliquer des actions pro-environnementales (Stern, Dietz, Abel et al., 1999). Elle ressemble beaucoup au Modèle d'activation des normes : on y retrouve la conscience des conséquences, la reconnaissance des responsabilités. Cette théorie a elle-même été développée comme intégratives d'autres, notamment du Modèle d'activation des normes et des valeurs. La version présentée ici (Fig. 3.3) est une version où chaque construit n'est déterminé que par le construit le précédant immédiatement. Il est possible d'en trouver des versions où chaque construit peut être déterminé par tous les construits le précédant.

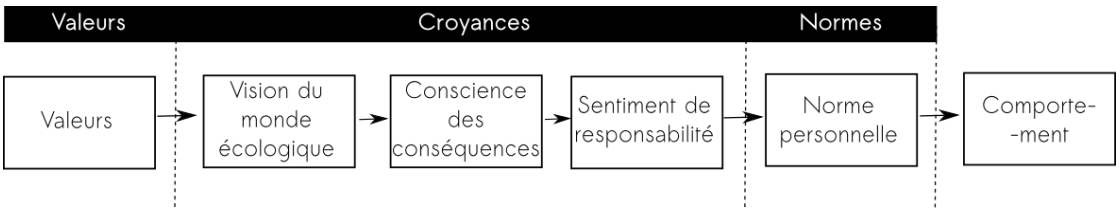


Figure 3.3 – Schéma de la théorie valeurs-croyances-normes, d'après Stern, Dietz, Abel et al. (1999).

Cette théorie a elle aussi reçu un support empirique. Très proche du Modèle d'activation des normes, elle présente les mêmes problèmes : pas de prise en compte des concepts autres que moraux, difficulté à expliquer les comportements répétés (Bamberg et Möser, 2007).

1.3 Un modèle inclusif

Afin de compléter les critiques déjà formulées à l'égard des précédentes théories, deux points peuvent être ajoutés. En regard de la mauvaise prise en compte des comportements répétés, l'inclusion des habitudes dans les modèles a été recommandée (De Groot et Steg, 2009). Les habitudes peuvent êtres vues de deux façons. La première est de les considérer comme des fréquences de réalisations d'un comportement et sa stabilité dans le temps. Le seconde est de les voir au niveau individuel comme une comparaison de ce que fait un individu par rapport aux autres : réalise-t-il ce comportement de manière plus régulière que les autres individus, toutes choses égales par ailleurs ? Si la première formulation centre le point

de vue sur un comportement très spécifique, il est possible de l'élargir à un certain contexte et les réactions qu'il engendre avec la seconde. La prise en compte du contexte est d'ailleurs le deuxième point d'achoppement de ces théories, souvent mentionné (De Groot et Steg, 2009).

Dans la mesure où des critiques pointent le manque de prise en compte des obli-

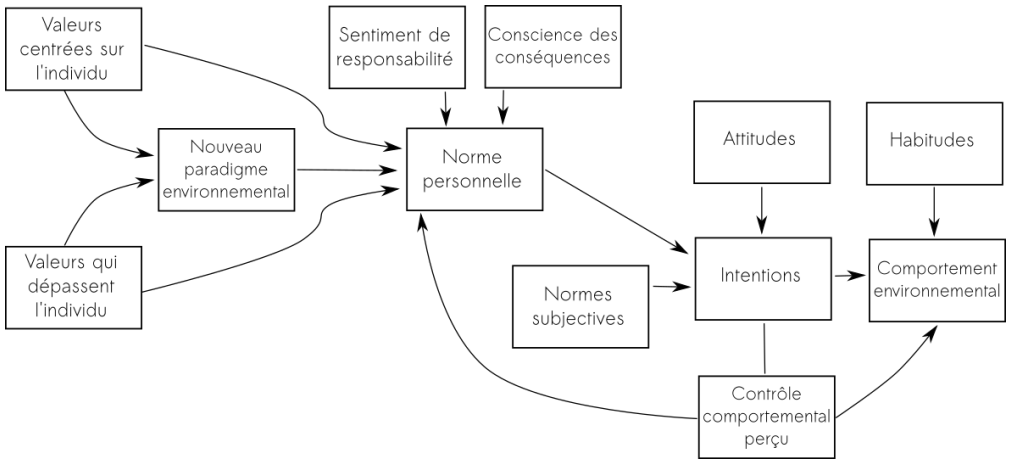


Figure 3.4 – Schéma du modèle inclusif de détermination du comportement, d'après Bamberg et Möser (2007).

gations morales d'une partie des théories et le manque de prise en compte des concepts autres que moraux d'une autre partie des théories, des auteur·e·s ont utilisé des éléments de chaque groupe de théorie de façon conjointe (par exemple Han, 2014). Une synthèse a été réalisée sous la formulation de *Comprehensive action determination model* (CADM), auquel ont aussi été ajoutées les habitudes (Klöckner et Blöbaum, 2010 ; Bamberg et Möser, 2007). Les valeurs n'apparaissent pas dans le modèle tel que présenté dans Klöckner et Blöbaum (2010) ou Bamberg et Möser (2007), mais il semblerait pertinent de les placer de la même manière que dans la Théorie valeurs-croyances-normes (Fig. 3.4). Cette synthèse tire aussi profit de l'outil statistique de modélisation par la méthode des chemins (*Structural Equation Modeling*, SEM) (James B Grace, 2006) qui permet de considérer les différentes relations entre ces variables (appelées latentes) toutes à la fois, tout en incluant aussi les mesures de ces variables (appelées indicateurs). Les travaux les plus récents semblent pour une bonne partie d'entre eux utiliser cette méthode.

Sous une forme plus résumée, le CADM rassemble les différentes variables en quatre types de processus : (1) les processus normatifs, qui comprennent les normes et les composants amont de la théorie d'activation des normes, (2) les processus

situationnels, qui correspondent au contrôle comportemental perçu, (3) les processus intentionnels, qui regroupent intention et attitudes et (4) les processus des habitudes, qui regroupent toutes les habitudes (Klöckner et Blöbaum, 2010) (Fig. 3.5).

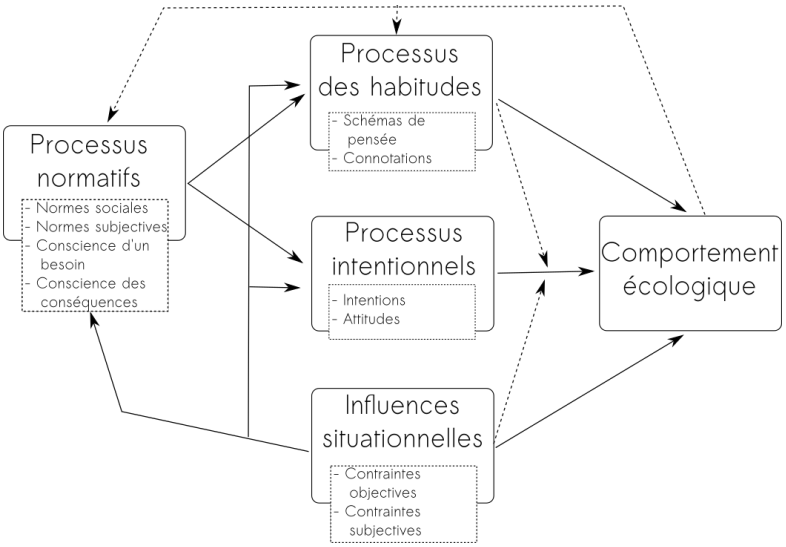


Figure 3.5 – Schéma du modèle inclusif de détermination du comportement en version résumée, d'après Klöckner et Blöbaum (2010).

2 Comportements pro-environnementaux et pro-biodiversité

Les théories précédentes décrivent des comportements pro-environnementaux, ou ont été adaptées pour décrire des comportements pro-environnementaux. Parmi ces comportements pro-environnementaux, j'isole ici les comportements en faveur de la biodiversité qui concernent la biodiversité ou un élément de biodiversité en concourant à sa protection. Beaucoup des comportements pro-environnementaux peuvent être considérés comme visant aussi la biosphère et donc la biodiversité, à terme. Je m'intéresse ici à des comportements qui mentionnent le ou les *organisme(s) visé(s)* et qui *mettent en contact* avec ces organismes. Par exemple, le recyclage du papier, bien que comportement pro-environnemental qui concourt à une limitation de l'usage des forêts et donc de leur biodiversité, n'est pas un comportement qualifié ici de pro-biodiversité.

Il existe un pan de littérature concernant les comportements pro-environnementaux

en psychologie de la conservation (Bamberg et Möser, 2007 ; Hines, Hungerford et Tomera, 1987). Des comportements comme le recyclage, le déplacement à vélo et le choix d'environnements professionnels en fonction de leur caractère écologique ont ainsi été modélisés grâce aux théories du comportements pro-environnemental. En revanche, il n'existe pas à ma connaissance d'étude mobilisant ces théories et s'intéressant explicitement aux comportements pro-biodiversité. Je propose de décrire les différents types de comportements pro-environnementaux, avant d'isoler parmi eux l'intendance écologique, considérée comme comportement pro-biodiversité, pour justifier l'intérêt de son étude pour la conservation.

2.1 Typologie des comportements pro-environnementaux

Récemment, L. R. Larson et al. (2015) proposaient de classer les comportements pro-environnementaux en quatre catégories : environnementalisme social (*social environmentalism*), mode de vie conservationniste (*conservation lifestyle*), intendance écologique (*land stewardship*) et citoyenneté environnementale (*environmental citizenship).* Ces quatre catégories capturent des dimensions variées des comportements pro-environnementaux : acteurs engagés, échelles temporelle et spatiale d'action, type de contact avec la nature.

L. R. Larson et al. (2015) classent le style de vie conservationniste parmi les comportements pro-environnementaux les plus fréquents au sein d'un ensemble de répondants qui ont des loisirs en lien avec la nature. Cette catégorie comprend des comportements qui ont lieu dans la sphère privée, domestique, comme le recyclage, les achats soucieux de l'environnement ou les économies d'eau. Ils impliquent des acteurs individuels nombreux, à l'échelle des foyers, pour des actions plus ou moins ponctuelles dont l'espoir est qu'elles persistent dans la durée et s'étendent dans la société. Elles n'impliquent pas forcément de contact direct avec la nature.

L'environnementalisme social est le comportement pro-environnemental le moins fréquemment réalisé par les répondants (L. R. Larson et al., 2015). Il inclut des formes variées d'engagement social comme la diffusion d'informations à propos de comportements pro-environnementaux, la participation à des groupes locaux de protection de l'environnement ou des actions d'éducation relative à l'environnement (L. R. Larson et al., 2015). Les comportements de cette catégorie impliquent d'être au contact de groupes sociaux divers, qui peuvent être plus ou moins proches. Ils peuvent générer un engagement dans la durée sur des projets particuliers et mener à constituer et souder une communauté locale autour de la

protection de l'environnement (Léa Sebastien, 2016). Si le contact avec la nature peut y être présent, il ne l'est pas toujours.
La citoyenneté environnementale et l'intendance écologique sont des comportements réalisés à des fréquences intermédiaires (L. R. Larson et al., 2015). La citoyenneté environnementale correspond à un ensemble de comportements qui constituent une forme d'engagement citoyen ou civique, plus ou moins actif, comme le vote, la participation à l'élaboration de politiques publiques, le lobbying sur des questions environnementales. Il correspond à une implication de la société civile dans des processus gérés par l'état, peut se concentrer sur des temps courts, comme par exemple autour d'élections, ou se baser sur des périodes plus longues. Le contact avec la nature est à priori réduit dans ces comportements qui visent plutôt un contact avec les sphères de décision à l'échelle d'un pays ou de ses institutions.
Les comportements d'intendance écologique se réfèrent à des actions locales qui bénéficient à l'environnement, comme des aménagements des propriétés privés ou de l'espace public, la participation à l'observation de la biodiversité au niveau local (L. R. Larson et al., 2015). Ces comportements se situent à échelle locale, impliquent des acteurs individuels qui peuvent s'agréger dans leurs pratiques mais pas nécessairement. Ils sont a priori efficaces si maintenus sur des périodes temporelles longues et impliquent un contact avec la nature. Le Spipoll, programme de science participative dont j'ai mobilisé des données dans le chapitre 1 fait partie des comportements d'intendance écologique car il participe à l'observation de la biodiversité à l'échelle locale. Parmi ces comportements d'intendance écologique, il me semble que les comportements pro-biodiversité ont particulièrement leur place, dans la mesure où le contact avec la nature y est important. Je détaille ces comportements d'intendance écologique et leur intérêt pour la conservation de la biodiversité dans les jardins domestiques dans la section suivante.

2.2 Le *stewardship*, intendance écologique

L'intendance écologique peut être définie comme le souci pour les capacités d'un lieu au sein d'une zone géographique donnée à abriter des espèces ou communautés de faune et de flore et à leur permettre de persister dans le paysage environnant, ceci dans l'idée d'une responsabilité personnelle, pour les générations futures (L. Mumaw, 2017). Plus généralement, il consiste en une relation entre humains et nature cohérente avec une éthique écocentrée (Raphaël Mathevet, Bousquet et

C. M. Raymond, 2018). Cette définition prend ses sources dans le travail d'Aldo Leopold (Leopold, 1996), qui a formulé une éthique de la terre dans *L'Almanach d'un comté des sables*. Les aspects éthiques et relationnels de l'intendance écologique sont mis en avant comme un moyen d'améliorer les relations entre humains et nature (Zagorski, 2007). A ce titre, l'intendance écologique peut aussi être mise en parallèle avec la valeur relationnelle de la biodiversité (Chan et al., 2016) qui, à côté des valeurs utilitaires et intrinsèques de la biodiversité, trouve sa source dans les relations entre humains médiées par la nature ou les relations des humains à la nature.

Les comportements d'intendance écologique favoriseraient la résilience des communautés, le bien-être et développeraient l'attachement au lieu (Krasny et Tidball, 2012). Dans le jardin domestique, ces comportements, en plus d'un potentiel effet sur la biodiversité, pourraient aussi modifier les représentations des individus, peut-être vers des représentations plus positives des insectes au jardin et l'inclusion de l'environnement de ces insectes via une meilleure compréhension du lieu qui les entoure.

La promotion des comportements d'intendance écologique en milieu urbain est relativement récente (L. Mumaw, 2017) et L. R. Larson et al. (2015) considéraient que, par rapport à des comportements d'intendance écologique en milieu rural, ces comportements en milieu urbain ne se développeraient pas autant à cause de manque d'opportunités pour les réaliser et d'attachements aux lieux plus faibles. Cependant, ces comportements sont tout de même présents en ville (L. Mumaw, 2017 ; M. R. Hunter, 2011) et pourraient être mobilisés pour faire le lien entre des événements remarqués au quotidien en lien avec la biodiversité et des événements à l'échelle de la planète (Nassauer, 2011). De plus, nous avions remarqué que, dans leur compréhension de la biodiversité, un petit nombre de Français incorporent des éléments liés à la valeur relationnelle de la biodiversité (Annexe A) : un comportement d'intendance écologique pourrait aussi faire le lien entre relations avec la biodiversité, compréhension de la biodiversité et protection de la biodiversité. Le travail que je propose ici porte sur deux comportements pro-biodiversité qui appartiennent à cette catégorie de comportements d'intendance écologique. Je propose d'examiner dans quelle mesure les différents éléments de la définition de l'intendance écologique (souci, lieu, responsabilité) transparaissent via l'utilisation de modèles théoriques du comportement.

2.3 Choix et justification des comportements

En miroir de mon étude sur les fleurs et les insectes et au regard de mon affiliation institutionnelle au Muséum national d'histoire naturelle et en particulier des programmes de science participative qui y sont coordonnés, les deux comportements d'intendance écologique sur lesquels l'analyse portera sont la participation au Spipoll et la plantation et l'entretien de fleurs nectarifères. Ces deux comportements entrent dans la catégorie de l'intendance écologique dans la mesure où il s'agit pour le Spipoll de la participation à un programme d'observation de la biodiversité et pour la plantation de fleurs nectarifères d'une action qui vise à enrichir l'espace proche et quotidien pour la biodiversité.

La participation au Spipoll Le Spipoll, en permettant la récolte de données de présence ou absence des insectes pollinisateurs dans les lieux choisis par les participant·e·s pour l'échantillonnage, génère une quantité de données qui ne serait pas atteinte si seuls les chercheurs réalisaient des relevés (Levrel et al., 2010). Ce programme fonctionne grâce à une interface web où les participant·e·s déposent les photos d'insectes réalisées pendant une collection, c'est-à-dire une session d'observation de 20 minutes au moins de tous les insectes venant se poser sur une espèce florale. Le Spipoll concerne donc plus précisément les insectes floricoles, dont une bonne partie sont pollinsiateurs. Une clé d'identification interactive aide alors les participant·e·s à identifier les insectes : pour certaines, l'identification à l'espèce est possible sur la base de photos, pour d'autres, il s'agit de morpho-espèces, regroupant plusieurs espèces, plusieurs genres, voire des représentants de plusieurs familles. Au mois d'avril 2018, la base de données Spipoll comprend 32 184 collections. Lancé en 2012 (Deguines et al., 2012), ce programme a déjà donné lieu à des articles de recherche (Deguines et al., 2012 ; Deguines et al., 2016) : indirectement, la participation a ce programme permet la protection des insectes pollinisateurs via leur étude. Le programme de sciences participatives Spipoll est décrit plus en détails dans le chapitre 2.

La plantation et l'entretien de fleurs nectarifères Un grand nombre d'espèces de fleurs sont promues par différents organismes comme bénéfiques aux insectes pollinisateurs, leur fournissant des ressources nutritives sous la forme de nectar et de pollen. Les avantages effectifs de ces plantes sont variables (Garbuzov, Alton et F. L. Ratnieks, 2017 ; Salisbury et al., 2015 ; Shackleton

et Francis L. W. Ratnieks, 2016) mais leur plantation au jardin constitue une action directe qui vise à protéger les insectes pollinisateurs.

2.4 Choix méthodologiques liés aux éléments des modèles théoriques

J'ai sélectionné un ensemble de variables à partir des théories présentées dans la section 1.2. J'ai réalisé cette sélection sur la base de plusieurs critères. Tout d'abord, la mesure des variables choisies ne devait pas être trop longue pour les participants car j'espérais mobiliser des individus qui n'étaient pas forcément sensibilisés à la conservation de la biodiversité. Dans la mesure où je souhaitais identifier s'il existe des correspondances entre d'une part le jardin et la biodiversité qui s'y trouve et d'autre part les motivations qui favorisent un comportement pro-biodiversité au jardin, j'étais plus intéressée par des variables décrivant un contexte et des habitudes au jardin que par les variables décrivant une prise de conscience de la question environnementale. Ceci d'autant plus que, comme mentionné et malgré les efforts prévus en ce sens, je ne m'attendais pas à obtenir un échantillon représentatif de la population française mais plutôt un échantillon de répondant·e·s déjà sensibilisé·e·s à cette question. Le contexte dans lequel le jardin est aménagé et où les comportements réalisés m'intéressait aussi, que ce soit du point de vue écologique ou social. L'orientation générale des valeurs des individus m'intéressaient plus pour caractériser de façon générale les répondant·e·s. Ceci permet aussi de faire un parallèle avec mon questionnement portant sur les relations des habitant·e·s à leur jardin, inspiré de l'écologie : les relations sont-elles circonscrites au jardin ou perçues à des échelles spatiales plus larges, intégrant le jardin dans un paysage ? La division en valeurs égoïste, altruiste et biosphérique m'apparaissait faire un parallèle possible avec ces différentes échelles de pensée.
J'ai donc choisi de mesurer, dans le cadre du modèle CADM, les variables suivantes : les valeurs, la norme sociale, une mesure générale de la prise de conscience, les habitudes, le contrôle comportemental perçu, l'attitude et l'intention. La mesure générale de la prise de conscience correspond à une synthèse des différents aspects décrits plus haut : connaissance d'un enjeu autour de la conservation de la biodiversité, souci pour cette conservation et connaissance de possibilités d'action individuelles. Les mesures sont décrites plus précisément dans la section suivante. Connaissant ces modèles théoriques pour les comportements pro-environnementaux et partant de la spécificité de comportements pro-biodiversité au jardin, les hypo-

thèses que je souhaite tester sont les suivantes :

Hypothèses

1. Le modèle CADM élaboré pour des comportements pro-environnementaux décrit aussi des comportements pro-biodiversité.
2. Les motivations d'un comportement pro-biodiversité correspondent plutôt aux caractéristiques de ce comportement : les opportunités de contact direct avec la nature sont mises en avant.

3 Méthode de mesure de deux comportements pro-biodiversité

3.1 Questionnaire

J'ai utilisé une méthode d'enquête par questionnaire auprès d'adultes vivant en France. J'ai recruté des participant·e·s par deux voies. J'ai utilisé les listes de diffusion d'institutions avec lesquelles nes laboratoires de rattachement sont en contact, à l'échelle du Plateau de Saclay et de ses environs et à l'échelle de la France. J'ai aussi recruté des participant·e·s par contacts directs lors de la tenue d'un stand de médiation scientifique dans plusieurs manifestations environnementales et dans un centre commercial de la zone d'étude. Dans ce deuxième cas, les personnes étaient invitées à laisser leur adresse mail et un lien vers le questionnaire sur internet leur était envoyé.

Deux versions du questionnaires existaient : une portant sur la participation au Spipoll et la deuxième sur la plantation des fleurs nectarifères. Chaque action était brièvement décrite dans chaque questionnaire et un des deux questionnaires était attribué au hasard à chaque répondant·e, sauf en ce qui concerne les répondant·e·s recruté·e·s dans le centre commercial. En effet, les autres personnes appartenaient la plupart du temps à un public déjà sensibilisé aux questions de biodiversité et plus facile à mobiliser. J'avais donc choisi de recruter des personnes dans un centre commercial pour éviter un trop fort biais lié à cette situation. Afin d'assurer un taux de réponse haut, j'ai laissé la possibilité à ces personnes de répondre au questionnaire qu'elles souhaitaient. Les participant·e·s étaient informé·e·s que le questionnaire était anonyme et que les données étaient collectées à but de recherche. L'ensemble respectait les règles de la CNIL. Les deux comportements,

lorsqu'ils étaient mentionnés, l'étaient toujours de la même façon : « participer au Spipoll pendant une saison de pollinisation (mars à juillet) »et « planter et entretenir des fleurs mellifères au jardin pendant une saison de pollinisation (mars à juillet) ». J'ai aussi recueilli les informations socio-démographiques suivantes : sexe (femme, homme, autre), âge (date de naissance), lieu de vie (en cinq catégories : grande agglomération, ville moyenne, petite ville, village et hameau) et catégorie socio-professionnelle (en 10 catégories en accord avec celles de l'INSEE). Le questionnaire complet est fourni en annexe F.
J'ai testé si les répondants pour le comportement lié au Spipoll et celui lié aux fleurs nectarifères différaient en âge, en sex-ratio et en répartition dans les catégories socio-professionnelles grâce à des tests de Wilcoxon et de χ^2.

3.2 Modélisation par la méthode des chemins

3.2.1 Construction générale

Les variables indicatrices sont mesurées grâce aux items décrits dans la section 3.3. Elles permettent de construire des variables latentes pour le modèle. J'ai fait deux modèles séparés, un pour le comportement Spipoll et un pour le comportement lié aux fleurs nectarifères. Le questionnaire nous permettant d'obtenir des réponses déclaratives sur ces comportements, j'ai étudié l'intention plutôt que la réalisation du comportement même. La figure 3.6 présente les liens entre variables pris en compte et est basée sur le modèle intégratif de Klöckner et Blöbaum (2010) présenté auparavant. Parmi les variables définissant les quatre processus du comportement (normatif, situationnel, des habitudes et intentionnel), j'ai conservé (1) la norme subjective et une mesure globale de la prise de conscience pour le processus normatif, (2) l'attitude et l'intention pour le processus intentionnel, (3) le contrôle comportemental perçu pour le processus situationnel, et (4) les habitudes d'actions environnementales en général pour le processus habituel.

J'ai choisi une mesure globale de la conscience pour la biodiversité car le processus normatif n'était pas celui qui m'intéressait le plus ici et j'ai choisi de ne pas allonger un questionnaire déjà long. En revanche, j'ai ajouté une mesure des valeurs environnementales. En effet, les valeurs environnementales guident l'orientation des comportements (De Groot et Steg, 2008 ; Lindenberg et Steg, 2013) et j'ai donc inclus ces valeurs comme antécédents de la norme subjective et de la prise de conscience (Nilsson, Borgstede et Biel, 2004). Comme ces valeurs environnementales peuvent être structurées en deux ou trois groupements,

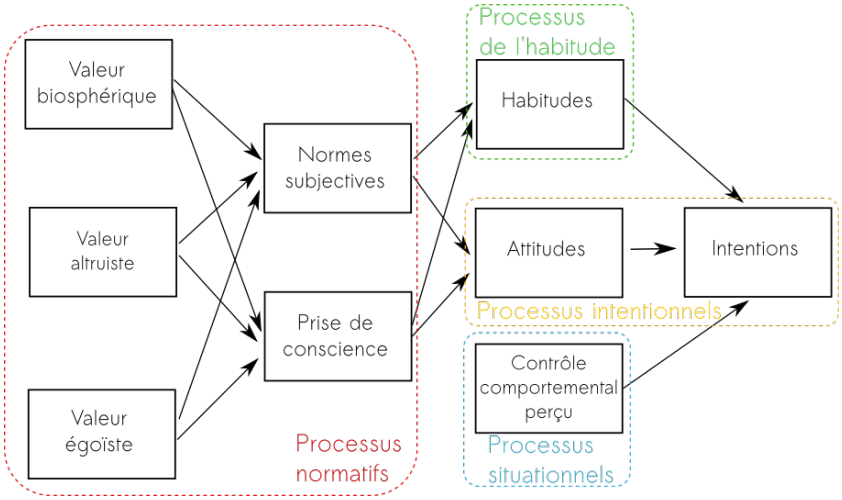


FIGURE 3.6 – Modèle général utilisé dans ce travail.

comprenant valeurs biosphérique, égoïste et altruiste (DE GROOT et STEG, 2008 ; STERN, 2000) ou valeur égoïste et un regroupement des valeurs biosphérique et altruiste (STERN et DIETZ, 1994), j'ai vérifié quelle structure convenait la mieux au jeu de donnée. Une analyse factorielle a confirmé que les valeurs sont mieux décrites par trois groupes que par deux (χ^2=593,3, p<0,0001). J'utilise donc cette structuration dans le modèle.
Les modèles ont été écrits grâce au package `lavaan` (ROSSEEL, 2012) de R (R CORE TEAM, 2018). Suite à la construction des deux modèles, j'ai vérifié que l'ajustement du modèle au donnée via les mesures de CFI (*Confirmatory fit index*), RMSEA (*Root mean square error of approximation*) et SRMR (*Standardized root mean square residual*), en suivant la règle empirique décrite dans HU et BENTLER (1999).

3.3 Mesure des variables

Chaque variable était mesurée grâce à deux indicateurs ou plus, sauf l'intention, mesurée par un seul indicateur. Le questionnaire complet figure en annexe F.

3.3.1 Valeurs environnementales et variables liées au processus normatif

J'ai mesuré les valeurs grâce à une liste de 11 items recommandés par la littérature (DE GROOT et STEG, 2008 ; STERN, DIETZ, ABEL et al., 1999) pour lesquels les répondant·e·s indiquaient l'accord général avec leurs actions sur une échelle à

9 points, de complètement opposés ou tout à fait en accord. Il s'agit de onze des items présentés dans l'introduction de ce chapitre, section 1.1.
J'ai mesuré la norme subjective en demandant aux répondant·e·s d'indiquer (1) le niveau d'approbation que les ami·e·s, la famille, les voisin·e·s et l'opinion publique auraient du comportement et (2) l'importance accordée par le ou la répondant·e à cette approbation. J'ai utilisé une échelle en cinq points, de « pas du tout »à « tout à fait », et les quatre catégories de référents ont été déterminées par une dizaine de petits entretiens préliminaires.
La mesure de la prise de conscience de la nécessité d'agir pour la biodiversité a été réalisée en utilisant un ensemble de trois questions adaptées de la littérature (Schwartz, 1977). Le ou la répondant·e devait indiquer (1) quelle était l'importance de la conservation de la biodiversité, (2) son niveau de souci pour la conservation de la biodiversité et (3) son niveau d'information sur les actions possibles de conservation. Nous avons utilisé une échelle en cinq points de « pas du tout » à « tout à fait ».

3.3.2 Variables liées au processus intentionnel

J'ai mesuré l'attitude envers les comportements grâce aux cinq paires d'adjectifs qualificatifs proposées par Ajzen (2006) pour lesquelles les répondant·e·s indiquaient quel pôle de la paire correspondait à leur attitude face au comportement sur une échelle en cinq points. Ces paires décrivent l'aspect expérientiel associé au comportement (« intéressant - inintéressant », « agréable - désagréable ») et l'aspect instrumental associé (« angoissant - relaxant », « utile - inutile ») ainsi qu'une paire qui capture l'attitude globale face au comportement (« mauvais - bien ») (Ajzen, 2006).
J'ai mesuré l'intention en demandant aux répondant·e·s d'indiquer dans quelle mesure ils avaient l'intention de réaliser le comportement sur une échelle en cinq points.

3.3.3 Variables liées au processus situationnel

J'ai mesuré le contrôle perçu sur le comportement en demandant aux répondant·e·s dans quelle mesure un ensemble de facteurs constitueraient une barrière à la réalisation du comportement pour eux et dans quelle mesure cette barrière était en effet présente. De même que les adjectifs décrivant l'attitude (Ajzen, 2006), ces facteurs ont été classés en facteurs expérientiels et en facteurs instrumentaux. Les

facteurs proposés ont été identifiés sur la base d'une dizaine de petits entretiens préliminaires :

— pour les fleurs nectarifères : « manquer de temps »(instrumental), « aimer les insectes »(expérientiel), « aimer jardiner »(expérientiel)

— pour le Spipoll : « manquer de temps »(instrumental), « avoir un bon appareil photo »(instrumental), « disposer d'informations à propos des insectes »(instrumental), « aimer les insectes »(expérientiel)

J'ai aussi demandé aux répondant·e·s d'indiquer s'ils et elles disposaient d'un jardin et ai inclus cette mesure comme un indicateur du contrôle comportemental dans le comportement lié aux fleurs nectarifères.

3.3.4 Variables liées aux processus habituels

J'ai mesuré les habitudes liées à trois dimensions des comportements pro-environnementaux : la style de vie conservationnsite, la citoyenneté environnementale et l'intendance écologique.
Dans le cas du style de vie, J'ai demandé aux répondant·e·s d'indiquer sur une échelle en cinq points la fréquence de l'achat des produits suivants : (1) fruits ou légumes bio, (2) produits en papier et plastiques recyclés, (3) produits de ménage qui ne nuisent pas à la biodiversité, (4) produits d'entreprises dont les nuisances pour la biodiversité sont connues (échelle inversée).
Dans le cas des habitudes de citoyenneté environnementale, J'ai demandé aux répondant·e·s d'indiquer si ils et elles avaient, au cours des 12 derniers mois (1) signé une pétition en faveur de la protection de la biodiversité, (2) fait un don à un organisme de protection de la biodiversité, (3) lu des magazine, lettres d'information ou autres productions d'organismes en faveur de la protection de la biodiversité, (4) écrit au gouvernement ou à une administration locale dans le but de l'inciter à agir en faveur de la biodiversité, (5) voté pour un candidat en fonction de ses déclaration en faveur de la biodiversité.
Dans le cas des habitudes d'intendance écologique, j'ai demandé aux répondant·e·s d'indiquer si ils et elles participaient à des programmes de suivi ou de protection de la biodiversité dans leur jardin (trois programmes proposés).

4 Résultats

4.1 Description des répondant·e·s

Au total, 459 répondant·e·s ont rempli le questionnaire complet, dont 178 répondant·e·s pour le comportement lié au Spipoll et 281 pour celui lié aux fleurs nectarifères. L'âge moyen des répondant·e·s était de 43,8 ans +/- 16,2 ans et les répondant·e·s au questionnaire sur le comportement lié aux fleurs nectarifères étaient plus âgé·e·s (45,8 ans +/- 16,0) que ceux répondant pour le comportement lié au Spipoll (40,9 ans +/- 16,2) (W=19955, p<0,001). Les femmes représentaient 56,8% des répondant·e·s et il n'y avait pas de différence de répartition femmes - hommes entre les deux questionnaires (p=0,380). Les cadres étaient les plus représentés avec 36,7% des répondant·e·s, puis les retraité·e·s avec 17,6% et les étudiant·e·s avec 15%. Ces trois catégories rassemblaient 81% des répondant·e·s. Parmi ces trois catégories, seuls les retraité·e·s étaient plus nombreux à avoir répondu au questionnaire sur les fleurs (19,9% vs. 13,3%, χ^2=3,99, ddl=1, p=0,0456). Les habitant·e·s de grandes agglomérations représentaient 30,8% des répondants, ceux des villes moyennes 27,7% et ceux des petites villes 19,1%. Ces trois catégories représentaient 74,6% des répondant·e·s et leurs proportions ne différaient pas entre les deux questionnaires. Les autres catégories socio-professionnelles et catégories d'habitations étaient trop peu représentées pour fournir une indication fiable dans un test statistique.

4.1.1 Le modèle CADM appliqué à des comportements pro-biodiversité

Les modèles pour le comportement lié au Spipoll et aux fleurs nectarifères présentaient un ajustement aux données acceptable d'apèrs les mesures des trois indices (CFI=0,855, RMSEA=,066, SRMR=0,076 ; CFI=0,835, RMSEA=0,067 et SRMR=0,093 respectivement) (Hu et Bentler, 1999).

Le modèle du comportement lié aux fleurs expliquait 38% de la variance de l'intention (Fig. 3.7). La Table 3.2 résume les valeurs des effets des différentes variables. La valeur biosphérique avait un effet positif sur la norme subjective et sur la prise de conscience. La valeur altruiste avait aussi un effet positif sur la norme subjective mais pas sur la prise de conscience. La valeur égoïste avait un effet négatif sur la prise de conscience. La norme subjective n'avait d'effet ni sur les habitudes ni sur l'attitude tandis la prise de conscience avait un effet positif sur les habitudes et l'attitude. Les habitudes n'avaient pas d'effet sur l'attention. L'attitude et le

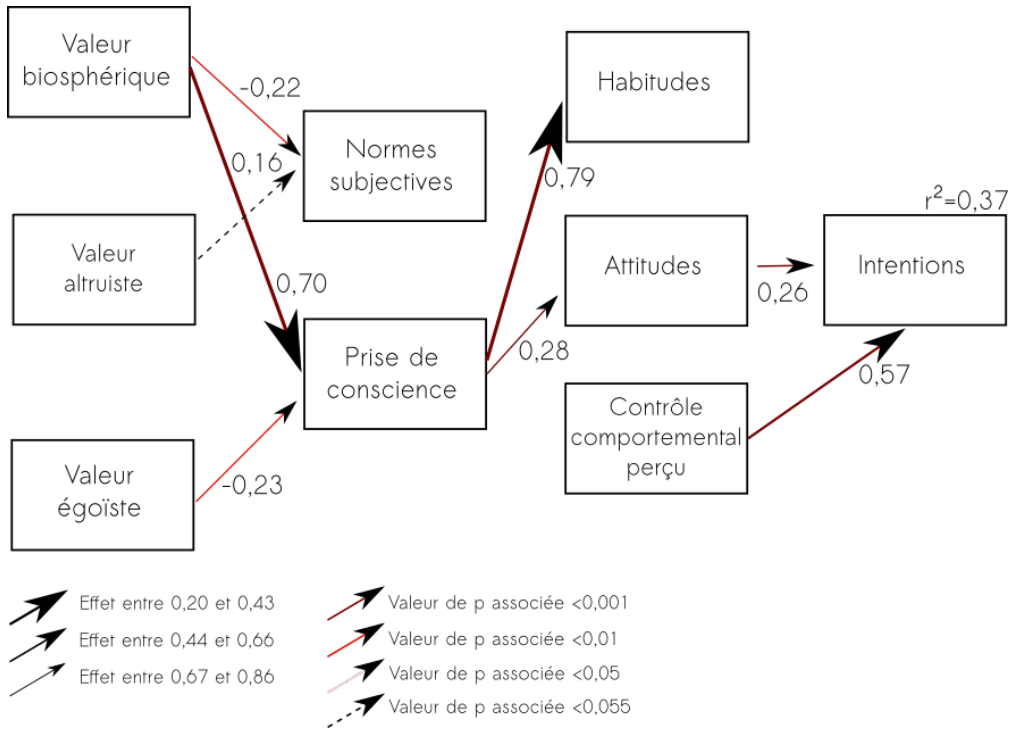


FIGURE 3.7 – Résultats du modèle des chemins pour le comportement lié aux fleurs nectarifères.

contrôle comportemental perçu avait tout les deux un effet positif sur l'intention. Le modèle du comportement lié au Spipoll expliquait 34% de la variance de l'intention (Fig. 3.8). La Table 3.3 résume les valeurs des effets des différents variables. La valeur biopshérique et la valeur altruiste avaient un effet positif sur la prise de conscience tandis que la valeur égoïste avait un effet négatif sur la prise de conscience. La valeur altruiste avait aussi un effet positif sur la norme subjective. La norme subjective n'avait d'effet ni sur l'attitude ni sur les habitudes. La prise de conscience avait un effet positif sur les habitudes et sur l'attitude. Les habitudes, l'attitude et le contrôle comportemental perçu avaient tous les trois un effet positif sur l'intention.

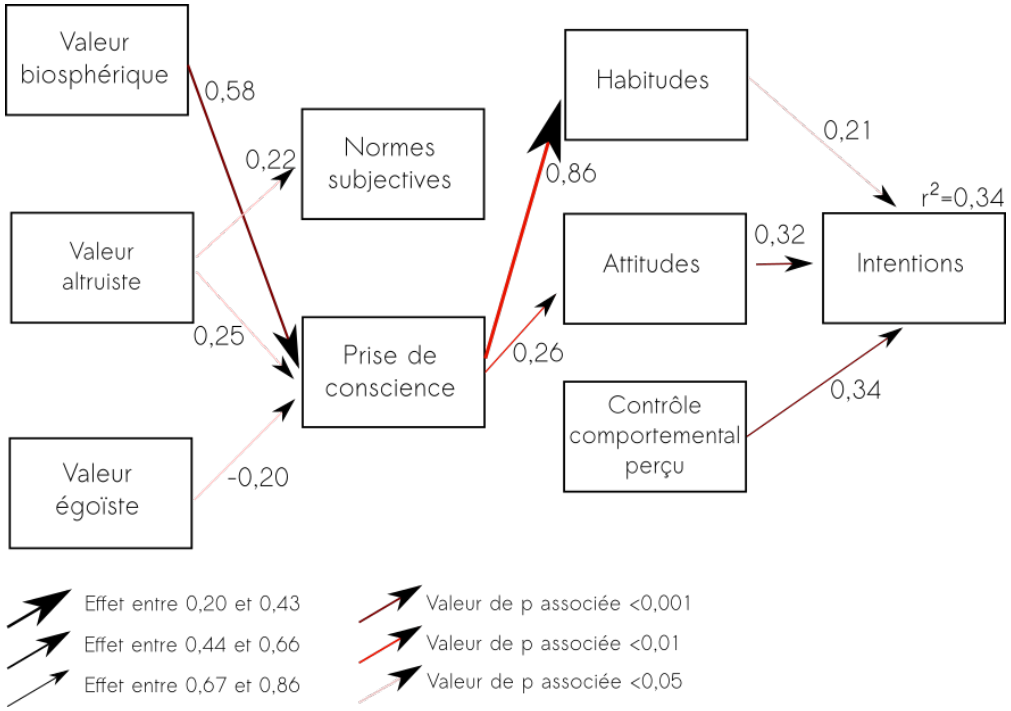


FIGURE 3.8 – Résultats du modèle des chemins pour le comportement lié au Spipoll.

TABLE 3.2 – Effets des variables au sein du modèle du comportement lié aux fleurs nectarifères. Les effets directs sont donnés avec l'erreur standard (ES) et la p-value associées. Les effets indirects ont été calculés en multipliant les effets directs entre eux tout le long du chemin menant de la variable en ligne à la variable en colonne.

Variables	Norme subjective	Prise de conscience	Habitudes	Attitude	Intention
Valeur biosphérique	-0,22 (ES=0,068, p=0,004)	0,70 (ES=0,040, p<0,001)	0,0553	0,0616	0,016
Valeur altruiste	0,16 (ES=0,051, p=0,054)	NS[b]	NA[c]	NA	NA
Valeur égoiste	NS	-0,23 (ES=0,029, p=0,003)	-0,18	-0,064	0,017
Norme subjective	-[a]	-	NS	NS	NA
Prise de conscience	-	-	0,79 (ES=0,17, p<0,001)	0,28 (ES=0,11, p=0,001)	0,073
Habitudes	-	-	-	-	NS
Attitude	-	-	-	-	0,26 (ES=0,11, p<0,001)
Contrôle comportemental perçu	-	-	-	-	0,57 (ES=0,17, p<0,001)

[a] NS correspond à une valeur non significative.
[b] NA indique un lien théoriquement présent mais qui, du fait de la non significativité d'un lien plus distal, n'est pas présent dans le modèle final.
[c] - indique que les variables ne sont pas théoriquement liées.

TABLE 3.3 – Effets des variables au sein du modèle du comportement lié au SPIPOLL. Les effets directs sont donnés avec l'erreur standard (ES) et la p-value associées. Les effets indirects ont été calculés en multipliant les effets directs entre eux tout le long du chemin menant de la variable en ligne à la variable en colonne.

Variables	Norme subjective	Prise de conscience	Habitudes	Attitude	Intention
Valeur biosphérique	NS[a]	0,58 (ES=0,049, p=0,001)	0,50	0,15	0,15
Valeur altruiste	0,22 (ES=0,058, p=0,020)	0,25 (ES=0,094, p=0,035)	0,22	0,065	0,067
Valeur égoiste	NS	-0,20 (ES=0,032, p=0,043)	-0,17	-0,052	-0,052
Norme subjective	-[b]	-	NS	NS	NA[c]
Prise de conscience	-	-	0,86 (ES=0,39, p=0,007)	0,26 (ES=0,061, p=0,008)	0,26
Habitudes	-	-	-	-	0,21 (ES=0,070, p=0,035)
Attitude	-	-	-	-	0,32 (ES=0,095, p<0,001)
Contrôle comportemental perçu	-	-	-	-	0,34 (ES=0,123, p<0,001)

[a] NS correspond à une valeur non significative.
[b] - indique que les variables ne sont pas théoriquement liées
[c] NA indique un lien théoriquement présent mais qui, du fait de la non significativité d'un lien plus distal, n'est pas présent dans le modèle final.

4.2 Variables liées aux qualités expérientielles et instrumentales

Dans les deux modèles, l'attitude et le contrôle comportemental perçu étaient déterminés par des indicateurs qui prenaient en compte les qualités expérientielle et instrumentale des comportements.

TABLE 3.4 – Poids des indicateurs de l'attitude et du contrôle perçu sur le comportement pour le modèle de comportement lié aux fleurs nectarifères.

Indicateur	Qualité	Poids (β)	ES	p-value
Attitude[a]				
Agréable - désagréable	Exp	0,71	0,044	0,001
Relaxant - angoissant	Exp	0,64	0,06	0,001
Bien - mal	Exp	0,58	0,039	0,001
Intéressant - inintéressant	Inst	0,489	0,036	0,001
Utile - inutile	Inst	0,518	0,039	0,001
Contrôle perçu sur le comportement				
Aimer jardiner	Exp	0,71	0,074	0,001
Manquer de temps	Inst	0,70	0,098	0,001
Aimer les insectes	Exp	0,59	0,071	0,001
Avoir un jardin	-	0,172	0,031	0,001

[a] Pour chaque paire d'attitudes, l'adjectif en gras est celui asocié à la valeur 5 de l'échelle en cinq points.

Dans le modèle du comportement lié aux fleurs nectarifères, les indicateurs de l'attitude étaient, par poids décroissant, (1) « agréable - désagréable »pour son pôle « agréable », (2) « relaxant - angoissant »pour son pôle « relaxant »et (3) « bien - mal »pour son pôle « bien »(Table 3.4). Les indicateurs du contrôle comportemental perçu étaient, par poids décroissant, (1) « aimer jardiner », (2) « manquer de temps »et (3) « aimer les insectes »(Table 3.4).
Dans le modèle du comportement lié au Spipoll, les indicateurs de l'attitude étaient, par poids décroissant, (1) « agréable - désagréable »pour son pôle « agréable », (2) « relaxant - angoissant »pour son pôle « relaxant »et (3) « bien - mal »pour

son pôle « bien »(Table 3.5). Les indicateurs du contrôle comportemental perçu étaient, par poids décroissant, (1) « manquer de temps », (2) « avoir des informations sur les insectes », (3) « avoir un bon appareil photo »et (4) « aimer les insectes »(Table 3.5).

TABLE 3.5 – Poids des indicateurs de l'attitude et du contrôle perçu sur le comportement pour le modèle de comportement lié au Spipoll.

Indicateur	Qualité	Poids (β)	ES	p-value
Attitude[a]				
Agréable - désagréable	Exp	0,99	0,068	0,0001
Relaxant - angoissant	Exp	0,82	0,079	0,001
Bien - mal	Exp	0,79	0,068	0,001
Intéressant - inintéressant	Inst	0,503	0,056	0,001
Utile - inutile	Inst	0,352	0,111	0,002
Contrôle perçu sur le comportement				
Manquer de temps	Exp	0,84	0,12	0,001
Avoir des informations sur les insectes	Inst	0,59	0,13	0,001
Avoir un bon appareil photo	Inst	0,46	0,14	0,001
Aimer les insectes	Exp	0,28	0,10	0,007

[a] Pour chaque paire d'attitudes, l'adjectif en gras est celui asocié à la valeur 5 de l'échelle en cinq points.

5 Discussion

J'ai analysé deux comportements pro-biodiversité grâce à un modèle par la méthode des chemins, dans le cadre élaboré par KLÖCKNER et BLÖBAUM (2010), correspondant plus généralement aux comportements pro-environnementaux.

5.1 Le modèle CADM fonctionne pour des comportements en faveur de la biodiversité

L'ajustement des modèles aux données est acceptable, en accord avec la règle empirique proposée par Hu et Bentler (1999) et les modèles expliquaient au moins 34% de la variance de l'intention comportementale. D'autres études similaires présentaient des valeurs pour la variance expliquée de l'intention comportementale supérieures, comme 78% de variance expliquée pour l'intention de recycler (Ofstad et al., 2017), 57,9% de variance expliquée pour l'intention d'utiliser des logements écologiques (Han, 2014) ou 68,1% de variance expliquée d'intention pro-environnementales générales (Leeuw et al., 2015). Des valeurs plus faible de variance expliquée pour l'intention comportementale apparaissent aussi, comme 27% de variance expliquée pour l'intention d'utiliser les transports en communs (Bamberg, Hunecke et Blöbaum, 2007).

Dans l'ensemble, j'ai confirmé la plupart des liens dont j'avais supposé la présence à partir de la revue de littérature. De même que dans d'autres études de comportements pro-environnementaux comme celles de Bamberg, Hunecke et Blöbaum (2007), Klöckner (2013) ou Klöckner et Blöbaum (2010), j'ai estimé que le controle comportemental perçu avait un effet supérieur à celui de la prise de conscience sur l'intention (0,34 vs. 0,07 pour les fleurs nectarifères et 0,57 vs. 0,26 pour le SPIPOLL). Cela rappelle que ces comportements font partie de systèmes plus vastes avec des contraintes diverses, qui inclut par exemple l'urbanisation et ses effets sur la biodiversité (McKinney, 2006), des politiques des gestion locales qui ont des effets sur le développement d'aménagements en faveur de la biodiversité (par exemple Shwartz, Turbé et al., 2014) ou un contexte socio-économique (par exemple Robeyns, 2005). Des individus, ou des groupes d'individus, même particulièrement motivés, pourraient n'avoir qu'un effet limité sur la conservation via des comportements individuels lorsque le contexte social, politique ou économique ne permet pas une réalisation facile de ces comportements (voir par exemple Robeyns, 2005). J'ai pris en compte ici des variables de contexte local, mais seulement en un nombre limité. Des études futures seraient nécessaires afin de comprendre l'importance relative des différentes variables de contextes pour les comportements d'intendance écologique, en particulier à échelle locale.

A la différence de nombreuses études précédentes, je n'ai pas mis en évidence de lien entre les normes subjectives, les attitudes et les intentions. L'histoire récente

de la biodiversité dans le discours publique (Mauz et Granjou, 2010 ; Maris, 2016) peut fournir une piste d'explication pour ce résultat. Les normes subjectives des deux comportements pourraient en effet ne pas être saillantes et par conséquent difficilement exprimables (Klöckner et Matthies, 2004). De ce fait, les répondants ont pu avoir des difficultés à s'auto-évaluer pour cette variable.
L'attitude avait un effet plus important que la prise de conscience sur l'intention comportementale, ce qui correspond à des résultats de certaines études précédentes (Bamberg, Hunecke et Blöbaum, 2007) tandis que d'autres trouvaient un effet plus faible de l'attitude sur l'intention par rapport à la prise de conscience (Klöckner, 2013).

5.2 Les processus normatifs (i.e. la prise de conscience) liés à la conservation sont plus importants pour le Spipoll que pour les fleurs nectarifères

Comme les normes subjectives n'avaient pas d'effet dans cette étude, les processus normatifs sont représentés uniquement pas la prise de conscience.
J'ai trouvé que l'effet total du processus normatif sur l'intention était 0,27 pour le modèle lié au Spipoll, valeur comparable à celle trouvée dans d'autres études de comportements pro-environnementaux (Bamberg, Hunecke et Blöbaum, 2007 ; Klöckner et Blöbaum, 2010). Dans le cas du modèle lié aux fleurs nectarifères, l'effet total du processus normatif sur l'intention est de 0,07, ce qui est plus faible que les valeurs trouvées dans ces mêmes études. Cette différence dans l'effet total du processus normatif sur l'intention est liée au rôle important des habitudes environnementales dans le chemin entre ces deux variables. Les habitudes mesurées dans ce travail étaient liées à la conservation de la biodiversité, c'est à dire proches du concept de la biodiversité, mais aussi de sa mise en danger qui exige sa protection (Mauz et Granjou, 2010 ; Maris, 2016). Le Spipoll est un programme de sciences participatives récent (âgé de six ans), mis en place par un groupe de scientifiques (voir Deguines et al., 2012). Depuis le début de ce programme, la communication en a été faite en lien avec le déclin des insectes pollinisateurs et la conservation de la biodiversité plus généralement. Les individus qui participent à ce programme pourraient avoir intégré le souci collectif émergent pour les problématiques de conservation facilement et pourraient avoir transformé cette prise de conscience en habitudes environnementales puis en intentions à agir. La plantation de fleurs, au contraire, était présente au jardin avant l'émergence des discours en

faveur de la biodiversité (Allemand, Heurgon et Paillette, 2014 ; Bergues, 2011). Les habitudes sélectionnées ici n'étaient peut-être pas appropriées pour ce dernier comportement, ce qui expliquerait pourquoi je n'identifie pas de relation avec l'intention comportementale.

5.3 La dimension expérientielle des indicateurs est importante pour expliquer l'intention

Les indicateurs expérientiels avaient plus de poids que les indicateurs instrumentaux dans la détermination de la plupart des variables dans les deux modèles. Ces indicateurs expérientiels comprenaient des sentiments et des impressions liées à un comportement, tandis que les indicateurs instrumentaux se référraient plutôt à une évaluation du comportement. L'importance plus haute des indicateurs expérientiels dans cette étude pourrait s'expliquer par la référence à la nature des deux comportements étudiés : ils peuvent constituer des expériences de nature, au sens de Clayton et al. (2017) : des processus incluant des interactions entre des individus et des entités naturelles, les contextes sociaux et culturels et les conséquences cocnernant de nouvelles compétences, connaissances ou des changements comportementaux (« processes including interactions between individuals and natural entites ; social and cultural context ; and consequences for new skills, knowledge, or behavioral changes »). Des interactions directes et actives avec la nature, encouragées par les deux comportements étudiés, pourraient mener à de telles expériences de nature transformatives. Elles pourront aussi probablement mener à de la prise d'information active sur la biodiversité, ce qui est positivement corrélé aux intention pro-environnementales (Beck, Lakkaraju et Rai, 2017). Cette qualité interactive et expérientielle est présente dans le comportement d'intendance écologique, défini comme un comportement quotidien qui a lieu dans un environnement proche et connu. Si la mobilisation de la qualité expérientielle du comportement est suffisante, cela pourrait engendrer des rétroactions positives entre les comportements pro-biodiversité, la prise d'information et peut-être l'adoption d'autres comportements pro-biodiversité. A. C. Prévot et al. (2018) ont montré récemment que les personnes se portant volontaires dans des programmes de sciences participatives ont plus de pratiques pro-biodiversité que d'autres personnes qui ne se portent pas volontaires.

Plus généralement, ces résultats font écho à d'autres travaux soulignant l'importance des expériences de nature (par exemple Miller, 2005 ; Soga, Gaston et

al., 2016) et à des études montrant que des expériences de nature sont possibles dans des contextes urbains, par exemple via les jardins partagés (Torres, Nadot et A.-C. Prévot, 2017), les parcs publiques (Soga, Yamaura et al., 2015 ; Soga, Gaston et al., 2016), le jardinage (Freeman et al., 2012 ; Kiesling et Manning, 2010), ou la participation à des programmes de sciences participatives (Cosquer, R. Raymond et Prevot-Julliard, 2012). Les comportements d'intendance environnementale ne doivent pas être négligés dans les milieux urbains car ils permettent des expériences de nature, alors que l'évolution actuelle indique plutôt une déconnexion progressive de la nature (R. M. Pyle, 1978). De plus, ils pourraient participer à des rétroactions positives entre la connaissance de la biodiversité et les comportements pro-biodiversité.

J'ai observé que l'indicateur « aimer les insectes » n'avait pas d'effet important dans aucun des comportement. Cela était surprenant dans la mesure où les sentiments envers les insectes sont en général plutôt négatifs (Kellert, 1993 ; Barrow, 2002). Cependant, comme le proposait Lindemann-Matthies (2005) pour les élèves, l'accroissement de la connaissance peut aider à modifier les attitudes envers les animaux et les plantes. Dans le cas de comportements d'intendance écologique, une connaissance accrue de la biodiversité pourraient être intéressant pour que ces comportements soit maintenus dans la durée.

Malgré l'importance des indicateurs expérientiels, certains indicateurs instrumentaux étaient aussi à noter, notamment ceux déterminant le contrôle comportmental perçu. L'indicateur « manquer de temps » avait ainsi un poids fort sur cette variable, ce qui rappelle que la conservation de la biodiversité dans un pays industrialisé et urbain comme la France se fait sous certaines contraintes sociales. En particulier, les villes sont des espaces dans lesquels les habitant·e·s manquent souvent de temps (Harvey, 1989), notamment du temmps pour s'investir dans des activités sociales (Ball, 2015). Ceci pourrait aussi valoir pour des comportements pro-biodiversité.

5.4 Limitations

Ce travail fait face aux limites habituelles des enquêtes par questionnaires : il repose sur des mesures déclaratives et une auto-évaluation par les répondants. Dans le cas de cette étude, j'ai aussi constaté qu'une proportion importante des répondant·e·s sont des retraité·e·s ou des cadres : la population de cette enquête n'est pas représentative de la population française. Cependant, cette population,

de par son temps disponible et ses ressources financières, est aussi celle qui aurait les moyens de réaliser les comportements décrits. Elle constitue donc un premier exemple pour comprendre les motivations des comportements d'intendance écologique dans la société française.
Une autre limitation concerne l'évaluation des intentions comportementales plutôt que du comportement même. Cependant, j'ai demandé aux participants de s'imaginer réaliser le comportement. Les résultats et les interprétations sont valides au sein de cet ensemble de contraintes.

6 Conclusion

Dans ce travail, j'ai modélisé deux comportements pro-biodiversité à une échelle locale, le jardin domestique. Via une analyse utilisant le modèle CADM, j'ai confirmé et mis en avant plusieurs idées qui pourraient nourrir la communication et l'éducation futures en faveur de la conservation de la biodiversité.
Des motivations différentes soutenaient les différents comportements. La promotion de programmes en faveur de la biodiversité, incluant des références à des contextes possibles quotidiens et locaux pour entrer en contact avec la nature, pourrait être plus efficace que des campagnes d'éducation générales. Cela implique aussi une relation différente entre les chercheurs et chercheuses et les personnes en charge de l'éducation en relation à l'environnement, de même qu'une combinaison d'échelles locale et globale dans l'éducation en relation à l'environnement, qui doit faire plus d'efforts pour décrire le local. De plus, les personnes attachent de l'importance à faire l'expérience de la nature. Les composant cognitifs de cette expérience, mais aussi les composants émotionnels ou sociaux, devraient être intégrés dans la promotion des comportements pro-biodiversité.
Les contraintes contextuelles doivent être prise en compte dans la détermination de campagnes de conservation. Impliquer des citoyens urbains dans la conservation peut être contraignant mais doit être mis en balance avec la nécessité d'une diffusion de la connaissance environnementale afin de favoriser les connexions enter les personnes, leur environnemental et des comportements utiles à la conservation.
En ce qui concerne les comportements individuels dans les jardins, l'échelle locale pourrait être mise en relation avec des différences de capabilités sociales, des différences environnementales, etc. Les capabilités sociales sont d'ailleurs encore peu étudiés dans la détermination des comportements pro-biodiversité et mériteraient plus d'attention.

Question de recherche & réponses apportées

Rappel de la question de recherche : Quelles sont les motivations de comportements en faveur de la biodiversité de type intendance écologique ? Les motivations importantes sont-elles en cohérence avec les caractéristiques de comportement en faveur de la biodiversité d'intendance écologique : contact avec la nature, observation d'une biodiversité au quotidien ?
Elements de réponse : Le modèle théorique CADM permet d'étudier deux actions pro-biodivdersité qui se rapportent à l'intendance écologique. L'insertion des actions dans le discours environnemental et pro-biodiversité global constitue un contexte important pour l'intention comportementale. Pour ces deux actions potentiellement quotidiennes et proches, l'expérience de nature associée serait mobilisable pour les favoriser.

Ce chapitre m'a donné l'occasion de décrire précisement et avec un outil quantitatif deux comportements pro-biodiversité au jardin. Ces comportements d'intendance écologique prennent place dans un lieu visité par plus d'insectes que la matrice urbaine environnante (chapitre 1) et incluant des ressources favorables sur une période longue (chapitre 2). Comme ces deux comportements sont en partie guidés par un aspect expérientiel, leur réalisation dans un lieu a priori favorable aux insectes pollinisateurs semble intéressante pour les entretenir.
Dans le chapitre suivant, je vais me pencher sur une caractérisation plus qualitative de la relation des habitant·e·s avec le jardin.

Chapitre 4

Une typologie des jardins avec leurs habitant·e·s à partir des fleurs ... et plus

---

1 Ambivalence et appropriation au jardin **161**

2 Comment approcher les différents jardins et habitant·e·s ? . . . **164**

2.1 Typologies existantes des jardins avec leurs habitant·e·s : quelques éléments de recherche bibliographique 164

2.2 Des entretiens pour identifier les figures autour de la biodiversité 166

3 Les figures de jardins sur le Plateau de Saclay et alentours . . **167**

3.1 Le fleurissement malgré tout 167

3.2 Jardins écologiques engagés 169

3.3 Jardins de *care* 171

4 Reflets des problématiques environnementales dans les jardins **173**

5 Trois exemples de jardins et leurs habitantes **176**

5.1 Relation enquêtée/enquêtrice 176

5.2 Un exemple de jardin au naturel : une spécialiste parle de son jardin au naturel et indirectement des visiteurs 178

5.3 Un exemple de jardin écologique : un jardin à partir du duquel on peut discuter 184

5.4 Un exemple de jardin *care* : un jardin où l'on apprend à faire attention 190

6 Conclusion **196**

Le travail avec les habitant·e·s sous la forme d'entretiens, dans un cadre qualitatif, répond à une envie qui a émergé suite aux premières visites dans les jardins pendant l'été et l'automne 2016. Ce travail est aussi en grande partie une découverte des études sur ce sujet du côté de l'ethnographie (par exemple Bergues (2011)) ou de la géographie (par exemple Riboulot-Chetrit, Simon et R. Raymond (2017)).
L'intérêt initial qui m'a poussée à réaliser des entretiens était l'envie de savoir dans quelle mesure les habitant·e·s avaient conscience des mouvements des animaux et végétaux dans leur jardin et au delà de leur jardin. Ceci est marqué par ma formation d'écologue : partant du concept de réseaux d'interactions, il paraissait évident que les organismes ne connaîtraient pas les limites cadastrales de la parcelle du jardin et que leurs interactions s'étendraient au delà. Je me demandais dans quelle mesure cette compréhension des mouvement des animaux et plantes au jardin par les habitant·e·s pouvait être le médiateur d'une pensée qui intégrerait le jardin dans le paysage.

Question de recherche

Quelle typologie de jardins autour du Plateau de Saclay est-il possible d'élaborer et sous quelle forme intègre-elle la biodiversité et sa conservation ?

Dans ce chapitre, je propose de décrire une typologie des jardins existante, basée sur le fleurissement, qui m'a aidée à comprendre les habitant·e·s dans leurs jardins sur mon terrain. Ensuite, je propose de réutiliser cette typologie tout en la prolongeant dans les entretiens menés sur la Plateau de Saclay avec les habitant·e·s. Je discute les résultats obtenus via cette approche, notamment en ce qui concerne l'apparition de problématiques environnementales et écologistes dans les différentes figures de jardins de la typologie. Je présente aussi une analyse plus détaillée de trois entretiens qui illustrent les résultats principaux de l'analyse générale.

1 Ambivalence et appropriation au jardin

Le jardin domestique est considéré comme un espace plein d'ambivalences, autorisant la coexistence de la mesure et de la démesure, de l'ordre et du désordre,

du sauvage et du domestique, de la nature et de l'artifice, de l'utile et de l'agréable (Dubost, 1999). Il est à la fois un espace clos (l'étymologie même de jardin indiquant un espace entouré de clôture (Paquot, 2015)), qui correspond à une propriété bien délimitée et un espace ouvert, qui peut être visité par un certain nombre d'êtres vivants, oiseaux, plantes, insectes, si ce ne sont les humains. Les éléments au jardin sont contrôlés, ordonnés, en partie par les habitant·e·s qui déterminent par des aménagements une part plus ou moins importante de la biodiversité présente et ses caractéristiques : par exemple eds plantes sauvages ou cultivées, communes ou rares, locales ou exotiques (chapitre 2). Dans le même temps, l'installation de ces plantes spontanées, parfois traitées de mauvaises herbes ou d'herbes folles, témoigne d'une certaine naturalité au jardin, de l'expression d'un peu de sauvage, dans un espace sinon particulièrement artificialisé. Le jardin peut être considéré comme une réplique en miniature d'un monde environnant (Dubost, 1999 ; Foucault, 1984).

Le jardin constitue donc un espace où s'expriment de nombreuses voix, dont celles des habitant·e·s. Ceux-ci, dans ce qu'ils expriment au jardin via par exemple les choix d'aménagements, de plantations effectuées, se font parfois le miroir de normes, à l'échelle de la société ou à l'échelle plus réduite du quartier ou d'une rue (M. C. R. Hunter et Brown, 2012). Á ce titre, les jardins en avant des maisons et les jardins en arrière des maisons montreraient des facettes différentes des habitant·e·s, le jardin arrière étant plus propice à l'expression personnelle que le jardin avant, plus soumis aux normes (Larsen et Harlan, 2006 mais voir aussi Daniels et Kirkpatrick, 2006). Les activités de jardinage ont été décrites comme des envies profondes de s'engager dans une relation avec la Terre qui soit porteuse de sens (Zagorski, 2007). Le jardinage peut prendre des formes diversifiées, qui mènent à des jardins divers eux aussi. En prenant des exemple parmi des jardins de paysagistes, qui peuvent dans une certaine mesure faire référence pour les évolutions de la pensée du jardin, il est possible d'observer des jardins sans aucune végétation vivante, composés d'une proportion importante de plastique, comme ceux de la paysagiste Martha Schwartz (Fig. 4.1 [1]). Il est aussi possible d'observer des jardins comme ceux de Gilles Clément, qui défend une vision de *jardin en mouvement*, dans lequel les humains n'iraient pas contre mais avec la nature (Clément, 1999) (Fig. 4.2 [2]). Par la notion de *jardin planétaire*, G. Clé-

1. Source : http://www.marthaschwartz.com/whitehead-institute-splice-garden-cambridge-ma-usa/
2. Source : http://www.gillesclement.com/cat-banqueimages-matisse-tit-banqueimages-matisse

FIGURE 4.1 – Le jardin de l'institut Whitehead, à Cambridge, États-Unis, réalisé par Martha Schwartz et dans lequel seuls des matériaux artificiels ont été employés.

ment a proposé de repenser la relation des humains au monde : en réfléchissant aux pratiques au jardin il serait possible de repenser des manières d'être au monde (MOSSER, 1999) dans la mesure où le jardin individuel est lié, d'une façon ou d'une autre, à ce jardin planétaire (CLÉMENT, 1999). Le jardin accepte donc des défi-

FIGURE 4.2 – Une vue du jardin du parc Matisse, à Lille, réalisé par Gilles Clément.

nitions très variables selon ces deux paysagistes. L'un met en scène des végétaux pour rappeler une certaine spontanéité de la nature tandis que l'autre présente

une forme d'artifice. Ces travaux de paysagistes ne sont pas forcément connus des habitant·e·s (bien que l'une des personnes visitées ait cité Gilles Clément) mais me semblent représentatifs d'une diversité de représentations du jardin qu'il faudrait aussi prendre en compte dans les jardins domestiques.
Les activités au jardin participent à l'appropriation du lieu, à sa transformation selon des lignes propres à l'habitant·e·s. Le jardinage notamment met l'individu en contact avec le vivant, et constitue une expérience de nature (Clayton et al., 2017 ; Torres, Nadot et A.-C. Prévot, 2017).
En allant au jardin et en y rencontrant ses habitant·e·s, j'ai souhaité comprendre si partir des éléments de biodiversité dans le jardin et de leurs mouvements dans le jardin, voire vers l'extérieur du jardin, permettaient de décrire dans les grandes lignes plusieurs figures de jardins, sous forme d'une typologie. J'ai utilisé une typologie déjà existante comme un base de réflexion, tout en utilisant aussi la diversité du discours habitant dans les entretiens réalisés pour lui adjoindre d'autres descriptions. Cette analyse via une typologie a le mérite de synthétiser différentes caractéristiques en un tout et le démérite de séparer des pratiques qui pourraient être hybrides. Par la suite, même si je parle de figures de jardins et de typologies, il faudra donc garder à l'esprit qu'elles sont perméables entre elles.

2 Comment approcher les différents jardins et habitant·e·s ?

2.1 Typologies existantes des jardins avec leurs habitant·e·s : quelques éléments de recherche bibliographique

Au cours de mon travail de recherche de littérature, non exhaustif, j'ai rencontré plusieurs typologies des jardins domestiques. Une typologie établie par F. Dubost catégorise les jardins domestiques en jardins servant majoritairement à une production potagère, jardins servant majoritairement à la plantation de fleurs avec vocation esthétique et jardins servant majoritairement à l'amusement, notamment des enfants. Cette typologie a été élaborée dans les années 1980 (Dubost, 1984) mais d'autres auteurs ont considéré depuis qu'elle était devenue moins pertinente pour les jardins actuels. Je ne l'ai donc pas utilisée pour analyser mes données de terrain.
Une seconde typologie est issue du travail de doctorat de M. Paris qui s'est in-

téressée aux « petits jardins avec maisons » en milieu urbain, en grande partie à Grenoble, c'est à dire des jardins de petite taille qui doivent se faire leur place au sein du milieu urbain(Paris, 2006). Plutôt qu'une typologie, l'auteure propose en fait d'aborder ces jardins sous l'angle de leurs différentes formes, ambiances, dynamiques. Elle propose donc plusieurs outils de catégorisation et de description des jardins. Une des catégorisations les plus générales divise les jardins en (1) jardins demeures qui sont particulièrement liés au foyer, (2) jardins sociables qui s'ouvrent vers l'extérieur, au delà du foyer, et incorporent ainsi des espaces voisins et (3) jardins repoussoirs, qui excluent tout élément extérieur, voire parfois la maison elle-même (Paris, 2012). Je n'ai pas choisi d'utiliser cette catégorisation non plusl dans la mesure où elle reposait spécifiquement sur des petits jardins de milieu urbain (Paris, 2006) alors que mon travail s'est réalisé en milieu péri-urbain. Par ailleurs, l'approche de Paris (2006) est celle d'une urbaniste qui réfléchit à l'échelle de la ville et de son organisation, tandis que je souhaitais avoir une approche qui me permette de parler plus particulièrement des expériences personnelles des habitant·e·s.

Une troisième typologie rencontrée est celle de Bergues (2011) qui, en se basant sur l'élément floral dans un grand nombre de jardins principalement dans le centre-sud de la France et sur la participation à des concours de fleurissement, a décrit trois catégories de jardins. Ces trois catégories correspondent aussi à une évolution temporelle des représentations associées aux jardins. La première catégorie est celle du jardin paysan, jardin où l'espace potager est majoritaire, investi par l'homme de la maisonnée tandis que la femme s'attache à l'entretien des bordures fleuries. Dans ce jardin, les fleurs rustiques et simples sont préférées. Les « floricotes », qui correspondent aux fleurs sauvages, sont tolérées mais pas recherchées. Leur place est plutôt à l'extérieur, dans les espaces naturels. La deuxième catégorie est le jardin fleuri, qui correspond à une période des concours fleuris qui prônaient l'exubérance, les cascades de fleurs, le foisonnement de couleurs vives. Cette période est aussi celle du *Pelargonium*, roi des balcons et des fenêtres, qui fait aussi partie des aménagements aux jardins, dans des vieilles charrettes, de vieux pots, etc. Les zones fleuries sont très entretenues, régulièrement renouvelées car principalement constituées de fleurs annuelles, les fleurs sauvages ne sont pas tolérées. Enfin, le dernier type de jardin est le jardin au naturel, qui correspond à une évolution des critères des concours de fleurissement vers des jardins moins foisonnants. Ces jardins au naturel revendiquent un aspect plus sauvage et une insertion dans le paysage mais restent tout aussi contrôlés. Ce changement s'ac-

compagne de la constitution d'un certain savoir horticole par les jardinières et jardiniers, qui parlent de leurs plantes par le nom d'espèce latin ou directement la variété. Cette typologie, relativement récente et correspondant à une évolution dans le temps que je constatait par de premières lectures des entretiens est celle que j'ai utilisé.

2.2 Des entretiens pour identifier les figures autour de la biodiversité

Les entretiens réalisés avec les habitant·e·s des jardins sont au nombre de 17 sur les 30 jardins échantillonnés pour l'étude écologique. La différence entre le nombre de jardins total et le nombre de jardins dans lesquels un entretien a été réalisé s'explique par (1) la difficulté à initier les premiers entretiens, (2) le manque de temps dans les jardins qui ont été ajoutés à l'échantillon à la fin de l'hiver 2017 voire début du printemps 2017, alors que je devais aussi organiser et commencer les relevés botaniques.

Le guide d'entretien utilisé a été élaboré à partir de certaines des questions du questionnaire utilisé pour l'analyse des motivations à réaliser une action pro-biodiversité, à partir d'entretiens préliminaires effectués au printemps 2016 et complété par des questions issues de la problématique des réseaux d'interactions [3].

Les questions incluent donc des questions sur l'histoire du jardin, des questions sur les évolutions du jardin, les activités et aménagements au sein du jardin, des questions sur la présence d'autres êtres vivants dans ce jardin ainsi que leurs mouvements et leur origine possible et des questions sur les sources des choix au jardin (conseils de proches par exemple). Le guide d'entretien complet est fourni en annexe I. Sur la base de ces questions, un dialogue libre se faisait et je ne posais pas toujours les questions dans le même ordre suivant le déroulement de la discussion pour me réserver la possibilité d'approfondir certains points lorsqu'ils lui semblaient en tension avec la question de recherche. Ces entretiens ont donc été réalisés de façon semi-directive Tous les entretiens ont été retranscrits.

Malgré l'orientation des entretiens sur les différents éléments de biodiversité présents au jardin, j'ai rapidement constaté que, dans une partie d'entre eux, les fleurs restaient centrales. Chaque entretien a été lu à la lumière de la typologie élaborée par Bergues (2011), afin de déterminer dans quelle mesure le jardin dont il est

3. Je remercie ici Isabelle Levé qui, par un stage au printemps 2016 et des échanges antérieurs et postérieurs, m'a aidée à construire ce guide d'entretien et à me familiariser avec sa procédure.

le support pouvait s'y rattacher.
Dans certains cas, il n'était pas évident de rattacher la figure de jardin se dégageant de l'entretien à une catégorie. Ceci a conduit à en élargir certaines. Cet élargissement a produit une nouvelle catégorie et a prolongé celle du jardin au naturel. Ces nouvelles catégories ont été définies de manière inductive à partir du matériau des entretiens.

3 Les figures de jardins sur le Plateau de Saclay et alentours

3.1 Le fleurissement malgré tout

Chaque jardin a été rattaché à une figure de jardin parmi celles identifiées par Bergues (2011) ou parmi des nouvelles figures identifiées. J'ai pu confirmer ces rattachement par mes observations des jardins lors de l'entretien et lors des sessions d'échantillonnage écologiques suivantes.
Le groupe des jardins au naturel comprend un cœur de six jardins dans lesquels les habitant·e·s ont élaboré une structure du jardin qui est celle des mixed-borders (Benetières, 2000), souhaitent insérer leur jardin sans coupure dans le paysage, connaissent assez précisément les fleurs présentes, même si tous ne présentent pas un savoir spécifique des noms latins et des variétés et, pour certains, sont amateurs des journées des plantes ou de pépiniéristes particuliers afin de trouver des plantes rares, avec une dimension de collection (Bergues, 2011).

> *Je l'ai acheté à l'endroit où ils les produisent, c'est à côté de le Temple sur Lot, c'est le premier endroit où ils ont commencé à les faire et où ils ont remonté à l'exposition universelle en 1900 et c'est là que Monet les a vu et il a peint les tout premiers donc c'est pas une jardinerie c'est un pépiniériste plutôt, on dirait.*

La collection tend parfois à l'accumulation, comme dans ce jardin où l'habitante indique : « Vous avez besoin des noms des végétaux ? [. . .] J'en ai beaucoup beaucoup, j'en ai plus de 500. Des espèces, ça c'est sûr. J'ai déjà 120 arbustes, sans les hortensias. »
À ce cœur de six jardins s'ajoutent trois jardins dont la structure intègre des éléments du type mixed-borders, dont les habitant·e·s connaissent certains noms de végétaux et semblent choisir une maîtrise plus faible sur le jardin, qui peut s'in-

sérer dans le paysage via un accueil plus large de la flore spontanée. Ce dernier point se repérera aussi lors de visites ultérieures : ces jardins accueillent une flore spontanée moins régulée et plus appréciée en tant que telle que dans les six autres jardins au naturel.

Un jardin correspond au type du jardin paysan : il s'agit d'un des jardins où l'interlocuteur principal est un homme et l'entretien a bien mis en évidence son rôle prépondérant dans le potager tandis que sa femme prend en charge le fleurissement d'ornement. Le couple est le plus âgé parmi les enquêté.e.s. Ce jardin est le seul où le potager a accompagné les habitants tout au long de leur vie, leur fournissant encore maintenant un réel apport alimentaire.

Les autres jardins ne semblent pas correspondre aux catégories de jardin paysan, fleuri ou au naturel. Pour trois d'entre eux, une catégorie de jardin avec enfants pourrait être construite, dans la mesure où les choix des habitants dépendent principalement de la présence de ceux-ci. Des aspects récréatifs y appaissent. Ainsi, dans l'un des jardins, le hérisson est apprécié, « ça, ça nous a bien plu, surtout aux enfants », tandis que les insectes ne peuvent pas être observés : « parce que quand les enfants sont dans le jardin, il y a tellement de bruit ! ». Pour deux autres jardins, une catégorie de jardin écologique engagé pourrait être construite : il s'agit de jardins où l'habitant·e décrit explicitement sa pratique jardinière comme ayant pour but de favoriser certains groupes taxonomiques. Les aménagements sont divers : chez une habitante, il s'agit d'une « petite zone [. . .], notre petit coin sauvage [avec] des plantes qui attirent énormément les insectes ». Chez un autre, un même groupe taxonomique – insectes, oiseaux, hérisson – peut bénéficier de plusieurs endroits et « on est toujours quand même dans cette optique, même si on est quand même plutôt à la ville, de faire un maximum pour que ce soit un endroit propice pour les animaux ». Enfin, trois jardins ne trouvent pas leur place dans ces catégories. Deux d'entre eux sont faiblement investis par les habitantes. Le dernier est un terrain commun entre la maison de la locataire, enquêtée ici, et de la propriétaire, ce qui peut biaiser l'investissement au jardin, la propriétaire prenant encore de nombreuses décisions (par exemple, l'installation d'une ruche).

Deux figures ont retenu mon attention parmi celles identifiées comme nouvelles : la figure du jardin écologique engagé (section 3.2) et la figure de jardin de *care* (section 3.3).

3.2 Jardins écologiques engagés

Le jardin écologique engagé apparaît nettement dans l'exemple d'un jardin qui participe au programme Jardins Naturels Sensibles du Conseil départemental de l'Essonne [4] et possède une plaque le mentionnant, installée sur la clôture du jardin donnant sur la rue. Le jardin, base de l'entretien, est ici l'occasion pour l'habitante d'aborder d'autres sujets engagés, comme celui de l'éclairage nocturne, « pollution lumineuse de la région » ; celui des ressources en eau car elle « n'arrose plus la pelouse l'été [...] Pour économie et ... financières et d'eau. Voilà. Consommer moins d'eau » ; ou celui des conséquences des traitements phytosanitaires au sein de la résidence qui pulvérise du Round Up le long des caniveaux et « après l'eau ici elle s'en va dans les bassins à côté, dans lesquels il y a des poissons et tout. Qui là sont sur la commune. Enfin c'est n'importe quoi ». La pratique au jardin, qualifiée d'écologique et officialisée via la participation au programme Jardin Naturel Sensibles, s'extériorise via des discussions avec les voisins, plus ou moins réceptifs à ce qu'ils qualifient de « forêt vierge » ou de « friche » : « la dame qui m'a dit que c'était la friche chez moi, elle m'a dit ah d'accord je comprends c'est parce que tu t'intéresse à ça et tout ». Les non-voisins sont aussi abordés à l'extérieur du jardin, comme les employés qui pulvérisent le Round Up. Une première étape lui fait demander au « type qui pulvérise son truc » la nature du produit, sans résultats. Puis elle se tourne vers « le responsable » qui ne lui donne pas directement le nom du produit et n'acquiescera que dans un second temps à sa mention directe du Round Up. Enfin, dans un retour vers les habitant·e·s de la résidence, parmi les premiers concernés, elle « fait remonter ça à une dame qui est au syndic ». Ce qui est souhaité pour le jardin, la gestion écologique, mène donc à se positionner à l'extérieur du jardin pour arriver au résultat escompté. L'ambivalence du jardin comme espace privé et public (Dubost, 1999) prend ici du sens. D'autant plus qu'un retour vers le jardin à partir de l'extérieur est aussi possible, lorsque l'habitante propose aux voisins de venir observer son jardin :

> *j'ai essayé de motiver ; parce que j'ai vu un monsieur l'autre jour qui ramassait du bois pour faire un abri à insectes et du coup je lui ai dit, venez voir, je l'ai fait venir parce que c'est vrai que l'été il y a énormément d'insectes là-dedans [partie du jardin plantée en mellifères et pourvue d'un abri à insectes], alors il va essayer de faire ça et tout.*

4. http://www.essonne.fr/cadre-de-vie-environnement/patrimoine-naturel/ayez-la-nature-participative/adherer-a-la-charte-des-jardins-naturels-sensibles/

Cet engagement est reconnu et verbalisé par l'habitante, qui justifie sa façon de faire et tempère aussi ce mouvement vers l'extérieur, qui n'est pas un mouvement envahissant, mais doit se faire « gentiment » :

> *Je pense qu'il y a que comme ça, en discutant avec les gens, que ça peut évoluer, à tous les niveaux de toute façon, que ce soit au niveau de consommation, de nos modes de fonctionnement, de tout, enfin. On discute gentiment avec les gens, il faut pas se braquer.*

En parallèle de ces contacts répétés, l'habitante renouvelle aussi régulièrement ses pratiques au jardin, ou les aménage, comme en témoigne la fréquence de l'utilisation dans l'entretien d'un champ lexical autour de l'essai : « j'essaye tous les jours », « nouvel essai », « pour voir », etc. Les essais résultent souvent de lectures qui apportent des conseils jardiniers. Ils peuvent être nombreux, comme ceux de défense contre les limaces qui mangent les salades : savon noir, purin d'ortie, écorces de pin, charbon, bols de bière, petites barrières sont successivement tentés sans succès mais sans envie d'utiliser la solution de facilité des granules anti-limaces. Les tentatives sont racontées avec quelques rires et sans amertume apparente, tandis que l'observation reste de mise : les coupables sont « des petites limaces qui rentrent dans la terre ». Finalement, la solution sera manuelle : « Je fais des lancers de limaces [rires] ».

Deux autres jardins ont participé à ma construction de la figure du jardin écologique engagé. L'un se rapproche de la figure du jardin au naturel mais comprend aussi pour l'habitante cette extériorisation vers les voisins de conseils écologiques, couronnée de succès au moins chez une voisine qu'elle a pu « persuader de ne pas utiliser de Round up » car « le Round Up, c'est mortel ». Elle revendique aussi des pratiques associées à un programme de gestion écologique (Jardins de Noé dans ce cas), notamment face au jardinier embauché pour tailler les buissons et qui semble plutot le détenteur d'une autre norme jardinière : quand celui a critiqué la présence de végétaux spontanés, elle lui a dit : « moi je les cultive les mauvaises herbes ». Le dernier jardin revendique une gestion écologique, où « on est toujours quand même dans cette optique, même si on est quand même plutôt à la ville, de faire un maximum pour que ce soit un endroit propice pour les animaux ». Les essais et renouvellement de pratiques sont ici aussi réguliers, à partir de conseils lus ou vus. Cependant, l'engagement reste dans ce cas limité au jardin et ne s'extériorise pas : dans l'ambivalence privé / public, ce jardin se situe principalement dans le privé. L'arrivé récente de l'habitant dans le quartier participe sans doute de cette

circonscription actuelle car il n'a pas encore « établi de lien » avec les voisins. La situation pourrait donc être amenée à changer. Les habitant·e·s des jardins engagés de cette étude décrivent pour une partie d'entre eux leur jardin en faisant référence à son aspect utilitaire. Cette utilité est alors souvent orientée vers les autres habitants, insectes, mammifères, etc.

3.3 Jardins de *care*

La figure de jardin de *care* est une autre figure qui se détache. Plutôt qu'une figure additionnelle, elle pourrait apparaître comme une sous-catégorie de celle du jardin au naturel. En effet, les pratiques dans ces jardins et la structure du jardin correspondent plus ou moins aux pratiques et structures des jardins au naturel. De plus, les choix faits dans un jardin au naturel indiquent la volonté de « faire des choses qui ne soient pas choquantes pour le paysage d'ici » (Bergues, 2011) : le *care*, souci de soi, des autres et du vivant (Laugier, p.d.) pourrait être un prolongement de cette attention portée au paysage. Sans constituer une théorie rationnelle des relations au jardin, le *care* permet de penser l'association entre une pratique, des sentiments et le processus moral (Okin, 2011). Deux jardins, que j'avais d'abord simplement rattachés à la figure du jardin au naturel participent à la définition de ce jardin de *care*.

Le premier jardin concerné est habité par une femme mais aussi par de nombreux êtres vivants, personnalisés par l'habitante, des « braves limaces » ou un « cerisier désagréable ». Dans ce jardin, l'habitante trouve du plaisir, que celui-ci passe par la vue, l'odorat ou le goût. En effet, l'approche sensorielle du jardin fait appel à la vue, comme souvent dans les autres jardins, mais aussi aux odeurs et aux goûts, de façon plus marquée que dans d'autres jardins : l'oranger du Mexique est décrit pas « ses fleurs blanches qui sentent bon » et la plantation de groseillier est justifiée par la « gourmand[ise] ». Ce plaisir procuré n'est pas juxtaposé à un effort nécessaire pour l'obtenir et ce dernier, bien que visible entre les lignes, sera toujours minimisé dans l'entretien ou seulement deviné. Cet hédonisme révèle une attention portée à elle-même par l'habitante. Cette attention pour soi n'empêche pas une attention au jardin, que ce soit en s'informant sur ce jardin et son histoire, ou en y respectant les dynamiques végétales ou animales. Ceci est le résultat de l'insertion de la construction de sa maison par l'habitante sur un terrain à proximité d'une rivière et donc en partie en zone inondable, ce qui l'a amenée à se renseigner sur le territoire, notamment hydrographique. Cette construction a été l'occasion pour

l'habitante de placer sa maison en retrait, vers le jardin, par rapport aux autres maisons alignées dans la rue et par la même occasion de laisser en évidence le mur du long de la rue, appartenant à un ancien haras, « parce qu'il y avait eu un château au bout, il y a une tour encore qui en atteste [...] Toutes les maisons avaient gardé un mur du haras ». L'habitante a donc souhaité se rapprocher du jardin (et de la rivière) lors de la construction de la maison, tout en s'insérant dans la géographie et l'histoire locales. Le rapprochement des éléments du jardin ne s'accompagne pas d'une maîtrise accrue sur eux. Au contraire, l'habitante décrit la présence d'autres organismes au jardin comme égales à la sienne. Ainsi, les oiseaux qui mangent les cerises du cerisier n'en sont pas empêchés et ne font pas non plus l'objet d'animosité : « les oiseaux ils aiment bien ce cerisier. Moi je l'aime pas mais eux ils l'aiment ». Les marguerites, qui sont « venues toute seules », peuvent se développer et elle « les laisse, le temps qu'elles soient défleuries, mais c'est compliqué, quoi, pour tondre, ça agrémente ! ». L'attention aux autres êtres vivants se double d' un souci de leur autonomie en plus de leur simple présence. Enfin, les autres êtres humains ne sont pas exclus de ces interactions : les dynamiques du jardin mènent à des discussions, des invitations. Lors de discussions à propos du zonage en zone inondable, les voisins lui racontent des péripéties liées à la rivière. A ces relations qui s'extériorisent du jardin, correspondent des relations où les voisins sont acclimatés au jardin : elle les invite par exemple à ramasser des noix.

Un second jardin est concerné par cette éthique du *care*. L'entretien lié avec son habitante a lieu au jardin, en y faisant un tour. L'organisation spatiale du jardin a plusieurs fois marqué la volonté d'ouverture aux autres de l'habitante. La taille des arbustes permet ainsi de « profite[r] de la perspective des voisins » car il faut « penser à la perspective des jardins entre eux ». Un cerisier est placé de telle sorte que les petits enfants puissent y monter. La fin de l'entretien correspond à l'arrivée dans un coin du jardin de béton, plafond du garage situé au-dessous et séparé de la pelouse par une rigole profonde, qu'il faut franchir grâce à un petit pont de bois. L'habitante prend alors ce pont comme référence pour décrire ce qu'elle nomme sa « philosophie du jardin » : il s'agit de faire des liens, de ne pas laisser des éléments seuls. Cette ouverture est doublée d'une attention active car l'habitante « contemple » son jardin. Comme dans le jardin précédent, les relations sont teintées d'égalité, ou d'équilibre. Si l'habitante admet ne pas se souvenir « de plantes qui étaient là à l'origine » et donc d'avoir « tout apporté », elle dit aussi : « maintenant je vois tout ce qu'il y a de nouveau, tout ce qui m'arrive, tout ce qui

arrive de nouveau ». Les animaux, comme la taupe, sont repérés, mais sans animosité : l'habitante ne « sai[t] pas ce que ça va faire », simplement. L'implication des autres dans ce jardin, le souci qu'ils y trouvent aussi du plaisir, est transmis par le langage employé par l'habitante, qui m'interpelle par l'expression « voyez » régulièrement : elle doit elle aussi faire l'expérience, ici visuelle, de ce jardin. Il lui sera aussi proposer de sentir des fleurs. Contrairement au jardin précédent, l'autonomie des végétaux est moins marquée : si certains sont personnalisés, beaucoup restent nettement appropriés, résultat de l'effort de l'habitante : « tout ça c'est moi », « cette haie, c'est moi ».
Certaines des relations au jardin font ainsi figure de *care*. Leur présence dans des jardins qui sont aussi rattachés aux jardins au naturel semble cohérente avec un prolongement de l'envie d'intégration paysagère à l'environnement de ces derniers. Elles peuvent indiquer une évolution de la figure du jardin au naturel vers une autonomie des êtres vivants du jardin. Cela mènerait à une conception plus égalitaire ou équilibrée des relations, qui profitent à tous et permettent le *care*.

4 Reflets des problématiques environnementales dans les jardins

Ces dernières figures de jardin se détachaient progressivement des fleurs comme seul et principal critère agrégeant autour de lui les différents aspects de la pratique jardinière. En prenant en compte d'autres éléments de biodiversité dans la conduite de l'entretien, les habitant ·e·s font apparaître d'autres figures de jardins, bien que la place des fleurs reste importante. Le fleurissement étant une activité en soi, ancrée dans la pratique jardinière et particulièrement importante pour certain habitant.e.s, il n'est pas surprenant de constater sa dominance dans les entretiens (Freeman et al., 2012). Une répétition de ceux-ci ou une approche qui préciserait plus son objet (par exemple les insectes ou les oiseaux en particulier) permettrait peut-être, dans ces jardins, de compléter le discours portant sur les fleurs.
Des aspects esthétiques et récréatifs sont traditionnellement associées aux espaces verts que constituent les jardins privés. Les concours de fleurissement ont permis une normalisation importante de cette qualité esthétique du jardin (Bergues, 2011), qui est une des composantes des relations des humains à la nature (A.-C. Prévot, Servais et Piron, 2016 ; Kellert, 2002). Quant à l'aspect récréatif, il est mis en avant dès le début de la politique de construction des pavillons avec

jardin (Haumont, 2001 ; Dezes, 2001).

Un aspect utilitaire du jardin est traditionnellement présente sous l'angle du jardin potager. Cet aspect est aussi mis en avant dans les débuts de la politique pavillonnaire (Haumont, 2001 ; Dezes, 2001), de même qu'elle existe dans la littérature sur les relations entre humains et nature (A.-C. Prévot, Servais et Piron, 2016 ; Kellert, 2002). Dans cette étude, elle se double d'un aspect dirigé vers les autres habitants non-humains du jardin. En ce sens, elle serait à rapprocher du concept d'intendance écologique (*ecological stewardship*), définie comme une éthique environnementale (Raphaël Mathevet, Bousquet et C. M. Raymond, 2018). En effet, l'utile pour les habitants non-humains est maintenu, voire aménagé, par l'habitant·e humain du lieu, qui se fait alors intendant du jardin pour les premiers (L. R. Larson et al., 2015). Lorsqu'elle est incluse dans la figure du jardin engagé, la référence à l'utilité du jardin mène aussi à penser l'habitant·e comme un intendant engagé pour les autres habitant non-humains. Ce concept récent permet de faire le lien entre une échelle locale, celle du territoire quotidien de l'intendance, et des problématiques de conservation d'une biodiversité dont l'érosion est plus visible à des échelles spatiales larges.

L'apparition des figures du jardin écologique engagé et du jardin de *care* peut aussi être mise en relation avec la montée en puissance des problématiques environnementales dans la société. Le jardin au naturel était déjà une réponse à l'arrivée de ces problématiques (Bergues, 2011), dont la pénétration dans l'univers jardinier prend ici une autre forme. Le jardin écologique, lorsque l'habitant·e le porte à l'extérieur, est une forme d'environnementalisme social, au sens d'interaction et de communication à but informatif à propos de l'importance de la conservation (*sensus* L. R. Larson et al., 2015). De par les actions qui y sont menées, le jardin est un lieu où un paysage local, des habitats, sont conservés, voire dont les qualités sont accrues, c'est-à-dire une forme d'intendance écologique (L. R. Larson et al., 2015). Les jardins de *care* participent eux aussi à la constitution d'un panorama des façons de mettre en œuvre une intendance écologique. D'après Bramston, G. Pretty et Zammit (2011) celle-ci comprend trois dimensions : l'apprentissage, le sentiment de communauté et l'aide à l'environnement. Mises en correspondance avec d'autres travaux de la littérature, ces composantes se rapportent aux aspects personnels, sociaux et biosphériques des préoccupations environnementales (Bramston, G. Pretty et Zammit, 2011 ; Paul W. Schultz, 2001 ; Stern, Kalof et al., 1995). Le *care*, en tant que souci de soi, des autres et de l'environnement peut donc être la base d'une motivation de participation à la conservation

via l'intendance écologique.
Via les figures des jardins écologiques et de *care* nous voyons donc transparaître des réponses aux préoccupations environnementales qui motivent le travail des biologistes de la conservation. Ces réponses se déroulent à plusieurs échelles spatiales, au dedans et au dehors du jardin, qui reprend bien ici son rôle d'espace intermédiaire, ni tout à fait au dedans ni tout à fait au dehors (Dubost, 1999). Elles impliquent aussi plusieurs acteurs, de l'habitant·e seul à la biosphère présente au jardin ou en dehors. Les jardins peuvent ainsi être le lieu de départ de diverses formes d'actions en faveur de la conservation : intendance écologique et environnementalisme social ont été observés ici. Par ailleurs, cette extension des échelles spatiales et de la gamme des acteurs impliqués peut aussi être mise en relation avec les réflexions du paysagiste Gille Clément. Pour ce dernier, l'échelle de la planète est une échelle pertinente pour penser l'action du jardinier, « gestionnaire ». Il s'agit alors de « faire vivre le jardin, donc le jardinier » dans ce « Jardin Planétaire [...], manière de considérer l'écologie en intégrant l'homme – le jardinier – dans le moindre de ses espaces » [5].

J'ai présenté une façon de synthétiser les réflexions menées sur les différents types de jardins à partir des entretiens. La prise en compte des éléments de biodiversité via des questions spécifiques du guide d'entretien m'a permis de faire émerger la figure du jardin écologique engagé et la figure du jardin de *care*. De façon cohérente avec l'évolution temporelle des préférences pour le jardin paysan, puis fleuri puis maintenant plutôt au naturel, décrite par Bergues (2011), un nombre plus important de jardins est représentatif de la catégorie des jardins au naturels. Ceci n'est pas non plus surprenant au vu du mode de recrutement des enquêté·e·s, qui ont aussi accepté que leur jardin soit inclus dans une étude écologique se déroulant sur sept mois. Il s'agissait d'habitant·e·s a priori déjà sensibilisé·e·s aux questions environnementales, en lien avec la biodiversité, voire en lien avec sa conservation. Dans la mesure où les jardins au naturel intègrent pour partie des considération écologiques, leur présence forte était attendue.
La mise en évidence des figures de jardin écologique engagé et de jardin de *care* constitue une nouveauté par rapport à la typologie pré-existante fondée sur le fleurissement. Ces jardins ne représentent pas une grande partie des figures identifiées via les entretiens mais j'ai montré que leur présence pouvait apparaître comme ca-

5. http ://www.gillesclement.com/cat-jardinplanetaire-tit-Le-Jardin-Planetaire

ractéristique du développement et de la diffusion du discours autour de la biologie de la conservation. Dans le but de poursuivre mon travail à l'échelle individuelle, en faisant toujours attention à prendre le temps de s'intéresser à ces vécus uniques, je détaille maintenant trois exemples de figures de jardins. Ces trois exemples correspondent aux trois figures marquantes identifiées dans le chapitre : jardin au naturel, jardin de *care* et jardin écologique engagé.

5 Trois exemples de jardins et leurs habitantes

Afin de préciser les figures repérées au jardin, je propose une analyse détaillée d'un exemple de jardin au naturel, d'un exemple de jardin écologique et d'un exemple de jardin de *care*. Je décris aussi rapidement l'évolution de la relation habitantes (il ne s'agit ici que de femmes) - enquêtrices au cours de ces trois entretiens.

5.1 Relation enquêtée/enquêtrice

L'arrivée en tant qu'écologue a instauré certaines particularités dans le déroulement de l'entretien. À plusieurs reprises, les enquêtées ont sollicité l'écologue que je représentais afin d'avoir un avis, un conseil ou une validation sur des aspects du jardin. Ainsi, pour une plante dont elle n'est plus certaine du nom, l'une d'elle me sollicite directement : « ôtez-moi d'un doute, non. Qu'est-ce que c'est que ça ? ». Chez deux d'entre elles, mes questions sur la présence d'un buddleia (arbre à papillons) dont je connais l'attrait pour les papillons et donc les conséquences possibles sur un relevé en insectes pollinisateurs suscitent des réactions. L'une s'inquiète de ne pas en avoir :« Non, j'ai pas de buddleia. Non, c'est dommage ? Non ? ». Une autre a en effet déjà planté deux buddleias dans le jardin et les bouturera pour en avoir un troisième (qu'elle me montrera lors d'une visite ultérieure).

Ces demandes de la part des enquêtées à l'experte rendent compliquée la gestion des questions dans l'entretien. J'ai notamment eu des difficultés à poser des questions portant sur l'écologie sans susciter un début de réaction d'étonnement. En effet, en tant qu'écologue, j'étais à priori détentrice de la réponse mais recherchais la parole habitante sur ces sujets. Pensant que l'enquêtée pourrait supposer que je cherche à tester ses connaissances en posant des questions dont, en tant qu'écologue, je suis censée avoir la réponse, j'ai évité au maximum ces situations, tout en

restreignant la communication d'informations écologiques de ma part. Je remarque aussi que les enquêtées ont pu employer quelques mots techniques, dont elles se doutaient a priori que je les connaissais, dans la mesure où elles ne m'en ont pas donné de définition.

Le positionnement en tant qu'écologue pouvait aussi apporter des avantages. En effet, je n'ai jamais abordé les enquêtées en utilisant le terme formel *entretien* (bien que je leur ai signalé mon souhait de recueil d'informations via une discussion et demandé si elles acceptaient d'être enregistrées) et je ne me suis jamais présentée autrement que comme écologue [6]. Ceci n'a pas été uniquement stratégique : je n'étais pas certaine au début de pouvoir gérer en même temps le relevé lié au travail d'échantillonnage et les entretiens. Finalement, bien que sans entretien comparatif pour l'assurer, je pense que cette arrivée sous l'identité d'une écologue m'a aussi permis d'obtenir une certaine confiance de la part des enquêtées. Leurs réponses à l'écologue n'ont aussi probablement pas été les mêmes que des réponses qu'elles auraient formulé si je m'étais présentée en tant que sociologue. Les enquêtées m'ont parlé de leurs jardins, puisque comme écologue, je venais pour celui-ci.

Dans les trois cas, à des degrés différents, l'entretien débute par une certaine hésitation de l'enquêtée, qui semble se demander ce que je pourrais trouver d'intéressant dans ce jardin. Au fil de l'entretien, les réponses s'étoffent, de même que des qualificatifs qui marquent des relations plus personnelles au jardin et des informations plus précises sur le jardin apparaissent. Il semble donc que se soit établie une certaine confiance.

6. Je remarque néanmoins qu'une fois, un enquêté m'a questionnée sur le résultat de mon travail, demandant si cela allait mener à l'interdiction de la construction d'autoroutes. Il faisait alors référence au pique-prune. Cela rappelle une autre conséquence de la présentation en tant qu'écologue : la confusion possible avec écologiste.

5.2 Un exemple de jardin au naturel : une spécialiste parle de son jardin au naturel et indirectement des visiteurs

L'analyse de ce jardin au naturel cherchera à identifier dans l'entetien les caractéristiques remarquées par Bergues (2011) tout en faisant émerger d'autres particuliarités. Pour Bergues (2011), les jardiniers et jardinières des jardins au naturel se caractérisent par un ensemble de pratiques, toutes retrouvées lors de l'analyse de l'entretien proposé comme exemple :

> *Ils ont tous appris à connaître les végétaux de leur jardin, leurs variétés et cultivars. Ils sont devenus spécialistes, chacun à leur manière. Accentuer le côté naturel de jardin tout en faisant le choix d'essence ornamentales, accumuler les plantes rares ou nombre de variétés, jouer sur le lien avec le paysage, adapter les techniques de l'écologie ; ces options sont hiérarchisées différemment d'un jardinier l'autre. Elles ne sont pas en contradiction mais plutôt fabriquent, ou initient ces jouveaux jardiniers que les années 1990 auront porté au sommet des pratiques jardinières.* (p.193)

5.2.1 Ne pas avoir un jardin comme les autres

La réalisation de l'entretien dans la maison a eu pour conséquence une faible proportion de végétaux mentionnés par l'enquêtée pendant le temps de l'entretien.

La dernière partie de l'entretien, qui a lieu à l'extérieur, comprend plus de mentions d'espèces ou de variétés de végétaux. En revanche, des visites ultérieures dans le cadre des relevés écologiques verront l'enquêtée donner les noms de végétaux en fleurs. Malgré cette faible présence des noms même des végétaux, l'entretien indique nettement la connaissance précise que l'enquêtée en a. En effet, elle en possède « beaucoup, beaucoup [...], plus de 500 [...], déjà 120 arbustes, sans les hortensias » et me propose plusieurs fois de me fournir les noms de ces végétaux. Quelques un seront évoqués : « un if fastigié », « un poivrier de Tasmanie » ou « un Garrya ». La diversité des végétaux présents au jardin est une diversité choisie et une diversité de « plantes rares ». L'enquêtée reviendra plusieurs fois sur ce point au cours de l'entretien, insistant sur le fait que « ce n'est pas le jardin de tout le monde ».

Cette volonté d'avoir un jardin de plantes rares est soutenue par un effort de recherche des végétaux, qui « ne se trouv[ent] pas chez Truffaut ». Ainsi, internet, des pépiniéristes ou des visites d'autres jardins de plantes rares lui permettent d'obtenir ces végétaux « pas connus ». Cette recherche est en partie réservée aux seuls spécialistes dans la mesure où certains végétaux ne sont accessibles que « une fois que vous savez ce que vous voulez », notamment sur internet. La recherche des plantes est aussi devenue une habitude lors de déplacements qui pourraient avoir un autre but : « quand je me déplace, je fais toujours les jardins à voir ; ça donne des idées ».

5.2.2 L'insertion dans un réseau de spécialistes

Les connaissances de l'enquêtée et son lien avec le jardin lui permettent de s'insérer dans un réseau de spécialistes, qui nourrit réciproquement ses connaissances. Ce réseau s'est construit progressivement, l'enquêtée indiquant qu'elle a d'abord fait des échanges avec des voisins, fait des achats et qu'elle fait maintenant partie d'associations. Les échanges sont cependant toujours sa « source essentielle » pour l'obtention de végétaux, sauf les arbustes. Ses connaissances lui ouvrent aussi d'autres portes : les visites qu'elle effectue chez des particuliers, en partie membres de réseaux d'amateurs éclairés du jardin, sont pour elle l'occasion de bouturer des plantes.

Le jardin et la connaissance des plantes du jardin sont aussi l'occasion d'une participation à Secrets de Jardins, une manifestation biannuelle en Essonne pendant laquelle des particuliers ouvrent leur jardin pendant un week-end à des visiteurs

intéressés. Pendant ces visites, l'enquêtée présente son jardin et celui de sa fille, voisin car : « les gens adorent visiter les deux jardins parce que justement ils voient qu'avec les mêmes végétaux on peut faire deux choses tout à fait différentes ». C'est une occasion pour elle de présenter une manifestation de ses connaissances. Par ailleurs, l'enquêtée me dira pendant une visite postérieure (consacrée aux relevés écologiques) qu'elle repère vite parmi les visiteurs venant à cette occasion ceux qui sont vraiment intéressés par les plantes de la même façon qu'elle. Il s'agit là d'une façon d'agrandir un réseau d'amateurs spécialisés.
L'insertion dans un réseau donne aussi accès à d'autres lieux que le jardin, pour des activités autres. Ainsi, l'intérêt spécialiste pour les plantes a mené le mari de l'enquêtée à s'engager pour la protection d'un terrain en friche et de la diversité biologique qui s'y trouvait. Il a alors mobilisé un réseau de « spécialistes pour venir observer ce qui se passait » et a même réussi à travailler avec Gilles Clément, paysagiste renommé, notamment pour son approche naturelle du jardin.

5.2.3 Jardin au naturel mais contrôlé

Le jardin produit par l'habitante inclut de nombreuses espèces, choisies pour cette « impression de pousser tout seuls », pour le peu d'entretien qu'elles nécessitent une fois établies, dans l'ensemble pour cette impression de naturel qu'elles donnent. Le jardin accueille d'ailleurs aussi quelques espèces spontanées, comme une fougère, caractérisée par l'habitante comme « endémique ici ». Cette naturalité est revendiquée. Outre les plantes qui « ne poussent pas droit » et l'accueil de quelques espèces spontanées, y participent le choix de vivaces, l'arrangement des zones fleuries en mixed-borders et l'insertion dans un cadre préexistant. Dans le cas de l'aménagement du jardin de sa fille, l'habitante s'est en effet adaptée à la configuration initiale qui s'organise autour d'une allée centrale : « c'est à l'ancienne, ça fait plus jardin de curé que moi ». Cet attrait pour les pratiques qualifiées d'anciennes est aussi typique des pratiques des jardins au naturel (Bergues, 2011, p. 189). L'insertion dans le paysage est recherchée. Dans le jardin de l'habitante, cela se traduit aussi par l'organisation des plantations en fonction des arbres, notamment un chêne de grande taille, qui a aussi décidé du choix de la maison lors de l'arrivée des propriétaires : « la motivation, c'était les arbres [...] maintenant les gens n'ont plus assez de terrain pour mettre des arbres ». Par ailleurs, si ces propriétaires aiment les arbres, ils ne les aiment pas élagués : il est aussi possible ici d'interpréter cet attrait pour les arbres non élagués comme représentatif de cette

volonté d'inclure le naturel, de s'insérer dans le paysage.
Malgré cette recherche du naturel, le jardin de l'habitante reste un espace contrôlé. Il est soumis à des contraintes diverses. l'une d'elle concerne sa visibilité par les autres. Lors de la manifestation Secrets de jardins, il doit être « visitable » et l'habitante dispose de moyens de contrôle pour répondre à cette exigence, comme l'arrosage, utilisé pendant un mois à cette occasion alors que sa pratique habituelle, naturelle, est de ne pas arroser. Le jardin est aussi visible depuis l'extérieur, notamment la partie de jardin en avant de la maison, qui est qualifié de « truc d'exposition », « c'est à dire qu'il est très paysager quand même pour qu'il reste très beau quand on rentre », on désignant ici les potentiels visiteurs. Dans ce jardin avant, « on n'y vit pas » tandis que dans le jardin arrière si. Cette contrainte de visibilité mène à un aménagement et un contrôle particulier des espaces, par exemple via les arbustes, l'habitante possédant « à peu près tous les arbustes qui fleurissent en hiver » ce qui lui permet d'avoir « un jardin qui reste beau toute l'année ». Ce contrôle s'exprime aussi via le langage même, l'habitante employant le verbe « faire »pour parler des arbustes et des fleurs présents au jardin ou des activités : « je fais essentiellement des arbustes et des plantes vivaces », « je fais deux jardins parce que j'ai le jardin mitoyen qui est celui de ma fille ». Il s'agit donc bien de son action qui crée le jardin et non pas d'une autonomisation du jardin.

5.2.4 Des techniques de l'écologie

L'usage de techniques issues de considérations écologiques fait aussi partie des caractéristiques des jardins au naturel. Ces techniques sont bien appropriées par l'habitante, qui situe son recours à celles-ci comme antérieur à « la mode » qu'elles ont suscité : « tout le monde fait de la permaculture, des choses comme ça mais nous ça fait longtemps ». Ceci est valable pour le paillage, le compost et le broyage. Le lien est fait avec la prise en compte de la nutrition des vers de terre, nourris grâce à ces petits fragments, et qui en retour aèrent le sol : « je fais bêcher par les vers de terre ».
Les techniques utilisées ne sont pas adoptées sans réfléchir. Au moment de l'entretien, deux nouvelles techniques étaient apparues : le mulching et l'utilisation de l'engrais Bactériosol. Dans un cas, l'habitante connaît et décrit les avantages de la technique. Par exemple, « l'été ça conserve l'humidité » grâce à la taille haute ou le bon état du gazon cette année là suite au passage à la tondeuse à mulching. Dans

l'autre cas, le Bactériosol, la connaissance est limitée par le brevet sur le produit : « la formule n'est pas donnée » mais l'habitante fait confiance au produit estampillé naturel. Ces deux nouvelles pratiques, si elles ne correspondent pas au même niveau de connaissances et de justifications pour leur adoption, sont en revanche toutes deux en test : l'habitante remarque que « on n'a pas de recul, ça fait que un an qu'on l'a » et conditionne l'emploi de la technique à la réussite observée.
L'abandon de techniques non écologiques a lui aussi était en partie conditionné par l'observation, l'habitante s'étant par exemple « rendue compte que de rien faire c'était pas mieux, ni mieux, ni mal » dans le cas de l'utilisation ou non de désherbant. Elle dit n'utiliser plus qu'un seul produit non écologique : l'Aliette, un fongicide qui lui permet de traiter l'érable du Japon présent dans le jardin, arbre particulièrement important :

> *ça c'est très rare, parce que c'est ça mon érable du Japon. Alors vous savez vous ne les voyez pas souvent de cette taille là. [...] Alors celui-là il a 40 ans. On l'a déménagé deux fois, à chaque fois qu'on a déménagé on l'a emmené et donc c'est pour ça que celui-là il est traité parce que je voudrais pas qu'il crève. C'est un érable du Japon qui est très beau.*

Ici, l'orientation spécialiste de l'habitante du jardin au naturel s'observe aussi par la connaissance entretenue des réglementations portant sur ce produit qui lui est nécessaire : sachant qu'il sera interdit pour les particuliers, mais pas pour les agriculteurs, d'ici trois ans, elle a « fait des stocks ».

5.2.5 Les autres visiteurs du jardin touchés indirectement

Au delà de ces caractéristiques du jardin au naturel répertoriées par Bergues (2011) et repérées dans cet entretien, l'inclusion des autres visiteurs du jardin dans la discussion de l'entretien a fait émerger d'autres particularités au jardin, au delà des fleurs. Ces particularités sont cependant peu nombreuses, le jardin apparaissant essentiellement comme le lieu du fleurissement dans cet entretien. Les autres visiteurs, lorsqu'ils sont influencés par les pratiques au jardin, ne le sont qu'indirectement, via le fleurissement.
Il en est ainsi des insectes et des oiseaux, moins bien connus de l'habitante, qui se dit notamment « pas très connaisseur » des insectes. Elle repère ce qui est aux avantages de ces organismes. Ainsi, « quand [elle] taille des arbustes souvent [elle] trouve des nids » et a par conséquent « abandonné les nichoirs ». Ces arbustes ne sont cependant pas intentionnellement plantés pour les oiseaux : leurs fleurs sont

l'élément d'intérêt, qui donnent des couleurs au jardin même en hiver. Les insectes ne sont pas non plus activement accueillis : bien que l'habitante sache quelles sont les plantes mellifères de son jardin, elle dit ne pas en faire « volontairement ». En revanche, elle identifie les asters et les sedums que les abeilles « adorent », la présence de guêpes maçonnes et « les endroits où elles aiment bien », ainsi qu'une décroissance du nombre de papillons. Les bénéfiques que retirent les insectes du jardin sont donc médiés par la fleurissement de plantes choisies sur des critères qui ne sont pas la quantité de pollen ou de nectar. Un dernier exemple concerne les hérissons, présents sur le terrain, probablement d'autant plus à l'aise que l'habitante, utilisant le mulching, le paillage et le broyeur, ne « bêche pratiquement plus, l'hiver on ne les gène plus ».

Même si ces organismes ne bénéficient du jardin que de façon indirecte, via le fleurissement qui répond à d'autres critères ou l'évolution des pratiques qui se fait elle aussi selon d'autres critères, ils ne sont pas inconnus de l'habitante. Merles, corbeaux, pies, chauve-souris pipistrelles, taupes, hérisson, un crapaud, une fouine, les chats, etc sont ainsi repérés. Leur présence est aussi, dans le cas des oiseaux, replacée le long d'une évolution temporelle qui voit leur nombre diminuer. L'habitante identifie même que « il y a trois ou quatre ans, c'était l'hécatombe des petits oiseaux ».

5.2.6 Conclusion

La question de la perception de la biodiversité, intérêt initial de l'entretien, a ici été principalement englobée dans les végétaux et le fleurissement du jardin, bien que des questions du guide d'entretien rappellent le thème plus général de la discussion. Ce fleurissement, de part les dimensions qui lui sont associées (savoir spécialisé, réseau autour du jardin, jardin contrôlé inséré dans un paysage, techniques de l'écologie), est caractéristique d'un fleurissement de jardin au naturel (Bergues, 2011). L'intérêt porté aux fleurs est aussi vecteur de certains avantages pour d'autres visiteurs du jardin, qui profitent de certaines espèces florales, de certains aménagements et de certaines pratiques de façon indirecte.

5.3 Un exemple de jardin écologique : un jardin à partir du duquel on peut discuter

L'entretien réalisé permet de dégager plusieurs thèmes autour du fil conducteur des comportements écologiques, de leur mise en œuvre et de leur diffusion. Je décrirai d'abord le jardin comme un lieu approprié, connu et sujet d'essais de la part des habitant·e·s de la maison. Ces essais se rattachent à un engagement en faveur de l'écologie. Cet engagement ne s'exprime pas seulement au jardin mais s'extériorise au delà des limites du jardin, par des discussions avec des voisins et des non-voisins. Enfin, le monde extérieur cible de l'engagement est aussi invité à entrer au jardin, qui devient un lieu de démonstration des convictions.

5.3.1 Un lieu approprié, où se déroulent des essais

Le jardin est un lieu que l'habitante connaît depuis longtemps : la maison a environ 45 ans et l'habitante y a emménagé en tant qu'enfant avec ses parents, alors qu'elle était encore neuve. Par la suite, elle a racheté la maison à ses parents et y habite désormais avec ses fils depuis une quinzaine d'années. La connaissance du lieu se traduit par la mémoire de l'habitante de l'organisation spatiale du jardin. En effet, son arrivée en tant qu'adulte après le rachat de la maison à ses parents a provoqué des changements au jardin. Les nouveaux habitants ont ôté des arbres « parce que c'était n'importe quoi. Il y avait beaucoup trop pour un petit jardin

comme ça » (le jardin est un rectangle d'environ 18m par 9m, dont 3m sur 8m sont une terrasse carrelée et une véranda). Malgré la coupe ancienne de ces arbres, leur disposition est toujours claire pour l'habitante :

> *il y avait un énorme saule pleureur. Il y avait trois peupliers là-bas. Sur le côté, bon on a laissé le petit noisetier mais il y avait un ; je ne sais plus quel arbre dans le coin. Là il y avait un pin parasol, là il y avait trois sapins qui étaient des petits sapins de Noël qu'on avait replantés et qu'étaient devenus géants. Non, voilà. C'était beaucoup trop. Et après, on en avait laissé trois qui sont tombés avec la tempête en 2001, 2002, je sais plus. Le pin est tombé, on l'avait laissé et il y avait un petit prunus qui faisait des petites fleurs roses là, mignon, qui est tombé aussi.*

Plutôt que de conserver une disposition qu'elle avait probablement connue enfant, l'habitante a ainsi choisi d'effectuer des changements, qui marquent le passage d'un propriétaire à l'autre. Le jardin est d'ailleurs investi par la maisonnée, l'habitante utilisant alternativement le pronom singulier « je » ou le pluriel « nous », ou encore « on ». Les coupes et des plantations ultérieures pour remplacer les arbres abattus par la tempête ont été des changements majeurs au jardin. Celui-ci est aussi le lieu quotidien d'essais de moins grande ampleur par les habitant·e·s. Un vocabulaire rattaché à l'expérimentation est en effet présent tout au long de l'entretien et l'habitante l'utilise pour décrire ses activités au jardin : « j'essaye », « on a fait un nouvel essai », « donc j'ai essayé », « pour voir ».

5.3.2 Parler d'écologie à partir du jardin

Ces essais sont intégrés dans une démarche plus large, qui transcrit un engagement en faveur de l'écologie. Cet engagement est en partie initié via les fils de l'enquêtée, qui « sont très très sensibles à l'écologie ». Les essais au jardin participent aux tests de différentes solutions non nocives pour l'environnement à des problèmes classiques au jardin, comme celui des limaces :

> *Par contre du coup, j'essaye de planter trois salades, je les ai plantées six fois parce que elles sont bouffées tout de suite [rire]. J'arrive pas. Enfin, j'ai essayé les écorces de pin, le charbon, j'avais tout mis à un moment donné ; les bols de bière ça ça marche pas mal mais bon. Alors j'ai mis le charbon de bois, les écorces de pin, j'avais fait des petites barrières avec, enfin, rien à faire. Je les avais couvertes à un moment*

> *donné, je me disais elles viennent la nuit, elles les mangent la nuit donc je les couvrais le soir mes salades et les découvrais le matin. Parce que c'est des petites limaces qui rentrent dans la terre en fait.*

Ces essais au jardin sont guidés par des informations issues de différentes sources, d'ailleurs régulièrement utilisées par l'habitante pour justifier des choix : « j'ai vu que au contraire il fallait pas [...] sur le site de Jardins Sensibles ». Ces sources sont aussi probablement utilisées pour une réflexion personnelle sur l'écologie dans la mesure où l'habitante ne les mentionne qu'en utilisant le pronom personnel singulier « je » et jamais le pronom « on » comme elle peut le faire pour d'autres activités pratiquées au jardin.

Le site du programme des Jardins Naturels Sensibles fournit beaucoup d'informations à l'habitante, qui se laisse aussi parfois surprendre par le résultat des essais. Dans le cas de la tonte, répandre l'herbe tondue sur la pelouse est conseillé et avait été réalisé par l'habitante peu de temps avant ma venue. « Et ça y est, ça a déjà disparu, en trois semaines. C'est marrant parce que c'était vraiment couvert au début. Et il n'y a pas eu de vent et tout et c'est disparu. » Sauf dans le cas des limaces, peu d'essais sans succès sont mentionnés au cours de l'entretien. Il est possible qu'ils soient rares mais aussi qu'ils ne soient pas suffisamment saillants dans la mémoire de l'habitante pour qu'elle les mentionne. Même dans le cas des limaces, la solution sera finalement manuelle, sans déception exprimée, et décrite dans un rire : « Je fais des lancers de limaces » (sous-entendu, chez les voisins).

De façon plus générale, le jardin, bien que de petite taille (environ 160m^2, terrasse et vérandas comprises), héberge de nombreux éléments dont la présence est justifiée par leur capacité à favoriser les habitants sauvages. Il y a ainsi un tas de bois qui peut accueillir « un hérisson qui passe », un hôtel à insectes, une zone de fleurs mellifères et une mangeoire pour les oiseaux. La zone de fleurs mellifères est un aménagement particulier, décrit comme « cette petite zone », un « petit jardin », ou même un « tout petit coin » alors qu'elle occupe environ 12m^2, soit un presque un dixième du jardin. Cette zone est dédiée à l'observation des insectes et a été mise en place par un de ses fils, dont il s'agit du « petit jardin » qui profite cependant à tous et est décrit comme « notre petit coin sauvage ». Il est un lieu à la fois démonstratif d'un engagement en faveur des insectes, en leur fournissant des fleurs mellifères, « qui attirent énormément les insectes » et à la fois un lieu de rassemblement des habitant·e·s : « c'est notre petite zone où on se pose l'été et on regarde ce qui se passe parce qu'il y a des abeilles, des papillons, il y a plein de petits, plein d'insectes ». Cette zone décrite par petite pourrait l'être si l'on

considère qu'elle représente, à une échelle réduite, plus petite, un monde autre, celui, plus sauvage, des insectes. Ce « petit jardin » dans le plus grand jardin réactiverait alors une fonction symbolique du jardin comme univers, rassemblant et juxtaposant des mondes qui autrement ne se toucheraient pas (FOUCAULT, 1984).

5.3.3 Parler au dehors du jardin

Cette fonction symbolique du jardin se retrouve à une autre échelle : grâce à la plaque *Jardin Naturel Sensible* fournie par le programme, l'habitante est en mesure de faire identifier son jardin comme porteur d'un message par les voisins. Le jardin, espace domestique mais ambivalent, entre privé et public, sort ainsi des limites spatiales qui lui sont données et s'extériorise pour donner à penser chez d'autres. L'habitante ne néglige pas les discussions avec ses voisins et leurs réactions. L'arrivée de la plaque *Jardin Naturel Sensible* après son inscription au programme a marqué un changement d'attitude chez ses voisins. En effet, son jardin était auparavant considéré comme une « friche » ou une « forêt vierge » tandis que l'habitante déplore que, dans leurs jardins, « ils ont rien, rien du tout, c'est terrible. Un jardin bien propre comme on dit ». Grâce à l'affichage de la plaque, le jardin n'est plus une anomalie, mais une autre façon de faire, reconnue et validée comme représentative d'une façon de penser connue, de type écologique :

> *C'est pour ça du coup j'étais contente après j'ai mis le panneau Jardins Sensibles, on a une petit plaque. J'ai mis ça comme ça [...] la dame qui m'a dit que c'était la friche chez moi, elle m'a dit ah d'accord je comprends c'est parce que tu t'intéresses à ça et tout*

Á partir du jardin, l'enquêtée peut donc parler avec des voisins, communiquer autour d'un engagement personnel. Le jardin est d'ailleurs un point de départ pour aborder d'autres sujets qui ont trait à cet engagement. Au cours de l'entretien, nous avons ainsi abordé « la pollution lumineuse de la région », la question des ressources en eau via la volonté de « consommer moins d'eau », les conséquences de l'utilisation de traitements phytosanitaires au sein de la résidence ainsi que la politique « Zéro Phyto » [7] de la commune.

Les produits phytosanitaires ont d'ailleurs été un marqueur important de l'engagement de l'enquêtée et probablement d'une transition dans sa pratique jardinière. Elle décrit son abandon des produits d'entretien phytosanitaires en ces termes :

7. Votée le 23 janvier 2014 à l'Assemblée nationale, la loi n° 2014-110 qui interdit l'usage de pesticides par les personnes publiques propriétaires d'un domaine public ou privé à partir de 2020 est le socle législatif du Zéro Phyto. (ASSEMBLÉE NATIONALE, 2014)

« J'ai tout tout viré. J'en avais à un moment donné donc j'ai fait le tri, j'ai tout viré ». L'insistance sur sur « tout tout viré » ainsi que la reprise du mot tri pour l'utilisation finale de viré marque le choix. Le sujet des produits phytosanitaires réapparaît à l'extérieur du jardin, dans une interaction avec un agent d'entretien, développée sur plusieurs étapes : demande à l'agent en train de pulvériser les trottoirs quelle est la nature du produit ; devant l'absence de réponse, demande au responsable ; devant l'imprécision, proposition d'un nom, « Round Up » auquel le responsable acquiesce. Enfin, elle a « fait remonter ça à une dame qui est au syndic ». L'opposition au produit est justifiée par la connaissance du ruissellement de l'eau car « il a plu peu de temps après [...] et après l'eau ici elle s'en va dans les bassins à côté, dans lesquels il y a des poissons ». Elle est aussi transcrite dans le choix de mots : c'est un « nous », maisonnée, quartier peut-être, qui subit la pulvérisation par les agents d'entretien et pas seulement des plantes dans le caniveau. Á partir du jardin, des idées, des pratiques sont extériorisées vers les voisins ou d'autres personnes. Le jardin sert de base à un engagement et à la diffusion de convictions. Via la plaque, il a une fonction d'ambassadeur et légitime l'habitante. L'importance de ce type de processus de légitimation est aussi observé dans le cas de participants à un programme de sciences participatives sur les insectes, qui se servent des connaissances acquises via leur pratique dans le programme pour des actions engagés dans la vie de la commune, en mairie, mais souffrent d'un manque de reconnaissance officielle (observation personnelle pendant les Journées de rencontre du SPIPOLL 2016).
Un retour vers le jardin peut aussi être fait à partir de l'extérieur, comme avec ce voisin :

> *j'ai vu un monsieur l'autre jour qui ramassait du bois pour faire un petit abri à insectes et tout du coup je lui ai dit, venez voir, je l'ai fait venir voir parce que c'est vrai que l'été il y a énormément d'insectes là dedans, alors il va essayer de faire ça et tout.*

Ces contacts répétés avec les voisins et d'autres personnes, que ce soit à partir du jardin ou en revenant au jardin, peuvent être mis en parallèle les nombreux essais au sein du jardin. Ces essais constituent un renouvellement régulier de ses pratiques jardinières, ou un aménagement de celles-ci et participent à la construction de son engagement. Tout comme les essais au jardin sont divers mais ne forcent jamais les éléments naturels, le mouvement d'interactions avec les voisins, vers l'extérieur, est décrit comme un mouvement qui doit se faire « gentiment » et non pas être

envahissant :

> *Je pense qu'il y a que comme ça, en discutant avec les gens, que ça peut évoluer, à tous les niveaux de toute façon, que ce soit au niveau de la consommation, de nos modes de fonctionnement, de tout, enfin. On discute gentiment avec les gens, il faut pas se braquer*

5.3.4 Conclusion

La question de la perception de la biodiversité, qui était un des intérêts initiaux motivant l'entretien a dans ce jardin été génératrice d'un discours engagé, de type écologique, relié au jardin par de nombreux éléments. À partir de son jardin, l'enquêtée présente une façon de pratiquer un engagement en faveur de l'écologie, initié en partie par le réseau familial et entretenu par des lectures, des interrogations sur des pratiques au jardin. Basée sur cette dynamique de questionnements et de renouvellements au jardin, une extériorisation vers les voisins et plus largement est possible. Les voisins, de part leur proximité et la vue qu'ils peuvent avoir sur le jardin, sont les plus à mêmes de se laisser toucher par cet espace qui, bien que non inclus dans leur sphère domestique, n'en reste pas moins partiellement ouvert à leurs yeux. De plus, c'est un espace qui porte un message, validé par la panneau des Jardins Naturels Sensibles, diffusé par l'habitante. Ce message peut se voir de l'extérieur, lorsque les voisins passent à côté (l'enquêtée elle-même m'emmènera regarder dans le jardin d'un voisin à la fin de l'entretien) ou de l'intérieur lorsque l'habitante invite à venir voir de plus près ce qu'il s'y fait.

5.4 Un exemple de jardin *care* : un jardin où l'on apprend à faire attention

L'analyse de cet entretien permet de dégager un fil conducteur autour du jardin comme lieu où l'on prête attention à soi, à l'environnement et aux autres, c'est à dire un jardin qui met en œuvre les dimensions du *care*.

5.4.1 Un jardin et ses éléments autonomes

Les éléments du jardin font l'objet d'une personnification par l'enquêtée qui les rend fréquemment sujets de phrases actives et emploie pour les qualifier des adjectifs ou des adverbes qui sont habituellement associés aux être humains. Elle parle par exemple des « braves limaces », d'un « cerisier désagréable » (se reprenant d'ailleurs après avoir d'abord utilisé le terme « désastré ») tandis que le laurier « est arrivé tout seul ». Ces éléments du jardin se déplacent donc, « il arrive des choses comme ça, des trucs que le vent apporte et qui se développent et ... je trouve ça plutôt sympathique ». Ils ont aussi des préférences et des envies pour leur installation : « j'ai planté des choses mais il y en a beaucoup que j'ai pas plantées, qui sont arrivées toutes seules. Et qui s'y sont plu et qui sont restées ». Le jardin est ainsi peuplé de tous ces éléments, autonomes, qui se déplacent.
En comparaison de ces arrivées autonomes de végétaux ou d'animaux, l'action

personnelle de l'enquêtée sur le jardin semble limitée. Elle dit avoir planté certains végétaux auparavant mais cela semble dater de quelques années et elle dit elle-même qu'elle « fiche une paix royale à [son] jardin ».
Cette intervention limitée est mise en perspective avec le travail du précédent propriétaire par l'enquêtée au cours de l'entretien. Les actions au jardin de ce précédent propriétaire sont valorisées, elle dit à propos de ses aménagements au jardin, notamment le puits présent au jardin, qu'il « l'avait monté lui-même. Il était vraiment ... c'était quelqu'un ce monsieur ». Elle présente l'activité de cet homme comme intense : le jardin était en bonne partie un potager et une autre partie était dévolue à la culture de chrysanthèmes pour la Toussaint ; il a construit les appentis présents, de même qu'un poulailler, et le puits. En regard de cette activité, elle semble se mettre en retrait et les premières minutes de l'entretien donne à voir une absence d'activité, l'enquêtée parlant plus de ce qu'elle ne fait pas plutôt que de ce qu'elle fait ou posant rapidement les limites de ce qu'elle fait : « il est arrivé tout seul », « je ne l'ai pas planté », « des pivoines qui ne sont pas très bien entretenues », « je tonds l'herbe c'est à peu près tout ce que je fais ».
Cette mise en retrait est accompagnée d'une approche plus sensorielle du jardin, l'enquêtée faisant appel aux couleurs ou aux odeurs afin de décrire certaines plantes, décrivant ainsi l'oranger du Mexique par « ses fleurs blanches qui sentent bon », l'aubépine par « ses jolies fleurs roses » ou justifiant la plantation de groseilliers, framboisiers et caissiers par l'attrait gustatif : « je suis gourmande et j'aime bien les choses qui se mangent ». Si l'enquêtée semble faire moins d'efforts que le précédent propriétaire, elle ne fait pas moins attention à son jardin. Elle a d'ailleurs une connaissance fine de certaines caractéristiques des plantes, sans doute par observation : « C'est tout à fait particulier ces nervures comme ça ». Ce jardin serait plus un lieu qui lui procure du plaisir qu'un lieu de contraintes. Elle a le souci de conserver ce qui lui plaît et a peut-être pour cela développé des capacités d'observation.

5.4.2 Rapprochement du jardin par l'attention portée à soi et à son lieu de vie

Par ailleurs, cette attention à avoir un lieu dans lequel elle trouve plaisir à vivre s'exprime plus clairement dans l'aménagement réalisé de sa maison. En effet, si le début de l'entretien la voit décrire majoritairement par la négative son action au jardin, il n'en est pas de même pour la maison, qu'elle a fait construire. Ce passage

de l'entretien coïncide avec l'allongement des réponses de l'interviewée. Il fait aussi apparaître de nombreux autres acteurs en périphérie de la maison et du jardin : ami architecte et ami maçon qui la conseillent, ses filles avec lesquelles elle a établi le plan de la maison, ami élu qui la met en garde contre les inondations (la maison est à côté de l'Yvette). Ce passage se trouve en opposition avec ce qui apparaissait au début de l'entretien comme un refus de l'effort à réaliser. Au contraire, afin d'avoir une maison qui lui convienne, elle s'est particulièrement investie et elle dit : « j'ai fait une maison à mon idée. Ce qui est quand même ... bien, dans la vie ! ».

La construction de cette maison est allée de pair avec un recentrement au sein du jardin ainsi qu'un ancrage dans le territoire local, auquel il a fallu faire attention. En effet, l'enquêtée décrit précisément la disposition de la maison qu'elle a fait détruire pour construire la sienne et l'insère dans l'histoire du territoire, qui est celle d'un haras :

> *La petite maison elle était le long de la rue. Elle était à l'alignement de toutes ces maisons-là [...] Et toutes avaient un mur ... Alors c'est amusant parce que historiquement parlant, y'avait, y'a eu un haras, tout du long de cette rue. Parce qu'il y avait eu un château au bout, il y a une tour encore qui en atteste. [...] Toutes les maisons avaient gardé un mur du haras.*

Ce mur est, dans le cas de l'enquêtée, devenu un mur de délimitation du jardin avant, car elle a reculé sa maison vers l'intérieur par rapport aux autres de la rue : elle a de ce fait un petit bout de jardin à l'avant et un grand bout de jardin à l'arrière et s'est donc enfoncée dans le jardin. De plus, la transition entre la maison et le jardin arrière est graduelle : une terrasse en bois, en grande partie couverte par un eucalyptus et de la glycine, ainsi que parsemée de nombreux pots et trouée le long des murs pour y réaliser des plate-bandes. Le jardin qui procure du plaisir est rapproché : par cette transition douce, la distinction entre le dedans et le dehors est atténuée et le jardin pourrait alors aussi être un élément de transition entre le domaine privé et le domaine public (N. Mathieu, 2014).

5.4.3 De la maison locale à l'attention au contexte du territoire

La construction de la maison semble aussi avoir été l'occasion pour l'interviewée d'en apprendre plus sur l'histoire du territoire, de même que sur sa géographie ainsi que sur ses limites administratives actuelles. Le haras qui était présent avant m'a

été décrit, de même que l'insertion de la maison et du jardin au sein d'une zone plus large qui correspond au système hydrographique de la région, qui a des conséquences observables sur le jardin : « Il y a un bras de l'Yvette là, il y en a un autre là. Et du coup, par osmose, il y a de l'eau en dessous. Je pourrais arroser mon jardin avec l'eau du puits ». Celle-ci a aussi été l'occasion de constater que l'enquêtée a connaissance des découpages administratifs du territoire, notamment ceux liés aux régulations pour les constructions : en témoigne l'utilisation de sigles lorsque nous commentons l'inondation due à la rivière l'année précédente : PPRI [8], SIAHVY [9], DDE [10], que l'enquêtée ne m'explique pas.

Le jardin et la maison sont donc appréciés dans un cadre plus large. L'enquêtée s'est souciée de connaître cette histoire, cette insertion locale. Le jardin lui a aussi probablement permis de s'insérer personnellement, dans la mesure où il a été un lieu de sociabilité, un lieu à partir duquel elle a pu porter attention plus largement aux voisins et à l'environnement. En effet, il a permis des discussion avec les voisins, entre autre grâce à la proximité de l'Yvette : « je me souviens quand je suis arrivée, les gens me montraient les traces des inondations dans leurs maisons », ou grâce au noyer qu'il comporte : « pendant un moment j'avais même convié tous mes voisins à venir ramasser les noix, parce qu'il y en avait , ... des kilos et des kilos ».

Suite à la description de la construction de la maison, l'enquêtée donne plus d'informations dans ses réponses et il est alors possible de comprendre sous quelle forme elle investit le jardin. Elle y a apporté sa présence par l'ajout de plantes, certaines achetées en jardinerie mais elle parle plus de celles qu'elle est allée chercher « dans la route de l'Université, là, qui monte sur le plateau de Saclay » ou qu'on lui a donné, ceci se rattachant à des souvenirs qui impliquent aussi des amis. Elle fait aussi attention à laisser les plantes se développer, comme les marguerites par exemple, qu'elle contourne lors de la tonte : « Ah, bah, oui, les touffes de marguerites, je les laisse le temps qu'elles soient défleuries, mais c'est compliqué, quoi, pour tondre, ça agrémente ! Ça agrémente bien ». Elle a aussi observé ce jardin et les interactions qui s'y déroulent, notant par exemple l'attrait de ses chats pour un coin : « je laissais l'herbe devenir très haute puisque mes chats ils jouaient, ils étaient contents de se cacher dans cette herbe haute. Et du coup ça a chamboulé le ... la structure des plantes. Et maintenant c'est autre chose qui s'y est mis à la

8. Plan de protection contre les risques d'inondation
9. Syndicat intercommunal pour l'aménagement hydraulique de la Vallée de l'Yvette
10. Direction de l'environnement

place » ; ou encore l'attrait des oiseaux pour un cerisier donc elle ne peut manger des cerises du fait de la concurrence : « les oiseaux ils aiment bien ce cerisier. Moi je l'aime pas mais eux ils aiment ». Enfin elle a aussi prolongé une partie de sa vie au jardin, en transposant des habitudes ou activités de son travail d'institutrice : « y'a énormément d'escargots, mais comme j'étais instit en maternelle et j'ai élevé des escargots pendant ... des années et des années, regardé les petits œufs et tout, je respecte mes escargots ».

5.4.4 Une attention au jardin et à ses hôtes, visiteurs au même titre que l'habitante

Cette présence au jardin est celle d'un visiteur (oiseau, insecte, plante, etc.) comme d'un autre. Parmi tous les exemples présentés, les situations auraient pu résulter en des réactions plus dominantes sur ces éléments de nature : elle avait par exemple le pouvoir d'effaroucher les oiseaux qui mangent les cerises à sa place. Néanmoins, l'enquêtée semble privilégier une position d'égalité entre elle et ces éléments de nature : les escargots peuvent aussi vivre, contourner les marguerites est perçu comme un agrément (le ton de la discussion enregistrée ne permet pas de l'interpréter comme de l'ironie), les oiseaux prennent les cerises mais elle ne tente pas de les en empêcher ... En plus d'un souci pour elle même, pour trouver ce qui lui convient au jardin, elle fait attention aux autres visiteurs ou habitants de ce jardin, dans une perspective dynamique, où ces interactions peuvent évoluer (l'herbe et les chats par exemple).

Il serait aussi possible de se demander si cette position n'est pas accompagnée d'un sentiment d'humilité par rapport au jardin. En effet, dans le cas de la construction de la maison, l'enquêtée a été entourée de nombreux autres acteurs et alors qu'elle utilise la formule raccourcie courante « j'ai construit ma maison », elle se reprend et corrige : « enfin, je dis que j'ai construit ma maison, c'est pas vrai ». Elle reconnaît donc sa place dans ce processus, ses capacités et ses limites. Peut-être cette sorte d'humilité est aussi ressentie face au jardin qui « vit sa vie » et s'en tire bien seul. Elle est en effet assez hésitante à quantifier son passage dans ce jardin lorsque je lui en fait explicitement la demande, alors que cette question se situe vers la fin de l'entretien, après une mise en confiance réussie : « Non, non. Je passe du temps par moments mais, j'en passe pas ... Enfin, j'en sais rien. Enfin, j'y passe un peu de temps, mais pas beaucoup de temps ».

Le positionnement particulier adopté face au jardin, qu'il soit un positionnement

d'humilité ou non, est perçu par l'enquêtée comme en décalage avec la norme habituelle. Cette autonomie laissée au jardin n'est pas celle qui est valorisée par la norme dominante. Elle utilise plusieurs fois le subjonctif pour présenter des actions qu'elle n'a finalement pas réalisées et dont on peut imaginer que, si elle correspondait à une norme d'occupation pour le jardin, n'étaient cependant pas en accord avec sa pensée. Elle perçoit son jardin comme ne respectant pas des règles édictées de façon générale, ainsi dit-elle : « c'est pas un jardin très très bien entretenu, dirons-nous », sans donner de précisions sur ce « nous » générique. De même, elle se présente en décalage avec cette norme, qu'elle est capable de décrire : « En général, les jardiniers ils aiment pas les pâquerettes. Les vrais jardiniers. Les jardiniers qui veulent une pelouse, parce que ma pelouse à moi, elle est bourrée de chose annexes ».

Cependant, ce décalage ne semble pas mal vécu, au contraire. Elle le revendique, mettant en avant son appréciation personnelle, par exemple sur l'introduction de boutons d'or dans son jardin : « les gens me disent c'est une folie parce que ça aussi c'est très envahissant. Mais moi j'aime bien, donc ... ». Si elle qualifie certains de ces choix d'erreurs (la taille du noyer ou la plantation d'un eucalyptus trop proche des gouttières par exemple), ce n'est jamais le cas au cours de l'entretien pour cet écart à la norme. Elle fait donc les choses à son idée, et sans doute, comme pour la construction de la maison, cela est-il « bien, dans la vie » de faire des choses comme on les aime. De plus, ce positionnement décalé, moins dominant sur le jardin est aussi identifié comme porteur d'autres opportunités, qu'elle ne saisit pas forcément toutes elle-même mais qu'elle perçoit : elle en donne un exemple dans l'observation des oiseaux : « Dans la vie ordinaire, on bouge, on va, on vient et on n'est pas forcément attentifs. Il faut regarder les oiseaux, il faut prendre son temps quoi. »

5.4.5 Conclusion

La question de la perception de la biodiversité et de ses mouvements, ainsi que de ses représentations, question qui a motivé cet entretien, a dans ce cas conduit à une image globale des relations de l'habitante au jardin, marquée par une éthique du *care*. Plutôt que des éléments de biodiversité, insectes, fleurs indigènes, mammifères, etc, c'est l'ensemble de ces éléments en un tout et la relation à ce tout qui apparaît comme structurant le discours. Il s'agit donc bien du jardin, comme structure englobante, dans une perspective holiste : l'enquêtée, peut-être sans connaître

la dichotomie holisme / réductionnisme à la base de nombreux débats au sein des sciences du vivant (Ramade, 2009), remet finalement l'écologue que je suis face à cette évidence : vouloir étudier les perceptions et représentations des éléments de biodiversité indépendamment les uns des autres ne suffit pas, il est aussi, et surtout, nécessaire de les comprendre ensemble, dans un système dynamique. Bien que mes questions aient été orientées vers certains taxons, voire même espèces, l'analyse de l'entretien serait trop appauvrie si je me contentais de commenter les réponses à ces questions.

La représentation que l'enquêtée livre du jardin au cours de l'entretien est empreinte d'une attention pour soi et pour le jardin. Elle y trouve du plaisir, que celui-ci passe par la vue, l'odorat ou le goût ; elle fait montre d'une attention pour soi, afin de se trouver bien dans ce jardin, comme en témoigne les aménagements qu'elle y a fait, bien que ceux-ci ne soit pas mis en avant, à l'exception de la construction de la maison, qu'il semble nécessaire d'analyser en regard de son positionnement par rapport au jardin. Par ailleurs, elle porte aussi attention au jardin, que ce soit en y respectant les dynamiques végétales ou animales, voir en s'y confrontant sur un pied d'égalité, ou en s'informant sur ce jardin et son histoire. Enfin, les autres êtres humains ne sont pas exclus de ces interactions : les dynamiques du jardin mènent à des discussions, des invitations. Ceci peut être replacé dans le cadre d'une éthique du *care*, dans laquelle le jardin est un lieu de souci et de soin de soi, des autres et de l'environnement (Laugier, p.d.).

6 Conclusion

En détaillant trois entretiens j'ai donné un aperçu plus précis de trois figures de jardins identifiées. La place et le temps manque ici pour fournir une analyse détaillée de chaque entretien, chacun ayant des spécificités propres. De plus, j'ai proposé de rattacher chaque entretien à une figure de jardin. Il apparaît néanmoins au vu de ces analyses précises que ce rattachement caractérise une grande orientation de l'entretien et que un jardin peut, à des degrés divers, se rattacher à plusieurs grandes figures. C'est aussi la raison pour laquelle je qualifie le jardin de *care* de sous-catégorie du jardin au naturel : il me semble que la connaissance précise des fleurs, l'insertion dans un paysage du jardin au naturel s'y sont prolongés par une attention soutenue à l'environnement et aux éléments de biodiversité. Le *care* est d'ailleurs considéré par certains auteurs comme incluant l'intendance écologique (Nassauer, 2011), intendance écologique qui s'exprime aussi via la figure

du jardin écologique engagé et, indirectement, via la figure du jardin au naturel. Détailler ces trois entretiens met aussi en évidence l'intérêt et l'importance d'une approche qualitative autour de l'objet jardin privé. Les chapitres précédents de cette thèse intégraient des éléments spécifiques aux habitant·e·s des jardins (variables de connexion à la nature, analyse de motivations dans le cadre de la psychologie de la conservation) qui restaient quantitatifs. Par conséquent, même s'ils permettaient de se confronter au socio-écosystème jardin sans en ignorer une partie, ils restaient des façons moyennées de caractériser ces espaces. Mon travail de terrain m'avait lui confrontée à des situations particulières, à des habitant·e·s qui avaient des histoires particulières, me montraient un jardin particulier. J'avais donc ressenti le besoin de prendre le temps de m'intéresser à chacun d'eux. La richesse de l'analyse de la majorité des entretiens m'a confirmée dans ce choix. Parfois, comme dans le cas du jardin de *care* présenté ici, ce sont les habitant·e·s eux-mêmes qui me rappelaient à la nécessité de quitter une position réductionniste. Les habitantes et leur jardin n'ont pas été rencontrées qu'une seule fois : je suis revenue cinq fois dans chacun de ces trois jardins. J'ai donc aussi eu des échanges avec les habitantes en dehors de l'entretien de la première rencontre. Ces échanges ont, dans certains cas, fait émerger d'autres questions. Dans le cas du jardin de *care*, je me demande s'il existe des parallèles entre une approche au jardin qui prend en compte chaque élément sans hiérarchisation et une approche de la société similaire. Ceci aurait pour conséquence une plus grande conscience des rapports de domination divers (rapports de genre, rapports racisés, rapports hiérarchiques de travail, etc) et des tentatives de les mettre en lumière et d'adopter une posture qui n'y participe pas. Comment l'attention pour la nature et pour d'autres êtres humains à partir du jardin peut-elle enrichir ou se prolonger en attention pour le collectif humain ? Cette question prend aussi ses sources dans la figure du jardin écologique engagé qui, à partir du jardin, initie un mouvement vers des lieux extérieurs et ramène même des acteurs extérieurs dans le jardin en retour.

Question de recherche & réponses apportées

Rappel de la question de recherche : Quelles sont les grandes figures de jardins autour du Plateau de Saclay et sous quelle forme intègrent-elles la biodiversité et sa conservation ?

Elements de réponse : Les jardins sont des jardins paysan, au naturel, écologique engagé, de *care*, avec enfants ou peu investis. Ils comprennent, à des degrés variables, des enjeux autour de la conservation de la biodiversité. ces enjeux s'expriment au sein du jardin mais se construisent aussi à partir d'acteurs et d'éléments au delà du jardin, tout comme ils peuvent ensuite mobiliser au dehors du jardin.

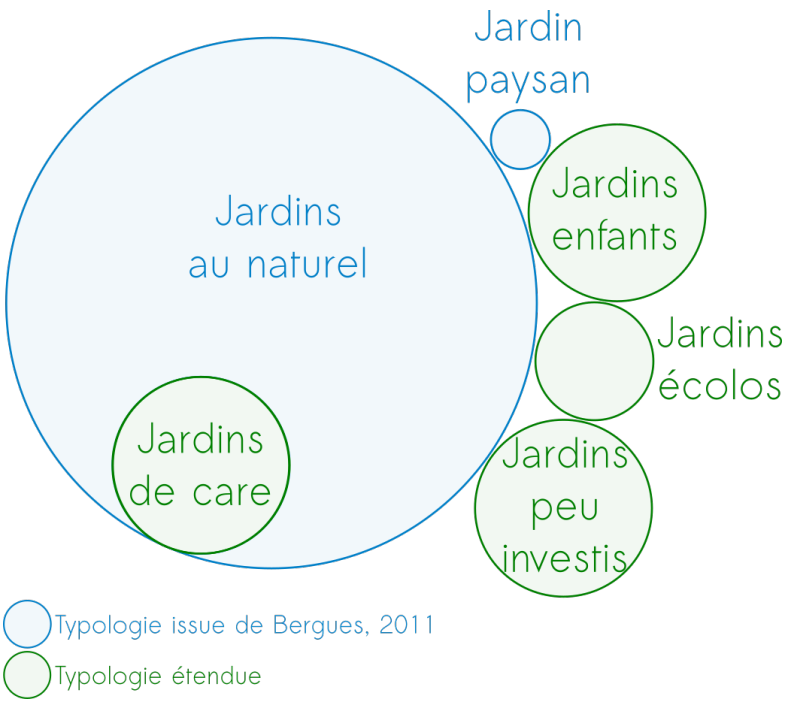


Figure 4.3 – Résumé graphique de la typologie issue du travail de ce chapitre. La taille des cercles conrrespond au nombre de jardins de la catégorie associée au cercle.

A la suite de ces analyses précises je retiens que les habitant·e·s et leurs jardins ne sont pas un système isolé : ils et elles participent à différentes dynamiques et différentes relations. Si l'accent a été mis sur certains jardins, particulièrement marqués par une dimension engagée, il semble logique que des activités d'inten-

dance écologique aient en fait lieu dans tous les jardins, selon différentes intensités et différentes appropriations par les habitant·e·s. Ces actions, à l'échelle du jardin, sont des actions individuelles. Nous n'avons cependant pas de vision sur les espaces jardinés résultant des actions de cet ensemble d'actions dispersées. Nous avons constaté des échanges de conseils sur les pratiques mais n'avons pas dans cette étude mis en évidence de groupe(s) aux pratiques jardinière communes et synergiques. Il serait pertinent de tenter de comprendre quelle est la nature de cette biodiversité maintenue, voire créée, dans les jardins et comment elle s'intègre à celle de jardins voisins. Ces espaces qui mêlent dynamiques écologiques et sociales peuvent être considérés sous l'angle de systèmes complexes. Il est alors légitime de se demander si la considération de ces jardins ensemble permet, comme dans les systèmes complexes, l'émergence de nouvelles caractéristiques écologiques ou sociales et si celles-ci sont bénéfiques pour la conservation.

Je choisis d'analyser plus particulièrement les relations entre êtres vivants, jardins et habitant·e·s dans le chapitre suivant. Je souhaite faire notamment attention à la façon dont, à partir du jardin, d'autres lieux pourraient être atteints. En effet, la prise de conscience, à partir du jardin, de dépendance écologiques des écosystèmes entre eux, via des relations avec certains éléments de biodiversité, me semble pertinente à étudier dans une optique de conservation de la biodiversité.

Chapitre 5

Habiter au jardin et la biodiversité

1 Introduction : définir habiter, habitat, habitant **203**
2 Habiter le jardin, où se trouve ausi la biodiversité **204**
3 Proposition d'essai **206**
4 Habiter le jardin avec la biodiversité : passer par l'observation de relations **207**
5 Des interventions qui mettent en contact avec d'autres lieux . **210**
6 Des réseaux se dessinent à partir du jardin **212**
7 Quelles transformations peut-on penser et espérer à partir du jardin habité pour la conservation ? **214**
8 Conclusion **215**

Au cours du chapitre précédent, je me suis concentrée sur les habitant·e·s dans leur jardin. J'ai décrit des phénomènes qui ont aussi trait à des entrées et des sorties du jardin mais ce n'était pas ma question principale. Dans ce chapitre, je vais m'intéresser plus à ces situation de liens avec des zones ou des personnes en dehors du jardin, ainsi qu'aux liens au sein du jardin. Pour cela, je prend pour base l'habiter, ensemble de pratiques, où l'humain construit des relations avec l'espace.

Question de recherche

Partant de la biodiversité au jardin, quelles caractéristiques de l'habiter retrouve-t-on qui pourraient être pertinente pour penser la conservation depuis le jardin ?

Afin de traiter cette question, je présente tout d'abord la façon dont habiter est définit en géographie et les éléments de cette définition qui ont attiré mon attention. Je décris ensuite la façon dont j'ai relu les entretiens réalisés sur le plateau de Saclay à travers cette définition et ces éléments spécifiques, dans le but de savoir si dans un lieu que les individus habitent, se confronter avec des éléments de biodiversité aide à se représenter des interactions systémiques. Ceci aurait un intérêt pour la conservation de la biodiversité : à partir du jardin, il serait possible de penser à plus large échelle et peut-être de motiver des actions de protection de la biodiversité.
Ce chapitre vise simplement à faire un essai à partir de cette idée, pour repérer s'il existe déjà des indictaions la soutenant dans les entretiens réalisés. Il est donc proposé en tant que travail en cours. Par ailleurs, les conclusions que j'en tire permettent aussi de nuancer celles des autres chapitres, majoritairement positives par rapport au jardin. Il s'est donc révélé ici au niveau des habitant·e·e que tout n'est pas possible dès maintenant à partir du jardin et dans le jardin.

1 Introduction : définir habiter, habitat, habitant

Habiter, dans la description proposée par Lussault et Lévy (2013), englobe de multiples dimensions : habiter se traduit par de nombreux actes et processus différents. Cette activité constitue une relation entre l'humain et l'environnement (Lussault et Lévy, 2013). Cette relation que l'humain « tisse avec l'espace » est qualifiée de « privilégiée » par Herouard (2007) et possède une dimension

existentielle pour Paquot (2007). Habiter, selon les auteurs, peut former un « ensemble de pratiques des lieux » ou être considéré jusqu'à la « fusion entre l'être et l'espace » (Herouard, 2007). L'habitat lui-même constitue « un cadre spatial [...] socialement construit de l'existence humaine » (Lussault, 2007).
Habiter est ainsi un acte, transcrit par les pratiques dans le lieu habité, mais aussi au-delà, dans la mesure où « c'est en pratiquant que l'individu habitera par la pensée et sera en mesure de mettre à proximité les lieux qui lui sont chers et à distance des autres » (Herouard, 2007). De plus, habiter ne se restreint pas au logement (Paquot, 2007) : P. Mayol en fournissait la description et l'analyse à l'échelle d'un quartier (Mayol, 1994). Comme espace de pratiques, l'habitat, et son acte l'habiter, engendrent des perceptions et des représentations, qui à leur tour peuvent modifier les pratiques (Herouard, 2007). Habiter un lieu et le pratiquer correspond alors à s'insérer dans un cycle dynamique, où pratiques, perceptions et représentations évoluent, de même que le lieu sous l'influence de celles-ci.

2 Habiter le jardin, où se trouve ausi la biodiversité

Dans ce contexte, je propose de m'intéresse au jardin domestique comme lieu du quotidien, et lieu habité. Le jardin domestique est ici défini comme un espace clos (Benetières, 2000), zone adjacente à un habitat domestique, lui-même propriété privée ou locative, et dans laquelle les habitant·e·s sont autonomes de leurs choix (Cameron et al., 2012). Le jardin est habité par les humains, mais il est aussi habitat pour une diversité d'organismes non-humains. Leur présence est décrite par des travaux de sciences naturelles, notamment l'écologie urbaine, qui décrit la diversité et l'abondance en insectes dans des jardins anglais (R. M. Smith, Warren et al., 2006 ; R. M. Smith et al., 2006), la variété de plantes locales ou exotiques dans des jardins français (Marco et al., 2008) ou encore les visites régulières d'oiseaux dans des jardins anglais (Cannon et al., 2005). Cette biodiversité présente au jardin fait l'objet, de façon générale et pour un certain nombre de ses éléments particuliers comme les abeilles, d'appels à la protection. Un récent exemple issu du milieu scientifique est la publication de Ripple et al. (2017), où 15 000 scientifiques appelaient à protéger la biodiversité. Les jardins privés sont, d'un point vue écologique, un lieu intéressant pour réfléchir à des opportunités de conservation de la biodiversité. En Île-de-France, ils représentent en

surface 50,5% de tous les espaces verts, pour 4,7% de la surface totale de la région (Serret et al., 2014). Par ailleurs, ils représentent aussi les espaces verts les plus proches de l'habitat pour une partie de la population dans la mesure où 56% des logements en France sont des maisons (INSEE), dont on peut penser qu'un large partie d'entre elles est associé à un jardin. Dans la mesure où la conservation de la biodiversité a été associée au contact quotidien avec celle-ci dans une étude française (A. C. Prévot et al., 2018), ces lieux semblent pertinents à examiner pour la favoriser.

De plus, la façon dont l'habiter est caractérisé dans les différents travaux pré-cités semble donner des pistes intéressantes pour la biologie de la conservation. En effet, considérant la définition de l'habiter qui a été donnée, le jardin peut lui aussi être considéré comme un espace de pratiques qui peuvent modifier l'espace, ici la nature (plus ou moins artificialisée et anthropisée) du jardin. Ces modifications pourraient se faire dans un sens positif pour la biodiversité : le mode d'habiter est en lien avec la conservation et en faire la description pourrait l'aider. Les pratiques peuvent aussi générer des perceptions et représentations de l'espace habité, ici le jardin et donc une certaine forme de nature. Par là, le mode d'habiter participe à la définition d'un rapport individuel à la nature, que l'on pourrait nommer « culture de la nature », suivant l'expression de N. Mathieu (2016a). Or, le type de rapport individuel entretenu par les individus a des conséquences sur la façon dont ces individus considèrent l'environnement, la biodiversité et sa protection. Par exemple, un individu qui se déclare en connexion forte avec la nature a plus de chances de mettre en œuvre des comportements pro-environementaux (Paul W. Schultz, 2001) .

Le jardin, comme lieu de l'habiter, pourrait aussi être un point de départ à partir duquel des pratiques habitantes rapprocheraient d'autres lieux importants aux yeux de l'habitant·e. Ces lieux autres pourraient alors fournir un point de comparaison de l'état de la biodiversité ou constituer d'autres lieux dans lesquels elle est menacée. Cette proximité créée entre des états de la biodiversité (si elle est bien sûr identifiée dans les lieux) pourrait participer à une prise de conscience plus générale des processus écologiques et des menaces qui pèsent sur la biodiversité. À partir du local, les habitant.e.s seraient alors en mesure de penser à une échelle plus large et englobante. Ce type de pensée a été mis en évidence dans le cas de mouvements environnementalistes, dans lesquels les militants participants défendaient localement une zone, des modes de vie et un environnement, tout en concevant leur action dans le cadre d'un « monde » global, au-delà donc d'une critique de

NIMBY (not in my backyard) adressée couramment où mouvements défendant des territoires circonscrits (Lea Sebastien, 2017 ; Des plumes dans le goudron, 2018). Dans le cas de la biodiversité, les mouvements d'entités biologiques ne se limitent pas aux frontières cadastrales d'une parcelle, sauf dans des cas particuliers où, pour des organismes spécifiques, certains aménagements constituent de véritables barrières (murs pour des hérissons par exemple). Si ces mouvements sont perçus par l'habitant·e, ils pourraient participer à l'inclusion de lieux plus lointains dans ceux pensés à partir du jardin.
Dans ce texte, en tant qu'écologue, je propose de prendre pour départ la biodiversité et les éléments de nature abiotiques du jardin dans le cadre général du mode d'habiter. Je m'interroge sur les caractéristiques de l'habiter que l'on retrouve dans des discours habitants portant sur la biodiversité et l'environnement au jardin et qui pourraient être utiles pour la conservation :relation privilégiée à l'espace, cadre spatial étendu au-delà du jardin, mise à proximité de lieux.

3 Proposition d'essai

Dans le but de réaliser un test de cette idée, je propose d'utiliser des entretiens réalisés au sein de jardins privés en Essonne, dans des communes du plateau de Saclay et voisines de celui-ci. Je propose uniquement une exploration préliminaire de cette idée, dans la mesure où je ne m'appuie que sur 12 entretiens. Ceux-ci ont été réalisé entre octobre 2016 et mars 2017. La zone géographique choisie comporte des parts importantes de logements pavillonnaires, où les habitant.e.s disposent de leur maison ainsi que d'un jardin privé attenant. Le groupe d'enquêté·e·s comprend 10 femmes et deux hommes. Dans deux cas, l'entretien s'est déroulé au moins partiellement en présence d'un couple mais c'est alors la femme qui dominait la parole. Les enquêté·e·s ont été visité·e·s sur la base du volontariat : leur participation s'inscrit plus largement dans une étude concernant la flore et les insectes floricoles du jardin sous un aspect d'écologie des communautés, incluant des relevés botaniques et entomologiques. Les personnes enquêtées ont donc répondu à une proposition qui décrivait une étude majoritairement en écologie, pour laquelle elles étaient au courant qu'un discussion aurait lieu autour du jardin et de ses entités biologiques, dont les insectes. Ces personnes sont donc à priori déjà sensibilisées aux problématiques en lien avec la biodiversité et s'en soucient. De façon générale, recruter des participant·e·s qui n'étaient pas déjà conscient·e·s de menaces pesant sur les insectes et la nature pour les relevés botaniques et entomologiques s'est avéré dif-

ficile. Les descriptions qui suivent sont donc à interpréter dans ce contexte.
Par ailleurs, entrer au jardin en tant qu'écologue, puisque l'étude écologique est celle qui constitue la majeure partie des visites aux jardins, a eu quelques conséquence sur l'entretien. Je me suis présentée en tant qu'écologue mais ai fait attention à ne pas fournir trop d'informations techniques, écologiques dans les premiers temps car l'entretien visait à recueillir la parole des habitant·e·s sans la limiter par un savoir expert. De même, je n'ai jamais introduit le terme de « biodiversité » dans la discussion, et l'ai simplement repris s'il était utilisé spontanément par l'habitant·e. Plusieurs habitant·e·s étaient en recherche d'une validation de la part de la figure de l'écologue, ou demandant des conseils, s'interrogeant et m'interrogeant : « Je ne sais pas si c'est propice ? Si ? C'est bien ? » . Ceci n'a cependant pas handicapé sur la durée le déroulé de l'entretien, la parole s'autonomisant petit à petit dans tous les entretiens.
Les entretiens ont été menés de façon semi-directive. Le guide d'entretien utilisé questionnait l'habitant·e sur les évolutions du jardin, les végétaux et animaux présents ainsi que leurs origines, les éléments présents au jardin qui pouvaient favoriser végétaux ou animaux et les sources de conseils sur le jardin. Sur la base de ces questions, un dialogue libre se faisait, je ne posais pas toujours les questions dans le même ordre suivant le déroulement de la discussion pour me réserver la possibilité d'approfondir certains points lorsqu'ils semblaient fait écho à ma question de recherche.

4 Habiter le jardin avec la biodiversité : passer par l'observation de relations

Habiter constitue une relation privilégiée à l'espace, qui se traduit en partie par des pratiques. De plus, au jardin, une partie de l'espace est constitué de végétaux : observer les relations à ces végétaux fait donc partie de l'analyse. Enfin, le jardin est un habitat non seulement pour l'humain mais aussi pour les autres êtres vivants. L'habitat a été introduit dans le vocabulaire géographique à partir de sa définition biologique, « ensemble des conditions nécessaires au développement de la vie d'une espèce animale ou végétale déterminée » (Lussault et Lévy, 2013) et, comme habiter et habitant, peut « servir d'instrument efficace d'appréhension à la fois de l'organisation de l'espace des sociétés et de la spatialité » (Lussault et Lévy, 2013). Je me suis donc aussi intéressée à ces autres habitants et à la façon

dont ils s'organisaient dans l'espace du jardin, du point de vue de l'habitant·e.
S'intéresser aux relations entre entités biologiques et avec environnement au jardin s'est apparenté à repérer les connaissances relatives à l'environnement des habitant·e·s. En effet, les interactions biotiques font partie des composants de la connaissances environnementale, au sein de l'*ecological literacy* et de l'*environmental literacy* telles que définies par McBride et al. (2013). L'*environmental literacy* comporte une sensibilisation et un souci pour l'environnement et les menaces qui pèsent sur lui, ainsi que des connaissances, compétences et motivations à apporter des solutions face à ces menaces. L'*ecological literacy* est constituée des connaissances écologiques clefs, nécessaires pour prendre des décisions pertinentes dans le domaine de l'environnement. Ces deux concepts sont proches et comprennent tous les deux un volet de connaissances écologiques, détaillées en plusieurs propriétés, structures et processus, dont les interactions biotiques, la biodiversité et les cycles de matière.
Du point de vue écologique, les habitant·e·s ont mentionné une diversité de façon de s'organiser et d'être en relation pour les entités qui habitent le jardin. Ont ainsi été mentionnées, de façon non exclusives : des interactions biologiques entre organismes qui peuvent relever de grandes fonctions des organismes ou de grandes catégories d'interactions écologiques, des organisations qui dépendent d'éléments abiotiques ou des relations qui ont trait aux services écosystémiques. Dans des travaux réalisés aux Etats-Unis sur la connaissance relative à l'environnement, les interactions biologiques et les cycles de matières faisaient partie des éléments moins connus, par rapport aux flux énergétiques ou à la vision de la terre comme biosphère (Morrone, K. Mancl et K. Carr, 2001 ; K. M. ; Mancl, K. ; Carr et Morrone, 1999). Or, à partir du jardin, ce sont des concepts qui sont mentionnés par tous les habitant·e·s.
Les descriptions de relations entre des entités biologiques étaient un peu plus fréquentes que des descriptions de pratiques au jardin qui impliquaient directement une entité biologique et l'habitant.
Les relations trophiques entre entités sont ainsi particulièrement présentes, comme la prédation, efficace le plus souvent et mentionnée une fois pour remarquer qu'un chat en est incapable car il vient de la SPA et « n'avait pas eu de maman qui lui apprenne ». Des organismes comme les limaces apparaissent aussi dans des relations d'herbivorie, notamment dans les potagers : « J'essaye de planter trois salades, je les ai planté six fois parce que elles sont bouffées tout de suite [par des limaces] ».
Une relation plus directe entre habitant·e et entité naturelle apparaît via la com-

pétition, en particulier avec les plantes qui « envahissent », « sont envahissantes » alors que les habitant·e·s souhaitent maintenir certains autres végétaux. Il peut aussi s'agir de compétition entre organismes, comme dans ce jardin qui accueille un grand chêne où « il y avait des batailles rangées entre corbeaux et pies, qui faisaient des morts, pour avoir les nids en haut ».

Les relations qui se concentrent autour des grandes fonctions des organismes, nutrition, reproduction, déplacement principalement, comprennent relations entre les entités du jardin mais aussi indirectement entre l'habitant·e et l'entité. Les habitant·e·s identifient les besoins des organismes, donc les liens entre eux, et aménagent ou entretiennent le jardin au vu de cette connaissance. La reproduction des oiseaux est ainsi favorisée dans de nombreux jardins via l'installation de nichoirs, qui n'ont pas toujours le succès escompté : « on n'a jamais constaté qu'ils étaient occupés » dans un jardin, « jamais personne n'a honoré ce nichoir donc j'étais très triste » dans un autre. La nutrition des oiseaux et des insectes est assurée par des aménagements divers, qui mettent en relation un élément végétal, introduit ou non par l'habitant·e, et oiseau ou insecte : « je ne fais pas volontairement des plantes mellifères mais j'en ai », « les petites coupelles à eau et puis là, les différents points pour nourrir les oiseaux ». Les déplacements favorisés sont surtout ceux des mammifères, notamment deux des hérissons, quelques habitant·e·s ayant fait ou envisageant de faire des trous dans leur grillage ou leur mur pour faire un passage pour ces organismes. De façon générale, ce sont ici des habitats pour les animaux et les plantes qui sont favorisés : lieux favorables à la reproduction, à la nutrition. Ces habitats sont parfois évalués de façon précise : « on sait où elles [les guêpes maçonnes] se mettent, elles ont des endroits où elles aiment bien ».

Parmi les déplacements identifiés et parfois acceptés figurent ceux de la dispersion des plantes à fleurs. De nombreux habitant·e·s indiquent ainsi qu'une plante est « venue toute seule », soit qu'elle a été « apportée par le vent » soit que les « oiseaux font du bon boulot ». Dans ces derniers cas, si l'origine des entités est rarement identifiée, ce sont bien des éléments extérieurs au jardin qui s'y introduisent. Dans un cas où l'origine des entités, des perruches, est identifiée, le lieu d'origine figurait déjà parmi les lieux de la sphère quotidienne de l'habitante. Dans un autre cas, pour expliquer l'absence de certains animaux, un habitant fait référence à l'éloignement d'un bois, qui faisait partie des lieux fréquentés avant l'achat de la maison car le jardin a alors offert un espace proche « pour respirer quand il fait beau sans être toujours obligés d'aller dans le bois d'à côté ».

Le contexte particulier du jardin semble favoriser la mention d'éléments fréquentés

au quotidien, plutôt que de concepts plus généraux, comme la terre biosphère, ou plus abstrait, comme la capacité de charge (Morrone, K. Mancl et K. Carr, 2001) La protection des espèces et de leur accès à l'habitant et aux ressources sont en revanche dans ce travail et dans d'autres études bien mentionnées par les individus (Morrone, K. Mancl et K. Carr, 2001 ; K. M. ; Mancl, K. ; Carr et Morrone, 1999).

5 Des interventions qui mettent en contact avec d'autres lieux

Au cours des entretiens, les habitant·e·s ont mentionné une diversité d'autres lieux reliés au jardin. Ce lien se faisait principalement via les plantes, via d'autres humains et via certains animaux. Les animaux, mobiles, circulent d'eux même entre le jardin et d'autres espaces, créant alors un lien, parfois connu de façon précise par l'habitant, parfois moins : les hérissons « passe[nt] », « traverse[nt] » ou « circulent d'un jardin à l'autre ». Comme je l'avais déjà remarqué, des plantes peuvent aussi « arriver toutes seules », c'est à dire via le vent, les oiseaux ou les insectes. Pour savoir d'où viennent ces plantes ou animaux il s'agit plutôt d'observations des habitant·e·s de leur voisinage proche, dans lequel ils repèrent des aménagements des voisins, des plantes, des animaux. Les plantes, en tant qu'entités gérées par l'habitant·e lorsqu'elles sont plantées, viennent de pépiniéristes : des nénuphars ont été achetés « à l'endroit où ils les produisent [...], c'est le premier endroit où ils ont commencé à les faire et où ils ont remonté à l'exposition universelle en 1900 ». Les espaces naturels fournissent aussi des plantes, une habitante étant allée chercher des pâquerettes « dans la route de l'Université, là, qui monte sur le plateau de Saclay ». Les échanges avec d'autres jardins sont aussi des sources. Les plantes peuvent donc venir de ces endroits via un autre humain, par des cadeaux ou des échanges. Quelques cas lient le jardin avec des espaces auxquels on ne penserait pas à première vue : par exemple, un lieu de travail où les plantes du hall d'entrée, changées toutes les semaines, sont récupérées par une habitante. Les espaces liés au jardin le sont aussi par des groupes qui forment des communautés organisées autour de pratiques, comme des associations de jardiniers sur une zone déterminée ou des férus de jardinage qui se retrouvent dans des visitent de jardin, voire « ouvre [leur] jardin deux fois par an à la visite dans le cadre de Secrets de Jardins ». L'acquisition de connaissances lie aussi le jardin à des lieux de cours,

comme « le potager du Roi, à Versailles ». Ces lieux et acteurs sont associés au jardin, mais pas toujours à un élément de biodiversité particulier ou une action particulière en lien avec la biodiversité. Ces relations et échanges participent pour certains aux fonctions écologiques du jardin.

De façon plus générale, j'ai identifié trois grands groupes d'acteurs au jardin : les êtres humains, qui sont plutôt sujets d'action directement en lien avec l'habitant·e, les entités biologiques, dont les relations sont décrites parfois directement en lien avec l'habitant·e mais aussi sans lien direct, et plus généralement l'environnement (biotique et abiotique sont inclus). Ces trois grandes catégories se rapprochent de trois grands thèmes identifiés comme importants pour un individu dans les lieux auxquels il est attaché : soi, les autres (communauté humaine) et l'environnement (Gustafson2001). Clayton (2007) suggérait déjà des façons dont ces trois thèmes pouvaient être identifiés au jardin. Le thème de soi-même a été identifié dans les relations dans lesquelles l'habitant·e se place directement : actes de plantation, choix d'aménagement en faveur d'oiseaux ou plaisir d'observation de hérisson par exemple. Le thème des autres a été identifié dans les autres humains rattachés au jardin, qu'ils appartiennent au foyer ou représentent des acteurs plus ponctuels. Ce thème rappelle d'ailleurs le rôle socialisant du jardin. Le thème de l'environnement est présent dans l'espace du jardin via les entités naturelles ou lieux rattachés au jardin. Les thèmes les plus souvent mentionnés restent cependant plutôt limités à l'intérieur du jardin ou n'attribuent pas beaucoup d'importance au lieu qui pourrait être lié au jardin. D'ailleurs, à la question les interrogeant sur l'origine spatiale possible ou les mouvements des organismes qu'ils repéraient dans leur jardin, les habitant·e·s ont dans la plupart des cas répondu qu'ils et elles ne savaient pas. Quelques un·e·s fournissaient des hypothèses ou indiquaient pour des organismes précis une origine précise. Il serait bien sûr impossible de savoir pour chaque organisme ses mouvements autour du jardin mais les hypothèses formulées par certain·e·s habitant·e·s incluaient des lieux potentiels et indiquaient surtout une connaissance écologique des habitats possibles dans une zone proche et des besoins des organismes. Ces réponses restaient néanmoins rares.

La catégorie environnement peut être considérée ici dans un sens assez basique, comme ce qui entoure, et plus précisément ce qui entoure de façon proche. Les lieux plus lointains mentionnés interviennent de façon très ponctuelle : ils ont été de rares fois en lien avec le jardin, pour des changements mineurs. Une exception se trouve dans le potager du Roi à Versailles qui a constitué une source de connaissances de pratiques pour le jardin régulière pendant plusieurs années. Une

autre se trouve dans la description d'une petite partie du réseau hydrographique de la région par une habitante, qui insère son jardin dans ce réseau, avec des lieux plus ou moins éloignés et une relation continue, via l'eau, « parce qu'en fait on est entourées de bras de rivières ».

6 Des réseaux se dessinent à partir du jardin

Lieux, entités et types de relation au jardin sont diversifiés. Les lieux au dehors du jardin et les acteurs humains qui y introduisent des entités permettent de construire des liens entre le jardin et ailleurs. Au sein du jardin même, les habitant.e.s mettent en lien différentes entités. Beaucoup ne sont en lien que par deux ou trois, dans des relations par exemple trophiques ou de compétition, voir sont simplement mentionnés par l'habitant·e : « une bruyère, bon, les bruyères. Là ce sont des anémones du Japon. Ici, vous avez des arbustes d'ornement, donc le forsythia, les corêtes du Japon et je ne sais pas comment ça s'appelle, c'est du framboisier d'ornement là » ; « on a beaucoup de pies, je vais dire il y en a beaucoup ; après on a des petits rouge-gorges, des petits moineaux, des merles. On a déjà vu des geais, pic-verts, pigeons ». Il s'agit alors plutôt de la reconnaissance du jardin comme habitat pour d'autres.

Il existe cependant des formes plus complexes dans lesquelles, via des actions, l'habitant·e tisse des liens plus denses au jardin. Ces formes sont assez rares : il en apparaît une ou deux par entretien, parfois aucune. Des relations transversales qui peuvent aussi figurer des réseaux apparaissent dans certains jardins. Les habitant·e·s repèrent ainsi la relation plantes-pollinisateurs, qui a lieu dans le jardin seulement ou qui peut faire intervenir une plante distante, par exemple dans le cas d'un pommier qui n'est pas auto-fertile. Dans un autre jardin, le hérisson fait le lien entre voisins et amis et est perçu dans plusieurs facettes de sa vie : l'habitante verbalise les modifications d'habitat induites par les humains et le possible changement consécutif d'habitat du hérisson de même qu'elle indique ne pas savoir où il demeure. Elle indique quelques voies de circulation de l'animal, critique sa fainéantise dans son travail de mangeur de limaces mais indique qu'il mange ses déchets et relate un épisode où il s'est baladé dans le jardin alors que des ami·e·s y étaient aussi présents. Dans un exemple plus dense, l'entité rivière englobe le jardin, circule autour et au dessous par osmose, fait le lien avec des activités d'entretien de l'habitante et fait aussi le lien avec le réseau hydrographique de la région à plus grande échelle ainsi qu'avec les voisins via les conséquences d'inondations.

Dans ce cas-là, il serait même possible de parler de réseau dans la mesure où, via la rivière, plusieurs autres éléments sont intégrés, dont des éléments extérieurs. Dans certains jardins, des entités agrègent à elles un grand nombre de relations (voire Fig. 5.1). Par exemple des voisin·e·s interviennent dans accord sur le partage de terrain pour un potager, dans des discussions sur les pratiques au jardin, dans des échanges de graines. Au delà, ils touchent indirectement des lieux en dehors du jardin.

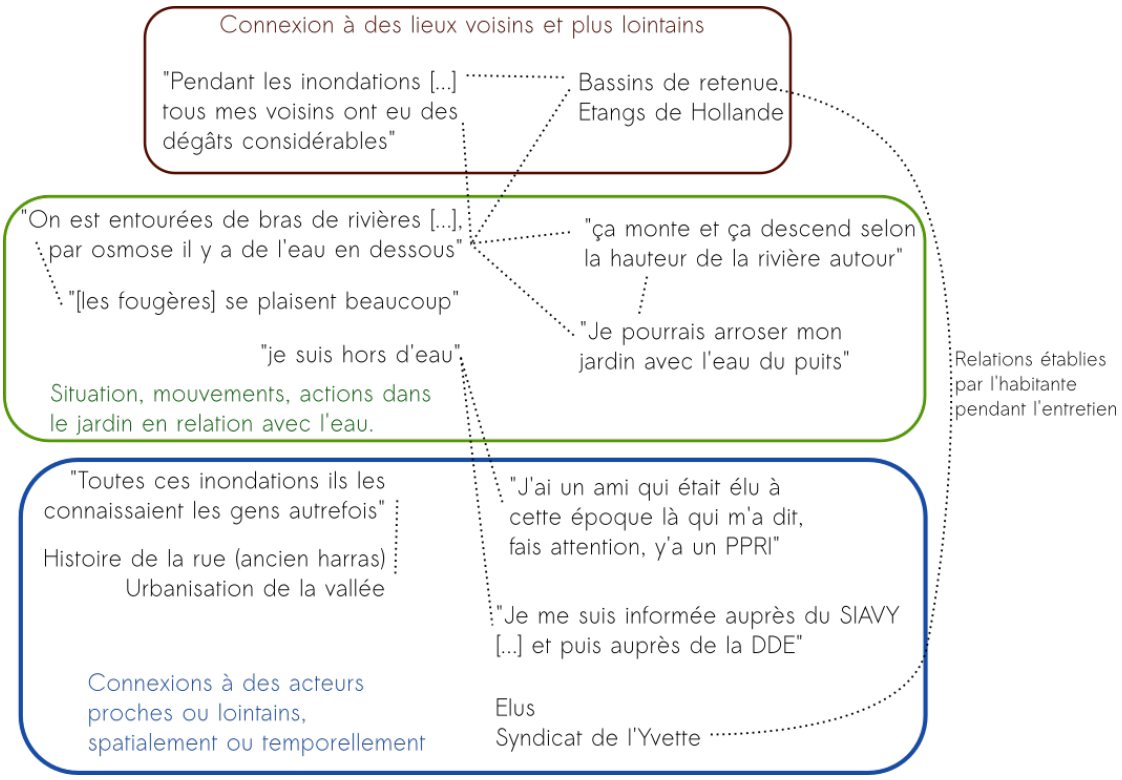


FIGURE 5.1 – Reconstruction des relations mise en places au cours de l'entretien par une enquêtée autour de l'eau.

Parmi les formes de relations décrites, certains semblent plus à même de favoriser une vue interconnectée du jardin et des interactions qui s'y jouent, et peut être par la suite, dans le contexte d'une *ecological literacy* suffisante, de prendre des décisions pertinentes au jardin par rapport aux besoins de ces organismes présents (PITMAN, 2014 ; MCBRIDE et al., 2013). Les relations transversales permettent ainsi de lier entre eux de façon cohérente une grande diversité d'acteurs et d'activités. Leur transversalité rappelle bien que l'outil du mode d'habiter doit rester un outil et que le but final est d'avoir une vision globale du jardin. Les relations agré-

gatives autour de certains éléments pourraient favoriser une pensée interconnectée du jardin mais elles pourraient aussi concentrer la pensée autour d'un élément et en oublier d'autres.
Penser un réseau à partir d'un cadre quotidien, où un bien-être est recherché, peut être difficile : dans par une enquête sur la trame verte, Cormier, Joliet et Carcaud (2012) avaient constaté que les habitant.e.s comprenaient cet outil qui vise à établir des connexions entre des habitats uniquement comme un aménagement ayant des répercussions seulement au niveau du cadre de vie.

7 Quelles transformations peut-on penser et espérer à partir du jardin habité pour la conservation ?

Il existe en milieu urbain une culture urbaine de la nature, selon le terme de Hucy (2004). Dans le jardin, la nature est rencontrée quotidiennement et cet espace contribue à la construction d'un rapport individuel à cette nature. Dans le jardin, il s'associe à un apport de connaissances, aidé par l'observation, des discussions ou des lectures. La nature rencontrée quotidiennement au jardin n'apparaît pas très liée avec la nature à l'extérieur du jardin. En ce qui concerne les entités biologiques mobiles, elles font peu l'objet de questionnements de la part des habitant·e·s une fois sorties du jardin, ou avant leur entrée dans le jardin. Les lieux extérieurs lointain n'étaient que ponctuellement rapprochés du jardin, sauf dans quelques cas. Les lieux proches semblent appartenir à un cadre quotidien : jardins des voisin·e·s, espaces naturels fréquentés au quotidien. Ces lieux sont aussi plus ou moins nommés et précis. Ceci pourrait correspondre à une évolution de la zone pratiquée d'un individu à partir de son foyer lorsqu'il s'installe : son bassin de vie a alors tendance à se recentrer dans des zones géographiques proches (Thébert et al., 2016). Un travail de Dahmus et Nelson (2014) avait constaté une faible intégration du jardin à des échelles supérieures : c'est également ce qui est visible dans ce travail. Les habitant·e·s enquêté·e·s étaient à priori déjà au courant de certaines problématiques environnementales. Cette conscience des problèmes environnementaux, si elle est présente à grande échelle, peut ne pas être corrélée à une conscience des problèmes environnementaux à échelle plus locale (Morrone, K. Mancl et K. Carr, 2001). C'est ce qui pourrait se produire ici.
Des occasions de concevoir le jardin au sein d'un ensemble plus grand existent : des

liens avec des lieux plus éloignés, à plus grande échelle sont fait et la diversité des relations identifiées par les habitant·e·s entre espèces pourrait contribuer à mettre en cohérence ces espaces avec le jardin. Cependant, ce n'est que peu le cas.
Le discours des habitant·e·s sur la biodiversité comprenait des pratiques au jardin, qui engendraient des perceptions. Celles-ci participaient à la construction de représentations, comme celles décrites sous forme de réseau. Les exemples de modification des pratiques dans une direction favorable à la biodiversité au jardin à partir des représentations étaient cependant plus rares. Les bases de modifications de pratiques au jardin étaient plutôt constituées de lectures (livres, sites internet), d'intégration de discours sur certaines espèces (les abeilles sociales notamment) ou la recherche d'une esthétique ou d'efficacité au jardin. Ceci a dans la plupart des cas mené à des changements intéressants pour la biodiversité. Ceux-ci n'étaient par contre pas particulièrement basés sur une expérience de nature quotidienne et sa remise en cohérence dans un réseau d'interdépendances.

8 Conclusion

En décrivant la biodiversité à partir du jardin, espace qu'elles habitent, les personnes enquêtées ont décrit des relations qu'elles ont élaboré avec des entités au jardin ainsi que des relations entre ces entités sur lesquelles elles ont plus ou moins de prise et de connaissances. Des autres êtres humains appartiennent aussi au réseau de relation au jardin, de même que des lieux plus ou moins distants. Le cadre spatial de l'habiter au jardin le dépasse donc. Cependant, ceci ne signifie pas que les habitant·e·s replacent leur jardin en tant qu'écosystème dans un écosystème plus large et imbriquent les questions de biodiversité aux différentes échelles spatiales. Ceci correspond aussi à des résultats obtenus dans notre travail d'exploration des définitions de la biodiversité données par des Français·s·s : peu incluaient de termes considérés comme important par l'écologie pour décrire la biodiversité, comme dynamique ou évolution (Annexe A). De même ici, la complexité spatiale de la biodiversité n'apparaît que peu.
Le jardin ne serait peut-être pas actuellement un bon point de départ pour générer une pensée systémique de la crise de la biodiversité, fondée dans des expériences quotidiennes. Il est aussi possible que des connaissances relatives à l'environnement manquent pour conceptualiser les problématiques liées à la biodiversité ainsi. Le peu d'information disponible à l'échelle locale sur l'état de la biodiversité et la communication plutôt centrée autour d'organismes phares pourraient aussi

rendre difficile la représentation de cette crise à échelle locale. Cependant, notre travail d'exploration des définitions de la biodiversité montrait aussi qu'une petite partie des définitions incluaient une référence aux liens établis avec la nature (Annexe A), rappelant la valeur relationnelle que celle-ci peut avoir (Chan et al., 2016). Partir du rapport individuel avec la nature serait donc possible, mais peut-être cela n'est-il vraiment pertinent que pour des individus ayant déjà une histoire individuelle de relation à la nature particulière.

Question de recherche & réponses apportées

Rappel de la question de recherche : Partant de la biodiversité au jardin, quelles caractéristiques de l'habiter retrouve-t-on qui pourraient être pertinente pour penser la conservation depuis le jardin ?
Elements de réponse : Les habitant·e·s des jardins domestiques connaissent des relations biotiques et abiotiques dans le jardin et elles font partie de leur mode d'habiter. Peu relient ces relations à des interdépendances écologiques à échelle spatiale plus large.

Discussion

1 Synthèse du rôle joué par les jardins domestiques **219**

1.1 Prendre des décisions dans le jardin en fonction de paramètres écologiques 221

1.2 Comment les habitant·e·s peuvent-ils prendre des décisions de façon informée ? 224

2 Origine des variables, biais possibles et conséquences pour les conclusions **227**

2.1 Particularité des données recueillies 227

2.2 Influences possibles sur les conclusions 229

3 Dans quelle mesure parler de jardin domestique est-il utile ? . . **231**

4 Le jardin comme socio-écosystème **234**

1 Synthèse du rôle joué par les jardins domestiques

Au cours de ce travail de thèse, j'ai pu constater que la littérature actuelle concernant les jardins domestiques caractérise ces derniers comme des zones participant à plusieurs fonctions environnementales et comme de potentiels refuges pour la biodiversité (Goddard, Dougill et Benton, 2010 ; D. M. Hall et al., 2017). Des caractéristiques écologiques et/ou sociales des jardins sont liées à la présence d'organismes dans les jardins, notamment à la présence en insectes pollinisateurs, les relations existantes étant variables selon les taxons. En France, les habitant·e·s interrogé·e·s, principalement en Île-de-France et appartenant plutôt au milieu des cadres, ont une connaissance de la biodiversité et des actions de conservation possibles pour la protéger (cf. Annexe A). Ceci fait partie des avancées de la France sur le chemin de l'un des objectifs d'Aïchi définit par la Convention sur la diversité biologique, celui qui indique que « By 2020, at the latest, people are aware of the values of biodiversity and the steps they can take to conserve and use it sustainably » [1]. Afin de réfléchir à la réalisation totale de cet objectif, il nous faudrait aussi comprendre dans quelle mesure la biodiversité est connue et comprise de personnes que les travaux de recherche ont habituellement du mal à mobiliser dans les enquêtes par questionnaire : les habitant·e·s du milieu rural ou les personnes de catégories socio-professionnelles moins valorisées que celle des cadres.
Le sondage Eurobaromètre de mars 2018 (Kantar Public Brussels, 2018) indique que, pour les Français·e·s en général, l'environnement n'est qu'en $8^{ème}$ position de leurs préoccupations majeures, les premières étant l'immigration puis le terrorisme. Ceci minore les conclusions apportées car bien que la connaissance du problème concernant la biodiversité existe, de même qu'une connaissance de solution, ce problème n'est peut-être pas vu comme suffisamment important par rapport à d'autres. Rappelons aussi que les objectifs d'Aïchi, tout comme les seuils d'habitats nécessaires pour la conservation des espèces, peuvent avoir deux types d'interprétation. Dans l'une, remplir ces objectifs serait considéré comme suffisant tandis que dans l'autre, les remplir serait considéré comme une première étape à prolonger. De plus, il s'agit seulement d'un objectif parmi d'autres et les connaissances des Français·e·s receuillies incluent peu d'idées aujourd'hui essentielles en écologie : dynamique, évolution de la biodiversité notamment (Sarrazin et Le-

1. https://www.cbd.int/sp/targets/, Target 1

COMTE, 2016). Ceci fait écho à un rapport récent de l'Ipof pour l'Agence française pour la biodiversité, qui rélève lui aussi que, pour les Français, la biodiversité inclut la faune, la flore, des écosystème et comprend des notions d'interdépendance mais n'est que peu associée à des notions plus complexes de l'écologie (IFOP POUR AGENCE FRANÇAISE POUR LA BIODIVERSITÉ, 2018).

La figure D1 tente de synthétiser les différents résultats obtenus au cours de ce travail de thèse en les présentant aux échelles spatiales prises en compte et en indiquant les liens identifiés entre les différents composants. Ces résultats sont rappelés et commentés dans une perspective plus large dans les sections qui suivent.

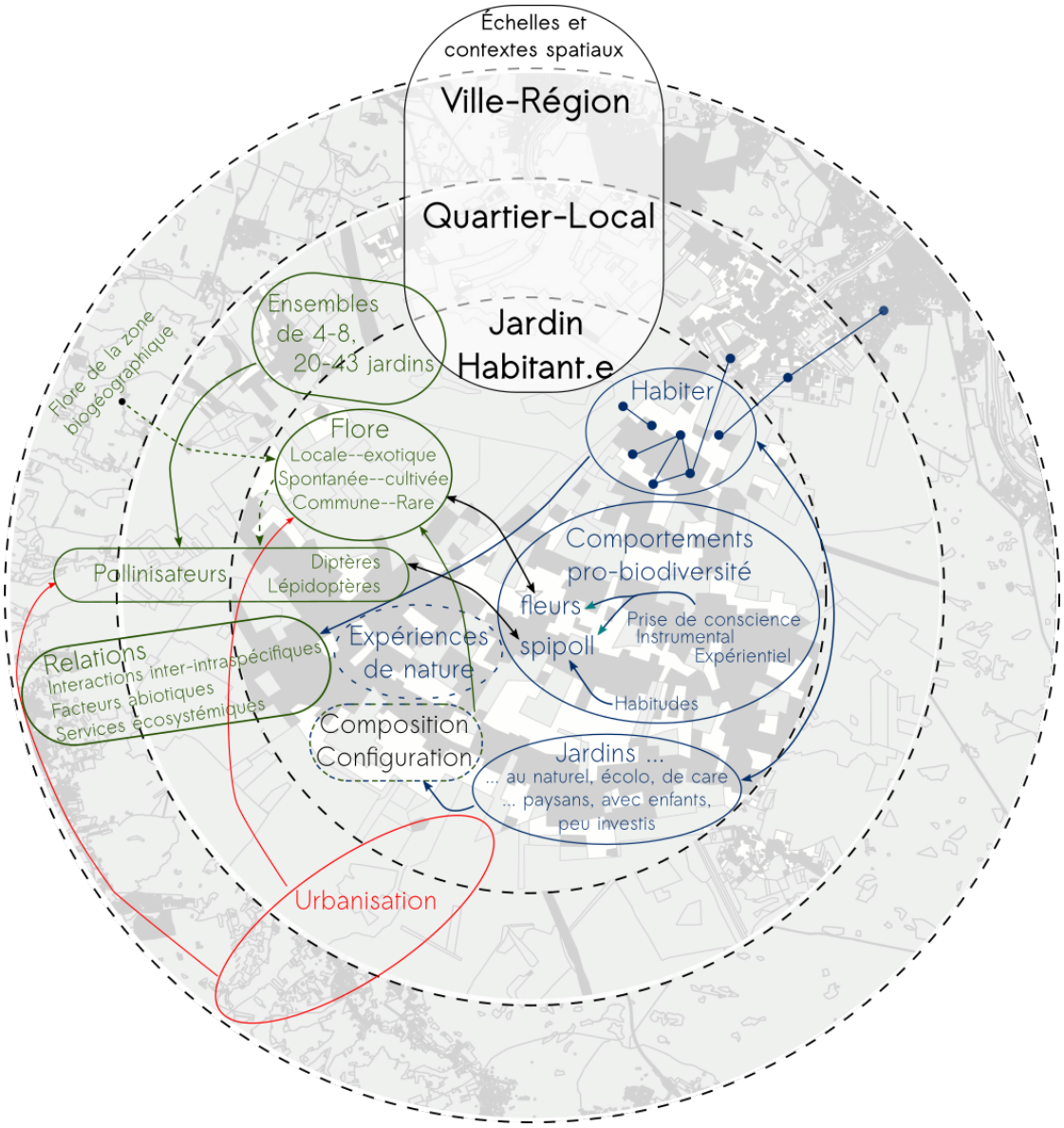


FIGURE D1 – Bilan graphique des résultats

1.1 Prendre des décisions dans le jardin en fonction de paramètres écologiques

Au sein d'une matrice urbaine, le jardin domestique, pour les insectes floricoles et pollinisateurs, semble bien être un lieu plus favorable qu'un autre (cf. chapitre 1). Un environnement constitué de jardins domestiques dans une matrice urbaine plus large accueille une diversité plus importante d'insectes pollinisateurs qu'un autre contexte, ceci à petite échelle. Cette petite échelle (50m, 100m) peut d'ailleurs être celle des habitant·e·s dans un quartier résidentiel, de plusieurs jardins mitoyens. Cette échelle est probablement aussi celle, parmi les insectes pollinisateurs, des abeilles solitaires de petite taille, dont les distances de vol sont relativement réduites (Zurbuchen et al., 2010 ; Greenleaf et al., 2007). A plus grande échelle, l'influence d'un environnement urbain prend le pas par rapport à un environnement en jardins domestiques. En termes de prises de décisions, cette échelle est plutôt celle des communes, voire d'institutions de niveau supérieur pour certaines décisions.

Ces résultats soulignent la nécessité, en écologie en général et en écologie urbaine en particulier, de s'interroger sur l'échelle spatiale à laquelle les observations et analyses sont faites (Jackson et Fahrig, 2012 ; Jackson et Fahrig, 2014). Dans le cas des pollinisateurs, il a déjà été montré que l'échelle spatiale à laquelle l'influence du paysage est la plus importante varie en fonction des taxons : en Allemagne, abeilles solitaires à petite échelle (250m - 750m) et abeilles domestiques et bourdons au délà (jusqu'à 3 km) (Steffan-Dewenter et al., 2002). Récemment, il a été proposé d'utiliser une méthode en plusieurs étapes afin d'analyser les variations de richesse en insectes pollinisateurs à la « bonne » échelle spatiale et de se détacher des classifications d'usage des sols existantes, jugées insuffisamment orientées vers les besoins réels des pollinisateurs : Samuelson et Leadbeater (2018) proposent de définir des catégories d'usage des sols en fonction des connaissances sur l'écologie et la biologie des insectes pollinisateurs, de les rassembler en des catégories d'usage des sols cohérentes via une analye en composantes principales et un processus de formation de clusters. Á partir de huit catégories initiales définies « du point de vue des pollinisateurs », qui sont les surfaces imperméables, les habitats riche en fleurs, les infrastructures domestiques, les jardins, les milieux arborés, les milieux agricoles, les milieux ouverts et les rues, une analyse en composantes principales a généré deux ou trois axes selon l'échelle spatiale (100m à 750m) qui représentaient un gradient urbain-rural, un gradient ouvert-imperméabilisé et

un gradient riche en fleurs-pauvre en fleurs, axes eux mêmes utilisés pour étudier les réponses des pollinisateurs aux différentes échelles spatiales (Samuelson et Leadbeater, 2018). Cette méthodologie serait probablement déclinable à plusieurs échelles dans le cas de l'étude des jardins privés : de l'échelle régionale à l'échelle du site ; ou permettrait d'analyser une diversité d'échelles grâce à une classification de l'usage des sols unique et pertinente pour les insectes pollinisateurs.

Dans ces deux situations, petite et grande échelles, il me semble important de retirer un message à destination des habitant·e·s. En effet, leur échelle d'action est celle de leur jardin, voire des jardins voisins par des discussions entre voisin·e·s (voir chapitre 4). Cette échelle est donc celle d'une agrégation de petites décisions (Dewaelheyns, Kerselaers et Rogge, 2016) qui génèrent de l'hétérogénéité (Kendal, N. S. Williams et K. J. Williams, 2010). Cet ensemble de décisions individuelles n'a pas toujours un effet général positif sur les organismes (Dewaelheyns, Kerselaers et Rogge, 2016) et c'est pourquoi des auteurs comme Goddard, Benton et Dougill (2010) insistent plutôt sur une compréhension par une approche paysagère de la gestion de ces espaces individuels. Dans les jardins, les habitant·e·s pourraient n'avoir de possibilité d'action à une plus grande échelle qu'en se regroupant entre voisins par des discussions ou, de façon institutionnalisée, en étant engagé·e·s dans des regroupements comme un conseil de quartier, une association, etc. Dans ces jardins et pour ces habitant·e·s à une échelle plutôt individuelle, il semblerait donc intéressant que l'accent soit mis sur les abeilles solitaires, celles qui, d'après leurs possibles déplacements, seraient à même de bénéficier pour plusieurs besoins d'un environnement de jardin favorable. De façon générale, les décisions des habitant·e·s peuvent ainsi être pensées et conseillées à l'échelle de taxons (Goddard, Dougill et Benton, 2010) et, par l'information, la multitude de décisions individuelles aux impacts incertains pourrait transformer les jardins en ressources par le jardinage individuel, comme le suggéraient Dewaelheyns, Kerselaers et Rogge (2016).

Or, si les insectes sont dans leur ensemble mal connus (cf. Introduction), les abeilles solitaires le sont probablement encore moins. Par les quelques entretiens réalisés dans les jardins et les discussions informelles au cours de diverses manifestations à caractère environnemental sur le Plateau de Saclay et autour, j'ai pu constater que les hyménoptères ne sont, dans la grande majorité, connus que par l'abeille domestique et le bourdon. La découverte d'autres abeilles suscite étonnement et surprise. Or, les petites abeilles solitaires pourraient être celles pour lesquelles un

aménagement favorable du jardin aurait le plus de sens. Non pas que les autres n'en profiteraient pas, mais elles seraient probablement plus à même d'aller chercher plus loin les ressources manquantes dans un jardin ou un ensemble de jardins. Du point de vue de la conservation de la biodiversité, diversifier la communication autour des abeilles et des pollinisateurs afin que réellement la biodiversité de ce groupe soit connue semble donc intéressant. D'autant plus que les ressources présentes au jardin sous la forme de fleurs semblent déjà nombreuses, comme montré par les travaux de Shackleton et Francis L. W. Ratnieks (2016) et R. M. Smith, K. Thompson et al. (2006) au Royaume-Uni. Fleurs exotiques et locales, si elles n'attirent peut-être pas les mêmes insectes, en même quantité (Fukase et Simons, 2016 ; Hanley, Awbi et Franco, 2014 ; Koyama et al., 2018), pourraient assurer la présence de ressources tout au long du printemps, de l'été et du début de l'automne (cf. chapitre 2).

Dans un contexte urbain qui influence la phénologie des végétaux (Neil et Wu, 2006) et celle des insectes (Harrison et Winfree, 2015), et dans un contexte de dérèglement climatique dont les effets sont eux aussi perturbants pour les organismes (Potts et al., 2010 ; Harrison et Winfree, 2015), augmenter ou améliorer la disponibilité de ressources via la gestion du jardin par des habitant·e·s pourrait faire sens. De nouveau, il ne s'agit pas de mettre de côté la flore locale et d'autres travaux seraient nécessaire pour déterminer l'impact à plus long terme de la plantation de végétaux exotiques dans des jardins. Il s'agirait notamment de comprendre si la flore variée à l'échelle du jardin, mais en densité faible, peut avoir un impact écologique à des échelles spatiales plus importantes (Goddard, Benton et Dougill, 2010). De plus, la question de la flore exotique et locale peut recevoir un traitement plus nuancé, en déterminant les caractéristiques de la flore exotique des jardins qui la rend menaçante pour la diversité florale locale, comme la superposition d'habitat, le généralisme par rapport à la pollinisation, les capacités de dispersion et de colonisation ou la tolérance aux facteurs abiotiques des villes, critères utilisés par A. L. Johnson, Fetters et Ashman (2017). Il est aussi nécessaire de considérer que les jardins, socio-écosystèmes, voient intervenir les habitant·e·s, qui permettent parfois le maintien en faible densité de végétaux autrement absents, ou en jardinant et éliminant certaines espèces, créent de la place pour d'autres (K. Thompson et al., 2003). Il s'agirait donc plutôt de comprendre plus précisément à quelles conditions et dans quel contexte la flore cultivée, rare et souvent exotique présente dans les jardins (Marco et al., 2008) constitue une ressource exploitable pour les insectes et si elle permet de fournir des ressources

étalées dans le temps dans un contexte urbain et de dérègelemnt climatique qui est celui des villes, tout en examinant son effet sur la flore locale. Je n'ai pas pu dans le présent document fournir de réponse en ce qui concerne cette hypothèse de co-occurrence entre une flore qui se maintient tout au long des saisons dans un jardin et une dynamique semblable chez les insectes. Les données que j'ai récoltées au cours de mes échantillonnages des insectes au jardin pourront permettre d'apporter des éléments de réponse à ces questions. Elles seront analysées ultérieurement.

1.2 Comment les habitant·e·s peuvent-ils prendre des décisions de façon informée ?

La conservation des insectes semble donc possible dans les jardins, plusieurs caractéristiques environnementales et écologiques la favorisant. La méconnaissance de ceux-ci, de leur diversité et des groupes d'insectes pour lesquels la diversité est la plus menacée pourrait aussi jouer dans la mise en œuvre de comportements de conservation, en participant peut-être à une attention moindre portée à ces organismes et une protection qui ne pourrait alors se faire que indirectement à partir d'autres actions, sans conscientisation (chapitre 3). La mise en place de ces comportements profiterait aussi de conditions générales favorables, conditions qui peuvent être, là aussi, déterminées à une échelle plus grande, comme des facilités d'accès à l'outil informatique dans le cas de sciences participatives 2.0 (Dias da Silva, Heaton et Millerand, 2018) ou plus généralement le temps laissé à l'investissement dans des actions dont les bénéfices pour l'objet de l'action ne sont pas immédiats, du fait du fonctionnement des écosystèmes, aux conséquences qui peuvent être différées dans le temps. Ceci constitue un point important dans une société de plus en plus soumise à des impératifs temporels durs (Harvey, 1989). Malgré ces limitations dues au contexte, la qualité d'expérience de nature directe d'actions en faveur de la biodiversité des insectes joue un rôle non négligeable dans les motivations à réaliser ces actions. Par là, mon travail participe aussi à l'argumentation en faveur de la restauration des expériences de nature (Miller, 2005 ; Clayton et al., 2017).

Les habitant·e·s des jardins qui ont été interrogé·e·s pendant mon travail entretiennent des contacts plus ou moins réguliers et intenses avec le jardin et donc ont sans doute des expériences de nature plus ou moins regulières. Ces habitant·e·s ont peu parlé des insectes lors des entretiens menés, mais la biodiversité était présente dans leur discours de façon plus générale ou par d'autres organismes. Au

sein des jardins, j'ai pu constater que cette biodiversité ou une certaine forme de biodiversité ont leur place, de même que, dans certains cas, sa conservation, voire même des questions écologiques plus larges. Les jardins ont aussi l'avantage pour quelques habitant·e·s de constituer des lieux d'expérimentation, de construction matérielle d'un monde accueillant pour la biodiversité, en parallèle de la construction d'une pensée, argumentée, autour de cette biodiversité ou de questions plus larges (chapitre 4). Dans un contexte de militantisme environnemental, des argumentaires peuvent se construire dans la confrontation et la répétition avec des personnes du même collectif (Allouche, 2015) et dans le jardin, la confrontation avec des entités de biodiversité et avec des personnes non convaincues semble aussi permettre l'élaboration d'un argumentaire.

Par la suite, il pourrait devenir possible, à partir du jardin, d'aller vers d'autres personnes, d'autres lieux ou d'autres éléments de biodiversité en dehors du lieu de base. Ces organismes ou lieux pourraient aussi être ramenés à ce lieux ou même dans ce lieu (plantations, invitations par exemple). En effet, d'autres lieux et d'autres organismes, humains ou non, sont touchés à partir du jardin. Ces interdépendances ne sont cependant perçues que à faible échelle spatiale ou pour des relations peu complexes par les habitant·e·s (chapitre 5). Dans le discours habitant, les jardins domestiques restent des espaces peu intégrés dans leur environnement spatial, c'est dire que celui-ci est peu pris en compte par les habitant·e·s dans leur discours sur le jardin au delà de ce qui correspondrait à la délimitation cadastrale de la parcelle jardin. D'autres travaux ont pu mettre en évidence que la prise en compte de l'environnement spatial peut aussi être apparent sous une forme plutôt anthropocentrée (Cormier, Joliet et Carcaud, 2012). Ces conclusions, qui présentent surtout des limitations de la prise en compte de l'aspect réseau, liens entre organismes de la biodiversité, semblent décevantes pour la conservation de la biodiversité de façon intégrée à différentes échelles spatiales. Elles posent aussi pour moi la question de l'échelle de regroupement social - individu, foyer, groupe affinitaire plus large comme une association, etc - à laquelle la mobilisation en faveur de la conservation est forte. Cela me semble entrer en résonance avec d'autres situations dans lesquelles l'attachement au territoire est vecteur de mobilisation et d'engagement, via des regroupement d'individus (Léa Sebastien, 2016).

AU delà des jardins, cela interroge aussi ce à quoi un individu a accès en termes d'information écologique. Il existe des appels pour la diffusion de cette connaissance (Jordan, Singer et al., 2009). Cependant, l'accès à l'information par l'expérience semble difficile en milieu urbain au vu de la réduction de la biodiversité

et de l'impact de l'urbanisation (chapitre 1 et 2, McKinney, 2006 ; Potts et al., 2010). Il s'agit aussi de la question de l'information que les écologues diffusent. Le champ de l'écologie urbaine est encore relativement récent (Nilon, Berkowitz et Hollweg, 1999 ; Pickett et al., 2008), de même que celui des sciences de la conservation (Soulé, 1985). Les informations issues de la sphère scientifique mettent du temps à se diffuser dans la société, où elles coexistent avec d'autres informations déjà présentes (Moscovici et Hewstone, 1984 ; Jovchelovitch, 2006). La façon dont ces informations sont diffusées n'est pas neutre : dans le cas du changement climatiques, les messages d'alerte qui jouent sur le sentiment de peur font prendre conscience de la dangerosité de la situation mais distancient aussi les récepteurs des messages de la réalité de la situation, ces derniers se sentant alors démunis (O'Neill et Nicholson-Cole, 2009).

Cette idée est reprise par un rapport de l'agence *futerra*, qui préconise d'éviter la diffusion de messages liés à la peur et de favoriser plutôt la diffusion de messages d'amour de la biodiversité associé à des idées d'actions pour impliquer le grand public (Futerra, 2010). Si ce rapport utilise l'idée que la peur n'est pas génératrice d'actions mais que l'amour peut l'être dans son argumentation, il fait reposer la description de ce qu'est l'amour pour la biodiversité en partie sur des expériences de nature riches en émotions pendant l'enfance. Or, les expériences de nature peuvent avoir une valence positive ou une valence négative (Clayton et al., 2017), ce que le rapport de *futerra* ignore. L'attribution d'une valence positive ou négative dépend de l'interprétation de l'expérience par la personne qui la fait et donc aussi d'un contexte plus large, comme nous avons aussi pu partiellement le constater dans notre étude de deux comportements pro-biodiversité (chapitre 3). En ce qui concerne la communcation, utiliser des messages de peur peut être suivi de conséquences diverses, du refus du message à l'acceptation avec action (Chappé, 2011). Cette solution doit donc être utilisée de façon mesurée : par exemple, diffuser un message de peur sans qu'il soit équipé de recommandations d'action en lequel les personnes cibles du message peuvent avoir confiance n'aura pas d'effet important (Mike Allen et Witte, 2004).

Ces travaux sur la peur ou l'amour se concentrent sur un point de vue individuel : les personnes sont les cibles des messages qui doivent changer leurs comportements. Or, si des changements de comportements sont nécessaires, ils ne peuvent souvent être réalisés que si le contexte, économique, social, culturel ou autre, le permet aussi. Il s'agit là d'une échelle supérieure à l'échelle individuelle, à laquelle il me semble nécessaire de penser aussi lorsque des réflexions sur la façon d'engager des

individus sont menées. Je propose d'ailleurs dans la section suivante de revenir sur l'origine des données utilisées dans mon travail de thèse, et notamment sur les particularités des personnes qui en sont la source : elles permettent de discuter la spécificité d'un contexte socio-économique pour le souci envers la biodiversité et sa protection.

2 Origine des variables, biais possibles et conséquences pour les conclusions

2.1 Particularité des données recueillies

Dans le cadre de ce travail j'ai mobilisé des données issues d'un programme de science participative, le Spipoll, (chapitre 1), des données récoltées dans des jardins du Plateau de Saclay et alentours (chapitres 2, 4 et 5), des données issues de questionnaires (chapitre 3) et des données d'entretiens (chapitres 4 et 5). Dans l'ensemble, même si les données utilisées couvrent plusieurs composantes de la population française, elles restent limitées. En effet, les participant·e·s aux programmes de sciences participatives sont souvent des personnes de catégories aisées, qui ont du temps de loisir disponible pour cette activité (Haklay, Mazumdar et Wardlaw, 2018 ; Selman, 2001). Les participant·e·s au Spipoll ont de grandes chances de ne pas déroger à cette statistique, dans la mesure où il s'agit aussi d'un programme qui nécessite d'avoir un appareil prenant des photos numériques ainsi qu'un moyen de télécharger ces photos donc un ordinateur et internet. Malgré la diffusion des nouvelles technologies et leur emploi par une grande partie de la population, ces conditions restent spécifiques et contraignantes dans la mesure où elles sont requises à plusieurs étapes dans le cadre d'un protocole finalement dense pour un·e participant·e. L'usage de nouvelles technologies peut exclure des personnes qui n'arrivent pas ou ne souhaitent pas les utiliser (Mullen et Allison, 1999). De plus, même si la clé d'identification utilise un langage simplifié par rapport aux termes scientifiques d'entomologie, son utilisation nécessite une certaine familiarité avec un processus de décision par choix successifs, avec observation minutieuse. Ainsi, si elle peut permettre d'augmenter les connaissances de participant·e·s en leur offrant une opportunité de se renseigner sur des détails de ces insectes, elle peut au même moment rebuter une autre partie des individus, moins familiers avec cette démarche assez formelle (Dozieres, 2016).

J'ai eu l'occasion de décrire les habitant·e·s dont les jardins ont servi de base aux relevés botaniques et qui ont été pour certain·e·s inclus dans l'étude par entretiens. J'ai fait le choix dans mon travail d'analyse de la variété florale (chapitre 2) de ne pas inclure l'utilisation de produits chimiques d'entretien au jardin. En effet, suite au passage dans les jardins, je m'étais aperçue que les habitant·e·s étaient pour la plupart déjà suffisamment sensibilisés sur ce sujet pour utiliser très peu de produits. Cette variable ne me semblait donc pas être suffiamment discriminante pour être incluse alors que je n'étais passée que dans 30 jardins. Plus généralement, les habitant·e· forment un sous-ensemble de la population française relativement homogène : cadres, professions intermédiaires ou retraité·e·s issu·e·s de ces deux catégories. Ceci n'est pas incohérent au vu de la population qui habite sur le Plateau de Saclay et autour, population qui rassemble beaucoup de cadres (voir la description du terrain au chapitre 2 et la Fig. **??**). Par ailleurs, mon travail se faisant dans des jardins domestiques, ceci implique la propriété ou la location d'une maison. Sur la zone d'étude, cela excluait donc de fait des zones d'habitat collectif de villes comme les Ulis.

La question de la diversité sociale et culturelle des habitant·e·s s'est posée assez rapidement à moi, notamment via une habitante qui a fait partie des personnes recrutées assez tôt. Cette habitante m'avait fait la remarque que, dans le cadre de mon travail, il serait intéressant de pouvoir aussi visiter des jardins de foyers de catégories socio-économique différentes, notamment des employé·e·s ou des ouvrier·e·s. Elle m'avait alors indiqué qu'elle pourrait proposer à la maison voisine, où au moins un adulte était ouvrier. Cela n'a finalement pas abouti et fait partie d'un ensemble plus large d'essais pour tenter de toucher d'autres personnes. De façon générale, j'ai, dans le cadre de ce travail, identifié plusieurs limites à l'entrée en contact avec un public plus diversifié. Ces limites sont la difficulté d'accès à des moyens de diffusion qui toucheront pour de bon ces personnes, la difficulté de localisation des zones habitées pas ces personnes (pour une écologue qui n'est pas habituée à travailler avec des supports qui auraient pu me donner des indications), la difficulté d'accès depuis l'université de ces zones lorsqu'elles étaient localisées, le manque de temps lors du recrutement de terrain. Ceci est à mettre en perspective avec les biais géographiques existants dans les études en écologie urbaine, biais vers des pays aux salaires plutôt élevés : 81% des études y sont faites (Evers et al., 2018).

Dans le cas des questionnaires, une réflexion similaire peut être menée. En effet, la diffusion des questionnaires s'est beaucoup faite via des contacts du laboratoire,

c'est-à-dire des personnes autour de questions d'environnement et d'écologie. J'ai essayé de diversifier les participant·e·s, notamment en diffusant le questionnaire via un petit stand dans un centre commercial de Viroflay (au nord de la zone d'étude). Les personnes abordées dans ce cadre étaient moins au courant des questions de biodiversité que celles abordées dans le cadre du même stand dans des manifestations à caractère environnemental sur le Plateau de Saclay. Cependant, cela n'a sans doute pas suffit à diversifier réellement les répondant·e·s. Je n'ai dans ce cas pas réussi à identifier une bonne stratégie pour entrer en contact avec eux.

2.2 Influences possibles sur les conclusions

La spécificité des données décrites n'invalide pas le travail réalisé. Dans le cas des analyses écologiques j'ai pris soin d'utiliser les variables pour lesquelles un intervalle de valeurs suffisant était couvert. Les effets identifiés sont donc bien valides. Il ne m'est cependant pas possible de généraliser les résultats à tous les cas de figures. Par exemple, je n'ai pas pu prendre en compte l'usage des produits chimiques au jardin. Nous nous étions laissées la possibilité de prendre en compte des effets de seuil dans l'analyse à l'échelle de l'Île-de-France mais une démarche de ce type ne pouvait pas être mise en place dans le cas des analyses à l'échelle des sites jardins. Je peux donc conclure sur des tendances générales, d'ailleurs en cohérence avec la littérature actuelle (cf. chapitre 2 et 1).
Les habitant·e·s dont les jardins ont été inclus dans l'analyse et qui ont participé aux entretiens sont des personnes qui ont déjà des ressources pour réfléchir à cette question de la biodiversité. Sans que cela se traduise forcément par des aménagements importants au jardin ou des entretiens dans lesquelles de nombreuses actions pro-biodiversité sont énumérées, ceci participe à un contexte général dans lequel la question peut être posée et pensée. En effet, dans le cas de populations moins favorisées, la question de la biodiversité pourrait peut-être apparaître moins importante au regard d'autres questions de bien-être plus immédiat. Ou, sans être moins importante, elle pourrait aussi apparaître sous un autre jour. Dans le cadre de la nutrition, des personnes pauvres indiquaient une honte à ne pouvoir fournir une nourriture estampillée comme saine par les normes (légumes variés, etc.) à leur famille, bien que connaissant la norme, voire reconnaissant sa pertinence (Ramel et Boissonnat, 2018). Des processus similaires pourraient être à l'œuvre dans le cas de la biodiversité, pour laquelle les messages de protection sont maintenant

véhiculés (Maris, 2016 ; Mauz et Granjou, 2010 mais aussi Legagneux et al., 2018). Dans un cas d'étude longitudinal, à Baltimore, la couche sociale et le salaire ne déterminaient pas toujours la perception des problèmes écologiques (Pickett et al., 2008). De même, une étude à l'échelle mondiale concluait que la richesse nationale n'était que rarement en corrélation avec le souci environnemental (Riley E Dunlap et Mertig, 1995). Complèter les analyses par l'inclusion de ces personnes pourrait donc enrichir les interprétation et conclusions.

Les recommandations qui peuvent découler des chapitres sont aussi à nuancer, en fonction des caractéristiques connues de la population sur laquelle les données reposent. Le chapitre 1 notamment tendait à montrer que certains taxons gagneraient à être l'objet de recommandations plus précises. Cependant, ces recommandations pourraient n'atteindre que des personnes correspondant au profil de participant·e·s aux sciences participatives ou de processus participatifs autres : éduquées, suffisamment aisées, d'âge moyen (Haklay, Mazumdar et Wardlaw, 2018 ; Selman, 2001). Les habitant·e·s des maisons en Île-de-France (en tant que résidences principales) représentent en 1990 une proportion de 26% des cadres, 21,7% des professions intermédiaires, 11,3% des employés et 33,5% des ouvriers (Berger, 2004). Les cadres s'installent plus particulièrement dans le sud-ouest de la région, en restant proches de Paris (moins de 30km) et le Nord de l'Essonne fait partie des régions où ils se sont installés de façon privilégiée, notamment en raison de la connexion à Paris via le RER B (Berger, 2004). Il est ainsi cohérent que, dans une zone d'étude comme l'Essonne, les cadres soient une population facilement rencontrée. Les conclusions tirées de mon travail de thèse ont donc une pertinence en Essonne. Cependant, il est nécessaire de garder à l'esprit que ces habitant·e·s ne représentent qu'une proportion des propriétaires de maisons et que les recommandations formulées devraient aussi pouvoir toucher les autres habitant·e·s. Les résultats présentés dans ce travail ne semblent donc permettre de conclure que pour un groupe de personnes spécifiques : il s'agit de personnes françaises, habitant en maison avec jardin, d'un niveau socio-professionnel moyen à haut et pour une part déjà sensibilisées aux problématiques environnementales. Cependant, au vu des remarques précédentes concernant les personnes de couches sociales moins favorisées, qui prennent aussi en compte cette biodiversité, ces conclusions pourraient peut-être s'étendre. Décrire ces limites permet de proposer d'autres voies de recherche qui s'attacheraient à combler les manques grâce à d'autres stratégies de récolte de données notamment (stratification des répondants aux questionnaires plus efficace, investissement dans la recherche d'enquêtés par exemple).

3 Dans quelle mesure parler de jardin domestique est-il utile ?

J'ai pu dans l'introduction montrer en quoi les jardins domestiques sont considérés comme des objets dignes d'intérêt en écologie urbaine et surtout comme des refuges possibles pour la biodiversité. Dans le même temps, les jardins domestiques sont des surfaces potentiellement fragmentées (R. Mathieu, Freeman et Aryal, 2007) et cette fragmentation peut être considérée comme limitante pour la conservation (Poiré et Di Pietro, 2018). Sont alors opposés aux jardins domestiques les jardins familiaux ou partagés, qui représentent des surfaces contiguës de gestion homogène plus importantes. Ces jardins sont aussi des lieux favorables à la biodiversité en ville (par exemple Matteson, Ascher et al., 2008). L'effet positif des surfaces en jardins domestiques jusqu'à 100m seulement du point de relevé identifié dans le chapitre 1 reflète peut-être en partie leur fragmentation, la dispersion des surfaces de jardins augmentant probablement au delà de 100m en sortant de l'échelle de zones résidentielles. Néanmoins, être dans un jardin a un effet positif sur la richesse en insectes, indépendamment des échelles spatiales (chapitre 1) et il serait donc nécessaire de mieux comprendre quelle est la fragmentation de ces espaces et comment elle impacte la richesse en insectes pollinisateurs et en d'autres organismes.

La gestion des jardins domestiques est soumise à moins de règles et appartient à un domaine privé. Au contraire, les jardins partagés, familiaux ou les jardins publics sont eux plus intégrés dans l'action publique, qui peut alors imposer des mesures spécifiques de protection de la biodiversité. Ainsi, même si mon travail permet de formuler des conseils et donne des indications pour la gestion (par exemple sur la cohabitation entre flore cultivée et spontanée), leur mise en application dans ces zones privées pose question. S'il n'existe pas de contraintes dans les jardins domestiques à suivre des recommandations en faveur de la biodiversité, l'évolution des pratiques des habitant·e·s repose uniquement sur des choix individuels, à priori liés à des caractéristiques individuelles et un contexte, comme ceux que nous avons discutés au chapitre 3. Selon la façon dont ces pratiques peuvent être intégrées, via de la mise à disposition d'information par exemple, elles peuvent mener à une gestion du jardin comme ressources via les multiples activités de jardinage individuelles ou à des effets négatifs où prédomine une « tyrannie des décisions individuelles » (Dewaelheyns, Kerselaers et Rogge, 2016).

Le concept de tyrannie des décisions individuelles a d'abord été développé dans le

champ de l'économie et traduit l'idée que des décisions prises par des individus, qui maximisent leur bien-être personnel, une fois agrégées, n'auront pas forcément un effet positif aux échelles spatiales et temporelles supérieures à celles de décisions de l'individu seul (Kahn, 1966). Dans le cadre de l'écologie, cela pourrait s'apparenter à une tragédie de communs si l'espace pour lequel les décisions sont prises est de nature publique. Plus largement, le concept de tyrannie des décisions individuelles a été utilisé pour parler de comportements plus variés et notamment dans le cas des décisions individuelles liées aux problèmes environnementaux (Odum, 1982). R. H. Thompson (2004) propose ainsi l'exemple de l'aménagement des pelouses aux Etats-Unis dans les milieux résidentiels pour présenter la tyrannie des décisions individuelles : l'ensemble des pelouses des Etats-Unis, chacune gérée individuellement par un propriétaire, représente 63 milions d'hectares et ces pelouses sont des zones peu complexes alors que la complexité des habitats est généralement associée à une biodiversité plus importante ; elles sont aussi des zones d'utilisation importante de produits chimiques et la séquestration du carbone y est réduite.

Les pratiques au jardin ont aussi un effet dans les jardins familiaux ou partagés (Torres, Nadot et A.-C. Prévot, 2017), même s'ils sont soumis à plus de régulations. Les régulations peuvent elles-mêmes être mises en place ou surveillées dans leur application par des gestionnaires aux attitudes diverses face à la biodiversité, notamment la biodiversité spontanée (Poiré et Di Pietro, 2018). Les parcs urbains publics seraient peut-être des espaces dans lesquels des régulations issues de recommandations de recherche pourraient le plus efficacement être mises en place car ils seraient gérés de façon uniforme par une municipalité. Cependant, cela pourrait se faire au détriment d'une compréhension du public visitant ces jardins, comme cela peut être le cas de mesure de gestion différenciée, qui résultent en une appréciation négative d'un espace où les « mauvaises herbes » pousseraient (Menozzi, 2007), ou de la mise en place des trames vertes qui sont principalement comprises en termes de cadre de vie par des personnes intérrogées en France (Cormier, Joliet et Carcaud, 2012). De plus, les jardins partagés, familiaux ou les parcs publics accueillent eux aussi, en partie selon leur localisation, des populations qui ne sont pas complètement représentatives de la population française, dont les individus ont des appréciations et représentations personnelles de la nature diverses.

Prendre pour sujet les jardins domestiques permet de toucher un espace difficile d'accès mais dans lequel de nombreux aménagements sont possibles, avec une diversification de la gestion profitant potentiellement aux insectes pollinisateurs et

à la biodiversité de façon générale (Muratet et Benoit Fontaine, 2015 ; Kendal, N. S. Williams et K. J. Williams, 2010). Le jardin domestique ne semble cependant pas être le lieu où tout est possible pour la biodiversité des insectes pollinisateurs. Des contraintes spatiales, notamment l'urbanisation, ainsi que des contraintes des habitant·e·s, telles que connaissances des insectes, disponibilité en temps ou représentation limitée du jardin comme système écologique intégré dans une matrice paysagère, restreignent ses capacités à favoriser la biodiversité. Néanmoins, il reste un espace de rencontres avec la nature et favorise tout de même une certaine biodiversité en insectes pollinisateurs, qui y disposent aussi de ressources. Plutôt que le voir comme un espace porteur de l'entièreté d'une démarche de conservation de la biodiversité, il est plus pertinent de l'aborder comme un espace complémentaire à d'autres. Cette conclusion ne surprendra pas dans le cadre d'un travail en écologie, qui a conscience des interdépendances au sein de la biosphère. Du côté des habitant·e·s, la démarche de conservation pourrait sans doute être complétée à d'autres échelles : il est possible que à partir de perturbations sur l'espace incluant le jardin domestique, des réactions individuelles et locales se fédèrent en des réactions collectives et incluent un espace plus grand (Léa Sebastien, 2016). J. Bennett (2016) proposait d'ailleurs, en réponse aux problèmes engendré par la tyrannie des décisions individuelles, d'utiliser une approche plus holiste des problèmes environnementaux, tout en reconnaissant que le système actuel concentre le pouvoir entre les mains d'une « classe capitaliste transnationnale » (Sklair, 2002). De ce fait, les appels à plus de holisme, plus de représentations collectives d'individus (J. Bennett, 2016), plus de transfert de connaissances entre habitant·e·s et aménageurs dans les milieux résidentiels (Grose, 2010) ou un développement des sciences participatives comme moyen de générer des prises de décisions communes (Cooper et al., 2007) se font au sein d'un système biaisé. Je l'ai déjà abordé au sein de la section précédente par la critique de la représentativité de la population dont sont issues les données de travail de cette thèse, notamment les données de science participative. Les jardins domestiques, s'ils ne semblent pas des endroits où poser directement la question de la protection de la biodiversité sera le plus efficace, permettent en revanche de se demander comment cette question doit être amenée de telle sorte qu'elle apparaisse légitime et pertinente aux yeux des habitant·e·s et ne soit pas de la gestion de type *top-down* aux mains d'une classe spécifique.

J'ai aussi pu observer que les résultats de mon travail m'ont plusieurs fois amenée à faire référence à l'intendance écologique. Plus particulièrement, il me semble que l'intendance qui serait décrite par les conclusions de ce travail est l'inten-

dance transformative, telle que décrite par Raphaël Mathevet, Bousquet et C. M. Raymond (2018) comme reposant sur la connaissance d'interdépendances écologiques et sociales organisées en réseau. Cette intendance transformative est caractérisée par des dimensions imaginative, c'est à dire que les problèmes environnementaux sont considérés comme des opprotunités pour redéfinir la société, et radicale, c'est à dire que les changements à faire sont grands et fondamentaux (Raphaël Mathevet, Bousquet et C. M. Raymond, 2018, Dryzek, 2013, cité par Raphaël Mathevet, Bousquet et C. M. Raymond, 2018). La description plus complète de l'intendance transformative inclut une considération des entités dans des systèmes sociaux et écologiques, des systèmes complexes et considèrent les humains avec le contexte social, économique et politique auquel ils appartiennent. Sa vision des interactions entre humains et nature respecte la pluralité des conceptions ainsi que les problèmes de gouvernance et les acteurs sont des humains, certains plus conscients de la crise écologique que d'autres, et des acteurs collectifs, auxquels on reconnaît des motivations diverses. Or, mes conclusions précédentes mettaient en avant des contraintes écologiques et humaines imbriquées, des réactions individuelles qui peuvent être fédérées en réactions collectives et la prise en compte de contextes socio-économiques, entre autres. Raphaël Mathevet, Bousquet et C. M. Raymond (2018) distinguent d'autres types d'intendances, qui se différencient par le degré de changement qu'elles mettraient en œuvre (changements limités ou importants) et l'échelle de la société qui changerait (individuelle ou générale). Plusieurs types d'intendances pourraient être utilisées au sein d'un même projet en fonction du but souhaité et de l'échelle spatiale et sociale à laquelle se situe l'action plus particulière liée à l'intendance (Raphaël Mathevet, Bousquet et C. M. Raymond, 2018). Dans la mesure où un des problèmes souligné dans la gestion des socio-écosystèmes concerne le décalage entre l'échelle à laquelle les processus sont gérés et l'échelle écologique à laquelle ces processus ont lieu (*scale mismatches*, G. S. Cumming, D. H. Cumming et Charles L Redman, 2006), il serait intéressant de comprendre comment, dans des jardins domestiques et autour, différents types d'intendance pourraient être mobilisés par différents acteurs dans le contexte de la conservation de la biodiversité.

4 Le jardin comme socio-écosystème

La notion d'écologie urbaine apparaissait dans les années 1960 (Nilon, Berkowitz et Hollweg, 1999) et aujourd'hui, penser les villes comme des socio-

écosystèmes est encouragé afin de prendre en compte la multiplicité des déterminants de la biodiversité et de sa dynamique dans ces lieux (Grimm, J. M. Grove et al., 2008). Je me suis placée dans une perspective assez générale concernant les socio-écosystèmes, sans choisir un rattachement particulier à l'un des cadres conceptuels passés en revue par Pulver et al. (2018). La distinction entre ces cadres conceptuels se fait en fonction de leurs buts : gestion, analyse des dynamiques et fonctions, analyse de services écosystémiques, diagnotic lié aux ressources, analyse de vulnérabilité, analyse d'interactions locales. Je suis plutôt restée dans une perspective générale, pour ne pas bloquer des voies quant aux questions qui pouvaient être formulées ou les stratégies d'analyse à adopter.

En me plaçant dans cette perspective générale du jardin comme socio-écosystème (Goddard, Dougill et Benton, 2010), j'ai formulé des questions de recherche et des hypothèses de travail qui incluent des dimensions variées du jardin domestique. Dans plusieurs cas, j'ai pu traiter de l'influence conjointe de facteurs environnementaux et humains, importante à considérer dans ces système aussi nommés systèmes couplés humains - nature (J. Liu, Dietz, Carpenter, Alberti et al., 2007 ; J. Liu, Dietz, Carpenter, Folke et al., 2007 ; Jiquan Chen et Y. Liu, 2014 ; J. Chen, 2015). La cooccurrence de ces influences humaines et environnementales n'a pas été toujours mise en évidence dans mon travail (cf. chapitre 2 notamment). Au niveau individuel, le mode d'habiter avait pour but de penser les interrelations entre un lieu, les actions sur ce lieu et les modifications dynamiques du lieu.

Nous avons traité la diversité des échelles spatiales pour en tirer des conclusions à plusieurs niveaux, en mettant notamment en évidence la structure hiérarchique de certains effets (chapitre 1, Goddard, Dougill et Benton, 2010) et l'importance de l'expérience locale dans la détermination de comportements (chapitre 2). Les échelles temporelles ont été peu abordées à cause de la limite temporelle de la réalisation du travail de thèse mais elles sont présentes via l'étude de l'urbanisation et se traduisent aussi dans les discours habitants qui incluent pour une part l'histoire du jardin. Les rétroactions et interrelations sont complexes et difficiles à mettre en évidence. Dans ce travail, obtenir un résultat sur une interrelation entre deux phénomènes, écologique et social, ouvrait le champ à de nombreuses autres questions, notamment sur la dynamique des phénomènes et les relations de cause à effet.

Le socio-écosystème est donc une notion intéressante pour faire penser des relations de telle sorte que les champs disciplinaires se croisent. Cependant, définir

simplement un compartiment social et un compartiment écologique rend ces deux entités un peu fourre-tout. Détailler les compartiments sociaux et écologiques, comme le proposaient Cook, S. J. Hall et K. L. Larson (2012) ou Goddard, Dougill et Benton (2010) aide à mieux appréhender la diversité de ces objets. Le jardin est quant à lui à l'intersection de processus d'aménagement (urbanisation, McKinney, 2006, quartiers résidentiels, Cameron et al., 2012, chapitre 1) décidés par des humains en fonction d'un territoire géographique et de contraintes physiques, de processus sociaux (organisation du temps dans la société, Harvey, 1989, chapitre 3, chapitre 4), de structures liée à la culture (sentiment et valeurs associées aux insectes, Kellert, 1993, chapitre 5), de dynamiques climatiques (saisonnalité, dérèglement climatique, Neil et Wu, 2006, chapitre 2), de dynamiques écologiques (ressources et relations inter-spécifiques plantes-pollinisateurs, R. M. Smith, Warren et al., 2006 ; R. M. Smith et al., 2006, chapitre 2), de structures géographiques (occupation du sol, R. Mathieu, Freeman et Aryal, 2007, chapitre 1, chapitre 2), etc.

Il est donc aussi possible, et nécessaire, à partir de la diversité de petits composants regroupés par le cadre socio-écosystème, de sortir d'une pensée par composants, plus ou moins disciplinaire, pour penser un objet en soi. Il me semble que c'est bien à une transversalité dans l'approche que ce cadre fait appel. Cependant, du fait des structurations disciplinaires de la recherche et des contraintes plus pratiques de la façon dont les recherches sont diffusées (articles dans des revues disciplinaires par exemple), il apparaît aujourd'hui difficile de travailler entièrement un objet tel que le jardin domestique. C'est aussi stimulant puisque qu'une voie pour y arriver consiste en la coopération au sein d'une équipe (probablement disciplinaire) et entre équipes (interdisciplinaire).

Perspectives et conclusion

Je proposais au début de ce travail de considérer le jardin comme socio-écosystème et d'en tirer les conséquences : il ne peut pas être abordé que par une entrée unique, sans considération pour les autres. Plus qu'un choix méthodologique de début de thèse, il s'agissait d'une constatation par la pratique du travail de thèse de la nécessité de me tourner vers des outils et des concepts autres que ceux que j'avais déjà en ma possession de par ma formation d'écologue. En accueillant ce que me proposait, en quelque sorte, ce socio-écosystème, j'ai pu faire se répondre différentes parties de mon travail et apporter des compléments à certaines grâce à d'autres. Une conclusion que j'en tire est que, pour la protection des insectes pollinisateurs, le socio-écosystème joue sur plusieurs échelles spatiales (faible échelle et effet de l'environnement jardin prédominant *vs.* grande échelle et effet de l'environnement urbain prédominant ; échelle du jardin mais aussi des réseaux de relations autour), plusieurs échelles d'acteurs (individus habitant·e·s, décideurs au niveau de la commune, etc.), plusieurs échelles temporelles (installation à long terme d'un jardin peu perturbé ou aménagement sur une saison de la flore). Ceci n'est pas surprenant puisque la littérature définit le socio-écosystème comme comprenant ces échelles et bien d'autres caractéristiques. Cependant, dans le cas des jardins, il s'agit maintenant pour moi de notions travaillées et même incarnées puisque je me suis rendue sur le terrain, ai vu insectes et fleurs et ai entendu les habitant·e·s.
Choisir d'aborder un sujet par plusieurs angles et tenter d'apporter des éléments de réflexion dans ces différents cadres est source d'avantages et d'inconvénients. Avantages d'ouverture et de découverte ainsi que satisfaction de réussir à comprendre quelques points d'un objet sous plusieurs facettes. Désavantages d'avoir l'impression de ne réaliser que des moitiés, ou moins, de travail, par rapport à ce que pourraient permettre les outils des différentes disciplines mobilisés. Les perspectives que je propose découlent de cette dernière impression et tentent de croiser plusieurs des conclusions des chapitres de ce travail de thèse.

1 Les expériences de nature

L'organisation du jardin et les choix des habitant·e·s ont des influences sur les ressources florales, de même que la présence de divers éléments de biodiversité au jardin guide sans doute les façons de se représenter la biodiversité et d'agir des habitant·e·s. Le jardin est un lieu qui offre la possibilité d'avoir des expériences de nature qui peuvent aussi influencer des comportements. Dans le cas des insectes, les expériences de nature dépendent aussi probablement des connaissances et connotations associées à ceux-ci. Or, ils sont peu connus et l'association avec des sentiments plus ou moins positifs dépend du type d'insecte : piqûres et morsures pour certains comme les moustiques (Barrow, 2002 ; Shepardson, 2002 ; Lemelin et al., 2017) ou production de miel et utilité pour l'abeille domestique (Barrow, 2002 ; Kellert, 1993). La rencontre avec un insecte au jardin pourrait ainsi être une expérience de nature négative ou positive (au sens de Clayton et al., 2017) en fonction de ces paramètres mais aussi d'autres, comme par exemple le temps disponible pour la rencontre (cf. chapitre 3). Que l'expérience soit positive ou négative, elle peut devenir transformative, c'est à dire être intégrée à un cycle de résilience socio-écologique.

Le concept de résilience socio-écologique est lié au concept de socio-écosystème dans la mesure où ils ont tous les deux été développés dans le contexte de l'intégration croissante d'échelles spatiales et temporelles et de la prise en compte des systèmes complexes (Folke, 2006). La résilience décrite par Folke (2006) est traduite par un modèle de cycle qui décrit la dynamique d'un système par quatre phases : (1) des périodes de changements importants, (2) des périodes de stabilité qui sont aussi caractérisées par une faible souplesse des agencements alors en place, (3) des périodes de réajustement et d'effondrement et (4) des périodes de renouveau et ré-organisation (Folke, 2006). Les concepts d'écologie trouvent leur place dans cette description, comme celui de perturbation qui peut aussi définir les phases de réajustements et d'effondrement.

Sans en faire un modèle qui doit s'appliquer à tout, ce modèle de résilience socio-écologique peut néanmoins aider à penser la place de l'expérience de nature au jardin, au vu des différents résultats rassemblés au cours de cette thèse. Il peut surtout permettre de réfléchir à sa possible transformabilité en vue de la conservation de la biodiversité. L'expérience de nature qui entre dans un cycle de résilience aurait la possibilité d'être reprise ou reconsidérée au vu d'autres situations. Cela lui donnerait ainsi la possibilité d'être transformative. En restant bloquée à une

étape du cycle, comme ce pourrait être le cas d'expériences négatives qui brisent des conceptions mais ne sont pas suivies par des re-créations, cette expérience ne pourrait en revanche pas être rattachée à d'autres, remise en contexte d'une histoire de vie plus large. J'ai pu montrer au cours de cette thèse que les rencontres avec les insectes dans le jardin vont être médiées par un contexte écologique mais vont aussi se faire dans un contexte de connaissances plus ou moins étendues sur la biodiversité ainsi que dans un cadre d'un mode d'habiter qui inclut des relations à échelles spatiales plus ou moins grandes.

En définissant l'habiter et en commentant les résultats trouvés autour de ce concept dans le chapitre 5 j'ai introduit la notion de « culture de la nature », notion élaborée par N. Mathieu (2016b) et qui indique un ensemble de représentations qui donne un cadre à l'acte d'habiter. Cette culture de la nature influence ainsi les différentes facettes des pratiques liées à l'habiter. Au vu de cette définition, il semble possible de dire qu'elle fournit aussi un cadre aux expériences de nature.

Regarder le jardin dans le cadre de la résilience donne des outils pour se questionner sur la transformabilité d'expériences de nature des insectes pollinisateurs vers leur protection ou la conservation de la biodiversité de façon plus générale. Dans l'idée d'une évolution des représentations de la biodiversité et de sa compréhension via des rencontres avec elle et le schéma de résilience, la réorganisation suite à une expérience de nature du système demanderait qu'une partie des liens au sein du jardin se ré-arrangent. Au cours de ce travail de thèse les liens décrits comprennent des influences de niveaux spatiaux supérieurs sur des nivaux spatiaux inférieurs (urbanisation sur le jardin par exemple) ou au sein d'un niveau spatial (au niveau du site par exemple). Du côté des habitant·e·s, j'ai constaté que leur représentation de niveaux spatiaux supérieurs à partir du jardin est peu présente. Des liens qui partent du compartiment social du socio-écosystème vers les niveaux spatiaux plus hauts du compartiment écologique et du compartiment social seraient donc à chercher. Dans la situation telle que comprise dans mon travail, une partie des liens serait faible : un ré-arrangement est-il alors possible et en quoi résulterait-il ? Plus généralement, mon travail participe à indiquer quelques liens dans ces arrangements complexes, à prendre en compte et pour les insectes et pour les personnes qui rencontrent ces insectes. D'autres resteraient à identifier et questionner.

2 Le collectif

Les liens du socio-écosystème jardin non étudiés dans cette thèse sont, entre autres, ceux entre individus dans la sphère sociale. Dans la mesure où des effets écologiques sur les insectes pollinisateurs ont été identifiés à des échelles spatiales qui dépassent une habitation, peut-être serait-il aussi intéressant de comprendre s'il est possible pour des habitant·e·s de faire collectif à partir des jardins. Dans mon travail, j'ai identifié des opportunités de sortir du lieu du jardin pour parler à d'autres. Les jardins peuvent faire l'objet de mouvements collectifs lorsqu'ils sont menacés : l'expression NIMBY, *Not In My BackYard* prend racine dans ce lieu. Elle ne rend cependant pas bien compte de la dimension collective insérée dans la société que ces mouvements peuvent alors porter : beaucoup ne sont pas seulement des mouvements de protestation pour la préservation d'un espace privé délimité, mais des critiques d'un système plus global dont les conséquences portent sur des espaces privés, mais pas uniquement (Des plumes dans le goudron, 2018). Les jardins, de part les liens que les habitant·e·s et les autres êtres vivants qui le peuplent entretiennent, peuvent-ils former des ensembles intégrés, où l'on se penserait comme participant à quelque chose de plus grand, au delà de la simple propriété privée ?
Cette question, pour laquelle je n'ai pas vraiment de piste, me semble intéressante à discuter car elle constitue un parallèle avec les réseaux sociaux-écologiques. Penser le collectif à partir des jardins aurait probablement des effets pour la conservation. Dans le cas des pollinisateurs, j'ai montré que l'échelle de quelques jardins au sein du milieu résidentiel était pertinente pour l'action individuelle des habitant·e·s en faveur des abeilles solitaires (chapitre 1). Penser cette action en coordination avec les voisin·e·s pourrait être un début de formation de collectif et structurerait un habitat pour les abeilles. De quelle échelle spatiale de structuration entre habitant·e·s peut-on partir afin de définir des actions sur la nature qui auront un effet à des échelles spatiales pertinentes pour la conservation ?

3 Liens entre les jardins : intégrer les lieux dans le paysage

Les liens discutés pour la formation d'un collectif peuvent trouver un parallèle au niveau des jardins et de l'ensemble résidentiel. Ces jardins ont été décris

comme morcelés (R. Mathieu, Freeman et Aryal, 2007) et leurs modes de gestions peuvent être assez différents d'un jardin à l'autre (Kendal, N. S. Williams et K. J. Williams, 2010). Même si j'ai pu identifier dans le cadre de cette thèse des effets positifs des surfaces des jardins sur une mesure de richesse en insectes pollinisateurs (chapitre 2) et que ces surfaces regrouperaient plusieurs jardins, je n'ai pas d'indications plus précises. J'ai pris en compte des paramètres de configuration à l'échelle du site jardin mais n'ai pas eu l'occasion de la faire à l'échelle d'un ensemble résidentiel. Ce type de travail a été effectué pour les espaces verts associés aux lieux de travail (Serret et al., 2014) et pourrait aussi être réalisé pour les jardins domestiques. Ceci nécessiterait un travail de cartographie. Dans la mesure où les études sur les jardins privés et le milieu résidentiel sont encore peu nombreuses (Cameron et al., 2012 ; Cook, S. J. Hall et K. L. Larson, 2012) mais sont appelées par les chercheurs et les chercheuses qui s'intéressent à cet objet et au milieu urbain (Goddard, Dougill et Benton, 2010), une étude approfondie d'un espace résidentiel sur une zone géographique pertinente semblerait un bon début pour poser les jalons d'une compréhension fine des dynamiques écologiques et des processus fonctionnels dans les jardins domestiques en tant que tels et en tant qu'intégrés à une matrice urbaine. Cette approche qui considère le milieu résidentiel comme une mosaïque d'espaces pourrait aussi permettre de mieux comprendre comment les décisions à échelels individuelle dans les jardins sont intégrées à échelle spatiale plus large et quels sont les effets qu'elles produisent (Aronson et al., 2017).

Suite à une analyse de la structure des jardins dans des espaces résidentiels, une analyse de leur fonction serait alors elle aussi possible à cette échelle, via par exemple des outils de connectivité fonctionnelle. Il s'agirait alors de faire des hypothèses (1) sur les ressources contenues par les différents jardins sur la base de mesures ou de résultats connus de la littérature (dans le cas de mon travail, je donne des indications au chapitre 2), (2) sur les déplacements des insectes, à nouveau sur la base de la littérature (par exemple Zurbuchen et al., 2010 ou Greenleaf et al., 2007) ou via des expérimentations. Ceci pourrait permettre un premier travail caractérisant la connectivité fonctionnelle entre ces espaces et leurs apports respectifs en fonction d'autres paramètres à définir, comme par exemple la naturalité du jardin, le degré d'usage de produits chimiques et les impacts de ceux-ci sur les insectes pollinisateurs.

Ceci pourrait aussi compléter l'analyse réalisée sur les ressources en fleurs en prenant en compte la dispersion dans le paysage des ressources formées par les

fleurs exotiques, rares mais maintenues par les habitant·e·s : équivaut-elle à de la fragmentation ou serait-ce plutôt un mécanisme de complémentarité ? Les fleurs exotiques pourraient ne pas être en densité suffisante pour constituer une réelle ressource (Goddard, Benton et Dougill, 2010) ou avoir des capacités de dispersion importantes et être alors un danger pour la flore locale (A. L. Johnson, Fetters et Ashman, 2017).
Ces prolongations du travail contribueraient aussi à la caractérisation de l'urbanisation comme changement global, en temps que processus de changement d'occupation des sols.

4 Retour à l'échelle du site pour des liens fonctionnels dans le jardin

Dans un jardin, un réseau d'interactions existe entre fleurs et insectes. Ces réseaux fonctionnels, bien étudiés dans d'autres écosystèmes comme les agro-écosystèmes, seraient intéressants à caractériser dans les jardins. Ils offriraient une autre vue sur l'utilisation par les insectes des ressources florales du jardin, notamment exotiques et locales. De plus, ils pourraient constituer un moyen de comparer différents jardins, par des métriques générales des réseaux. Des liens pourraient ainsi être proposés entre d'une part l'entretien, la composition et la configuration du jardin et d'autres part le réseau hébergé entre fleurs et insectes pollinisateurs. Il serait aussi possible d'inclure des mesures caractérisant les habitant·e·s de ces jardins.
De plus, j'ai analysé dans mon travail à l'échelle des jardins (chapitre 2) des données de présence / absence et non pas d'abondance ou de pourcentages de recouvrement du jardin par les différentes fleurs. Par conséquent, je peux montrer qu'une fleur est présente et participe à la diversité florale au jardin et faire des hypothèses sur un renouvellement des ressources sur cette base, mais je ne suis pas en mesure de dire si ces ressources sont en effet présentes en des quantités et densités telles qu'elles puissent satisfaire les insectes pollinisateurs (Goddard, Benton et Dougill, 2010 ; Kendal, N. S. Williams et K. J. Williams, 2010). Je n'ai pas collecté de données d'abondance dans la mesure où ma présence dans le jardin était déjà relativement longue, compte tenu des autres données à collecter. Parmi ces autres donénes, j'ai notamment relevé la présence des fleurs dans les différents espaces du jardin mentionnés sur les plans des jardins établis. Ceci établit un lien entre

composition et configuration. De plus, ceci peut permettre d'estimer l'intensité de la présence des différentes espèces (sans remplacer des données d'abondance cependant) et correspondait à une question de répartition des espèces en fonction du type d'espace au jardin (potager, pelouse, massif fleuri, etc) qu'il sera possible de traiter par la suite.

Deuxièmement, une approche fonctionnelle de la diversité florale qui prend appui sur des traits fonctionnels des plantes en relation notamment avec la pollinisation et l'adaptation au milieu urbain aurait été tout à fait pertinente et intéressante. Cependant, j'étais en présence d'une flore en partie horticole pour laquelle les bases de données existantes (TRY ou Bioflore par exemple) ne recensent peu ou pas les traits fonctionnels. Un travail de mesure de ces traits serait à faire, qui dépassait largement le cadre de cette thèse. Cette question reste tout de même un axe de recherche potentiel, qu'il me semblerait tout à fait pertinent d'emprunter.

Enfin, en mêlant un travail de recensement des jardins dans le paysage via une cartographie et un travail de recensement des ressources florales dans ces jardins, il serait aussi possible d'envisager réaliser, à l'échelle d'un quartier résidentiel, une cartographie des ressoures offertes aux insectes pollinisateurs. Ce travail avait été réalisé par Hicks et al. (2016) à l'échelle du Royaume-Uni et grâce à des valeurs de ressources en nectar et pollen mesurées et prédites. Ce travail à l'échelle des jardins domestiques serait à mettre en place et offirait aussi plus de possibiltiés à une analyse de connectivité.

Suite à ces propositions diverses de perspectives, je peux conclure qu'il reste beaucoup à faire autour du socio-écosystème jardin. Je n'ai pu au cours de cette thèse explorer qu'une partie des échelles et qu'une partie des processus impliqués dans le fonctionnement et la structure de ces jardins domestiques. J'ai choisi, en partant d'un niveau paysager, à l'échelle de la région Île-de-France, de passer ensuite au niveau des sites jardins domestiques, puis au niveau des habitant·e·s même. Ceci m'a poussée à mobiliser des disciplines différentes et a été particulièrement enrichissant. Poursuivre la réflexion dans la direction d'échelles spatiales croissantes (parmi la diversité des poursuite possibles) mènerait probablement à rencontrer encore d'autres champs disciplinaires, comme peut-être la climatologie pour aborder des aspects des changements globaux ou les sciences politiques pour réfléchir à l'implémentation de politiques publiques en lien avec la conservation de la biodiversité dans les jardins.

Dans ce travail de thèse, la rencontre de plusieurs champs disciplinaires m'a aussi menée à remarquer que des idées proches sont exprimées sous des concepts aux noms différents selon les disciplines [2]. J'ai essayé de faire des liens entre ces concepts en proposant une façon de rapporcher habiter (plutôt mobilisé par la géographie) et expériences de nature (plutôt mobilisées par la psychologie de la conservation) par exemple. De façon générale, la confrontation de ces concepts a été pour moi plutôt inspirante dans la mesure où ceux que j'ai rencontrés n'étaient pas strictement similaires : ils ont donc chacun apporté à ma réflexion et leur confrontation m'a semblé synergique.

Par cette expérience, je pense finalement avoir réussi, au moins en partie, à répondre au défi fixé par l'étude d'un objet comme le jardin domestique et ses habitant·e·s. De plus, il me semble essentiel de conserver cette approche qui correspond à la définition d'interdisciplinaire, pour les apports à l'objet d'étude qu'elle permet mais aussi pour l'enrichissement scientifique et intellectuel personnel.

2. Ceci n'est pas propre à ce travail, d'autres doctorants en interdisciplinarité autour de moi ont pu faire le même constat

Annexes

Annexe A

French citizen are defining biodiversity ... similarly to institutions, grounded in academia, and progressively addressing the crisis

Objectifs de l'article

- Donner un aperçu de la diversité des conceptions de la biodiversité
- Faire le lien entre compréhension de la biodiversité et caractéristiques individuelles
- S'étonner de la mention spontanée d'actions de conservation de la biodiversité
- Discuter de la progression dans les objectifs d'Aïchi

Le chapitre présent est issu d'un travail de groupe qui a rassemblé six doctorant·e·s et post-doctorant·e·s ainsi qu'une des encadrantes de cette thèse. Il a été l'occasion de mener une analyse collaborative d'un matériau qui consistait en le rassemblement de plusieurs matériaux, tirant partie de points communs. Ceci a permis à notre groupe d'expérimenter une certaine forme de travail, autonome par rapport à nos encadrant malgré leur présence dans le processus.
Le manuscrit sera soumis à *Biological Conservation*[1].

1. https ://www.journals.elsevier.com/biological-conservation

Manuscrit : French citizen are defining biodiversity ... similarly to institutions, grounded in academia, and progressively addressing the crisis

Marine Levé, Agathe Colléony, Pauline Conversy, Ana-Cristina Torre, Minh-Xuan Truong, Carole Vuillot and Anne-Caroline Prévot

Abstract Biodiversity is on-going a major crisis. Institutions, in lauching initiatives tackling the issues, are using and diffusing the term biodiversity and a related expert knowledge about it. These messages may influence individuals in their understanding and awareness about biodiversity, which s also related to their sociodemographic background and their connection with nature. To address collectively the biodiversity crisis, it is important that actors understand each other. Here, we focused on citizens' knowledge of biodiversity and assessed the convergences and divergences of definitions given by 1209 French citizens in regard to an institutional expert one. We also payed attention to the specificities of their definition, whether in accordance to an expert one or not. First, we used a hypothetico-deductive approach and showed an overall congruence with institutional definitions, younger people giving definitions more similar to institutions' ones than older people. Then, we used an inductive approach in order to grasp the diversity of given definitions : beside a common basis of biodiversity representation around species, ecosystems and diversity, we showed a large richness of individual representations. Overall, two major dimensions for biodiversity definitions emerged : descriptions, echoing institutional definitions, and actions, referring to biodiversity conservation. Some definitions appealed to more appropriate interactions with nature and few referred to evolutionary and dynamic processes in spite of their importance in conservation biology. What could be a gap between institutions and society may also be a richness where to anchor conservation research in a bottom-up dynamic process of knowledge sharing.

Keywords : biodiversity understanding ; citizens ; biodiversity protection ; experience of nature

1 Introduction

Biodiversity is currently experiencing a major crisis, which reaches also humanity. The scientific community has been mobilized for long in addressing this crisis, notably through conservation biology (Soulé, 1985) and conservation social science (N. J. Bennett et al., 2017). Out of their labs, more than 15000 scientists cosigned in December 2017 a call to humanity for protecting biodiversity (Ripple et al., 2017). International initiatives have been also trying for long to address this crisis, from the Rio Earth Summit in 1992 to the current Strategic Plan for Biodiversity (2011-2020) designed by the United Nations' Convention for Biological Diversity (CBD). This strategic plan has been declined at regional (e.g. Europe) and national levels (e.g. France). At more local levels, initiatives are also increasingly flourishing, such as the installation of so-called "bee hostels" in some cities, aiming at providing habitats for a diversity of Hymenopteras, with variable results (MacIvor et Packer, 2015), or the multiplication of pollinator-friendly flowers in garden centres, aiming at sustaining the diversity of pollinators, and which have variable attractivity levels for these insects (Garbuzov, Alton et F. L. Ratnieks, 2017).

These institutional texts and declarations use the same term, « biodiversity ». The CBD defines biodiversity as « the variety of life on Earth. It includes all organisms, species and populations ; the genetic variation among them ; and their complex assemblages of communities and ecosystems » (`https://www.cbd.int/2011-2020/about/biodiversity`). The European Commission defines biodiversity as « the variety of life on Earth. It refers not just to species but also to ecosystems and differences in genes within a single species » (`http://ec.europa.eu/environment/nature/biodiversity/intro/index_en.htm`). It also underlines its decline and species extinctions. The 2016 French law dealing with biodiversity protection, defines biodiversity as the « variability of living organisms from all origins, including terrestrial, marine and other aquatic ecosystems, as well as ecological complex they belong to. It encompasses diversity within species and between species, ecosystem diversity and interactions between living organisms » (Assemblée Nationale, 2016). Those three institutional definitions include many similar terms (i.e. diversity, species, ecosystem, life and complex/assemblages). Scientific or academic bodies are also producing knowledge and definitions of biodiversity (e.g. Sarrazin et Lecomte, 2016 ; Primack, 2014. These definitions include the institutional ones, but go beyond by considering the biodiversity as a dynamic process, both

at long time scale (through evolution) and short term scale (through ecological dynamics).

Besides in the academic and institutional spheres, the term « biodiversity » has spread in the society. For instance, the number of articles referring to biodiversity in the French national mass-media « Le Monde » dramatically increased in 2010 and remained at a high level afterwards. At European level, the number of people aware of this notion increased in the last years (European Commission, 2014). Besides this general trend, knowledge and awareness about biodiversity remain highly variables between individuals (see for instance Arjen E Buijs et al., 2008). At the European level, the declarative level of knowledge of this term varies according to gender and occupation (European Commission, 2014). In Switzerland, a strong effect of age on the definition of biodiversity was found among both adults and children, younger individuals being less likely to have never come across the term biodiversity (Lindemann-Matthies et Bose, 2008). Individual history toward nature has also been shown to impact people's knowledge of biodiversity : Brossard, Lewenstein et Bonney (2005) showed that people interested in birds and that volunteered to a citizen science program on birds increase their knowledge on bird biology ; Cox et Gaston (2015) showed that one's knowledge of garden bird names is correlated with one's connectedness with nature ; Pilgrim, D. Smith et J. Pretty (2007) showed that British people that go walking in nature more often know more local species than people who do not. Awareness of conservation issues is also highly variable, depending on individual and social factors. For instance, women tend to pay more attention to environmental issues (Mohai, 1992). People who have experienced nature, either as a child or as an adult, are also more prone to be concerned by conservation issues (Chawla, 1998 ; Chawla et Cushing, 2007 ; Soga, Gaston et al., 2016 ; Wells et Lekies, 2006). A. C. Prévot et al. (2018) showed recently for instance than French adults that are involved in local activities in relation to biodiversity in their routine life know more about biodiversity and conservation issues than people who are not.

Despite these variations in its understanding, the concept of biodiversity is an object of communication between political spheres (at international and national levels), scientific communities and the rest of the society. To address collectively the biodiversity crisis, it is important that all these spheres understand each other. Mutual understanding among different individuals or social groups is encouraged when these persons or groups share mental models or social representations (Ar-

jen E. Buijs, 2009). Mental models are cognitive frameworks that people use to understand and interpret the world (Biggs et al., 2011) ; social representations are socially elaborated and shared knowledge that participates to a social group construction (Moscovici, 1961). It is therefore important to assess the convergences and divergences in the definitions of biodiversity between the different spheres. In other words, do citizens understand biodiversity the way that institutions propose them to ? What about the scientific definitions ? And what else ?

A recent work by Moss, Jensen et Gusset (2015) focused on assessing the understanding of CBD's definition of biodiversity for people encountered in zoos. In their study, they chose a reference definition among all the collected ones, judged as the closest to an institutional definition, i.e. referring to diversity, life animals and plants species. Then, they ranked the level of biodiversity understanding by the people sked compared to this reference definition. Overall, 75% of the 5661 definitions collected in this survey were somehow close to this reference definition (Moss, Jensen et Gusset, 2015).

Using the proposed definition framing of (Moss, Jensen et Gusset, 2015), we explored French citizens' definitions of biodiversity. We hypothesized that people give definitions of biodiversity that are close to awareness messages they are exposed to, i.e. institutional definitions. We therefore assessed the convergence between definitions given by the citizens and institutional definitions, i.e., referring to diversity, life animals and plants species. Based on the literature, we hypothesized that people with an individual history close to nature defined biodiversity in a more detailed manner than people who have not, because they could have experienced nature more regularly. To test this hypothesis, we compared the biodiversity definitions of people that grew up or currently live in the countryside or sub-urban areas, with those of city-dwellers. Moreover, based on published results on the effects of gender, age and stage in the educational path to biodiversity knowledge, we hypothesized that women, young people and students were more likely to provide definitions closer to institutional ones than other people.

Our quantitative assessment of the convergence of citizens' definitions to institutional one allowed us to test these hypotheses. However, it was a reductive approach regarding the actual diversity of definitions given by citizens and it did not allow us to access to this diversity of understanding. Thus, we paired this hypothetical-deductive approach with an inductive approach, using an analysis of definitions' content. This approach revealed high potential for sharing and co-constructing

knowledge on biodiversity conservation among scientists, institutions and citizens.

2 Method

2.1 Survey design

We collected biodiversity definitions from 1209 French citizens across 6 years, by pooling data belonging to ten different questionnaire surveys. These surveys were all conducted by the same research team working in the French National Museum of Natural History, and explored components of human relationship to nature from different perspectives. They all included the same specific questions regarding the respondent's own definition of biodiversity, the respondents' age, gender, current and childhood living place as well as their individual history toward nature. Details on each survey can be found in Table A.1. All surveys were administered in France, to French speaking respondents. Participants remained anonymous, no personal information allowing identification was recorded. Participants were informed that data were collected only for research purposes. The process respected the ethical standards required by the French National Commission of Computing and Liberties (`https://www.cnil.fr/fr/respecter-les-droits-des-personnes`).

2.2 Questionnaires design

2.2.1 Biodiversity definition

All surveys asked respondents to give their definition of biodiversity in an open-question, using the formulation « How would you define biodiversity ? ».

2.2.2 Inidividual history toward nature

We assessed the individual history toward nature by using two proxies, as following : First, we assessed the declared level of rurality of the childhood living place in a 5-point scale with the following categories from 1 to 5 : big city, medium city, small city, village, and hamlet, i.e. a small settlement in a rural place usually set around a farming building. We used this information as a proxy for individual histories toward nature, as we considered that people who grew up in rural places were more likely to be in contact with nature than people who grew up in urban environments.
Secondly, we used a derived version of the Inclusion of Nature in Self (INS, Paul W.

TABLE A.1 – Description of questionnaires surveys.

Subset	**Sample size**	**Targeted public**	**Method**	**Number of questions**	**Number of definition's question**	**Sampling period**
A, parks	108	Visitors of 3 Parisian parks	face-to-face	15	#10	2016
B, zoo	167	Parisian zoo visitors	face-to-face	20-21	#4 - #8	2010 (N=135) and 2015 (N=32)
C, French1	393	French citizens	self-administred (online or paper survey)	25	#16	2015
D, South Parisian1	152	Inhabitants south of Paris	self-administred (online or paper survey)	23	#6	2016
E, French2	310	French citizens	self-administred (online or paper survey)	36	#6	2016
F, South Parisian2	79	Inhabitants south of Paris, near the Fontainebleau forest	face-to-face	30	#7	2016

SCHULTZ, 2001) in a 5-points scale. This scale provides a set of five overlapping circles labeled "nature" and "self". People were asked to choose the assemblage that defines best their relation to nature. Data were coded from 1 for the less overlapping

circles to 5 for the completely overlapping circles (Supplementary Figure A.1).

2.2.3 Socio-demographic variables

We also recorded age and gender. Depending on the survey, age was assessed by year of birth or age categories. We therefore homogenized the data using seven age categories (18-25 ; 26-30 ; 31-40 ; 41-50 ; 51-60 ; 61-70 ; over 70 years old). Because our surveys were biased toward students, we distinguished students from other socio-professional categories whenever the information was available. We refer to this as a variable « student/non-student » hereafter.

2.3 Hypothetical-deductive part of analyses

2.3.1 Congruence of citizens' definitions with insitutional definition

We evaluated the extent to which people's definitions of biodiversity were close to the institutional one by using the same reference and the same scoring system as Moss, Jensen et Gusset (2015). As such, we assessed a score in a 5-point scale that we called « Institutional proximity index » (IPI, see Table A.2). In order to check the consistency of this categorization process, three of the authors (A.C.T., P.C., M.L.) coded the same random sample of 80 definitions. Inter-reliability was over 0.75 (0.89) and was considered excellent (Cicchetti, 1994). M.L. coded all the remaining dataset.

Table A.2 – Characteristics associated to definitions' IPI scoaring (adapted form Moss, Jensen et Gusset (2014)

Score	Definitions characteristics
1	Inaccurate, too vague to indicate accurate knowledge.
2	Some accurate descriptions and some inaccurate ones.
3	Positive evidence, mention of biological objects or concepts related to biodiversity (e.g. species), no details.
4	Accurate descriptions, mention of animals or plants but not both, vague but accurate descriptions (e.g. variety of species on Earth).
5	No inaccurate elements, mention of both animals and plants

2.3.2 Statistical analyses

We used ordinal models (package ordinal for R, Christensen, 2018) to test the relationship between IPI and individual factors : INS, rurality of childhood living place, gender, age and student/non-student.We included the data subset as fixed effect, subset C (French citizens 1) being the reference factor. We also included an interaction term between age and survey subset, as well as between student variable and survey subset. We accounted for this because of a partial knowledge of sampled respondents in each subset, one having been targeting more students than others.
More specifically, we first checked for the influence of the student variable compared to the age variable, both variables being correlated (χ^2=595.06, df=6, p<0.001). We first used the portion of the dataset in which student variable was available in order to fit the model with both age and student variables, along with the other variables. If the student variable had no significant effect, we fitted the model without it and using the full dataset.

2.4 Inductive analyses

2.4.1 Definitions' content analyses

We reduced conjugated verbs to infinitives, plural nouns to singular forms. We identified articles, conjunctions and other grammatical operative words, and excluded them from our final set of words. We therefore obtained a set of nouns, proper nouns, infinitive verbs, adverbs and adjectives.
We then calculated the number of definitions in which each term of this set appeared. Among these terms, we highlighted terms which belong also to institutional definitions, as well as terms which specifically referred to academic definitions, i.e. biodiversity dynamics and evolution.

2.4.2 Inductive categorization of definitions and statistical modeling

Reading of citizens' definitions leads to propose a categorization in three groups. Groups were assessed and discussed by all authors for relevance. They are defined as follows :

— Group 1 : definitions that referred to ecological description of the biodiversity and to perceptions with terms such as « importance », « harmony »,« beauty »

— Group 2 : definitions that referred to actions related to biodiversity, either in general, with terms such as « conservation », « preservation », or to specific actions

— Group 3 : others, i.e. definitions that did not refer to biodiversity

In order to check for consistency of the categorization process, three of the author (A.C.P., C.V. and M.L.) coded the same random sample of 50 definitions. Inter-reliability was over 0.75 (0.83) and was considered excellent (Cicchetti, 1994). A.C.P. coded all the remaining dataset.

We used generalized linear models (package lme4 for R, Bates, Sadler, Grundy et al., 2014)with logit link (binomial family) to test the relationship between the proportion of the first two groups of definitions and the folowwing individual factors : INS, childhood experience of nature, gender, age and student/non-student variable. We included the data subset as fixed effect, subset C (French citizens 1) being the reference factor.

All statistical analyses were performed using R (R Core Team, 2018).

3 Results

3.1 Dataset description

The overall dataset included 61.4% of women and the most represented age class was the 18-25 years old one (34.0%). We did not find any significant difference between the different surveys for the declared rurality level of the childhood living place or for gender (χ^2=25.25, df=20, p-value=0.19, and χ^2=7.684, df=5, p-value=0.17, respectively). However, age distributions differed between the surveys (χ^2=587.19, df=30, p-value<0.001), as well as the students/non-student distribution, when we had the information (χ^2=272.88, df=3, p-value<0.001).

3.2 Degree of convergence of citizen' definitions with institutional one, in relation to individual factors

The Institutional Proximity Index (IPI) mostly obtained was 3 (34.8% of the dataset definitions). IPI was significantly related to age of respondents : older respondents tended to provide definition that are less congruent with the institutional definition (Table A.3). IPI was not significantly related to gender and

individual history toward nature (INS, rurality of childhood living places).

TABLE A.3 – Estimates and p-values for IPI ordinal model (N=1190). Interactions terms were not significant and are not shown ; feminine gender and C survey are references factors for categorical data.

Dependent variable	**Estimate +/- SD**	**p-value**[a]
Age	-0.23 +/- 0.068	0.0006***
INS	-	0.53
Childhood living plance	-	0.26
Gender (masculine)	-	0.83
Subset A	-	0.53
Subset B	-1.32 +/- 0.41	0.0011**
Subset D	-0.93 +/- 0.35	0.009**
Subset E	-	0.59
Subset F	-2.2 +/- 0.69	0.0012**

[a] Significance codes : * : <0.05 ; ** : <0.01 ; *** : <0.001.

3.3 Definitions' core, diversity and appearance of academic biological terms

Definitions given by respondents included 13.5 words on average. The full set of definitions provided 1065 different words, i.e. nouns, proper nouns, adjectives, adverbs or infinitive verbs. Out of this total, 57% were only mentioned by a single respondent, and 1% (i.e. 11 terms) was used by more than 100 respondents. Most of these 11 terms echoed the institutional definition with terms like "species", "living", "diversity" or "ecosystem". Others belong to the scientific vocabulary, like "fauna" and "flora". The term "species" was the most reported, with more than 50% of the respondents using it in their definition (Table A.4).

TABLE A.4 – Estimates and p-values for IPI ordinal model (N=1190). Interactions terms were not significant and are not shown ; feminine gender and C survey are references factors for categorical data.

Word (French word)	**Number of definitions with this word (%)**	**Examples**
Species (Espèce)	522 (43.1)	"All species, living beings in their environment, their interactions" ; "Preserving species"
Living[a] (Vivant)	356 (29.4)	"Several living systems which coexist, by natural link" ; "Diversity of living organisms, of habitats, genes"
Diversity (Diversité)	304 (25.1)	"Diversity of animal, plant and mineral species" ; "What we eat, the diversity which comes with it"
All (Ensemble)	214 (17.7)	"All animals, nature and humans ; what lives on Earth" ; "All nature"
Ecosystem (Écosystème)	170 (14.0)	"It is an ecosystem with relationships inter species" ; "An ecosystem to protect"
Animal (Animal)	169 (14.0)	"Cohabitation of high number of species (animal, plant, fungi, etc.) in a place, with equilibrium in resources sharing" ; "The quantity of animal and plant species"
Plant (Végétal)	159 (13.1)	"A mix of several species (animal or plants) which manage to live together !" ; "Quantity but also, and firstly, quality of species (animal, plant, etc.) constituting an ecosystem"
Nature (Nature)	148 (12.2)	"Numerous plant and nature essences" ; "Balance man-nature ; to have a right place"
Being (Être)	102 (8.4)	"All beings who live in nature" ; "Diversity of landscapes, number of different living beings (qualitatively and quantitatively) in a given area"
Fauna (Faune)	102 (8.4)	"To preserve the multiplicity of species (fauna and flora) in their natural habitat" ; "Diversity fauna flora"
Flora (Flore)	102 (8.4)	"Fauna, flora as well as the environment they live in" ; "To favor fauna and flora diversity in order to get a natural balance, without synthetic additions"

[a] The word « living »has been separated from the phrase « living being ».

Among the 1209 definitions, only 7 included the term “dynamics” and only 19 included the terms “evolution” or “evolutionary”. More specifically, 4 out of the 7 definitions with “dynamics” referred to both dynamics and evolution. Only 1 referred to selective processes, and it was one of the 7 above-mentioned definitions (see Supplementary material Table A.2). We noticed that definitions sometimes referred to terms linked to ecological processes : 24 definitions mentioned the term “balance” and 85 are mentioning “interactions”. We found six definitions referring to ecosystem service : 2 mentioned the “beauty” of biodiversity, 4 mentioned “services”.

3.4 Definitions’ categorization and relation to individual factors

We found that 965 (80%) definitions provided were descriptive (846 definitions) or related to perceptions about biodiversity (119 definitions). Definitions referring to actions accounted for 224 definitions (18.5%). We were not able to classify 1.5% definitions out of the total. Among definitions related to actions, we found 29 definitions mentioning precise actions : 14 referring to agricultural changes, 6 referring to individual connection with nature and 9 mentioning consumption behavior.
We found that non-students were significantly more prone to give definitions related to conservation actions (Table A.5). However, this did not significantly vary with gender, age and individual history toward nature (INS, rurality of childhood living places).

4 Discussion

In this study, we explored the convergence between definitions of biodiversity provided by the institutions, the academics and the rest of the society. We combined two approaches without favouring one or the other : through the IPI, we assessed the diffusion of an expert institutional knowledge toward the society ; through an inductive categorization, we assessed local knowledge of lay people. Indeed, expert institutional knowledge and local knowledge coexist within society, interact with each other and take part in concepts definition (Moscovici et Hewstone, 1984 ; Jovchelovitch, 2006).

TABLE A.5 – Estimates and p-values for the proportions of definitions related to an action (categorization group 2), according to the tested dependent variables (N=902). Only significant interaction terms are shown ; feminine gender, non-student category and C survey are references factors for categorical data.

Dependent variable	**Estimate +/- SD**	**p-value**[a]
Age	-	0.50
Student (student)	-1.9+/-0.99	0.049*
INS	-	0.11
Childhood living place	-	0.74
Gender (masculine)	-	0.51
Subset E	-1.6+/-0.78	0.037*
Subset E :age class	0.50+/-0.19	0.007**

[a] Significance codes : * : <0.05 ; ** : <0.01 ; *** : <0.001.

4.1 Citizens collectively define biodiversity closely to institutions

Our study revealed that 11 words were employed by more than 100 respondents each, on a total of 1065 different words. This points toward a common basis of biodiversity representation among respondents. Concepts such as species, ecosystems, and diversity are part of this common representation. The notion of interactions between elements of biodiversity is also present (even if less abundant), with 85 definitions including words referring to it. These mostly shared terms make the collected definitions quite close to the definitions used by non-academic institutions (e.g, CDB, European Union regulation and the French law), which underline the diversity of individuals, species, and ecosystems, together with interactions and ecological networks. We hardly found comparative studies to refer to in the literature. However, Arjen E. BUIJS et ELANDS (2013) explored the social representations of nature in a group of 364 Dutch lay people, whom they asked to associate up to 5 free words to the term “nature”. Some of the most often associated terms to the concept of nature in interviewed people were “animals” (50% of their re-

spondents), tree/forest (37%), plants (22%), everything living (10%) and meadows (10%). In Chili, Cerda et Bidegain (2017) explored the representations of biodiversity in 45 people from different social groups in a Biosphere Reserve ; they found that "all the groups of respondents thought that biodiversity has something to do with the diversity of animals and plants" (p. 206). Similarly, in a study with focus-groups in Scotland, Fischer et Young (2007) found that both experts and non-experts in natural history "perceived and appreciated the diversity in their surrounding" (p.274).

Eighty percent of the collected definitions corresponded to a description or a perception of biodiversity (Group 1 in the results section). This high proportion is encouraging, regarding the fulfillment of the current Strategic Plan for Biodiversity of the CBD and the associated Aichi targets. In particular, the first target states that "by 2020, at the latest, people are aware of the values of biodiversity and the steps they can take to conserve and use it sustainably" (`https://www.cbd.int/sp/targets/`). Yet, gathered definitions seldom mentioned specifically values and when they did, mentioned values mostly were environmental and intrinsic value of biodiversity. While the first Aichi target also encompasses ecosystem services, economic value or social justice, those were mentioned by a negligible proportion of respondents. The big picture of biodiversity is not yet fully recognized by citizens.

We found that young people defined biodiversity according to the institutional definitions more often than older ones, and that students gave relatively more descriptive definitions than non-students. We did not find any other correlation, notably regarding gender and individual history towards nature. The fact that students gave descriptive definitions than other people was expected in our study, because students were predominantly studying ecology. However, the absence of correlations with the other individual factors was first surprising, because knowledge and awareness towards biodiversity do vary between individuals (e.g., European Commission, 2014), notably according to individual history toward nature (e.g. Chawla, 1998). However, the apparent discrepancy of our results with the literature can be explained by at least two reasons : first, our index of institutional proximity did not embrace the biodiversity knowledge as a whole. Indeed, following Frick, Florian G. Kaiser et M. Wilson (2004), environmental knowledge is composed of at least three components : declarative or factual knowledge (what is it), action-related knowledge (what can I do) and effective knowledge (how are my actions efficient ?) Our index only encompassed partly the first level of know-

ledge. Secondly, the way we assessed individual histories toward nature is also very restrictive : the declared rurality of childhood living place may not have reflected varying ways of life among the people asked, who have all been asked in Paris region, i.e. one of the most urbanized area in France. Furthermore, although the Inclusion of Nature in Self (INS) is one of the existing scales to assess individual level of connection with nature, it is mostly dedicated to cognitive relationship and do not embrace wider connections (Tam, 2013).

4.2 Contrary to conservation scientists, citizens do not embrace any dynamic component in their understanding of biodiversity

The collected definitions did seldom mention dynamics or evolution of biodiversity, even if they are of importance in ecological and conservation biology science (Sarrazin et Lecomte, 2016). Thus, the biodiversity they refer to is not fully consistent with the current academic definition.
The fact that most people converge with the static definition provided by institutions rather than with a dynamic one shared by the scientific community (which relies on dynamics and evolution of the biodiversity) reveals indirectly a side issue for the conservation scientists : the concepts of equilibrium and balance of nature are not anymore the single vision in the scientific community (e.g., Couix et Hazard, 2013 ; Robert et al., 2017 ; G. M. Mace, 2014, although still present in institutional visions. We do not have done extensive literature review, but some published elements let us suspect that dynamic vision of biodiversity is also present in professionals such as foresters (Arjen E Buijs et al., 2008). We therefore encourage the scientific community in ecology to communicate more widely on what matters now in the current very fast changing period, i.e. on the dynamic processes underlying biodiversity functioning and interactions with humans (see also G. Mace et al., 2013).

4.3 And what else ?

The third main result of our study is that it revealed a great diversity in biodiversity understanding of lay people around the common representation. Indeed, besides the 11 most cited words, the collected definitions included more than 1000 other words, with 57% of the total amount of words being mentioned only once.

Notably, some respondents mentioned the need for more appropriate interactions between humans and other species, using terms such as "live together". Similarly, in their study asking for association term to the term "nature", Arjen E. Buijs et Elands (2013) collected 670 different terms, from which only 22 were mentioned by at least 1% of the respondents (i.e. n=4) and at the most 43% of the respondents (i.e. n=259). A very large proportion of the terms appeared thus to be mentioned by less than 4 people, revealing a very high diversity in the perception of nature in interviewed people. This result confirms that citizens commonly link biodiversity to other concepts : in Fischer et Young (2007)'s study, Scottish interviewed people rooted biodiversity in specific places or territories, as well as in concepts such as natural flows (e.g. food chains). Arjen E Buijs et al. (2008) found that people interviewed in Netherlands, Scotland and Germany "used broader definitions, often including diversity of landscapes and cultural diversity in, for example, land use or even cuisine" (p.70). This last example echoes the definitions in our sample that defined biodiversity as a whole assemblage of interacting elements, including humans. These definitions may reflect a diversity of worldviews about nature or relations to biodiversity (e.g. Van den Born, 2008, notably the proposed "relational values for human-nature relationships" (Chan et al., 2016). This diversity also appeared in the appearance of a small group of definitions, which were related to actions. The existence of this group may be partly due to the national context when the study was conducted. First, all but one surveys took place in 2015 or early 2016, and France hosted the COP21 at the end of 2015. Thus 2015 was a year of preparation and popularization of the associated issues, biodiversity among them : at this occasion, environmental issues were very present in media communication (e.g., a public book gathered "30 questions to understand the Paris conference", Pascal Staime, 2017) as well as in citizen mobilizations (e.g. Coalition Climat 21, `http://coalitionclimat21.org/en`). Secondly, biodiversity was highlighted in French national policy-makers in 2016, with the combination of a new important law for biodiversity (Assemblée Nationale, 2016) and the launching of the French Agency for Biodiversity. However, most of the 224 action-based definitions referred to very general attitudes or behaviors, such as respect or general need to protect or conserve nature. No action did relate to activism or social involvement toward biodiversity, such as social environmentalism (sensus L. R. Larson et al., 2015). This was surprising : because a significant proportion of students were part of the data set and that young people are more prone to activism (Stern, Dietz, Abel et al., 1999), we could have expected

mentions of it in such a political context.

4.4 Study limitations

Our study faced limitations frequently encountered when gathering data from several different studies. While allowing for larger datasets, the various sample sets were not collected with exactly similar designs. However, all surveys were designed collaboratively within the same research team using similar methods, making many question were very similar. In addition, we included the questionnaire subsets in our analyses in order to take this possible sources of variability into account. In all surveys, we got an over-representation of high socio-professional categories, making our sample not statistically representative of the French society. Yet, the high sample size makes us confident in saying that this part of the French society is aware of institutionally-defined biodiversity concept.

5 Conclusion

Our study revealed that in some components of the French society, the concept of biodiversity expresses a double facet : a shared understanding that is convergent with institutional definitions, coupled with a very high diversity of other individual understandings and interpretations. This double facet addresses two different positionings for conservation scientists and professionals : first, it can be considered as reflecting the gap between institutions and the society ; this gap is likely to close progressively thanks to communication and education on the institutional definition of biodiversity, making progressively the first Aichi target of the CBD strategic plan for biodiversity. However, this can also be considered as reflecting the diversity and richness of biodiversity concept in the society. In particular, the close relationships and interconnections between humans and nature are present in the set of definitions. This could address the issue of the separation of modern societies from nature (Moscovici, 1976), or of disconnection from nature and 'extinction of experience (Robert Michael Pyle, 2003 ; Soga, Gaston et al., 2016). Hill et al. (2013) analyzed the positioning of biodiversity issues in the McGrail et al. (2012)'s social issues maturation framework, and proposed that we are in the challenge phase. Based on a large survey of Norwegian attitudes, Kaltenborn et al. (2016) stated that the issue is "recognized by the public as a challenge, but not yet severe or clear enough to trigger massive concern and push the topic effecti-

vely into a governance and more action-oriented phase" (p.59). Our result confirm this proposition : public awareness increases, but without in-depth knowledge and actual challenge of the existing paradigms. However, the diversity of understandings of the biodiversity may be a fertile ground to challenge these paradigms and engage people and the society in a social-ecological transition. We strongly encourage the conservationist community to explore and highlight relations between citizens and nature, likely to generate emotions and specific practices, and to anchor their future research and communication strategies in this richness.

Appendix A

Figure A.1

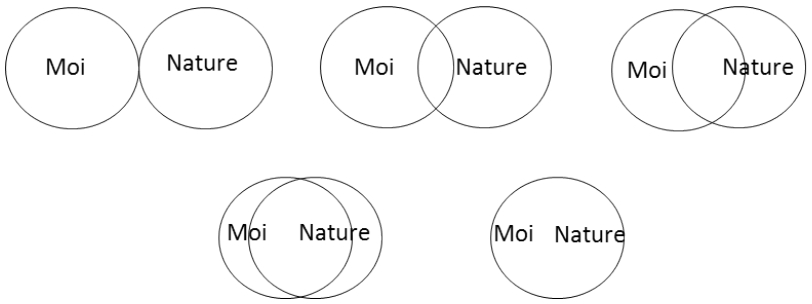


FIGURE A.1 – Inclusion of Nature in Self scale, adapted from Schultz (2001). Circles are labeled « self »(« Moi ») 506 and « nature »(« Nature »).

Table A.1

TABLE A.6 – French translation of mentioned definitions' examples.

Word (French word)	**Example**	**French translation**
Species (Espèce)	*All species, living beings in their environment, their interactions*	*Ensemble des espèces, des êtres vivant dans leur milieu, leurs interactions*
	Preserving species	*Préserver les espèces*
Living (Vivant)	*Several living systems which coexist, by natural link*	*Plusieurs systèmes vivants qui coexistent, par lien naturel*

Continued on next page..

TABLE A.6 – *...continued from previous page*

Word	**Example**	**French translation**
	Diversity of living organisms, of habitats, genes	*Diversité des organismes vivants, des habitats, gènes*
Diversity (Diversité)	*Diversity of animal, plant and mineral species* *What we eat, the diversity which comes with it*	*Diversité des espèces animales, végétales et minérales* *Ce que nous mangeons, la diversité qui va avec*
Array/All (Ensemble)	*ll animals, nature and humans ; what lives on Earth* *All nature*	*Ensemble des animaux, de la nature et des humains ; ce qui vit sur Terre* *L'ensemble de la nature*
Ecosystem (Ecosystème)	*It is an ecosystem with relationships inter species* *An ecosystem to protect*	*C'est un écosystème avec des relations inter espèces* *Écosystème à protéger*
Animal(Animal)	*Cohabitation of high number of species (animal, plant, fungi, etc.) in a place, with equilibrium in resources sharing* *The quantity of animal and plant species*	*La cohabitation d'un grand nombre d'espèces (animale, végétale, champignons, etc.) dans un milieu, avec équilibre dans le partage des ressources.* *La quantité des espèces animales et végétales*
Plant (Végétal)	*A mix of several species (animal or plants) which manage to live together !* *Quantity but also, and firstly, quality of species (animal, plant, etc.) constituting an ecosystem*	*Mélange de plusieurs espèces (animales ou végétales) qui arrivent à vivre ensemble !* *Quantité mais aussi, et surtout, qualité des espèces (animales, végétales, etc.) composant un écosystème.*
Nature (Nature)	*Numerous plant and nature essences* *Equilibrium man-nature ; to have a right place*	*Nombreuses essences de végétation, de nature* *Équilibre homme-nature : avoir une juste place*
Being (Être)	*All beings who live in nature*	*Tous les êtres qui vivent dans la nature*

Continued on next page..

TABLE A.6 – *...continued from previous page*

Word	**Example**	**French translation**
	Diversity of landscapes, number of different living beings (qualitatively and quantitatively) in a given area	*La diversité de paysage, le nombre d'êtres vivants différents (qualitativement et quantitativement) sur une zone donnée*
Fauna (Faune)	*To preserve the multiplicity of species (fauna and flora) in their natural habitat* *Diversity fauna flora*	*Préserver la multiplicité des espèces (faune et flore) dans leur habitat naturel* *Diversité faune et flore*
Flora (Flore)	*Fauna, flora as well as the environment they live in* *To favor fauna and flora diversity in order to get a natural equilibrium, without synthetic additions*	*La faune et la flore ainsi que l'environnement dans lesquels ils vivent.* *Favoriser la diversité de la faune et de la flore pour avoir un équilibre naturel, sans ajouts de synthèse*

Table A.2

TABLE A.7 – Definitions mentioning evolution or evolutionary processes and dynamics.

Translated definitions
Respect of elementary rule for natural evolution of species – not to pollute, not to be too present
Evolution, primordial to the survival of the planet and the populations
The diversity of biological beings. On three axes : genetic, specific and of places/ecosystems. It is an evolutionary process and not a stable state (cf P.H. Gouyon)
A dynamic and complex array which does not stop evolving !
diversity of species and its evolution/adaptation – biodiversity is not frozen but moving
All species, their evolution and their interactions

Continued on next page..

TABLE A.7 – *...continued from previous page*

All biological organisms (humans, animals, plants, moss, fungi, bacteria ... etc.), all in interaction between them and evolving through time
The incommensurable richness of natural life, through its variety and its capacity to evolve. To protect by all means what little is left
Living web of the planet, constantly evolving
Biodiversity gathers all elements which do created nature together, life on Earth. It gathers living species and their characteristics. Biodiversity changes depending on where we are, for instance, its changes between an island and a forest and living species also change, and they evolve differently
it is the equilibrium of all natural ecosystems which allowed evolution and survival of animal and plant species so far
it is all livings that exists on the planet, from micro to macro organism. All that goes with ecosystems, their history, and, consequently, ours and all their evolution since the dawn of time, in a word, LIFE
it is all exchanges between all living beings (fauna and flora). On a given surface of Earth, biodiversity ought to be respected and no modified by Humans, in order for each living being to remain, even if this means being eaten by another :). It is not immutable, it is natural for it to change, to evolve, but inherently.
Nature as it is, original and evolving under pressures of chance and necessity
It is the diversity of species in a given environment, at a given time. It is a data which is perpetually evolving, deriving from ongoing rebalance of ecosystems, which oscillate between relative stability and response to perturbations. For me, it is a very precious richness, in all its forms. It delivers priceless services to humankind, and beyond this material view, I put there a spiritual meaning. Diversity of living reminds Humans that life does not depend solely on their existence, that it was there before and will be there after them. It is source of peace and beauty, synonym for seniority, equilibrium and resilience. I am prone to give a sacred notion to ecosystems which are most preserved from human activities. I have faith in its capacity to overcome this Anthropocene crisis.
The result of evolutionary story of living ?
it's wonderful, it is what allows us to live, to evolve
The dynamic system gathering all species and their interactions

Continued on next page..

TABLE A.7 – *...continued from previous page*

A dynamic equilibrium with abundance and diversity of species
The dynamic diversity of living species, animal and plants, which allows for instance natural selection
The fact that ecosystems are dynamic and complex, composed of numerous species representing all living kingdoms
All interactions between all individuals, creating evolutionary dynamics and diversification (competition, nutrition, predation...). Biodiversity is the « web of life ».
All living begins and their environment. A dynamic process of species evolution

Annexe B

Domestic gardens as favorable pollinator habitats in impervious landscapes

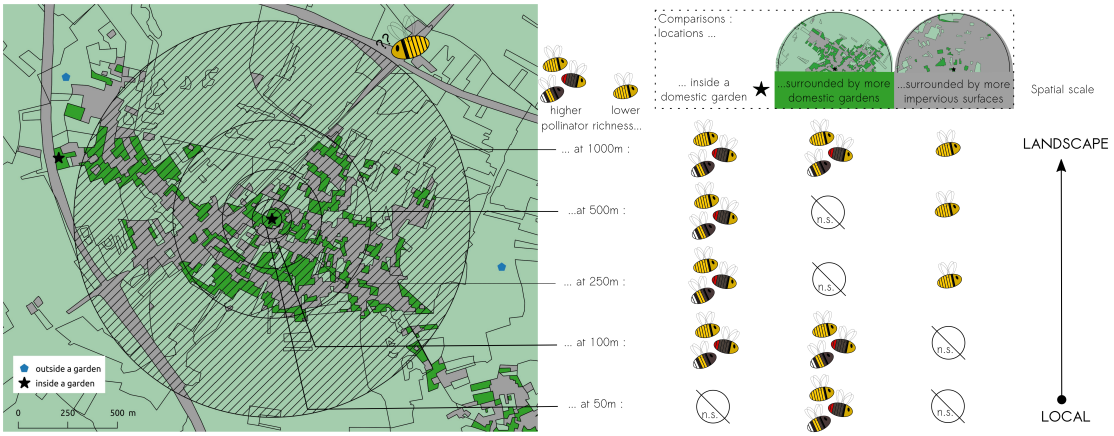
Objectifs de l'article

- Comprendre les effets de l'urbanisation et de l'entourage par des jardins domestiques sur la diversité en insectes pollinisateurs.
- Prendre en compte un contexte à échelle local : la localisation dans un jardin domestique ou en dehors d'un jardin domestique.
- Identifier des effets potentiellement emboîtés de ces trois variables : urbanisation, entourage en jardins domestiques et localisation dans/hors jardin domestique.

Cet article a été publié dans Science of the Total Environment [1]. La référence est M. Levé, E. Baudry, C. Bessa-Gomes, 2019. Domestic gardens as favorable pollinator habitats in impervious landscapes. *Science of the Total Environment* 647 : 420-430. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv2018.07.310

1. https://www.journals.elsevier.com/science-of-the-total-environment

Graphical abstract



Science of the Total Environment 647 (2019) 420–430

Contents lists available at ScienceDirect

Science of the Total Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv

Domestic gardens as favorable pollinator habitats in impervious landscapes

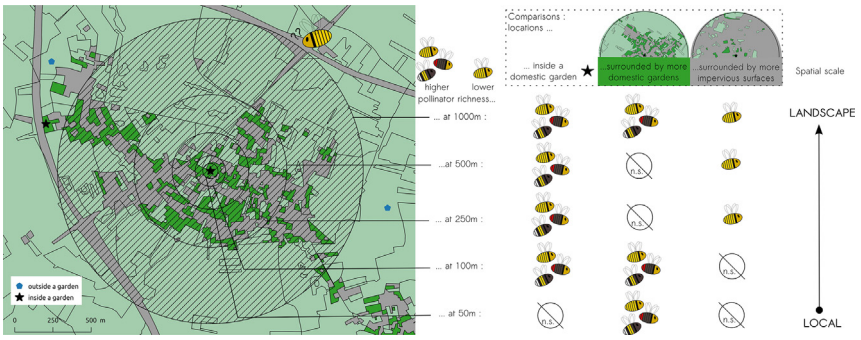
Marine Levé [a,b,*], Emmanuelle Baudry [a], Carmen Bessa-Gomes [a]

[a] Ecologie Systématique Evolution, UMR 8079, Univ. Paris-Sud, CNRS, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, 362 rue du Doyen André Guinier, 91400 Orsay, France
[b] Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (CESCO UMR7204), Sorbonne Universités, MNHN, CNRS, UPMC, BP 135, 57 rue Cuvier, 75005 Paris, France

HIGHLIGHTS

- Citizen science provided access to domestic gardens, understudied urban green spaces.
- Impervious surfaces limit pollinators presence at landscape level.
- Sufficient critical amount of gardens increased pollinator diversity at local scale.
- Critical amount of gardens' knowledge may favor coordinated decisions by gardeners.
- Pollinators may benefit from patches of domestic gardens in an urban matrix.

GRAPHICAL ABSTRACT



ARTICLE INFO

Article history:
Received 10 April 2018
Received in revised form 17 July 2018
Accepted 20 July 2018
Available online 23 July 2018

Editor: Elena Paoletti

Keywords:
Pollinators
Domestic gardens
Impervious surfaces
Citizen science

ABSTRACT

Urban expansion is correlated to negative biodiversity trends. The amount of impervious surfaces in urban areas is a determinant of pollinator species assemblages. While the increase in urbanization and impervious surfaces negatively impacts pollinators, cities also encompass urban green spaces, which have a significant capacity to support biodiversity. Among them, domestic gardens that represent a non-negligible fraction of green spaces have been shown to benefit pollinators. Domestic gardens may form habitat clusters in residential areas, although their value at a landscape scale is still unknown. Here, we investigate the combined effects of impervious surfaces and domestic garden areas on pollinator richness. Due to the difficulty of accessing privately owned domestic gardens, we chose to use citizen science data from a well-established French citizen science program known as SPIPOLL. Using regression tree analysis on buffers located from 50 m to 1000 m around the data points, we show the importance of pollinators being in close proximity to domestic gardens as locally favorable habitats that are embedded within a landscape, in which impervious surfaces represent unfavorable areas. We highlight the inter-connection between local and landscape scales, the potential for patches of domestic gardens in residential areas, and the need to consider the potential of gardeners' coordinated management decisions within a landscape context.

© 2018 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Urban areas now contain more than half of the world's population and will continue to grow (United Nations, 2014). As urban expansion leads to an increasing number of former natural and semi-natural areas becoming urbanized, urbanization is now considered to be a

* Corresponding author at: Ecologie Systématique Evolution, UMR 8079, Univ. Paris-Sud, CNRS, AgroParisTech, Université Paris-Saclay, 362 rue du Doyen André Guinier, 91400 Orsay, France.
E-mail address: marine.leve@cri-paris.org (M. Levé).

https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.310
0048-9697/© 2018 Elsevier B.V. All rights reserved.

major threat to biodiversity (Grimm et al., 2008). General findings stress the negative impact of urban areas on biodiversity through habitat loss, reduced habitat quality, and habitat homogenization (McKinney, 2008), as well as their impact on native species extinction (Czech et al., 2000). The increasing proportion of impervious surfaces in urban areas is a possible proxy for urbanization level. It is also a major determinant for several species assemblages, such as bees (Fortel et al., 2014; Geslin et al., 2016) and amphibians (Parris, 2006), as well as for urban ecosystem functions, such as water resources and flow regulation (Arnold and Gibbons, 1996).

Cities encompass urban green spaces (UGS), such as cemeteries, urban wasteland, public gardens, community gardens, and domestic gardens (Lepczyk et al., 2017). These UGS account for a variable percentage of a city's area, ranging from 2 to 46% in European cities (Fuller and Gaston, 2009). Their ability to support biodiversity has been recently acknowledged (Aronson et al., 2014; Beninde et al., 2015), and there is now a call to effectively integrate UGS in biodiversity planning and management to ensure their full inclusion in biodiversity conservation (Lepczyk et al., 2017). They may constitute a diversification of land usages given the general impervious surface and thus support increased levels of biodiversity (McKinney, 2008). Moreover, UGS benefit human health and well-being (Tzoulas et al., 2007).

Domestic gardens are an understudied type of UGS, mainly because of their limited accessibility to researchers and their supposed non-relevance to conservation (Cameron et al., 2012; Cook et al., 2012; Goddard et al., 2010). Yet domestic gardens may account for a large part of UGS and are thus worth considering in terms of their contribution to biodiversity conservation. Their estimated areas in cities vary from 16% in Stockholm, Sweden (Colding, 2007) to 22–27% in the UK (Loram et al., 2007) and 36% in Dunedin, New Zealand (Mathieu et al., 2007). Their distribution is heterogeneous within cities and surrounding regions: in Flanders, there is a lower concentration of gardens in city centers, but a higher proportion in the areas surrounding the centers and peri-urban areas (Dewaelheyns et al., 2014). Various organisms have been found to benefit from urban or peri-urban domestic gardens (Goddard et al., 2010), such as birds (Daniels and Kirkpatrick, 2006; van Heezik et al., 2008) and invertebrates (Smith et al., 2006a, 2006b; Sperling and Lortie, 2010), including pollinators (Pardee and Philpott, 2014).

In this study, we chose to focus on pollinators because of their role in ecosystem functioning (e.g. Potts et al., 2010 but also Kleijn et al., 2015), but also because of their adaptation to urban environments and the challenge associated with the low mobility of many small solitary bee species (Greenleaf et al., 2007; Zurbuchen et al., 2010). We thus consider pollinator richness as a surrogate for domestic gardens biodiversity. Indeed, grouped domestic gardens, i.e. patches, may represent more favorable habitats to pollinators with small flight ranges, as they are able to take advantage of the nearby resources, either inside the garden or in adjacent gardens (Lerman et al., 2018). As urban perturbation is particularly high on small spatial scales and eliminates close living species (McKinney, 2008), suitable habitat patches such as domestic gardens could serve as refuges for pollinators. Hinners et al. (2012) found that resources are insufficient to maintain high pollinator diversity in suburban habitats <80,000 m^2, while in habitats around 200,000 m^2, richness was comparable to semi-natural areas: a threshold value for pollinator conservation might lie between these two figures. However, these areas are already considerably greater than the average domestic garden size, estimated to be 571 m^2 in Belgium (Dewaelheyns et al., 2014) and 190 m^2 in the UK (Davies et al., 2009). Yet the peripheries of many Western cities consist of extended suburban areas comprising residential areas with detached houses and private gardens. Consequently, the combined surface of neighboring domestic gardens might attain the threshold value of habitat patch size. When identifying actions to reduce the impact of urbanization on pollinators, the attained threshold surface may be an indicator of their efficiency.

In this context, pollinators are an interesting choice when studying domestic gardens as their decline is made visible to citizens, and individual actions in favor of pollinators are accessible to garden owners. While urbanization adversely affects pollinators by destroying floral resources and nesting sites (McKinney, 2002), the installation of "bee hotels" (artificial structures with materials that bees can use as a nesting site, such as wooden blocks with holes, paper tubes, etc.) has a variable impact on pollinator richness and abundance depending on the pollinator species (Gaston et al., 2005; MacIvor and Packer, 2015). The planting of pollinator-friendly flowers likewise has a variable impact depending on the chosen flower species and targeted insect species (Garbuzov and Ratnieks, 2014; Salisbury et al., 2015). A more precise determination of the scale of effect of domestic garden patches on pollinator richness in peri-urban areas would make an important contribution to biodiversity planning and management.

Because of their privately owned status, domestic gardens are not easily accessible and are thus less often the subject of research compared to other types of UGS (Hernandez et al., 2009). While obtaining regular access to gardens is difficult, long-term data gathering from domestic gardens is still possible through citizen science programs. The French citizen science program known as SPIPOLL was launched in 2010 (Deguines et al., 2012) by the National Museum of Natural History (MNHN) and Office for Insects and their Environment (OPIE) with a focus on flower-visiting insects, most of which are insect pollinators. Using a short protocol, SPIPOLL allows participants to take photographs of insects seen on flowers and send them to an internet database. The collected photographs result in an understanding of insects and their land-use preferences (Deguines et al., 2012).

SPIPOLL is a nation-wide program, although we choose to focus on the Île-de-France region in this study. Île-de-France is a densely populated region and is representative of urban areas in Western industrialized countries with their organization around a metropolis. The Parisian metropolis is located approximately in the center of the Île-de-France region and is surrounded by successive urban belts with decreasing urbanization, with a higher urban concentration around transportation networks (Fig. 1). Semi-detached or detached houses surrounded by domestic gardens are more frequent on the Paris periphery. Overall, the region allows us to study an urbanization gradient with a variable proportion of built-up, residential, and garden areas.

Determining a threshold for cumulative domestic garden areas that benefit pollinators relative to urban impervious surfaces on a given scale could help urban planners in the decision-making process. Moreover, regarding citizen science programs such as SPIPOLL, participants' knowledge of this threshold and the geographic situation of their garden could help them to better appreciate pollinator diversity as well as local pressures, and thus consider this diversity relative to the local urbanization stage and processes, especially as the inhabitants may also experience these to some extent.

The present study aims to understand the effect of urbanization and domestic gardens on pollinator richness and their relative importance. It includes several spatial scales relevant to the flight distances of pollinators and the size of domestic garden patches in peri-urban residential areas. Our hypotheses are as follows: (1) the effects of gardens on pollinator richness will be limited in densely urbanized areas, in which domestic gardens may not be determinants of pollinator richness; and (2) in areas where domestic gardens do have an influence on pollinator richness, the latter will be higher in areas with a low proportion of impervious surfaces and a high proportion of gardens.

2. Methods

The use of a French citizen science program focusing on pollinators allowed us to gather a large amount of data from locations that are usually difficult to access, i.e. domestic gardens. As we used citizen science data, several factors out of our control and irrelevant to this study may be related to data variability, such as temperature and cloud coverage

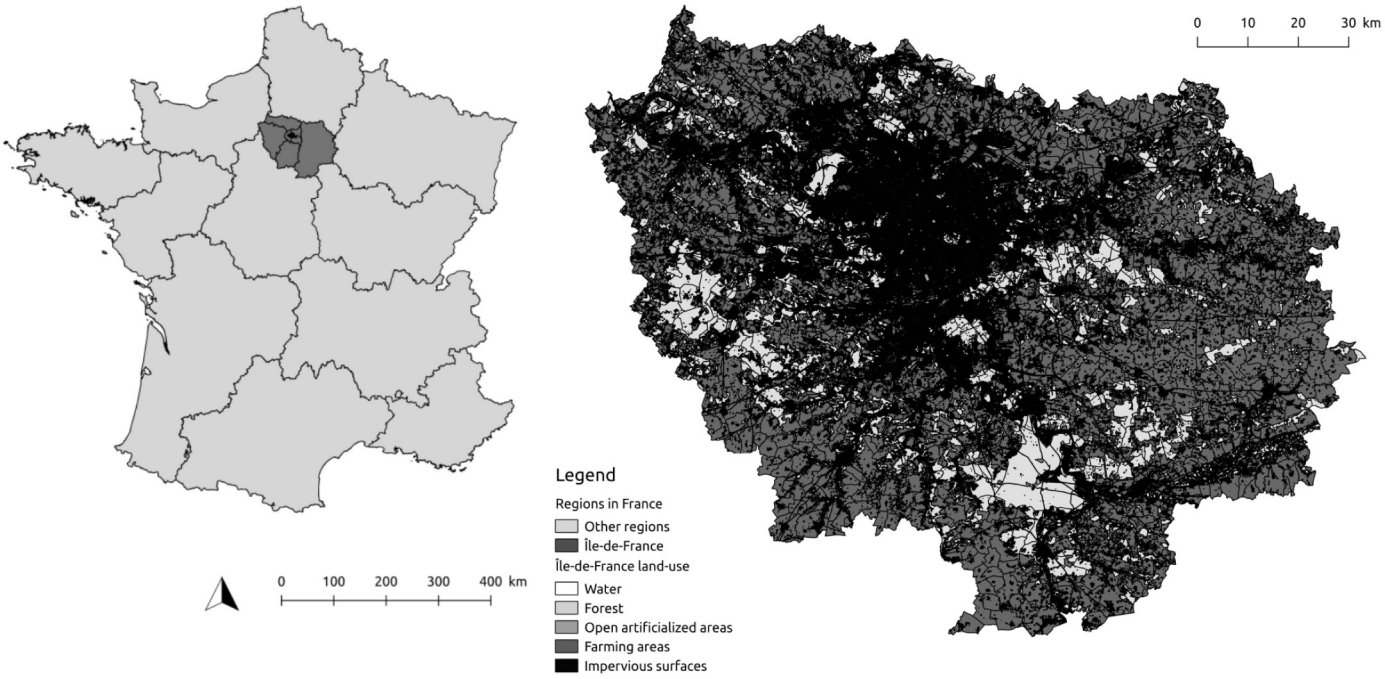


Fig. 1. Location of the studied region in France and land use in Île-de-France.

(see Data selection method section below). Likewise, data location depended on the participants' decision to contribute to the program and resulted in spatial autocorrelation. To account for these factors, we used a two-step methodology to answer our research question. We initially standardized pollinator data via a first modeling step (see Data standardization method section below). We then used the residuals of this first modeling step to analyze the dependency of pollinators on the variables of interest: impervious surface proportion, domestic garden surface proportion, and location of data points inside the gardens (see Regression tree modeling method section below).

2.1. Diversity of flower-visiting insect data and standardization

2.1.1. Data selection

The SPIPOLL program started in 2010 and has already led to several publications (e.g. Deguines et al., 2012; Deguines et al., 2016; Desaegher et al., 2017). The SPIPOLL protocol is as follows: participants have to take photographs of insects visiting a given flower species over a period of at least 20 min. They then identify the insects using an online key based mostly on morphological features and upload one photograph per identified insect to the dedicated website (www.spipoll.org). Identification is conducted at the level of morphotypes, representing groups of individuals at six various taxonomic levels: a species, a species from a genus, a genus, a species from different genera, several genera within a family, and a whole family. SPIPOLL encompasses 630 different morphotypes, of which 95.4% are considered to be pollinators. Thus, even if the program takes into account all flower-visiting insects, it mostly focuses on pollinators, a term that we will subsequently use. A set of all photographs taken during the same session is called a collection. Collections are spatially located by participants when they upload the photographs, and the flower species of the collection, or at least the flower family, is recorded. Because of the design of the SPIPOLL program, collections are considered to be units of observation. They will therefore be used as the unit for richness analysis in this study. Insect identifications are verified by several professional entomologists (see Deguines et al., 2016). Additional information is also gathered: wind intensity on a five-point scale from no wind to strong and continuous wind, temperature in four categories (<10 °C, 10–20 °C, 20–30 °C, >30 °C), sky cloud coverage in four categories (0–25%, 25–50%, 50–75%, 75–100%), and presence of shade on the observed flower (yes/no). A full description of the sampling protocol may be found in Deguines et al. (2012).

We obtained all data points recorded in Île-de-France from 2010 to 31 October 2017. We selected data points with wind intensity belonging to the first four of five categories, temperatures of 10–20 °C, 20–30 °C, and >30 °C, and no shade on the flower. We excluded data points with an observation period of <20 min. We only retained data points for which the flower belonged to a family appearing >30 times in the dataset (Fig. 2). We also verified for suspicious data points, i.e. those with a particularly high number of insects recorded compared to the observation time. We finally obtained 2470 data points.

SPIPOLL participants are free to observe pollinators anywhere, not only in their gardens. We thus identified data points recorded in domestic gardens using a Geographic Information System map reporting land use categories over the Île-de-France region, the MOS database (Institut d'Aménagement et d'Urbanisme, 2012). Data points located within the MOS category of "individual habitat gardens" were labeled as "inside gardens" and the remaining as "outside gardens," creating a dichotomous garden local context variable (1/0). We also included data points located in a 20 m buffer zone around the MOS category of "individual habitat gardens," as participants have to locate the session on a map, which may lead to inaccurate locations if a large-scale view is used.

As species identification was conducted at a morphological level, we calculated the morphotype richness for each data point and standardized it per 20 min in order to account for variable observation duration.

2.1.2. Data standardization

We observed spatial autocorrelation within data (see Supplementary Fig. S1), probably due to participants' tendency to record collections around their habitation. As collections recorded near an inhabitant's garden may have had quite a different context compared to collections recorded inside a garden, we retained all data points instead of excluding closely located data points. In order to manage autocorrelation, we built a generalized least square (GLS) model using the log of morphotype richness per 20 min as the dependent variable, because of its skewed distribution. We included latitude and longitude in an

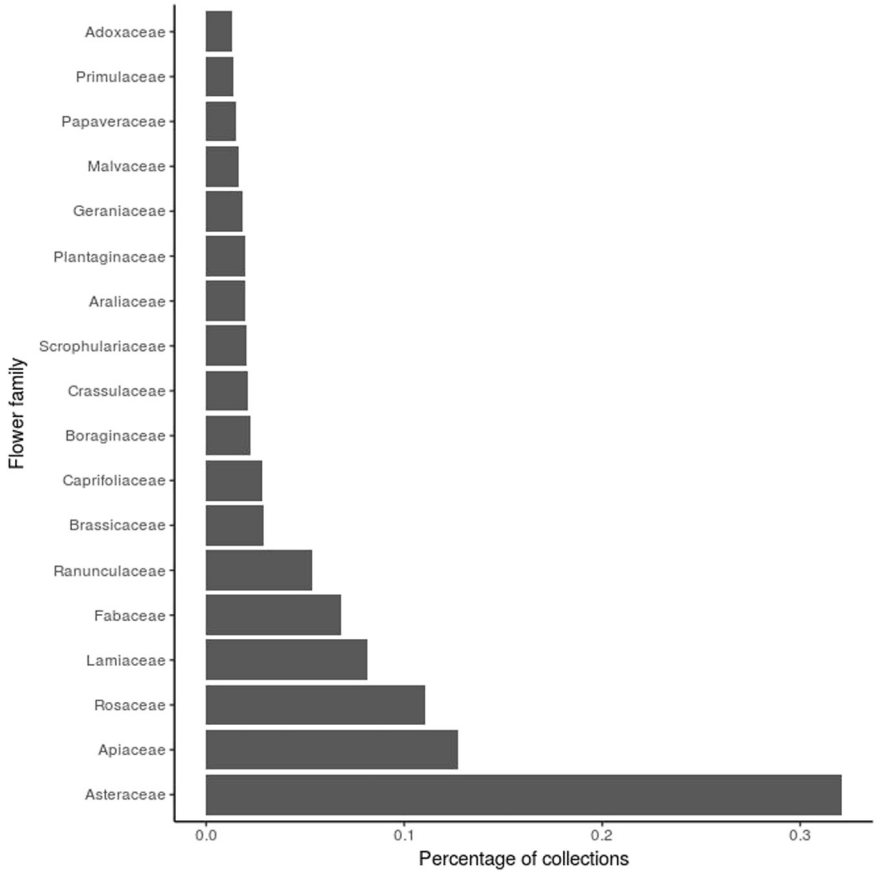


Fig. 2. Flower families which are present in 30 recorded collections and more, ordered by the number of collections in which they are present.

exponential spatial autocorrelation structure and added weather variables (i.e. temperature, cloud coverage, wind intensity), temporal variables (i.e. hour, week, year), flower family, and observer identity. As one aim of this study was to disentangle the local effect of the collection location in a garden from the larger effects of land use around the collection, we also used the dichotomous garden local context variable to indicate whether collections were located inside (1) or outside (0) a garden. We built one GLS model including this garden local context variable and another excluding it, hereafter respectively referred to as the models standardized and unstandardized for local context. Latitude, longitude, week, and hour were numerical variables. Cloud coverage, wind intensity, temperature, flower family, year, and garden were categorical variables. We assumed that all these variables had a linear effect, while we added a quadratic effect for hour and week based on the known seasonal and diurnal patterns of pollinators (Herrera, 1990; Knop et al., 2017; Lefebvre et al., 2018). We initialized spatial autocorrelation structure parameters after preliminary analysis of the data semi-variogram. We chose values that could capture short range effects: 400 m for range effect, i.e. accounting for a leverage of autocorrelation effect with distance; and 0.9 for nugget effect, i.e. accounting for data which structure has a shorter range than sampling interval. We used the GLS function provided by the nlme package for R (Pinheiro et al., 2017). Residual spatial autocorrelation was verified using Moran's I and along 100 m steps for 20 intervals, which covered the full range of the chosen environmental buffers.

2.2. Landscape structure and composition

We used a geographic information system (GIS) to treat land use data. We also used the MOS database for general land use in Île-de-France (IAU). MOS covers the Île-de-France region with a 25 m resolution and is regularly updated every 4–5 years. The present study uses the last updated version from 2012. MOS categories include 81 items in the most precise version; we used a version with 15 categories.

We extracted permeable areas and built impervious surfaces using Quantum-GIS (QGIS Developement Team, 2017) in several buffers around the collections' data points. Buffer sizes were chosen based on the literature on wild bee flight distances (Zurbuchen et al., 2010): 0 m, 100 m, 250 m, 500 m, and 1000 m. Forests, artificial open spaces, water, farming areas, semi-natural areas, and domestic gardens were classified as permeable surfaces. Transport networks, facility areas, collective and individual housing areas, activity areas, building sites, and landfills were classified as built impervious surfaces (Fig. 3).

We computed correlations between the proportion of impervious surfaces, the proportion of domestic gardens, and the inside or outside garden location (1/0). We used the Spearman correlation method for correlations between the proportion of surface variables and the local context variable.

2.3. Regression tree modeling

We used the residuals from the models both standardized and unstandardized for local context to fit the regression trees (see Supplementary Fig. S2 for the validation of residuals). Here, we chose to fit the regression tree models to residuals instead of using an alternative method with spatial autocorrelation to control for confounding variables, because the regression tree allows threshold effects to be modeled. For each buffer and both sets of residuals, we repeated the regression tree construction 500 times, each time using a randomly selected subsample of 2070 data points out of 2470. We then selected the most frequent tree structure and extracted all corresponding regression trees from the pool of 500 (see Supplementary Tables S1 and S2). The variables included in the regression trees were the proportion of impervious and garden areas. Regression trees using the residuals unstandardized for local

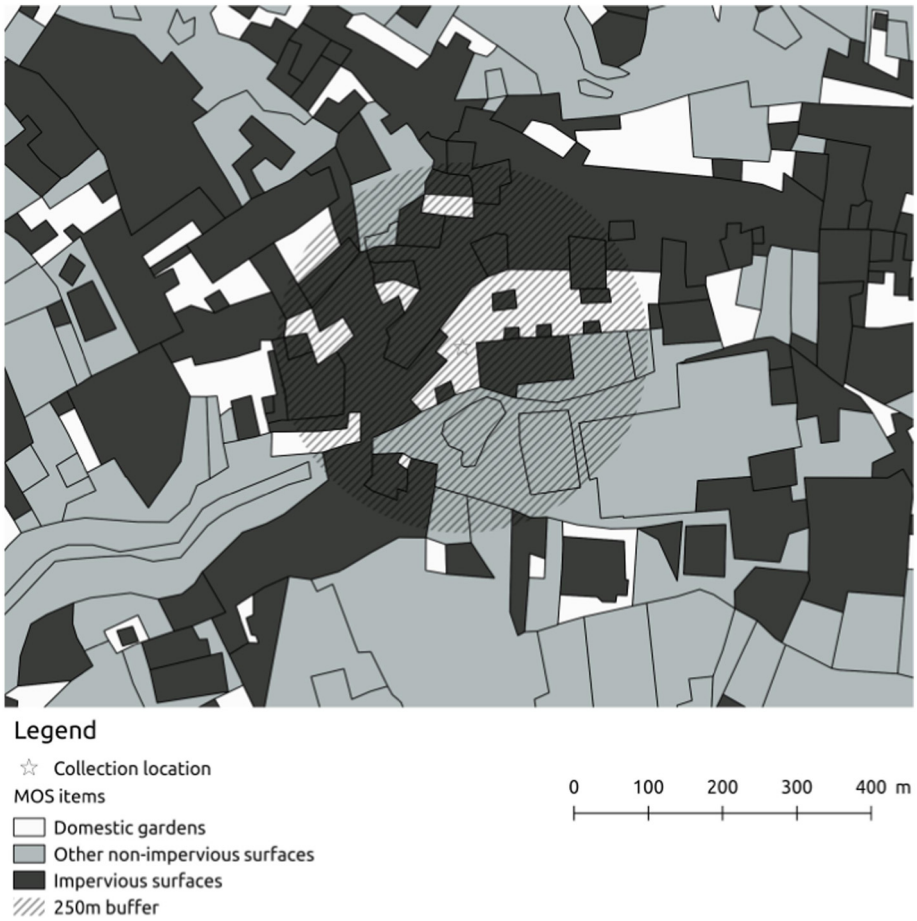


Fig. 3. Map extract showing impervious surfaces, domestic gardens, and other non-impervious areas. An example of the SPIPOLL collection location with a 250 m buffer.

context also included the local garden context variable (categorical: 0/1). We chose to retain both the domestic garden proportion and the dichotomous local context garden variable, because even if a collection was recorded in close proximity to a domestic garden, the precise location might, for instance, be a street or public space situated nearby. These two collections would have different pieces of information related to the contrasting contexts: for instance, management decisions taken by either an inhabitant or the municipality. To better understand the contribution of all spatial scales to morphotype richness, we repeated the regression tree construction while taking into account the proportion of garden and built-up areas on all scales as well as the garden variable for the tree using residuals unstandardized for local context. To be selected to define a node, a variable had to meet the 0.05 criteria of significance. We used the partykit package from R (Hothorn and Zeileis, 2015; Hothorn et al., 2017).

We calculated the threshold values for nodes, the number of data points included in the terminal nodes, and the associated mean morphotype richness as mean values for all regression trees corresponding to the most frequent one. We compared the mean morphotype richness of nodes in all selected trees using the Mann-Withney-Wilcoxon test to assess the significance in the final tree.

We also retrieved the collections by terminal nodes for spatial scales, which appeared in the trees that took into account all spatial scales. For each node, we calculated the proportion of insects belonging to the different orders and compared the repartition of insect orders between terminal nodes using chi squared tests for the main insect orders in the dataset: i.e. Hymenoptera, Lepidoptera, Diptera, Hemipteran, and Coleoptera.

All statistical analyses were conducted in R (R Development Core Team, 2017).

3. Results

3.1. Diversity of flower-visiting insect data description

3.1.1. Dataset description

The overall dataset contained 2470 collections recorded by 261 citizen scientists on 18 different flower families. On average, morphotype richness per 20 min was 7.51 ± 6.12 morphotypes. A summary of the observed insect orders and observed morphotypes per order is given in Table 1. Considering each weather variable independently, collections were most frequently associated with low and irregular

Table 1
Description of the data set according to orders morphotypes belong to, proportion of morphotypes belonging to each order, number of different morphotypes seen in each order and number of morphotypes levels appearing in the data set (over 7 levels).

Order	% of morphotypes belonging to this order	Number of different morphotypes seen	Number of morphotypes levels appearing
Blattodea	0.015	1	1
Coleoptera	13.9	87	5
Dermaptera	0.078	1	1
Diptera	34.9	73	5
Ephemeroptera	0.0098	1	1
Hemiptera	4.96	20	4
Hymenoptera	40.4	78	6
Lepidoptera	4.61	69	5
Mecoptera	0.14	1	1
Nevroptera	0.33	2	1
Opilion	0.1	1	1
Orthoptera	0.61	2	2

wind intensity, 0–25% cloud coverage, or a temperature range of 10–20 °C. When all weather variables were combined, the greatest number of collections (17.7%) was made during low wind intensity, with 0–25% cloud coverage, and a temperature range of 20–30 °C. Asteraceae flowers were the most sampled family of flowers, being found in 32.1% of collections. A detailed distribution of collections according to flower family is provided in Fig. 2.

3.1.2. Effects of standardization variables

Both standardized and unstandardized models had similar results. Both included a positive effect of 50–75% cloud coverage in comparison to 0–25% on the log of morphotype richness ($\beta = 0.12$, $p = 0.0028$ and $\beta = 0.12$, $p = 0.0028$ in the models standardized and unstandardized for local context, respectively). Temperatures between 20 °C and 30 °C had a significant positive effect compared to those between 10 °C and 20 °C ($\beta = 0.067$, $p = 0.047$ and $\beta = 0.067$, $p = 0.047$ in the models standardized and unstandardized for local context, respectively). The years 2011 to 2017 had a significant positive effect on richness (βs between 0.26 and 0.50, all $p < 0.01$ and βs between 0.26 and 0.50, all $p < 0.01$ in the models standardized and unstandardized for local context, respectively). Week had a significant positive effect on richness ($\beta = 0.87$, $p < 0.0001$ and $\beta = 0.87$, $p < 0.0001$ in the models standardized and unstandardized for local context, respectively), while its quadratic term had a significant negative effect on richness ($\beta = -0.0015$, $p < 0.0001$ and $\beta = -0.0015$, $p < 0.0001$ in the models standardized and unstandardized for local context, respectively). Latitude, longitude, and other categories of factorial variables did not have a significant effect on morphotype richness. Likewise, the local garden context variable did not have a significant effect compared to locations situated outside gardens in the model standardized for local context.

Several flower families had a significant effect on morphotype richness in comparison to the Asteraceae reference family. However, as this was not the main interest of the study, detailed statistics on the effect of flower families will not be given here. In short, Apiaceae and Araliaceae had a significant positive effect on morphotype richness compared to Asteraceae. Boraginaceae, Caprifoliaceae, Crassulaceae, Fabaceae, Geraniceae, Lamiceae, Papaveraceae, Plantaginaceae, Primulaceae, and Scrophulariaceae, which had a significant negative effect on morphotype richness.

Autocorrelation strongly decreased in both GLS model residuals and had only a minimal effect on the first 100 m interval (see Supplementary Fig. S3).

3.2. Relations between environmental variables

The proportion of impervious surfaces and proportion of domestic gardens were correlated at several spatial scales: 50 m ($p < 0.0001$, $\rho = 0.158$), 100 m ($p < 0.0001$, $\rho = 0.0962$), and 1000 m ($p = 0.00013$, $\rho = -0.0769$). The proportion of domestic gardens and location inside or outside a garden (1/0) were correlated at the same spatial scales: 50 m ($p < 0.0001$, $\rho = 0.872$), 100 m ($p < 0.0001$, $\rho = 0.715$), and 1000 m ($p = 0.0011$, $\rho = -0.0659$). The proportion of impervious surfaces and location inside or outside a garden (1/0) were correlated at several spatial scales: 50 m ($p < 0.0001$, $\rho = 0.150$), 250 m ($p < 0.0001$, $\rho = -0.178$), 500 m ($p < 0.0001$, $\rho = -0.294$), and 1000 m ($p < 0.0001$, $\rho = -0.402$). Other correlations were not significant. A description of ranges for the proportion of impervious surfaces and garden areas is given in Table 2.

3.3. Selected trees after bootstrapping

Selected trees were represented by 42.2% to 82.4% of the pool of 500 regression trees depending on the buffer scale and the model standardized or unstandardized for local context. Details of all regression tree structures observed in the pool of 500 trees are provided in Supplementary Tables S1 and S2 for the models standardized and unstandardized for local context, respectively.

Tree structures resulted from only one division, leading to trees with two nodes, or from two divisions, a first-order division leading to two branches and a second-order division in one of the branches, leading to a final number of three nodes.

Table 2
Description of the variables for the proportion of garden areas and impervious surfaces at all spatial scales.

Spatial scale	50 m	100 m	250 m	500 m	1000 m
Proportion of garden areas (%)					
Mean ± sd	4.65 ± 12.4	3.90 ± 8.89	0.565 ± 1.62	0.308 ± 1.06	0.178 ± 0.621
Min	0	0	0	0	0
Max	76.1	43.9	27.7	18.5	15.8
Proportion of impervious surfaces (%)					
Mean ± sd	40.1 ± 38.3	39.5 ± 35.3	44.8 ± 31.7	41.1 ± 32.3	41.6 ± 31.2
Min	0	0	0	0	0
Max	100	100	100	100	98.2

3.4. Role of spatial scales and environmental variables in tree structures

In the regression trees using residuals from the model unstandardized for local context, the consideration of all spatial scales resulted in the proportion of garden areas in the 50 m buffer being the first structuring variable at a threshold of 29.3 ± 2.8% (Fig. 4). When focusing on the tree using variables of the 50 m buffer only, this variable remained the first structuring variable at a threshold of 29.4 ± 3.0% (Fig. 5A). Regression trees for 100 m and higher buffers all resulted in the local garden context variable (0/1) as a structuring variable. At the buffer spatial scale of 100 m (Fig. 5B), the garden context (0/1) was the first structuring variable, while the proportion of garden area was the second-order division. At the buffer spatial scales of 250 m and 1000 m (Fig. 5C, E), the garden context (0/1) was the first structuring variable, while the proportion of impervious surface was the second-order division in the garden context 1 branch. This was reversed at the buffer spatial scale of 500 m (Fig. 5D).

As the local garden context variable appeared in all trees except two when using residuals from the model unstandardized for local context, it may have masked the effect of the proportion of garden area variable. Regression trees using residuals from the model standardized for local context helped disentangle this.

In the regression trees using residuals from the model standardized for local context, taking all spatial scales into account resulted in a tree similar to when the local garden variable was included: the proportion of garden area in the 50 m buffer was the first and only structuring variable at a threshold of 29.7 ± 3.8%. At a spatial scale of 100 m, the

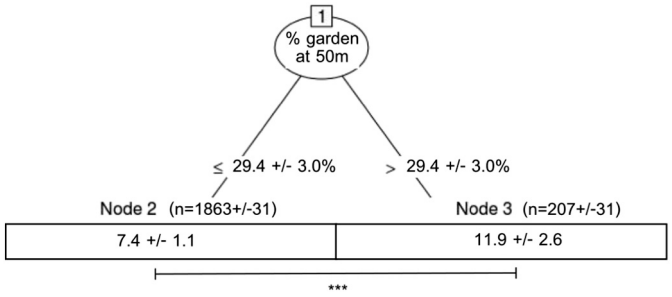


Fig. 4. Regression tree for the model unstandardized for local context (i.e., excluding the garden context variable) with all spatial scales taken into account and a synthesis of all corresponding trees (n = 244) from the pool of 500 drawn trees. Variables for nodes are shown in circles. Threshold values of the variables are given on the formed branches. Terminal nodes are numbered, and the associated mean ± sd for morphotype richness is stated. Significant p-values for the difference between mean morphotype richness are indicated.

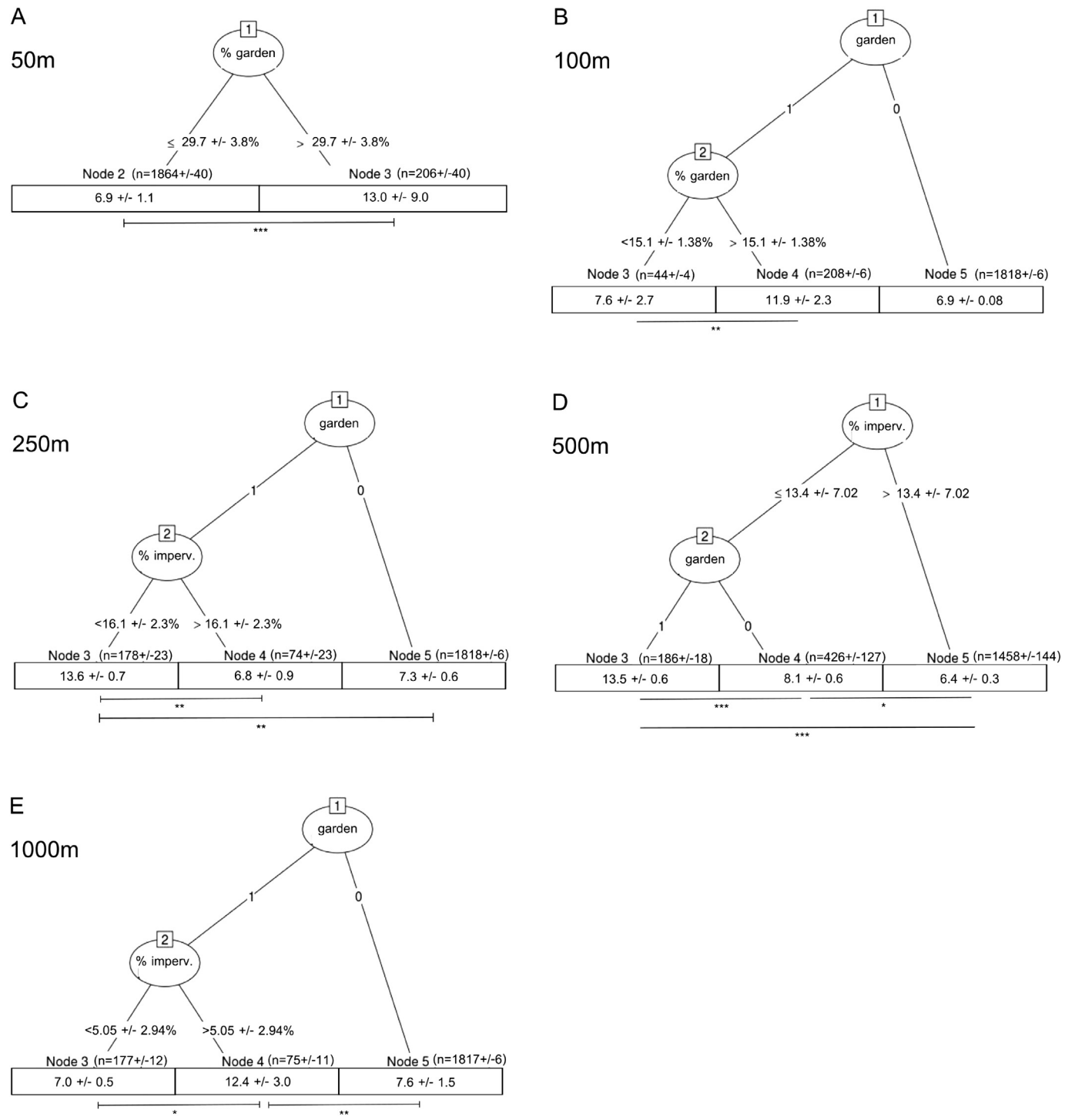


Fig. 5. Regression trees for the model unstandardized for local context (i.e., excluding the garden context variable). A: 50 m buffer; B: 100 m buffer; C: 250 m buffer; D: 500 m buffer; E: 1000 m buffer. Variables for nodes are shown in circles with the associated p-value. Threshold values of the variables are given on the formed branches. Terminal nodes are numbered, and the associated mean ± sd for morphotype richness is provided. Significant p-values for the difference between mean morphotype richness are indicated below each tree.

proportion of garden area was also the first structuring variable at a threshold of 22.6 ± 2.24%. The branch with a low garden proportion was further divided, again with the proportion of garden areas as a structuring variable at a threshold of 6.38 ± 1.43%. At spatial scales of 250 m and higher, the proportion of impervious surface was the first structuring variable. It was also the only structuring variable except at the 1000 m spatial scale, which involved the proportion of garden areas in the low impervious surface branch in a second-order division. Regression trees using residuals from the model standardized for local context can be found in Supplementary Fig. S4.

Table 3 summarizes the steps in the regression trees at which the proportion of the garden area, the local garden context variable, and the proportion of impervious surfaces had an effect.

3.5. Dependence of pollinator richness on spatial scales and environmental variables

Maximal morphotype richness was reached in nodes attached to the branch with a higher proportion of garden areas or a lower proportion of impervious surfaces in the two-node trees (Fig. 5, Supplementary

Table 3
Summary of variable effects in the regression trees at the different spatial scales. Mention of 1 or 2 indicates if the variable was used in order to define a first order division in the tree of a second order division, i.e. inside an already defined branch of the tree. Results for trees without the local garden context variable are shown in brackets.

	Local	→	→	→	Landscape
Spatial scale	50 m	100 m	250 m	500 m	1000 m
Context	–	1 (−)	1 (−)	2 (−)	1 (−)
Garden area	1 (1)	2 (1, 2)	–	–	–(2)
Impervious surface	–	–	2 (1)	1 (1)	2 (1, 2)

Fig. S4). In the three-node trees, we observed that a node with maximal morphotype richness could not always be identified at a 0.05 significance level. However, such a node could be identified in trees with a spatial scale of 250 m, 500 m, and 1000 m using residuals from the model unstandardized for local context (Fig. 5) and in trees with a spatial scale of 100 m and 500 m using residuals from the model standardized for local context. In all but one of the five concerned trees, maximal morphotype richness was reached in a node resulting from a low proportion of impervious surfaces combined with either a high proportion of garden areas or a location inside a garden (local garden context variable = 1). In the last tree, using residuals from the model unstandardized for local context at a spatial scale of 500 m (Fig. 5E), maximal morphotype richness was reached in a node resulting from a combination of location inside a garden and a high proportion of impervious surfaces.

3.6. Repartition of orders between terminal nodes in trees with the domestic garden proportion variable

The proportion of domestic gardens was a significant explanatory variable in regression trees taking into account all spatial scales and using residuals from both models. It was significant at the 50 m spatial scale only in these regression trees, which had two terminal nodes according to a lower or higher proportion of domestic gardens at 50 m.

In both regression trees, the patterns of response of insect orders were similar. The terminal node determined by a proportion of domestic garden <29.4% in the tree based on the unstandardized model (compared to 29.7% in the tree based on the standardized model) encompassed 2217 collections (compared to 2218 in the tree based on the standardized model), while the proportions of insects belonging to Lepidoptera ($chi^2 = 23.85$, $p < 0.001$ and $chi^2 = 23.4$, $p < 0.001$ for the unstandardized and standardized models, respectively) and Diptera ($chi^2 = 20.9$, $p < 0.001$ and $chi^2 = 21.9$, $p < 0.001$ for the unstandardized and the standardized models, respectively) were lower in this node compared to the node determined by a proportion of domestic gardens exceeding 29.4% (29.7% in the standardized model). The low domestic garden proportion node also encompassed a higher proportion of insects belonging to Coleoptera ($chi^2 = 53.2$, $p < 0.001$ and $chi^2 = 52.7$, $p < 0.001$ for the unstandardized and the standardized models, respectively) compared to the high domestic garden proportion node.

4. Discussion

The present study considered impervious surfaces and domestic garden areas together in order to understand their relative effects on pollinator richness. As domestic gardens are difficult to access and study, but nevertheless important places where various and numerous pro-biodiversity actions may take place, understanding their role is relevant. By introducing a garden context variable, we were also able to retain information about the local context of data points. Indeed, domestic garden proportions were not always correlated to the garden context variable, and thus both variables retained information about the situation of data points relative to domestic gardens.

4.1. Local and landscape determinants of pollinator richness

Maximal morphotype richness of pollinators was associated with data points that were located inside gardens, surrounded by a higher proportion of gardens, surrounded by a lower proportion of impervious surfaces, or a combination of these criteria. This is consistent with previous studies investigating the effect of urbanization on pollinators: urban areas have negative effects on both wild bee (Geslin et al., 2016) and moth richness (Bates et al., 2014) and more generally limit plant-pollinator interactions (Desaegher et al., 2017). The mean morphotype richness of pollinators found in this study – 7.51 morphotypes per 20 min – is also consistent with a previous measure based on the SPIPOLL database and focusing on eight plant species: 4.47 morphotypes per 20 min (Deguines et al., 2016).

We did not include finer scales of pollinator diversity in the regression tree analysis, as total richness is an appropriate surrogate for diversity when dealing with citizen science data (Kremen et al., 2011). The consistency of our results at different spatial scales nevertheless indicates a general pattern of pollinator richness in the densely urbanized Île-de-France region, even if responses of individual species may vary.

In spite of its high levels of urbanization, Île-de-France contains forests and farming areas as well as semi-natural areas and other UGS. Farming areas usually have less pollinator richness than urban residential areas (Baldock et al., 2015), while urban parks, natural areas, and urban remnants have more pollinator richness than residential and domestic garden areas (Hostetler and McIntyre, 2001; Matteson et al., 2013; Tommasi et al., 2004). We did not directly compare the impact of domestic garden areas with that of other permeable land use areas known to favor pollinators, but our results still provided insights into these variations: the high morphotype richness found in data points inside gardens and within higher impervious surface proportion at the 1000 m scale may indicate that non-impervious surfaces are not all equivalent. We may here point to the role of farming areas. At the 1000 m scale, farming areas, which are negatively related to pollinator richness (Baldock et al., 2015), may have been largely included in the buffers. Indeed, the Île-de-France region, apart from dense urbanization, includes large areas of conventional wheat farming. A negative effect of these farming areas might be related to the observed higher richness inside gardens and within areas of higher impervious surfaces, i.e. away from farming areas. Such data points with high morphotype richness inside gardens and within areas of higher impervious surfaces at the 1000 m scale are not numerous ($n = 75 \pm 11$ depending on the bootstrapped tree). They may also represent a few small areas of good habitat within a large matrix of non-favorable habitat, with the mean richness reflecting the situation of a single almost inaccessible favorable patch (Steffan-Dewenter et al., 2002).

4.2. Domestic gardens as favorable habitats within less favorable impervious surfaces

Garden area effects, i.e. effects of being surrounded by domestic gardens, were only seen at smaller scales, while impervious surface effects, i.e. effects of being surrounded by impervious surfaces, were at larger scales. The garden variable, always representing a local effect, appeared to be a strong structuring variable at almost all spatial scales. This variable conveys a complementary significance regarding the proportion of domestic gardens, as both variables are not correlated at the intermediate spatial scale, i.e. 250 m and 500 m. Being located in a domestic garden seems to be always favorable at nearly all spatial scales, while being surrounded by domestic gardens exerted a positive effect only at small spatial scales, i.e. 50 m and 100 m. Impervious surfaces seem to act as strong determinants for pollinator richness, likely determining the richness found at a given place according to pollinator affinity for impervious and urban areas (Deguines et al., 2012). At large scales, a patch of favorable local habitat may not be reached if it is surrounded

by an unfavorable landscape, as shown for butterflies (Bergerot et al., 2011). Once a determined diversity of pollinators is hosted by a region encompassing impervious surfaces, gardens are more likely to host a greater proportion of this diversity compared to other areas in the same region.

Pollinator species perceive landscape structures at different spatial scales depending on their dispersion or flight ranges (Keitt et al., 1997; Steffan-Dewenter et al., 2002; With et al., 1999). Analyzing several Apidae groups relative to the features of numerous spatial scales, Steffan-Dewenter et al. (2002) found solitary bee richness to be positively correlated to the proportion of semi-natural areas up to 750 m, contrary to honeybee and bumblebee richness, with this pattern being reversed over 750 m. Here, the 50 m spatial scale appeared to be significant when all spatial scales were analyzed together, while changes in the dominant structuring variables occurred at a 250 m spatial scale when spatial scales were analyzed separately. The effects of local and landscape levels are likely to rely on different species responses: local features, which disperse in larger scales, may be quite important for some species.

The type of identification used in the SPIPOLL program does not allow this finer taxonomic scale of pollinator diversity to be studied. It also results in a lower diversity of observable taxonomic groups, which may have consequently led to lower variability in the data to some extent. This may be viewed as positive, as we were nevertheless able to show significant and consistent patterns. While citizen scientist protocols have been shown to overestimate rare species and underestimate common ones, the amount of data collected is likely to compensate for this trend (Gardiner et al., 2012), and the use of a computer-aided identification tool, here the SPIPOLL online identification key, ensures reliable identification and thus consistent sorting of taxa across citizen scientists and stable morphotype categories (Obrist and Duelli, 2010). The measures of morphotype richness taken by citizen scientists have been previously validated for the detection of changes in abundance, richness, or similarity over space and time (Kremen et al., 2011), allowing for ecological patterns to be identified (Hochachka et al., 2012) and SPIPOLL citizen scientists to improve their knowledge about pollinator identification while participating (Deguines et al., 2018). Morphotypes themselves are relevant for the calculation of ecological indicators, such as pollinator diversity (Obrist and Duelli, 2010). Moreover, the citizen science program has economic advantages, as the field work needed in order to collect an equivalent pool of data would have required a large amount of money; indeed, the SPIPOLL program has much lower costs, with estimated annual savings between 678,523€ and 4,415,251€ in France (Levrel et al., 2010). Our use of the SPIPOLL citizen science database allowed us to gather a large amount of data ($n = 2470$ data points), including inside domestic gardens, which are less easily accessible (Hernandez et al., 2009).

4.3. Resulting thresholds and difficulties arising from their use

Regression trees allowed us to identify threshold effects and cascading thresholds as opposed to linear effects. At small scales, the identified thresholds are likely to represent typical situations of residential housing. For instance, the threshold for the proportion of garden areas is 29.7 ± 3.8% at 50 m and 15.7% at 100 m, which may account for locations situated between gardens, houses, and access roads. At small spatial scales, impervious surfaces and domestic gardens surfaces proportions were correlated and impervious surfaces co-occurred with gardens location. This is likely to indicate this parallel evolution of housing with dwellings and gardens on the one hand, and residential infrastructure with access roads and other impervious surfaces on the other. The threshold figures might seem smaller than what could be expected for the respective proportions of detached houses, gardens, and access roads. This seemingly small figure may be compared to the results pertaining to population conservation, which requires larger areas than those identified for individual species conservation (Beninde et al., 2015; Smith, 2007). The identified threshold here is only a minimum corresponding to the species observed by participants, which is a subset of total diversity.

Considering an average garden size of 571 m^2 (Dewaelheyns et al., 2014), the proportions of domestic gardens in both 50 m and 100 m buffers represent approximately four gardens in the 50 m buffer and eight gardens in the 100 m buffer. Assembled in a patch, these gardens may account for coordinated individual actions in favor of pollinators in the neighboring gardens, either separated by fences or situated in a row along a street. As a result, it would not require many inhabitants to transform individual decisions with uncertain collective consequences into coordinated gardening decisions in favor of the target organism, that is, to shift from the "tyranny of small decisions" to a "resource by small gardening actions" (Dewaelheyns et al., 2016).

The threshold for the proportion of built-up areas with an effect on morphotype richness is variable in regression trees, ranging from 250 m to 1000 m scales. Considering the variety of pollinators, it may be that some key morphotypes respond overwhelmingly to certain spatial scales at different thresholds, which would result in these inconsistencies.

We chose to use the proportion of garden and built-up areas as landscape indicators in this study. Correlations exist between both proportions, but are not present at all spatial scales and are of low value when present, i.e. <0.16. Thus, each indicator independently contributes information in this study. A similar surface proportion of the indicator, regardless of which one, may point to a situation with either numerous fragmented areas or a single large area: total surface and fragmentation degree are thus undifferentiated (Andrén, 1994). Here, we cannot assess the particular situation to which pollinator richness responded. Although threshold determination is useful in statistical modeling when the non-linear effect is hypothesized, thresholds should subsequently be manipulated with caution. To guide urban planning in favor of biodiversity, goals and limitations associated with these thresholds need to be explicit from both scientific and management perspectives (Beninde et al., 2015). Indeed, each threshold may be viewed from two angles: either as a minimal requirement to be expanded or as a limiting value to be reached.

4.4. Orders favored at smaller scales in gardens

Finer scales of pollinator diversity may reveal a variability of responses to urbanization, as some groups, such as cavity-nesting bees (Hernandez et al., 2009) and social small-bodied species (Banaszak-Cibicka and Zmihorski, 2012), increase in cities, while others decrease: pollinators thus have various levels of urbanophobia (Deguines et al., 2012). Here, we identified orders that were favored or not by domestic garden surroundings at small spatial scales. Lepidoptera were favored by domestic garden surroundings at the 50 m spatial scale, which is consistent with their known sensibility to urbanization (Ramirez-Restrepo and MacGregor-Fors, 2017) and negative affinity for urban land use (Deguines et al., 2012). Likewise, Diptera have rather low affinities for urban land use (Deguines et al., 2012), which is consistent with them being favored by domestic garden surroundings in this study. Hymenoptera were not favored by domestic garden surroundings at the 50 m spatial scale. As insects belonging to this order are likely to have a positive affinity for urban land use (Deguines et al., 2012), the proportion of domestic gardens taken into account in this study may not be sufficient to reveal a positive effect of these less impervious surfaces (McKinney, 2008). Variability of species responses within the order may also account for the absence of differences when taking into account the entire order. Here, we also revealed that Coleoptera are not favored by domestic garden surroundings, which may be surprising given the general negative effect of urban land use on insects (McKinney, 2008; McIntyre, 2000), but this may also reflect certain management practices in gardens.

Overall, our findings indicate that Lepidoptera and Diptera could benefit from combined decisions in favor of insects at small spatial scales, coordinated between four and eight domestic gardens. This also points to the necessity for broader communication about insects and pollinators, as they are usually associated with negative feelings (Kellert, 1993), but can be recognized for utilitarian or aesthetic values (Barrow, 2002). While Lepidoptera have aesthetic qualities (Barrow, 2002), this is not the case with Diptera, for which more knowledge diffusion could help garden management in their favor.

5. Conclusion

This study identified the less explored role of domestic gardens as places that structure favorable features for pollinator habitat selection at the local scale after filtering due to urbanization. In line with Goddard et al. (2010), we acknowledge that the consideration of garden owners' individual management decisions as a whole is problematic as the scale of management is, at least, order-dependent. Garden owners should be encouraged to focus on management favorable to species with short dispersion and flight ranges, as these are most likely to be beneficial given that the positive effect of gardens occurs at this spatial scale. Concerning specific orders, garden owners should be encouraged to focus on management favorable to Lepidoptera and given more information about Diptera. To outline propositions for conservation behavior at the domestic garden scale, our study could be repeated with a smaller taxonomic resolution. For example, it could be extended to unique morphospecies. Public policies will be more effective if they combine various management approaches based on features that impact pollinator richness at different scales and favor connectivity instead of isolated patches, as well as coordination between local actors, namely gardeners, at the scale of garden patches. Regarding the SPIPOLL program, using morphotype identification level, which is less precise than species identification level, is also linked to the acknowledgment of participants' work. Indeed, using this dataset and communicating the results to participants is a means to motivate citizen scientists to continue contributing to the program.

Acknowledgments

The authors acknowledge all SPIPOLL participants, the SPIPOLL database managers, as well as two anonymous reviewers who provided helpful comments.

Funding

Île-de-France PSDR Dynamiques project, Labex BASC. M.L. is funded by the French Ministry of Research and the FdV Doctoral School (106 6411 11 00 900).

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data to this article can be found online at https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.310.

References

Andrén, H., 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. Oikos 71, 355. https://doi.org/10.2307/3545823.

Arnold, C.J.L., Gibbons, J.C., 1996. Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator. J. Am. Plan. Assoc. 62, 243–258.

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., Pysek, P., Siebert, S., Sushinsky, J., Werner, P., Winter, M., 2014. A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. Proc. R. Soc. B Biol. Sci. 281, 20133330. https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330.

Baldock, K.C.R., Goddard, M.A., Hicks, D.M., Kunin, E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L.M., Potts, S.G., Robertson, K.M., Scott, A.V., Stone, G.N., Vaughan, I.P., Memmott, J., 2015. Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower- visiting insects. Proc. R. Soc. Biol. Sci. 282, 20142849 (https://doi.org/10.1098).

Banaszak-Cibicka, W., Zmihorski, M., 2012. Wild bees along an urban gradient: winners and losers. J. Insect Conserv. 16, 331–343. https://doi.org/10.1007/s10841-011-9419-2.

Barrow, L.H., 2002. What do elementary students know about insects? J. Elem. Sci. Educ. 14, 51–56. https://doi.org/10.1007/BF03173848.

Bates, A.J., Sadler, J.P., Grundy, D., Lowe, N., Davis, G., Baker, D., Bridge, M., Freestone, R., Gardner, D., Gibson, C., Hemming, R., Howarth, S., Orridge, S., Shaw, M., Tams, T., Young, H., 2014. Garden and landscape-scale correlates of moths of differing conservation status: significant effects of urbanization and habitat diversity. PLoS One 9. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0086925.

Beninde, J., Veith, M., Hochkirch, A., 2015. Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. Ecol. Lett. 18, 581–592. https://doi.org/10.1111/ele.12427.

Bergerot, B., Fontaine, B., Julliard, R., Baguette, M., 2011. Landscape variables impact the structure and composition of butterfly assemblages along an urbanization gradient. Landsc. Ecol. 26, 83–94. https://doi.org/10.1007/s10980-010-9537-3.

Cameron, R.W.F., Blanuša, T., Taylor, J.E., Salisbury, A., Halstead, A.J., Henricot, B., Thompson, K., 2012. The domestic garden - its contribution to urban green infrastructure. Urban For. Urban Green. 11, 129–137. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.01.002.

Colding, J., 2007. "Ecological land-use complementation" for building resilience in urban ecosystems. Landsc. Urban Plan. 81, 46–55. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.10.016.

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 Ecosyst. 15, 19–52. https://doi.org/10.1007/s11252-011-0197-0.

Czech, B., Krausman, P.R., Devers, P.K., 2000. Economic associations among causes of species endangerment in the United States. Bioscience 50, 593–601. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0593:EAACOS]2.0.CO;2.

Daniels, G.D., Kirkpatrick, J.B., 2006. Does variation in garden characteristics influence the conservation of birds in suburbia? Biol. Conserv. 133, 326–335. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.011.

Davies, Z.G., Fuller, R.A., Loram, A., Irvine, K.N., Sims, V., Gaston, K.J., 2009. A national scale inventory of resource provision for biodiversity within domestic gardens. Biol. Conserv. 142, 761–771. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.016.

Deguines, N., Julliard, R., de Flores, M., Fontaine, C., 2012. The whereabouts of flower visitors: contrasting land-use preferences revealed by a country-wide survey based on citizen science. PLoS One 7, e45822. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0045822.

Deguines, N., Julliard, R., de Flores, M., Fontaine, C., 2016. Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization. Ecol. Evol. 6, 1967–1976. https://doi.org/10.1002/ece3.2009.

Deguines, N., de Flores, M., Loïs, G., Julliard, R., Fontaine, C., 2018. Fostering close encounters of the entomological kind. Front. Ecol. Environ. 16 (4), 202–203. https://doi.org/10.1002/fee.1795.

Desaegher, J., Nadot, S., Dajoz, I., Colas, B., 2017. Buzz in Paris: flower production and plant–pollinator interactions in plants from contrasted urban and rural origins. Genetica 145 (6), 513–523. https://doi.org/10.1007/s10709-017-9993-7.

Dewaelheyns, V., Rogge, E., Gulinck, H., 2014. Putting domestic gardens on the agenda using empirical spatial data: the case of Flanders. Appl. Geogr. 50, 132–143. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2014.02.011.

Dewaelheyns, V., Kerselaers, E., Rogge, E., 2016. A toolbox for garden governance. Land Use Policy 51, 191–205. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.11.016.

Fortel, L., Henry, M., Guilbaud, L., Guirao, A.L., Kuhlmann, M., Mouret, H., Rollin, O., Vaissière, B.E., 2014. Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (Hymenoptera: Anthophila) along an urbanization gradient. PLoS One 9. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104679.

Fuller, R.A., Gaston, K.J., 2009. The scaling of green space coverage in European cities. Biol. Lett. 5, 352–355. https://doi.org/10.1098/rsbl.2009.0010.

Garbuzov, M., Ratnieks, F.L.W., 2014. Quantifying variation among garden plants in attractiveness to bees and other flower-visiting insects. Funct. Ecol. 28, 364–374. https://doi.org/10.1111/1365-2435.12178.

Gardiner, M.M., Allee, L.L., Brown, P.M.J., Losey, J.E., Roy, H.E., Smyth, R.R., 2012. Lessons from lady beetles: accuracy of monitoring data from US and UK citizenscience programs. Front. Ecol. Environ. 10, 471–476. https://doi.org/10.1890/110185.

Gaston, K.J., Smith, R.M., Thompson, K., Warren, P.H., 2005. Urban domestic gardens (II): experimental tests of methods for increasing biodiversity. Biodivers. Conserv. 14, 395–413. https://doi.org/10.1007/s10531-004-6066-x.

Geslin, B., Le Féon, V., Folschweiller, M., Flacher, F., Carmignac, D., Motard, E., Perret, S., Dajoz, I., 2016. The proportion of impervious surfaces at the landscape scale structures wild bee assemblages in a densely populated region. Ecol. Evol. 6, 6599–6615. https://doi.org/10.1002/ece3.2374.

Goddard, M.A., Dougill, A.J., Benton, T.G., 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. Trends Ecol. Evol. 25, 90–98. https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.07.016.

Greenleaf, S.S., Williams, N.M., Winfree, R., Kremen, C., 2007. Bee foraging ranges and their relationship to body size. Oecologia 153, 589–596. https://doi.org/10.1007/s00442-007-0752-9.

Grimm, N.B., Grove, J.M., Pickett, S.T.A., Redman, C.L., 2008. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. Bioscience 50, 571–584.

Hernandez, J.L., Frankie, G.W., Thorp, R.W., 2009. Ecology of urban bees: a review of current knowledge and directions for future study. Cities Environ. 2, 360–376. https://doi.org/10.1002/9781118279519.ch20.

Herrera, C.M., 1990. Daily patterns of pollinator activity, differential pollinating effectiveness, and floral resource availability, in a summer-flowering Mediterranean shrub. Oikos 58, 277–288.
Hinners, S.J., Kearns, C.A., Wessman, C.A., 2012. Role of scale, matrix, and native habitat in supporting a diverse suburban pollinator assemblage. Ecol. Appl. 22 (7), 1923–1935.
Hochachka, W.M., Fink, D., Hutchinson, R.A., Sheldon, D., Wong, W.K., Kelling, S., 2012. Data-intensive science applied to broad-scale citizen science. Trends Ecol. Evol. 27, 130–137. https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.11.006.
Hostetler, N.E., McIntyre, M.E., 2001. Effects of urban land use on pollinator (Hymenoptera: Apoidea) communities in a desert metropolis. Basic Appl. Ecol. 2, 209–218. https://doi.org/10.1078/1439-1791-00051.
Hothorn, T., Zeileis, A., 2015. Partykit: a modular toolkit for recursive partytioning in R. J. Mach. Learn. Res. 16, 3905–3909.
Hothorn, T., Hornik, K., Strobl, C., 2017. Package "party". https://doi.org/10.1198/106186006X133933>.
Institut d'Aménagement et d'Urbanisme, 2012. http://www.iau-idf.fr/liau-et-vous/cartes-donnees/mode-doccupation-du-sol-mos.html.
Keitt, T.H., Urban, D.L., Milne, B.T., 1997. Detecting critical scales in fragmented landscapes: detecting critical scales in fragmented landscapes. Ecol. Soc. 1, 4–17. https://doi.org/10.5751/ES-00015-010104.
Kellert, S.R., 1993. Values and perceptions of invertebrates. Conserv. Biol. 7, 845–855.
Kleijn, D., Winfree, R., Bartomeus, I., Carvalheiro, L.G., Henry, M., Isaacs, R., Klein, A.-M., Kremen, C., M'Gonigle, L.K., Rader, R., Ricketts, T.H., Williams, N.M., Lee Adamson, N., Ascher, J.S., Báldi, A., Batáry, P., Benjamin, F., Biesmeijer, J.C., Blitzer, E.J., Bommarco, R., Brand, M.R., Bretagnolle, V., Button, L., Cariveau, D.P., Chifflet, R., Colville, J.F., Danforth, B.N., Elle, E., Garratt, M.P.D., Herzog, F., Holzschuh, A., Howlett, B.G., Jauker, F., Jha, S., Knop, E., Krewenka, K.M., Le Féon, V., Mandelik, Y., May, E.A., Park, M.G., Pisanty, G., Reemer, M., Riedinger, V., Rollin, O., Rundlöf, M., Sardiñas, H.S., Scheper, J., Sciligo, A.R., Smith, H.G., Steffan-Dewenter, I., Thorp, R., Tscharntke, T., Verhulst, J., Viana, B.F., Vaissière, B.E., Veldtman, R., Westphal, C., Potts, S.G., 2015. Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. Nat. Commun. 6, 7414. https://doi.org/10.1038/ncomms8414.
Knop, E., Gerpe, C., Ryser, R., Hofmann, F., Menz, M.H.M., Trösch, S., Ursenbacher, S., Zoller, L., Fontaine, C., 2017. Rush hours in flower visitors over a day-night cycle. Insect Conserv. Diver. 11, 265–275. https://doi.org/10.1111/icad.12277.
Kremen, C., Ullman, K.S., Thorp, R.W., 2011. Evaluating the quality of citizen-scientist data on pollinator communities. Conserv. Biol. 25, 607–617. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01657.x.
Lefebvre, V., Villemant, C., Fontaine, C., Daugeron, C., 2018. Altitudinal, temporal and trophic partitioning of flower-visitors in alpine communities. Sci. Rep. 8, 4706. https://doi.org/10.1038/s4158-018-23210-y.
Lepczyk, C.A., Aronson, M.F.J., Evans, K.L., Goddard, M.A., Lerman, S.B., Macivor, J.S., 2017. Biodiversity in the city: fundamental questions for understanding the ecology of urban green spaces for biodiversity conservation. Bioscience 67, 799–807. https://doi.org/10.1093/biosci/bix079.
Lerman, S.B., Contosta, A.R., Milam, J., Bang, C., 2018. To mow or to mow less: Lawn mowing frequency affects bee abundance and diversity in suburban yards. Biol. Conserv. 221, 160–174. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.01.025.
Levrel, H., Fontaine, B., Henry, P.Y., Jiguet, F., Julliard, R., Kerbiriou, C., Couvet, D., 2010. Balancing state and volunteer investment in biodiversity monitoring for the implementation of CBD indicators: a French example. Ecol. Econ. 69, 1580–1586. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.03.001.
Loram, A., Tratalos, J., Warren, P.H., Gaston, K.J., 2007. Urban domestic gardens (X): the extent & structure of the resource in five major cities. Landsc. Ecol. 22, 601–615. https://doi.org/10.1007/s10980-006-9051-9.
MacIvor, J.S., Packer, L., 2015. "Bee hotels" as tools for native pollinator conservation: a premature verdict? PLoS One 10, 1–13. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0122126.
Mathieu, R., Freeman, C., Aryal, J., 2007. Mapping private gardens in urban areas using object-oriented techniques and very high-resolution satellite imagery. Landsc. Urban Plan. 81, 179–192. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.11.009.
Matteson, K.C., Grace, J.B., Minor, E.S., 2013. Direct and indirect effects of land use on floral resources and flower-visiting insects across an urban landscape. Oikos 122, 682–694. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2012.20229.x.
McIntyre, N., 2000. Ecology of urban arthropods: a review and a call to action. Ann. Entomol. Soc. Am. 93, 825–835. https://doi.org/10.1603/0013-8746(2000)093[0825:EOUAAR]2.0.CO;2.
McKinney, M., 2002. Urbanization, biodiversity, and conservation. Bioscience 52, 883–890.
McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. Urban Ecosyst. 11, 161–176. https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4.
Obrist, M.K., Duelli, P., 2010. Rapid biodiversity assessment of arthropods for monitoring average local species richness and related ecosystem services. Biodivers. Conserv. 19, 2201–2220. https://doi.org/10.1007/s10531-010-9832-y.
Pardee, G.L., Philpott, S.M., 2014. Native plants are the bee's knees: local and landscape predictors of bee richness and abundance in backyard gardens. Urban Ecosyst., 1–19 https://doi.org/10.1007/s11252-014-0349-0.
Parris, K.M., 2006. Urban amphibian assemblages as metacommunities. J. Anim. Ecol. 75, 757–764. https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2006.01096.x.
Pinheiro, J.I., Bates, D., Debroy, S., Sarkar, D., Core Team, R., 2017. nlme: Linear and Non linear Mixed Effects Models. R Package Version 3.1-131. https://CRAN.R-project.org/package=nlme.
Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W.E., 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. Trends Ecol. Evol. 25, 345–353. https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007.
QGIS Developement Team, 2017. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation http://qgis.osgeo.org.
R Core Team, 2017. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austri http://www.R-project.org.
Ramirez-Restrepo, L., MacGregor-Fors, I., 2017. Butterflies in the city: a review of urban diurnal Lepidoptera. Urban Ecosyst. 20, 171–182. https://doi.org/10.1007/s11252-016-0579-4.
Salisbury, A., Armitage, J., Bostock, H., Perry, J., Tatchell, M., Thompson, K., 2015. Enhancing gardens as habitats for flower-visiting aerial insects (pollinators): should we plant native or exotic species? J. Appl. Ecol. 52, 1156–1164. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12499.
Smith, P.G.R., 2007. Characteristics of urban natural areas influencing winter bird use in southern Ontario. Canada. Environ. Manage. 39, 338–352. https://doi.org/10.1007/s00267-005-0028-2.
Smith, R.M., Gaston, K.J., Warren, P.H., Thompson, K., 2006a. Urban domestic gardens (VIII): environmental correlates of invertebrate abundance. Biodivers. Conserv. 15, 2515–2545. https://doi.org/10.1007/s10531-005-2784-y.
Smith, R.M., Warren, P.H., Thompson, K., Gaston, K.J., 2006b. Urban domestic gardens (VI): environmental correlates of invertebrate species richness. Biodivers. Conserv. 15, 2415–2438. https://doi.org/10.1007/s10531-004-5014-0.
Sperling, C.D., Lortie, C.J., 2010. The importance of urban backgardens on plant and invertebrate recruitment: a field microcosm experiment. Urban Ecosyst. 13, 223–235. https://doi.org/10.1007/s11252-009-0114-y.
Steffan-Dewenter, I., Münzenberg, U., Bürger, C., Thies, C., Tscharntke, T., 2002. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. Ecology 83, 1421–1432. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[1421:SDEOLC]2.0.CO;2.
Tommasi, D., Miro, A., Higo, H.A., Winston, M.L., 2004. Bee diversity and abundance in an urban setting. Can. Entomol. 136, 851–869. https://doi.org/10.4039/n04-010.
Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., James, P., 2007. Promoting ecosystem and human health in urban areas using green infrastructure: a literature review. Landsc. Urban Plan. 81, 167–178. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001.
United Nations, 2014. World Urbanization Prospects. United Nations https://doi.org/10.4054/DemRes.2005.12.9.
van Heezik, Y., Smyth, A., Mathieu, R., 2008. Diversity of native and exotic birds across an urban gradient in a New Zealand city. Landsc. Urban Plan. 87, 223–232. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.06.004.
With, K.A., Caderet, S.J., Davis, C., 1999. Movement responses to path structure in experimental fractal landscales. Ecology 80, 1340–1353. https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080%255B1340:MRTPSI%255D2.0.CO%253B2.
Zurbuchen, A., Landert, L., Klaiber, J., Müller, A., Hein, S., Dorn, S., 2010. Maximum foraging ranges in solitary bees: only few individuals have the capability to cover long foraging distances. Biol. Conserv. 143, 669–676. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.003.

Supplementary results

Figure S1. Plot of Moran's I calculated from morphotype richness per 20 min.

Figure S2. Plot of (A) unstandardized for local context model and (B) standardized for local context model residuals against fitted values. The models differed in terms of the respective absence or presence of the garden context variable, with no significant effect being observed in the model that included it. Both plots are thus very similar.

Figure S3. Plot of Moran's I calculated based on (A) unstandardized for local context model and (B) standardized for local context model residuals. Autocorrelation was calculated for 20 intervals of 100m. Moran's I of the first data point indicates a significant residual autocorrelation ($p<0.0001$ for unstandardized for local context model and $p<0.0001$ for standardized for local context model) at a low level ($I=0.0873$ for unstandardized for local context model and $I=0.0869$ for standardized for local context model). The models differed in terms of the respective absence or presence of the garden context variable, with no significant effect being observed in the model that included it. Both plots are thus very similar.

Figure S4. Regression trees using residuals from the standardized for local context model (i.e., including the garden context variable), with a synthesis of all corresponding trees from the pool of 500 drawn trees. A: 50m buffer (393 trees); B: 100m buffer (222 trees); C: 250m buffer (372 trees); D: 500m buffer (290 trees); E: 1000m buffer (211 trees). Variables for nodes are shown in circles. Threshold values of the variables are given on the formed branches. For each terminal node, the associated mean +/- sd for morphotype richness as well as the number of data points are given. Significant p-values for the difference between mean morphotype richness are indicated below each tree.

Figure S5. Regression tree for the standardized for local context model (i.e., including the garden context variable) with all spatial scales taken into account and a synthesis of all corresponding trees from the pool of 500 drawn trees (279 trees). Variables for nodes are shown in circles. Threshold values of the variables are given on the formed branches. Terminal nodes are numbered, and the associated mean +/- sd for morphotype richness is given. Significant p-values for the difference between mean morphotype richness are indicated.

Table S1. Percentage of trees found for each number of terminal nodes for the 500 trees drawn for the standardized for local context model residuals. Percentages are broken down into subcategories of splitting variables only within the most represented categories of terminal nodes.

Table S2. Percentage of trees found for each number of terminal nodes for the 500 trees drawn for the unstandardized for local context model residuals. Percentages are broken down into subcategories of splitting variables only within the most represented categories of terminal nodes.

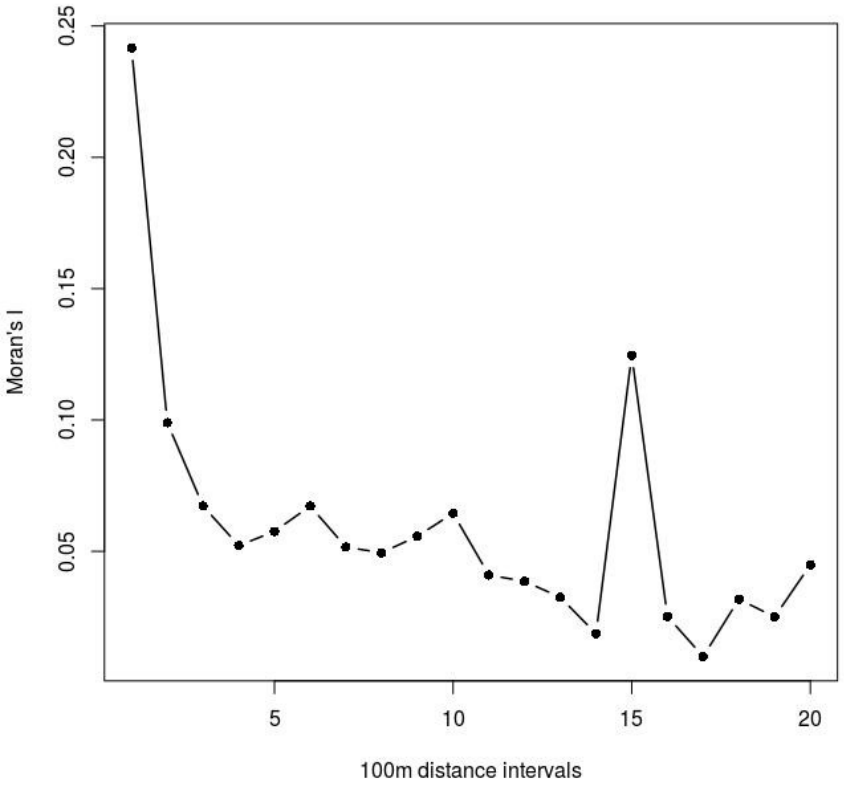
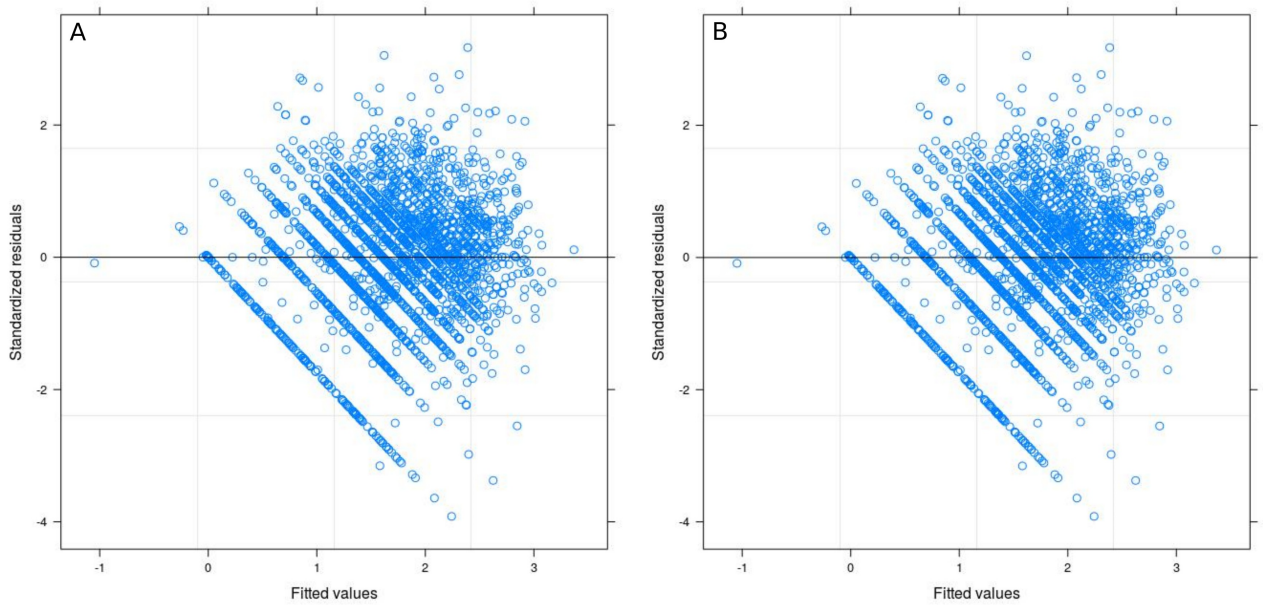


Figure S1. Plot of Moran's I calculated from morphotype richness per 20 min.



38 Figure S2. Plot of (A) unstandardized for local context model and (B) standardized for local context
39 model residuals against fitted values. The models differed in terms of the respective absence or
40 presence of the garden context variable, with no significant effect being observed in the model that
41 included it. Both plots are thus very similar.

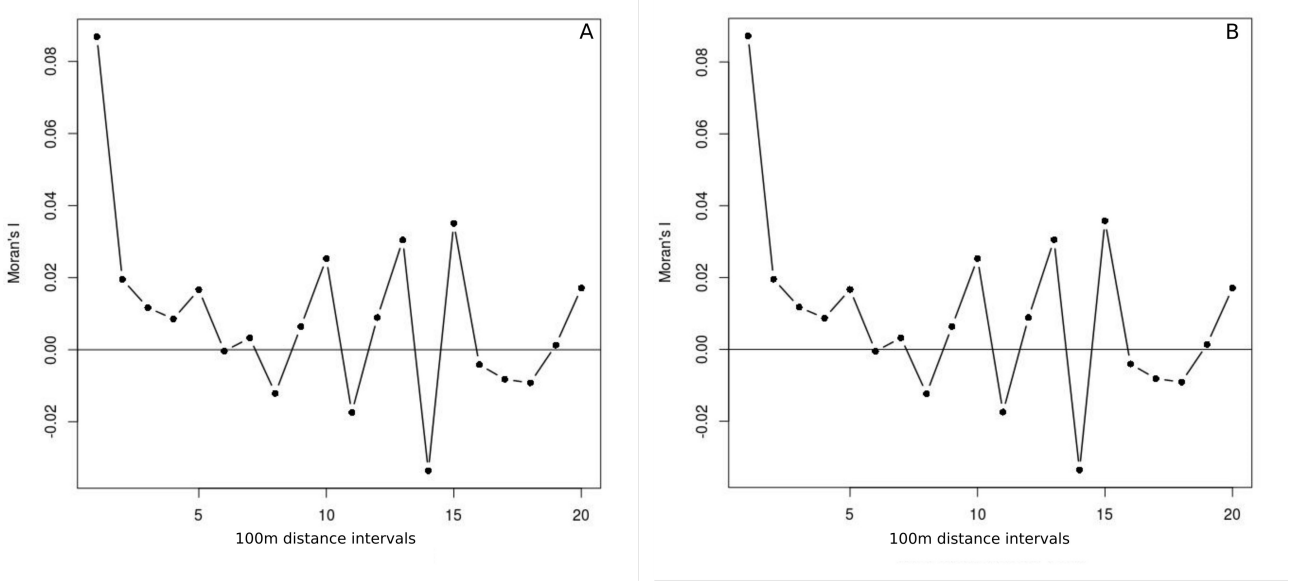


Figure S3. Plot of Moran's I calculated based on (A) unstandardized for local context model and (B) standardized for local context model residuals. Autocorrelation was calculated for 20 intervals of 100m. Moran's I of the first data point indicates a significant residual autocorrelation ($p<0.0001$ for unstandardized for local context model and $p<0.0001$ for standardized for local context model) at a low level ($I=0.0873$ for unstandardized for local context model and $I=0.0869$ for standardized for local context model). The models differed in terms of the respective absence or presence of the garden context variable, with no significant effect being observed in the model that included it. Both plots are thus very similar.

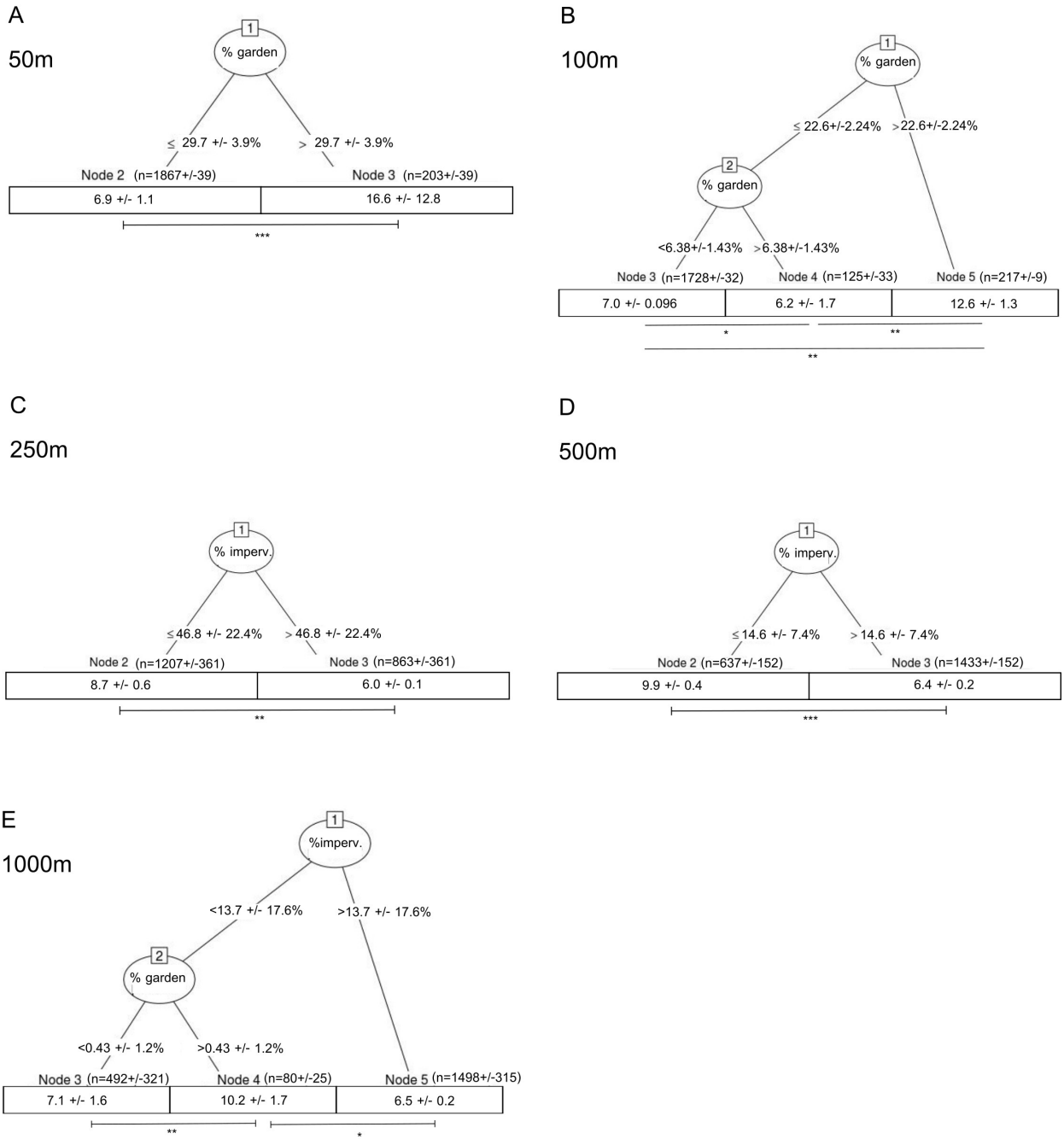


Figure S4. Regression trees using residuals from the standardized for local context model (i.e., including the garden context variable), with a synthesis of all corresponding trees from the pool of 500 drawn trees. A: 50m buffer (393 trees); B: 100m buffer (222 trees); C: 250m buffer (372 trees);

D: 500m buffer (290 trees); E: 1000m buffer (211 trees). Variables for nodes are shown in circles. Threshold values of the variables are given on the formed branches. For each terminal node, the associated mean +/- sd for morphotype richness as well as the number of data points are given. Significant p-values for the difference between mean morphotype richness are indicated below each tree.

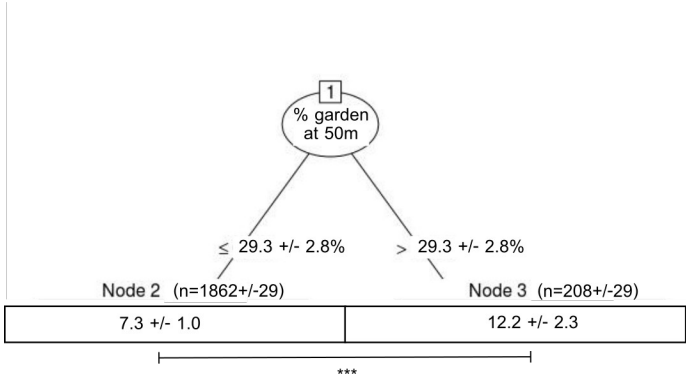


Figure S5. Regression tree for the standardized for local context model (i.e., including the garden context variable) with all spatial scales taken into account and a synthesis of all corresponding trees from the pool of 500 drawn trees (279 trees). Variables for nodes are shown in circles. Threshold values of the variables are given on the formed branches. Terminal nodes are numbered, and the associated mean +/- sd for morphotype richness is given. Significant p-values for the difference between mean morphotype richness are indicated.

Table S1. Percentage of trees found for each number of terminal nodes for the 500 trees drawn for the standardized for local context model residuals. Percentages are broken down into subcategories of splitting variables only within the most represented categories of terminal nodes.

Number of terminal nodes	**1**	**2**			**3**					**4**	**5**
Splitting variables[a]	Total	%i	%g	Total	%g,%g	%g,%i	%i,%g	%i,%i	Total	Total	Total
Buffer											
50m	0.2	0	**78.6**	78.6	-	-	-	-	20.2	1	0
100m	0.4	-	-	31	**44.8**[b]	3.2	2	0	50	17.6	1
250m	1.6	**74.4**	0	74.4	-	-	-	-	23.4	0.6	0
500m	0	**58**	0	58	-	-	-	-	38.6	2.8	0.6
1000m	1.2	-	-	27	0	0.2	**42.2**[c]	14.8	57.2	14.2	0.4
All spatial scales	0.8	14.6	**49.8**	64.4	-	-	-	-	30	4.8	0

[a] %i: proportion of impervious surfaces; %g: proportion of garden areas

[b] Overall, 0.4% of trees use %g splitting variable within the high %g intermediary node and 44.4% within the low %g intermediary node.

[c] All trees use %g splitting variable within the low %i intermediary node.

Table S2. Percentage of trees found for each number of terminal nodes for the 500 trees drawn for the unstandardized for local context model residuals. Percentages are broken down into subcategories of splitting variables only within the most represented categories of terminal nodes.

Number of terminal nodes	**1**	**2**				**3**									**4**	**5**	**6**	**7**
Splitting variables[a]	Total	%i	%g	G	Total	%g,%g	%g,G	%g,%i	G,%g	G,%i	%i,%g	%i,G	%i,%i	Total	Total	Total	Total	Total
Buffer																		
50m	0.6	0	**82.4**	5.2	87.6	-	-	-	-	-	-	-	-	11.6	0.2	0	0	0
100m	0.6	-	-	-		10.4	0.6	1.6	**47.2**[b]	11	1	0.4	0	72.2	6.4	3.6	0.2	0
250m	0.4	-	-	-		0	0	0	0	**49.6**[c]	0.2	27	0	76.8	15.8	0.6	0	0
500m	0.2	-	-	-		0	0	0	0.2	12.4	0.2	**57.2**[e]	0	70	18.8	1.4	0	0
1000m	0.6	-	-	-		0	0	0	0	**55.4**[d]	9.4	1.6	5.4	71.8	8.2	5.6	1.8	0.2
All spatial scales	1	10.25	**49**	0.2	59.4	-	-	-	-	-	-	-	-	34.8	4.8	0	0	0

[a] %i: proportion of impervious surfaces; %g: proportion of garden areas; G: garden context

[b] All trees use %g splitting variable within the inside garden context intermediary node.

[c] Overall, 0.2% of trees use %i splitting variable within the outside garden context intermediary node and 49.4% within the inside garden context intermediary node.

[d] All trees use %i splitting variable within the inside garden context intermediary node.

[e] All trees use G splitting variable within the low %i intermediary node.

Annexe C

Domestic garden floral resources shift from local spontaneous flora to alien cultivated flora over time

Objectifs de l'article

- Fournir un aperçu de la diversité florale, des plantes communes et des plantes rares dans les jardins domestiques
- Caractériser les fleurs dans le jardin domestiques en fonction de leur rareté, de leur caractère spontané ou non, de leur origine locale ou non
- Relier la diversité et les caractéristiques de la flore du jardin aux variables de ce socio-écosystème : variables environnementales du paysage et du jardin, variables individuelles du psychologie de l'environnement

Ce chapitre est un manuscrit rédigé en cours de révision auprès des deux autrices. Il sera soumis à *Peer Community In Ecology*[1].

1. https ://ecology.peercommunityin.org/

Manuscrit : Domestic garden floral resources shift from local spontaneous flora to alien cultivated flora over time

Marine Levé and Carmen Bessa-Gomes

Abstract Domestic gardens are part of urban greens spaces, valued as biodiversity refuge places. Plants are part of domestic gardens biodiversity and are valued by inhabitants, but also for several ecosystem services and as potential ressources for other organisms, such as pollinators. Garden flora is variable and may rely on landscape as well as garden characteristics. Here, we chose to study the possible complementarity of cultivated and spontaneous garden flowers for pollinator ressources. We investigated the dependance of flower diversity, rarity, spontaneity vs. cultivated level and origin to landscape and garden parameters as well as social parameters and time. We explored the effects of urbanisation, garden configuration, composition, age and size and individual relation toward nature. Larger and older as well as gardens surrounded by less urbanized land welcomed a greater diversity of flowers. Those gardens seemed to welcome a common flora of the region as well as flora chosen by the inhabitants. Over time, dissimilarity between gardens grew, due to a greater number of cultivated rare flowers : a shift from local, common and spontaneous flowers to more exotic, rarer and more cultivated flowers was seen. Complementary between flowers sometimes chacarterized as weeds and flowers more controlled by inhabitants may assure resources consistency over time for pollinators, as long as they use them.

Keywords : Domestic gardens ; flora variety ; urbanization ; habitat diversity

1 Introduction

Urban green spaces are nowadays valued as biodiversity refuge places (Lepczyk et al., 2017). Among urban green spaces biodiversity components are plants, which are defining greenspaces as green. Plants' occurences and frequencies are not equivalent in all cities : for instance, in Europe, cities host a higher proportion of urban forests (Pauleit et al., 2002). Flowering plants are predominant in cities (Forman, 2014) and among them, Compositaceae, Graminaceae and Labiatae encompass a great amount of cities' floral diversity (Hodgson, 1986). Several processes are at stake in explaining plants' presence in cities. Part of the plants are spontaneously growing in cities, e.g. in urban wasteland (Brun, 2016). Cities also manage urban flower biodiversity by taking decisions about cities' flowering and extend of so called weeds' control by chemical products. In Paris, France, cimeteries are no more trated by chemicals and various spontaneous plants are growing. Plants' presence is also associated with higher levels of well-being and favors good physical and mental health (Tzoulas et al., 2007). In a summary of ecological services provided by plants in urban settings, mostly in France, Musy (2014b) recalled that water filtration depends on vegetation, as well as air quality, and the micro-scale climate and temperature regulation is also linked to vegetation cover, density and type. Plants within urban green spaces also provide cultural and recreative services to humans (Bolund et Hunhammer, 1999) and other organisms rely on plants, such as pollinators which find food resources in flowers, nectar and pollen.

Cultivated species represent a great amount of the urban plants and flowers and are covering between 60 and 70% of urban green spaces (Gilbert, 2012, cited by Forman, 2014, p. 209) in the form of lawn, flowered gardens, street trees and others (Forman, 2014, p. 210). Cultivated species are often horticultural species and may be selected with a specific aim, e.g. esthetic qualities or chemicals resistance (Joan Nassauer, 1997). More recently, choices of pollinator friendly flowers increased, flowers being chosen because of functional characteristics linked to pollen and nectar production as well as pollinators attractivity. Plants are therefore sold as pollinator friendly and proposed for instance in garden centers. This selected, horticultural flora may come from various places and especially be alien to the final planting region. (A. L. Johnson, Fetters et Ashman, 2017) unerlined the varible invasion potential of some of those pollinator friendly flower species which may be strong competitors for local flora. Thus, along with the distinction

between cultivated and spontaenous flora must be also considered a distinction between alien and local flora. Urban vegetation encompasses both at various degrees. In Berlin city center, 50% of sampled species are alien, while they are 29% in the surrouding suburban area (Sukopp et Werner, 1983 ; Kowarick, 1990). Domestic gardens are mostly located in suburban areas and are particular urban green spaces because of their private state. They encompass both cultivated and spontaneous flora (Marco et al., 2008 ; R. M. Smith, K. Thompson et al., 2006), as well as local and alien floral (R. M. Smith, K. Thompson et al., 2006). To our konwledge, few studies focused on urban and suburban domestic gardens flora, those places being not easily accessible. It is however known that, even if domestic gardens may be highly managed places, they may also host a great amount of local plants diversity (R. M. Smith, K. Thompson et al., 2006). Domestic garden floral diversity also relies on cultivated flora : cultivated flowers chose by inhabitants participate to gardens heterogeneity because part of them are present only at few occurences in domestic gardens (Marco et al., 2008).

Domestic gardens are also places where pollinator friendly flowers may developp, as those individual pro-biodiversity behaviors are now encouraged and pollinator friendly flowers are easily accessible to individuals in garden centers (Garbuzov, Alton et F. L. Ratnieks, 2017). Domestic gardens may host flower species benefiting to pollinators but inhabitants of domestic gaardens may also choose to grow flowers on the basis of other reasons, especially aesthetic quality of flowers (Paris, 2006 ; Bergues, 2011 ; Dubost, 1999), or individual history toward nature, which may influence choices of vegetation types (Ribloulot-Chetrit, 2016). Spontaneous flora hosted in domestic gardens may result from previous plantations by the former owner, from seed tranfers from neighbours, from seed bank of the soil, especially in newly built plots where soil usually is transfered from other locations hosting various plant (Robinson et al., 2018). Domestic gardens thus are at the crossroads of various influences : environmental ones (e.g. local species geagraphic repartition), ecological ones at the garden scale (e.g. requirements of species local scale conditions for growth), and human ones (e.g. choices of plantations and garden management which impact flora). Domestic gardens are thus characterized as socio-ecological systems, under the influence of both the environmental and humans.

In studying flowers in domestic gardens, and especially wondering about flower resources for pollinators, it is thus necessary to take into account both aspects of this socio-ecological system. Here, we propose to determine links between flower

diversity, flower rarity, flowers cultivated or spontaneous type and flowers local or alien type with environmental components and human components in suburban gardens. We aimed at partly understanding to what extend cultivated and spontaneous flora might be complementary in providing resources for pollinators. Indeed, based on personal observations of gardens, horticultural species were often chosen to ensure a continuous flowering of the garden, even if flowering time of non-horticultural flowers was over : they might act as complementary resources for insects. A similar shift was identified in a Japaneese park, were a local bee species first gathered pollen from native plants and then shifted to rather non native plants (Koyama et al., 2018).

Numerous characteristics of the environment and of the human inhabitants are available as variables for studies. Because our interest is also in urban and surburban ecological dynamics, we chose to retain urbanisation as an environmental descriptor. Composition and configuration of domestic gardens are important in determining insects richness and abundance in gardens but effects of individual configuration and composition variables are also highly variable depending on insects taxa (R. M. Smith et al., 2006 ; R. M. Smith, Warren et al., 2006 ; Potts et al., 2010). Here, we chose to use as garden size ecological variables (1) garden area, as it was consistenly related to insects and invertebrates richness and abundance in several studies (e.g. R. M. Smith, Warren et al., 2006 ; R. M. Smith et al., 2006, (2) a measure of garden habitat diversity taking into account the different types of ground occupation, e.g. lawn, vegetable garden or hedges, as well as their relative surfaces based on R. M. Smith, Warren et al. (2006), (3) a measure of flowers presence area in the garden, as we are specifically interested in flowers (4) a measure of garden naturalness, which was already successfully used to determine butterfly and bumblebees richness in parisian gardens (Muratet et Benoit Fontaine, 2015), (5) garden age, determined as house age, as this is also a consistent variable in determining insects and arthropods richness (R. M. Smith, Warren et al., 2006 ; R. M. Smith et al., 2006) and is a proxy for length of garden history. A diversity of human related variables exists in the literature in order to characterize humans possible influences. Here, we chose to refer to the environmental psychology domain because it uses variables allowing a general interpretation. We used a quantification of the individual relation toward nature, which encompasses connexion with nature. Several studies underlined the positive relationship between a high connexion with nature and concern for biodiversity (Soga, Gaston et al., 2016) or frequency of contacts with natural places (Col-

LÉONY et al., 2017 ; SOGA, GASTON et al., 2016).
Based on these decriptors of environmental, garden scale and human influences on the garden floral, we aimed at testing the following hypothesis : (1) larger and more complex gardens are welcoming a higher floral diversity ; (2) diversity is being contrained negatively by urbanization and positively by individual relation toward nature ; (3) horticultural floral is still flowering after non-horticultural flora and may act as a complementary resource for pollinators.

2 Methods

2.1 Sampling places

We sampled 30 domestic gardens in Île-de-France region, in the South-East from Paris. Gardens were located in 14 different cities from Essonne, Hauts-de-Seine and Yvelines and localisation are shown in Figure C.1. We did five botanical sampling sessions in each garden between March 2017 and September 2017, covering spring and summer. Gardens sampling order was changed from one session to the other but could not be randomized because sampling was constrained by the aggrement and the presence of the inhabitants. One garden was sampled only four times and another only three times because of inhabitants constraints (French holidays in particular). A time variable was constructed from smapling dates and indicates time elapsed since the first day of sampling.

2.2 Sampled variables

2.2.1 Garden composition and configuration

We established a map of each garden, showing the different spaces inside the garden. Garden spaces categorization was based on R. M. SMITH, WARREN et al. (2006) and encompassed sheds, uncut grass, hedges, shrubs, paved paths or terraces, lawns, flower beds, vegetable gardens, non-paved paths, wood terraces, ponds, other spaces. The shrub category was added to (R. M. SMITH, WARREN et al., 2006) categories and represented cultivated areas mostly planted with flowering non herbaceous low or medium height vegetation. Other spaces included pets reserved spaces, such as tortoise or hens enclosures or large open composting/dead leaves area. We numerized all garden plans in a Geographic Information System (GIS) using QGIS software (QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2009).

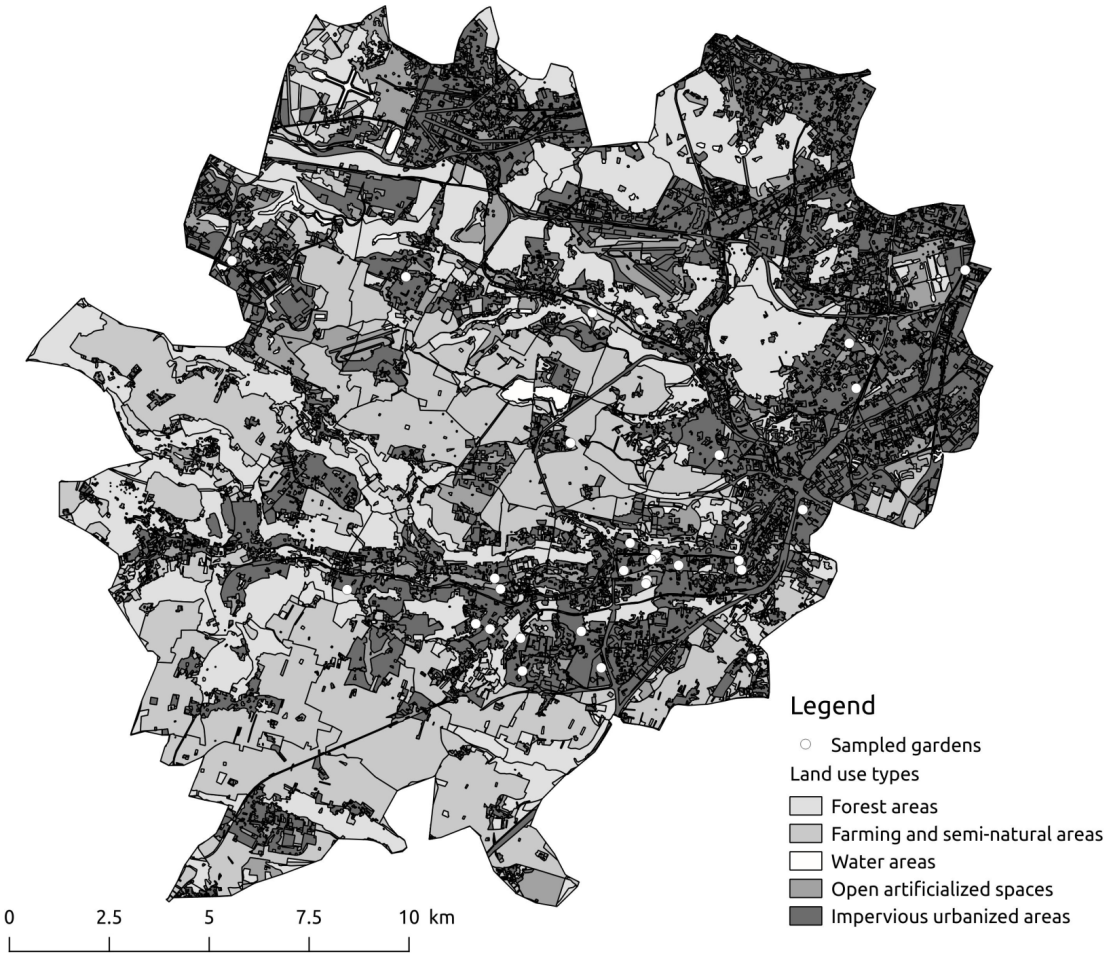


FIGURE C.1 – Locations of sampled gardens within the study area landscape. (Land use data : MOS 2012, French land use database provided by the French Institute for planing and urbanism, `https://www.iau-idf.fr/`.)

Garden area variable was measured from the GIS. Surfaces of each land uses in garden was measured from the GIS and we calculated Simpson diversity index for land uses. We calculated the proportion of garden surface covered by flower beds and shrubs from the GIS. We calculated a naturalness index based on Muratet et Benoit Fontaine (2015) work by stating in the observation if gardens hosted (1) nettles, (2) ivy, (3) brambles, (4) fallow, (5) one or more dead tree(s) and (6) stems. Each item was score 0 if absent and 1 if present and the sum of all constructed the naturalness score. Year of house construction was also noted. As inhabitants were not all able to give the precise year of construction, we recorded it as deceny of construction and we used the number of years elapsed since construction as a variable in this study.

2.2.2 Flora sampling

We identified all flowering plants during each session. Plants were identified in the garden when possible in order to reduce the number of samples, especially samples of cultivated species, as this could have been less appreciated by the inhabitant. Inhabiants were in some cases helpfull to determine species, especially cultivated ones. If necessary, we completed the identification in the laboratory on the basis of photographs or samples. Identification was done at the species level when possible and limited to the genus if not. This is especially the case of some horticultural genus, such as *Rosa* or *Salvia*. We identified flowers present in all spaces of the garden at the exeption of sheds. Sampling and identification have been conducted by M.G. and M.L.

Each plant was categorized as spontaneous, cultivated or already present based on a discussion with the inhabitants. A spontaneous flower was a flower observed by the inhabitants in the garden but that he or she did not plant. A cultivated flower was a flower planted by the inhabitants, regardless of its origin, e.g. purchased in a garden center or brought back from a natural place. The already present categorie encompassed all shrubs already in the garden before the arrival of the current inhabitants. This did not include herbaceous species which flower every year and could have been planted by a previous owner, such as *Narcissus*, because we could not determine if they had been indeed planted before or not.

Each plant was categorized as local or alien to Île-de-France based on the Flore d'Île-de-France (Jauzein et Nawrot, 2013) refence guide. If a plant was not mentioned in this reference, we considered it as alien.

2.2.3 Landscape variables

We calculated several landscape variables as land use proportions around each garden in a 200m radius circle. We used the Geographic Information System map reporting land use categories over the Île-de-France region, the MOS database (Institut d'Aménagement et d'Urbanisme 2012) in order to obtain surfaces of farming, impervious and domestic gardens land-uses. The 200m radius circle was chosen according to the literature on flight and foraging distances of pollinators (Zurbuchen et al., 2010 ; Greenleaf et al., 2007) as well as according to a previous work in Île-de-France identifying a threshold for landscape and local effects on pollinators richness between 100m and 250m (Levé, Baudry et Bessa-Gomes, 2019).

2.2.4 Individual relation with nature variable

We used the Inclusion of Nature in Self (INS) (Paul W. Schultz, 2001) and the biospheric value score (Stern, 2000). We measured both variables through a questionnaire distributed to inhabitants on the first day of sampling. INS was measured on a 5-point scale of five pairs of circles labelled Nature and Self, from non-overlapping circles to fully overlapping circles : inhabitants had to indicated the pair of circles which best represented the way they felt connected to nature. Biospheric value score was measured on a 9-point scale by asking inhabitants to which extend a set of four sentences related to the envrionement and the biosphere best described their usual behavior. We then verified the coherence of ranking among the four sentences using Cronbach's α and averaged the result over the four sentences to obtain the biospheric value score. The four proposed sentences were (1) protecting the environment, (2) respecting the earth, (3) acting against pollution and (4) feeling good in nature.

2.3 Model variables

2.3.1 Genera diversity, rarity index, spontaneity index, origin index

We calculated flora diveristy per garden per session. As we could no determine all flowers to species, floral diversity was claculated as genera diversity.

We calculated a rarity index, defined as, for each genus, the total number of gardens in which the genus is observed. The rarity index lies thus between 1 for a genus observed in only one garden, rare, and 30 for a flower observed in all gardens, common.
We calculated a spontaneity index, defined as, for each genus, the proportion of occurrences linked to a spontaneous plant, across all gardens and all session. We used the spontaneous - cultivated - already in garden categorization and identifications to the more precise level available, i.e. species or genus, in order to determine this proportion. The spontaneity index lies therefore between 0, indicating that all occurrences are linked to cultivated plants, and 1, indicating that all occcurrences are linked to spontaneous plants. Proportion of plants already in the garden was low compared to the total (2.7%) and we thus included them in the spontaneous plants for the calculation because they did not require an active behavior from the inhabitant to enter the garden, contrary to cultivated plants.
We calculated an origin index, defined as, for each genus, the proportion of occurrences linked to a local plant, across all gardens and all sessions. We used the local and non-local categorization and identifications to the more precise level available, i.e. species or genus, in order to determine this proportion. The origin index therefor lies between 0, indicating that all occurrences are linked to non-local plants, and 1 , indicating that all occurrences are linked to local plants.
We calculated rarity, spontaneity and origin indexes per garden as the average of this garden genera indexes.

2.3.2 Dissimilarity

We computed a dissimilarity index from the sites (gardens) - genera matrix of each session. We used Bray-Curtis index and the `vegdist` function from R package `vegan` (Oksanen et al., 2018). We included in each session the total number of gardens sampled during the session, i.e. 29 gardens in sessions 1, 2 and 4 and 30 gardens in sessions 3 and 5.

2.3.3 Gardens and individual relation with nature composite variables

Because the dataset encompasses 30 gardens, we reduced the number of explanatory variables by constructing composite variables.
We reduced all five variables of garden composition and configuration to two va-

riables through Hill-Smith ordination, using the `dudi.hillsmith` function of R package `vegan` (Oksanen et al., 2018).The first two ordination axes account for 73.33% of cumulative explained variance and respectively 38.39% and 35.04% pf explained variance for each axe. Scores of each garden variable on each axe is given in Table C.1.

We averaged both variables of connexion with nature after having checked their

Variable	**Score on 'axe 1**	**Score on axe 2**
Garden area	0.135	0.694
Naturalness index	0.075	0.604
Construction year	0.349	0.389
Proportion of flower beds and shrubs	0.775	0.0587
Habitat diversity index	0.579	0.00673

Table C.1 – Scores of each garden variable on each axe of the Hill Smith ordination

consistency with Cronbach's α.

2.4 Statistical analyses

All analyses were carried out in R (R Core Team, 2018).

2.4.1 Descriptive statistics

We provided a general statistical description of the data set for each group of variables, garden ones, landscape ones and connexion with nature ones. We tested for correlations between variables within each group of variables and between groups of variables with non-parametric Spearman correlation coefficient and Holm correction for multiple comparisons. Because of the high number of variables compared to the number of sampled sites we presented correlations at $\alpha = 0.05$ and $\alpha = 0.10$.

We tested for correlations between rarity, spontaneity and origin indexes with non-parametric Spearman test.

2.4.2 Modelling genus diversity, rarity index, spontaneity index and origin index

We constructed models with average genus diversity per garden per session and average floral indexes per garden per session response variables. Therefore, models rely on 147 data points. For each response variable, we constructed a model using the following explanatory variables : the two garden's composite variables, impervious surface proportion, individual relation with nature variable and time variable. We used a generalized linear model (GLM) for genus diversity count data with the R `glm` function and poisson link function. We used a linear model for floral indexes with the R `lm` function. Model selection was based on AIC and we present all models with δ AIC < 2.

2.4.3 Modelling genus diversity against floral indexes

We constructed a GLM of genus diversity against each of the three indexes. Models included the concerned floral index, the time variable and an interaction term. There were implemented in R with the `glm` function and the poisson link function.

2.4.4 Dissimilarity evolution

We did paired comparisons of dissimilarity values between all sessions, corrected with Holm method.

3 Results

3.1 Description of garden, landsape and individual relation with nature variables

Average values for each variable are presented in table C.2.

Garden composition and configuration variables presented several correlations. Garden area was positively correlated with naturalness. Flower beds and shrubs proportion was positively correlated with garden habitat diversity. Correlations' values are grouped in table C.3.

Individual relation with nature variables were positively correlated (p=0.02854 ; S=2697.3 ; $\rho = 0.40$).

Variable	Average	Standard deviation	Min	Max
Garden area	353.4	294.8	74	1 300
Naturalness	1.4	1.3	0	5
Flower beds and shrubs proportion	0.17	0.18	0	0.59
Habitat diversity	0.55	0.14	0.19	0.80
years since construction	52.0	28.7	7	107
Impervious surface proportion	0.75	0.17	0.31	0.99
Biodpheric value	5.9	1.1	3.3	7
INS	4.0	0.83	3	5

TABLE C.2 – Average, minimal, maximal values for garden, landscape and connexion with nature variables.

	Area	Naturalness	Shrubs and flower beds	Habitat diversity	Years since construction
Area	1	0.01099	1	1	0.9026
Naturalness	0.567	1	1	1	1
Shrubs and flower beds	-	-	1	0.001917	0.164
Habitat diversity	-	-	0.630	1	1
Years since construction	-	-	-	–	1

TABLE C.3 – Correlation matrix between garden composition and configuration variables. Superior diagonal indicates p-values after correction and inferior diagonal indicates ρ values when p-value is lower than 0.05.

After correction for multiple comparisons no correlations remained between individual relation with nature, landscape and garden variables.

3.2 Description of floral genera diversity and floral indexes

Gardens encompassed a total of 312 different genera. Among those 312 genera, 70 were sampled in ten gardens and more while 243 were sampled in nine gardens or less. Overall, 84 genera, i.e. 27% of all genera, were sampled in only one garden (Fig. C.2). The *Poa* genus was sampled in all 30 gardens ; the *Cardamine* genus was sampled in 29 gardens ; the *Bellis*, *Lactuca*, *Trifolium* and *Viola* genera were sampled in 28 gardens. Full list of genera per number of gardens in which they appeared is given in appendix (table C.9).

Accross all sampling sessions, gardens encompassed an average of 63 +/- 25 ge-

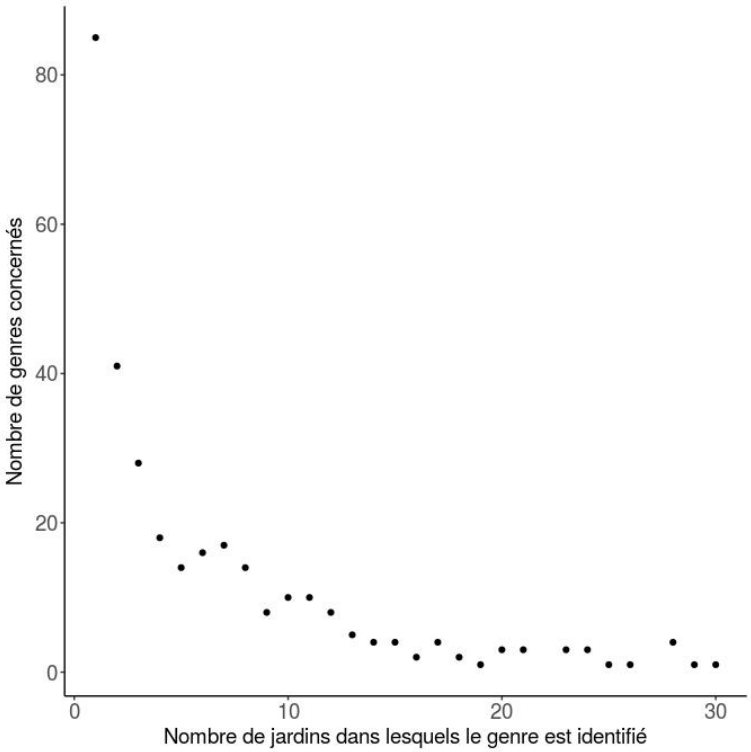


FIGURE C.2 – Rares and common genera in gardens.

nera, with a minimum of 15 genera and a maximum of 122 genera. Taking into account each sampling session separately, minimum number of sampled genera is 2 and maximum 56.

Average rarity index of gardens accross all sessions was 13.82 +/- 8.20, which indicates that, on average, genera hosted in a garden are present in half of all other

Session	Average of genus diversity (+/- std)
1	12.8 (+/- 6.8)
2	22.2 (+/-10.8)
3	20.9 (+/-8.3)
4	26.4 (+/-12.1)
5	26.2 (+/-11.7)

TABLE C.4 – Average genus diversity per session.

gardens. Average rarity index accross all genera was 6.1 +/- 6.4, indicating that genera were on average sampled in lass than a third of all gardens. Average rarity evolution during successive sessions si presentd in Table C.5.

Average spontaneity index of gardens accross all session was 0.56 +/- 0.42, which

Session	Average rarity index (+/- std)	Average spontaneity index (+/- std)	Average origin index (+/- std)
1	15.2 (+/- 9.2)	0.60 (+/- 0.37)	0.58 (+/- 0.43)
2	13.9 (+/-8.0)	0.57 (+/-0.41)	0.58 (+/- 0.43)
3	14.3 (+/-7.9)	0.59 (+/-0.42)	0.61 (+/-0.45)
4	13.1 (+/-8.3)	0.53 (+/-0.43)	0.56 (+/-0.47)
5	13.5 (+/-8.0)	0.55 (+/-0.43)	0.57 (+/-0.47)

TABLE C.5 – Average rarity index, spontaneity index and origin index of all gardens per session

indicates that, on average, genera hosted in a garden grew spontaneously for slightly more than half of them. Average spontaneity index accross all genera was 0.32 +/- 0.47, indicating that genera were rather cultivated than spontaneous. Average spontaneity evolution during sucessive sessions is presented in Table C.5. Average origin index accross all sessions was 0.49 +/- 0.45, which indicates that, on average, genera hosted in a garden originated from Île-de-France for half of them. Average origin index accross all genera was 0.43 +/- 0.50 indicating that genera's origins were slightly more non-local than local. Average origin index evolution during sucessive sessions is presented in Table C.5

Considering floral index of all genera (N=313), spontaneity index was positively

correlated with rarity index (p<0.001 ; $\rho = 0.36$) : the rarer a plant is, the more likely it is cultivated. Spontaneity index is also positively correlated to origin index (p<0.0001 ; $\rho = 0.59$) : the rarer a plant is, the more likely it is non-local. Rarity and origin indexes were not correlated (p=0.113).

3.3 Dertminants of genus diversity and floral indexes

Models of genus diversity per garden per sessions (N=147) are presented in table C.6. Garden axe 1 has a significant negative effect on genus diversity, as well as impervious surfaces proportion. Garden axe 2 has a signficant positive effect on genus diversity, as well as time variable.
Models of average rarity index per garden per sessions (N=147) are presented in table C.7. Garden axe 1 has a significant negative effect on average rarity index, as well as impervious surfaces proportion. Garden axe 2 has a signficant positive effect on average rarity index, as well as time variable.
Models of average spontaneity index per garden per sessions (N=147) are presented in table C.7. Garden axe 1 has a significant negative effect on average spontaneity index, as well as impervious surfaces proportion. Time variable has a tendency toward negative effect on spontaneity index.
Models of average origin index per garden per sessions (N=147) are presented in table C.7. Garden axe 1 has a significant negative effect on average origin index, as well as impervious surfaces proportion.

n°	δAIC	Garden axe1	Garden axe2	Connex. with nature	% impervious	time
1	0	-0.12***	0.17***	NI	-0.35***	0.0031***
2	1.208	-0.12***	0.16***	ns	-0.39***	0.0031***

*** $p < 0.001$

Table C.6 – Genus diversity model results. NI stands for not included in the model and ns for non significant effect.

n°	δAIC	Adjusted r^2	Garden axe 1	Garden axe 2	Connexion with nature	% impervious	Time
			Rarity index				
1	0	0.3709	0.94^{***}	-0.57^{***}	NI	2.9^{*}	-0.012^{***}
2	1.783	0.3674	0.93^{***}	-0.59^{***}	ns	2.7^{*}	-0.012^{***}
			Spontaneity index				
1	0	0.2622	0.048^{***}	NI	NI	0.25^{***}	$-0.00028^{\cdot}$
2	1.198	0.2512	0.043^{***}	NI	NI	0.25^{***}	NI
3	1.671	0.2587	0.048^{***}	NI	ns	0.26^{***}	$-0.00028^{\cdot}$
			Origin index				
1	0	0.1847	0.039^{***}	NI	NI	0.14^{*}	ns
2	0.0498	0.1873	0.039^{***}	NI	ns	0.16^{*}	ns
3	0.23	0.1779	0.039^{***}	NI	NI	0.14^{*}	NI
4	0.655	0.1917	0.040^{***}	ns	ns	0.16^{*}	ns

$^{\cdot}$ $p < 0.10$
* $p < 0.05$
*** $p < 0.001$

TABLE C.7 – Results for floral indexes models. We included only models where δAIC<2. Ni stands for a not included variable in the model and ns stands for a non significant effect.

3.4 Relation between genus diversity and floral indexes

Final models of genus diversity against either rarity index, spontaneity index or origin index all retained the concerned floral index, the time variable and the internation term as explanatory variables. Neither the interaction term nor the time variable had significant effects in any of the models. In the rarity index model, the floral index has a significant negative effect on genus diversity ($p < 0.01$, $\beta = -0.13$) : in a garden with rarer species, genus diversity was higher. In the spontaneity index model, the floral index had a significant negative effect on genus diversity ($p < 0.01$, $\beta = -1.43$) : in a garden encompassing more cultivated flowers, genus diversity was higher. Finally, in the origin index model, the floral index had a significant negative effect on genus diversity ($p < 0.01$, $\beta = -1.13$) : in a garden encompassing rather non-local plants, genus diversity was higher.

3.5 Evolution of dissimilarity accross sessions

Several paired comparisons of average dissimilarity per session are significant. Dissimilarity values are summarized in Table C.8. Dissimilarity between gardens during session 1 was lower than during all other sessions. Dissimilarity between gardens during sessions 2 and 3 was lower than during session 5.

Session	Average dissimilarity (+/-std)	Minimal value	Maximal value
1	0.605 +/- 0.133	0.077	1
2	0.692 +/- 0.102	0.375	0.944
3	0.686 +/- 0.104	0.385	0.939
4	0.715 +/- 0.109	0.500	1
5	0.728 +/- 0.115	0.440	1

TABLE C.8 – Average, minimal and maximal values of dissimilarity during sampling sessions.

4 Discussion

4.1 Individual relation with nature does not relate to floral diversity

We did not found any significant effect of the individual relation with nature variable on genera diversity, neither on any floral index. We expected an effect of this variable because relationships with nature may guide plantation when choosing between native and non native plants (Freeman et al., 2012). Other variables describing individual relation with nature were also linked to floral diversity in previous studies. For instance, the New environmental paradigm (Anderson, 2012 ; Stern, 2000) was linked to observed vegetation complexity in Australian gardens (van Heezik, Freeman, Stefan Porter et al., 2013). In Paris, Ribloulot-Chetrit (2016) identified a group of gardeners named « biophils » because they expressed a strong sensitivity and attachment for the living world in their gardens and welcomed more easily spontaneous plants. In the present work, we are taking into account a small number of gardens. This may have limited the detection possibilities of hypothetized effects. Moreover, individual relation with nature measures were all declarative ones and may have been biaised. Participation to the study was also based on inhabitants volunteering and participants were given a brief description of the study which clearly stated its interest for biodiversity elements. Self-selection of participants toward some already aware of biodiversity issues may have occured. Indeed people who are more concerned about biodiversity are also the ones presenting a greater connexion with nature (Soga, Gaston et al., 2016). Small numbers of gardens and low dispersion of variable values may have limited statistical analysis.

Individual relation with nature may also impact earlier stages of floral choices determination and thus of floral index values in individual gardens. It may rather participate as a framework in which behaviors are occuring, according to the goal-framing theory, which proposes that behaviors are guided by general aims which, when they are activated, are influencing individual perceptions and are orienting them toward aims related ones (Lindenberg et Steg, 2013).

4.2 Floral diversity and urbanization

The present work belongs to the ones indicating a decrease of floral diversity when impervious surfaces proportions, and thus urbanization, increase. Reviewing

studies conducted in urban areas, McKinney (2008) found seven studies over a total of 17 with similar results. Moreover, McKinney (2008) also commented on the intermediary perturbation hypothesis associated to results on floral diversity in urban areas : urban sites in intermediary urbanized areas would host the richest floral diversity. Recently, Lowenstein et Minor (2016) found such an effect for the relation between plant diversity in Chicago gardens and number of residential lots (proxy for urbanization). Results of the present study are in accordance with part of the literature (see McKinney, 2008) but we did not identify any effect related to the intermediary perturbation hypothesis, even if study sites were distributed over an urbanization gradient. However number of sites may be too low. Besides, urbanization level around gardens belonged to a 31% - 98% interval but median value was 83%, which indicates that representation of lesser urbanized and greater urbanized areas was not equivalent.

Floral divesity in gardens is also strongly linked to management practices in gardens, which lead to heterogeneity between gardens (Niemelä, 1999). We did not study management practices in the present study. We had the opportunity to quantify the level of use of chemical products but this seemed not able to discriminate between gradens, as gardeners were mostly aware of biodiversity issues and acted in consequence. Other management practices may have nevertheless impacted plant diversity and those practices may also be linked to a more or less urban context. Indeed, as opportunities of contacts with nature during childhood influence the tendency to behave pro-environmentally in China (Zhang, Goodale et Jin Chen, 2014), in the U.S. (Collado, Staats et Corraliza, 2013) and in Japan (Soga, Gaston et al., 2016), this might also be the case during the adult life.

Niemelä (1999) also rather encouraged to use β biodiversity, which measure dissimilarity between spaces rather than number of species present, in urban spaces with vegetation. In this study, we tested for a relationship between α biodiversity and urbanization and looked at the evolution of β biodiversity over time. Obtained dissimilarity measures are all superior to 0.6, which indicated a disparity between gardens and might thus be an interesting factor to analyse in relation to urbanisation. However, we would need more data over a longer time in order to run such analysis.

4.3 Older, wider and more natural gardens hosted more flowers

The effect of urbanization was present in all models. Garden variable 1 was also present in all models. Gardens with lower value on variable 1, i.e. less flower beds and shrubs, lower habitat diversity and younger, hosted rarer, more cultivated and non native flowers. They also hosted a greater diversity of flowers. This negative relationship between habitat diversity and genera diversity is surprising because relationships between complexity (habitat diversity in this study) and biodiversity are usually positive (Hutchinson et MacArthur, 1959 ; Rahbek et Graves, 2001 ; M. P. Johnson et al., 2003 but see also Kareiva, 1990). As well, the negative relationship between the proportion of spaces dedicated to plantations, flower beds and shrubs, and genera diversity is surprinsing. Those relationships may be due to an inhabitant's choice of favoring cultivated non local species when few habitats are available to plant. They may also relate to a necessary period of time needed by spontaneous floral to settle. Younger gardens would then indeed host cultivated, rare and non local flowers. This flora would be managed by inhabitant in the garden, where more species could grow along the years, as a result of dispersion from other greenspaces nearby. Gardening practices of people who settled down earlier in the area may also simply be different from gardening practices of people who settle down recently, the former ones leaving more spontaneous species. This explanation might have been favored by the observation of a significant effect of the individual relation with nature variable on flower diversity because several variables describing such relation are linked to greater acceptance of sponaneous flora (see section 4.1). Yet, no significant effect was observed.

Garden variable 2, encompassing garden size, naturalness and garden age, had a positive relation with genera diversity and rarity index. This relationship could confirm the explanation linking available space for planting and diversity of accepted spontaneous flora added to the cultivated one.

Relations between size of an area and biodiversity, more generally area-species relations, are known in urban contexts which do not relate to gardens. For instance, they have been found on vegetalized roundabouts for plants and hemipteras in the U.K. (Helden et Leather, 2004) or in parks for various biodiversity indicators in Belgium (Cornelis et Hermy, 2004). These relations are also present in gardens in Australia (van Heezik, Freeman, Stefan Porter et al., 2013). In this study, with the use of floral index, we precised this relation : bigger gar-

dens, with more space, could favor diversification of cultivated flowers, in addition to a common set of spontaneous flowers and following important plantations in small gardens with less habitats. Development of common floral might be appreciated by inhabitants in bigger gardens or if they lack time to maintain the garden (Ribloulot-Chetrit, 2016). Both garden variables also take into account the effect of garden's age. Observed relations are favoring an explanation where garden flowers first are the ones planted by the inhabitants, rather rare, cultivated and non native, and where spontaneous, common and native flowers are arriving over time. An alternative explanation might also be that, again, gardening practices of people who settled down earlier are different from the ones of people who settled down recently. Indeed, in France regular everyday contact with biodiversity may lead to pro-biodversity behaviors more easily the absence of contact (A. C. Prévot et al., 2018).

4.4 Floral index garden description is coherent with previous studies

We chose to define floral index in this work. All three indexes allowed us to characterize garden flora and identify a rather cultivated, rare and non local subset of flowers and a rather spontaneous, common and local subset of flowers. We may related the latter to the set of Île-de-France flowers.

Proportion of spontaneous vs. cultivated, common vs. rare and non local vs. local are quite similar to the ones observed in other studies in domestic gardens : van Heezik, Freeman, Stefan Porter et al. (2013), van Heezik, Freeman, S. Porter et al. (2014), Marco et al. (2008) et Lowenstein et Minor (2016) and R. M. Smith, K. Thompson et al. (2006) reported similar or sometimes higher values of cultivated, rare of non local proportions of flowers. We chose to use genera diveristy rather than species diversity in order to account for some specifities of garden flora. This may have lead to an under-estimation of cultivated, rare or non local flora proportion because several genera encompassed multiple horticultural species (e.g. *Narcissus*, *Rosa* or *Salvia* frequently encountered in gardens).

Floral index were meant to account for this by taking into account all occurrences of observed genera in gardens. A comparison with the study area flora or with the regional flora would be valuable in order to confirm that observed spontaneous or common flower belong to the regional species pool. Using floral indexes, we could also analyse cultivated, rare and non local floral, which might otherwise be absent

from sampling. Because the garden is an inhabited space, taking into account all those flowers seemed quite valuable. By hosting species which are not present in natural green spaces and also species which are present in natural green spaces but not in more urbanized city centers, domestic gardens may host a greater diversity than both close urban areas and natural areas (Lowenstein et Minor, 2016).

4.5 Shift between flowers in the garden

Domestic garden flora changed over time in a way that gardens were more and more differenciated from spring to summer. Spring flora was more shared between gardens and represented a spontaneous local flora, shared because it likely belonged to the geographic species pool. Over time, more and more non native and cultivated flowers appeared in gardens. They were also rarer, which means they were present in a few gardens, and this took part in the increase in dissimilarity. Even if significant effects have been found, dissmilarity values remained close : it was not a full replacement but rather a differential contribution with either common, spontaneous and local flowers or rare, cultivated and non local flowers.
Rare, cultivated and non local flowers may be called horticultural. Non native flowers are not all used by pollinators as resources (Hanley, Awbi et Franco, 2014 ; Bergerot, Benoit Fontaine, Renard et al., 2010) and horticultural flowers may also not be able to propose nectar and pollen because of modified reproductive elements. Yet, we did not encounter this in sampled gardens. Temporal dynamic of flowering in garden would enable resources to first be proposed by local species flowering earlier in the season (Neil et Wu, 2006) and then by cultivated flowers. This would allow a greater continuity over time of floral resources. In Japan, Koyama et al. (2018) showed that the native bee *Apis cerana* followed plant flowering to collect pollen, starting with local ones and ending with exotic ones over the season. If this is possible for pollinators, one may also want to know if those resources are present in a density great enough to really be a resource.
With in study, we could suggest that different floral elements of the domestic gardens may play a complementary role for pollinators, with resources shifting from one type of plant to another over time.

5 Conclusion

The flora of domestic gardens is a complex one, which gained to be described by several indexes in this study. Relations between social compartment and environmental compartment of the domestic garden as a socio-ecological system were not easy to imply from observed patterns and further studies would be needed in order to understandy more fully this particular place. Considering floral resources for pollinators, we suggest that the cultivated flora may take over common spontaneous flora at the end of its flowering season. Effective resources available for pollinators and effective attractivity of these cultiveated flower remain to be assessed. Considering the diversity and disparity of cultivated rare flowers, this would require an important work of resources mapping and pollen and nectar resources quantification. So far, we may only sugggest to inhabitants that managing the garden both ways in order to make space avaiable for spontaneous common flowers and to plant chosen cultivated flowers would accomodate a diverse flora.

Appendix : list of all sampled generas in gardens according to the number of gardens genera were sampled in

Sampled in ...	Genera
30 gardens	*Poa*
29 gardens	*Cardamine*
28 gardens	*Bellis*, *Lactuca*, *Trifolium*, *Viola*
26 gardens	*Veronica*
25 gardens	*Primula*
24 gardens	*Euphorbia*, *Lolium*, *Geranium*
23 gardens	*Solanum*, *Fragaria*, *Rosa*
21 gardens	*Narcissus*, *Oxalis*, *Ranunculus*
20 gardens	*Hypochaeris*, *Prunella*, *Taraxacum*
19 gardens	*Myosotis*
18 gardens	*Campanula*, *Crepis*
17 gardens	*Bromus*, *Erigeron*, *Mentha*, *Plantago*
16 gardens	*Aster*, *Stellaria*
15 gardens	*Aquilegia*, *Erysimum*, *Lavandula*, *Salvia*
14 gardens	*Anagallis*, *Hypercium*, *Prunus*, *Rubus*
13 gardens	*Allium*, *Chelidonium*, *Pelargonim*, *Potentilla*, *Senecio*
12 gardens	*Cucurbita*, *Hydrangea*, *Lamium*, *Leucanthemum*, *Medicago*, *Muscari*, , *Sonchus*, *Tagetes*
11 gardens	*Cerastium*, *Choisya*, *Convallaria*, *Geum*, *Hibiscus*, *Lonicera*, *Syringa*, *Thymus*, *Urtica*, *Viburnum*
10 gardens	*Convolvulus*, *Cotoneaster*, *Cyclamen*, *Epilobium*, *Ficaria*, *Forsythia*,*Heuchera*, *Rudbekia*, *Tulipa*, *Vinca*
9 gardens	*Calystegia*, *Centaurea*, *Chaenomeles*, *Helianthus*, *Helleborus*, *Hyacinthus*, *Phlox*, *Weigela*
8 gardens	*Achillea*, *Anemona*, *Arabis*, *Dianthus*, *Erica*, *Fushia*, *Galium*, *Hordeum*, *Iberis*, *Jacobaea*, *Melissa*, *Ocimum*, *Spiraea*, *Vicia*

Continued on next page..

TABLE C.9 – *...continued from previous page*

Sampled in ...	**Genera**
7 gardens	*Abelia*, *Alcea*, *Arabidopsis*, *Berberis*, *Buddleja*, *Crocus*, *Eruca*, *Glechoma*, *Hylotelephium*, *Iris*, , *Kerria*, *Lathyrus*, *Origanum*, *Persicaria*, *Rosmarinus*, *Silene*, *Solidago*
6 gardens	*Ceanothus*, *Centranthus*, *Coreopsis*, *Cotinus*, *Daucus*, *Digitaria*, *Digitalis*, *Galanthus*, *Hemerocallis*, *Jasminum*, *Linaria*, *Oenothera*, *Papaver*, *Rumex*, *Saponaria*, *Tropaeolum*
5 gardens	*Bergenia*, *Borago*, *Camellia*, *Chenopodium*, *Corylus*, *Dactylis*, *Gaura*, *Hedera*,*Hyacinthoides*, *Lavatera*, *Narcissus*, *Sedum*, *Wisteria*, *Zinnia*
4 gardens	*Agastache*, *Begonia*, *Carex*, *Cytisus*, *Fallopia*, *Gaillardia*, *Ipomoea*, *Lagerstoemia*, *Lunaria*, *Lupinus*, *Phaseolus*, *Philadelphus*, *Polygonatum*, *Ribes*, *Tradescantia*
3 gardens	*Agapanthus*, *Ajuga*, *Alliaria*, *Anemone*, *Asphodelus*, *Capsicum*, *Capsella*, *Ceratostigma*, *Chamaemelum*, *Chondrilla*, *Cosmos*, *Crocosmia*, *Cymbalaria*, *Deutzia*, *Echinops*, *Galeopsis*, *Laurus*, *Lotus*, *Luzula*, *Magnolia*, *Nigella*, *Petunia*, *Photinia*, *Picris*, *Polygonum*, *Rhododendron*, *Salix*, *Tanacetum*
2 gardens	*Acanthus*, *Agrimonia*, *Antirrhinum*, *Arum*, *Astilbe*, *Avena*, *Bougainvillea*, *Calluna*, *Campsis*, *Canna*, *Cistus*, *Clematis*, *Clinopodium*, *Coriandrum*, *Cota*, *Dahlia*, *Daphne*, *Dasiphora*, *Erodium*, *Eupatorium*, *Exaculum*, *Foeniculum*, *Galinsoga*, *Graminaea*, *Heracleum*, *Leycesteria*, *Ligustrum*, *Lilium*, *Malus*, *Nerium*, *Paeonia*, *Parietaria*, *Pennisetum*, *Pieris*, *Pulmonaria*, *Scilla*, *Phedimus*, *Sinapsis*, *Strobilanthe*, *Symphytum*, *Valerianella*, *Zantedeschia*

Continued on next page..

TABLE C.9 – *...continued from previous page*

Sampled in ...	**Genera**
1 garden	*Aechmea*, *Ageratum*, *Ammi*, *Amsonia*, *Ananas*, *Anthurium*, *Aubrieta*, *Betula*, *Beta*, *Brachypodium*, *Ceratochloa*, *Buxus*, *Calamagrostis*, *Calendula*, *Caryopteris*, *Ceropegia*, *Chasmanthium*, *Chaerophyllum*, *Cirsium*, *Citrus*, *Colchicum*, *Commelina*, *Consolida*, *Cornus*, *Corydalis*, *Crataegus*, *Cynosurus*, *Cynodon*, *Cyperus*, *Deschampsia*, *Edgworthia*, *Eranthis*, *Eschscholzia*, *Euryops*, *Fagopyrum*, *Festuca*, *Fritillaria*, *Genista*, *Gypsophila*, *Hamamelis*, *Hebe*, *Helenium*, *Heliotropium*, *Helianthemum*, *Heptacodium*, *Heucherella*, *Hosta*, *Impatiens*, *Juncus*, *Lamprocapnos*, *Lantana*, *Lapsana*, *Libertia*, *Linum*, *Lobularia*, *Lychnis*, *Lysimachia*, *Lythrum*, *Mahonia*, *Malva*, *Cheiranthus*, *Nymphea*, *Ophrys*, *Panicum*, *Phleum*, *Physalis*, *Pinaceae*, *Portulaca*, *Raphanus*, *Rheum*, *Satureja*, *Schizanthus*, *Scorzoneroides*, *Sempervivum*, *Solenostemon*, *Stachys*, *Stipa*, *Thalictrum*, *Tripleurospermum*, *Ulex*, *Valeriana*, *Verbena*, *Vitis*, *Vulpia*

TABLE C.9

Annexe D

Insertion of two pro-biodiversity behaviors within awareness raising discourses : a call for more environmental knowledge diffusion

Objectifs de l'article

- Caractériser les relations entre variables motivationnelles de deux comportements pro-biodiversité grâce à un modèle intégratif de détermination du comportement établi pour les comportements pro-environnement
- Plus particulièrement, étudier deux comportements pro-biodiversité qui appartiennent à la catégorie du *land stewardship*
- Prendre en compte des aspects dits expérientiels et d'autres dits rationnels dans le modèle afin d'examiner leurs poids respectifs dans la détermination des deux comportements

Ce chapitre est en cours de relecture finale par les co-autrices et sera soumis à *Journal of Environmental Psychology*[1] dès que possible.

1. https ://www.journals.elsevier.com/journal-of-environmental-psychology/

Manuscrit : Insertion of two pro-biodiversity behaviors within awareness raising discourses : a call for more environmental knowledge diffusion

Marine Levé et Anne-Caroline Prévot

Abstract Within the rapid decline of biodiversity, the scientific community recently called for more consideration to this particular urgent crisis. Conserving biodiversity requires specific measures, from the global to the individual scale. Pro-environmental behaviors are increasingly explored ; yet, to our knowledge, specific individual pro-biodiversity behaviors (PBB) have not been studied independently. In this study, we explored two PBB related to pollinators : participation to a citizen science monitoring program and growing pollinator-friendly flowers. We used a questionnaire survey to 489 adults in Paris region, France. With the framework of the Comprehensive action determination model (CADM), we explored the relative importances of values, subjective norms, biodiversity awareness, environmental habits, attitude toward the behavior and perceived behavioral control in the intention to implement these behaviors. We found differences in the intentions to implement these two PBB : volunteering in an insect citizen science program is easier for people that are aware of biodiversity issues and have environmental habits. However, the intentions to implement these two behaviors are both affected by experiential motivations, suggesting the importance of regular contacts with and experiences of nature. We thus stress the importance of positive incorporation of experiences of nature in the construction of individual personal constructs, which in turn may help the involvement toward biodiversity conservation at the individual scale.

Keywords : structural equation modeling ; pro-biodiversity behavior ; land stewardship ; experiences of nature ; pollinators

1 Introduction

Addressing the rapid and dramatic decline of biodiversity needs urgent mobilization from the whole society (Ripple et al., 2017). Conserving biodiversity requires specific direct measures, such as reservation or restoration of degraded ecosystems (Soulé, 1985). At the same time, human society and individuals are increasingly included in conservation objectives : for instance the current strategy of the international convention for biological diversity emphasizes the importance of humans and biodiversity relationships (`https://www.cbd.int/sp/targets/`). Adapted individual behaviors for biodiversity (called « pro-biodiversity behaviors » (PBB) in the following) are part of pro-environmental behaviors (PEB, Paul W. Schultz et F. G. Kaiser, 2012), whose motivations are now well explored by environmental psychologists (see review by Gifford, 2014).

PEB were recently categorized in four domains : conservation lifestyle, land stewardship, environmental citizenship, and social environmentalism (L. R. Larson et al., 2015). Following these authors, conservation lifestyle is the domain of most frequent PEB ; it encompasses PEBs usually implemented in the private sphere and occurring regularly, such as recycling, water conservation or eco-friendly purchasing. Land stewardship refers to local actions that benefit the environment, such as enhancement of private or public landscape, or ecological monitoring. Environmental citizenship encompasses forms of civic engagement which are more or less active, such as voting, participating in policy process, petitioning or lobbying about environmental issues. Finally, social environmentalism, the type of PEB less frequently implemented, gathers various forms of social engagement, such as communication about the importance of PEBs, participation in local environmental groups or working with youth for conservation.

In order to understand PEB's motivations, several theories and models have been formulated and tested in the last decades. Three out of them are the theory of planed behavior (TPB, Ajzen, 1991 ; Ajzen, 2015), the norm activation theory (NAT) (Schwartz, 1977), and the value belief norm theory (VBN, Stern et Dietz, 1994 ; Stern, Dietz, Abel et al., 1999). The TPB derives from the theory of reasoned action and states that a given behavior is directly determined by the intention to perform it, which is itself determined by the attitude, the perceived behavioral control and the subjective norms toward the considered behavior (Ajzen, 1991). TPB received empirical support in the study of PEBs (e.g. Ajzen, 1991 ; Armitage et Conner, 2001 ; Leeuw et al., 2015). However, it focuses on

a cost-benefits calculation and has been criticized because it does not refer to any morality (Klöckner et Blöbaum, 2010). The NAT states explicitly the importance of so-called personal norms in the adoption of a specific behavior, following their activation. Following the NAT, the four norm's activation factors include (1) the awareness of behavior's consequences, (2) the ascription of responsibility for this behavior, (3) the perception of behavioral control on the behavior and (4) the awareness of a need for the behavior (Schwartz, 1981). NAT has received empirical support (e.g. Han 2014) but fails to capture non-moral motivations which appear in the TPB. Moreover, it has been developed mainly to explain altruism and its transfer to an environmental behavior is not straightforward (Thogersen, 1996). Finally, the VBN theory is an integrative theory attempting to link the NAT structure to more general values and environmental beliefs. VNB theory consists of a causal chain composed of 4 elements : (1) general values, (2) beliefs including an ecological worldview called the new environmental paradigm (NEP), awareness of consequences and ascription of responsibility, (3) pro-environmental personal norms and (4) behavior (Stern, 2000). The VBN theory received empirical support in the understanding of PEB (Stern, Dietz, Abel et al., 1999 ; Stern, Kalof et al., 1995). However, similarly to the NAT, it focuses on the moral part of behavior without taking into account non-moral motivations.

Based on TPB, NAT and VBN, Klöckner et Blöbaum (2010) proposed an integrated Comprehensive Action Determination Model (CADM) of environmental behavior (see also Klöckner, 2013. This model includes also habits as another determinant of behavior. It identifies therefore four processes for behavior determination (Fig. D.1) : (1) normative processes, encompassing subjective norms, awareness of need, awareness of consequences and personal norms, (2) Situational influences, encompassing subjective constraints such as perceived behavioral control and external constraints, (3) Intentional processes, encompassing intentions and attitudes and (4) Habitual processes, encompassing habits already developed in relation to the specific behavior, heuristics and associations (Klöckner et Blöbaum, 2010). This model received empirical support to explain the individual choice of a travel mode (Klöckner et Blöbaum, 2010).
In their review of PEBs, Osbaldiston et Schott (2012) highlighted that the most studied PEBs grefer to L. R. Larson et al. (2015)'s conservation lifestyle, such as recycling behavior (Ofstad et al., 2017 ; Park et Ha, 2014), tourism choice (Jiquan Chen et Y. Liu, 2014 ; Han, 2015) and public transportation

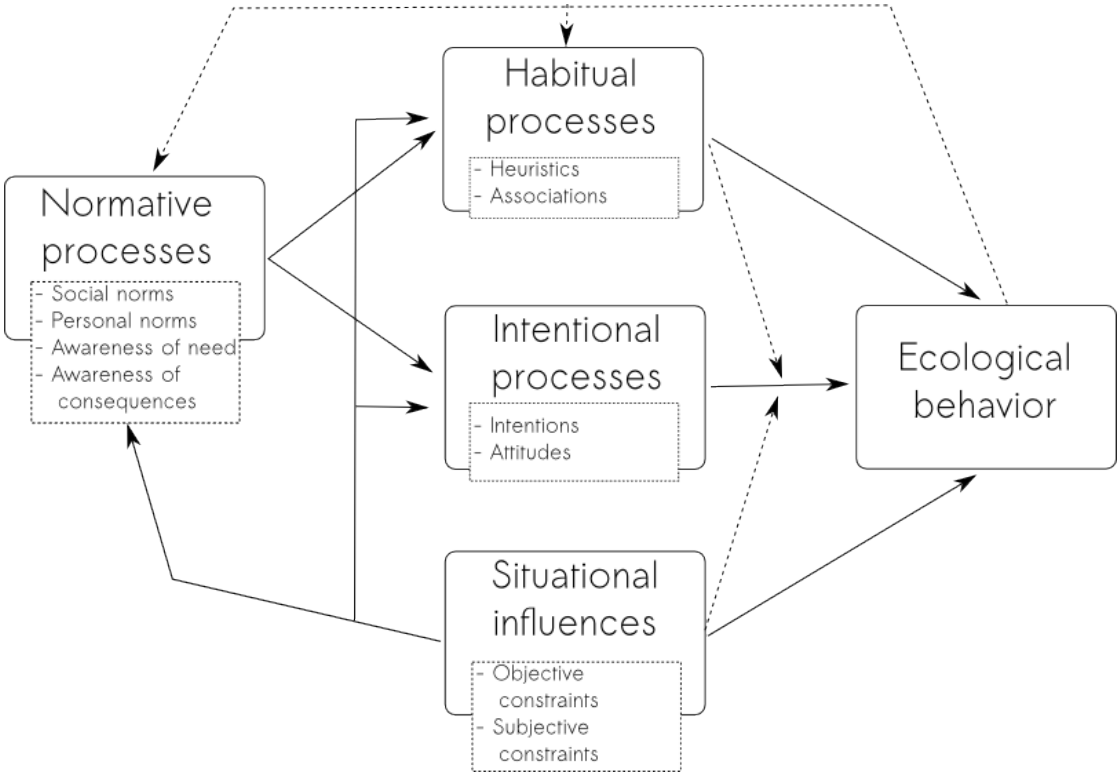


FIGURE D.1 – The Comprehensive Action Determination Model (adapted from KLÖCKNER et BLÖBAUM, 2010).

use (BAMBERG, HUNECKE et BLÖBAUM, 2007). Indeed, these PEB are the most promoted by political discourses. Yet, land stewardship is increasingly promoted, through the promotion of sustainable gardening practices (see LORAM, TRATALOS et al., 2007 ; LORAM, WARREN et GASTON, 2008 ; GODDARD, DOUGILL et BENTON, 2010or the participation to citizen science programs (MCKINLEY et al., 2015 ; JULLIARD, 2018 ; WEITKAMP, 2016). However, to our knowledge, these PEB have not been subject of a study through the lens of a theory of behavior.

Among the diversity of declining animal and plant species, pollinators have been targeted as key elements of the biodiversity crisis (FAO, 2008 ; IPBES, 2016). Consequently, institutional discourses promoting individual behaviors in favor of pollinators are widely disseminated toward the general public and much information and dedicated programs are promoted (POTTS et al., 2010). One of them is the French citizen science program Spipoll, coordinated by the National Museum of Natural History and the NGO OPIE, dedicated to insect conservation. It proposes volunteers to compile pictures' collections of pollinating morpho-species following a standardized protocol, in order to get information and knowledge

on the spatial and temporal dynamics of pollinator species all over the France (www.spipoll.org/, Deguines et al., 2012). Another involvement program focuses on pollinator friendly flower growing in private gardens, in order to increase food resources to pollinators (Garbuzov et Francis L W Ratnieks, 2014a ; Salisbury et al., 2015 ; Shackleton et Francis L. W. Ratnieks, 2016). The Spipoll is an ecological monitoring program, and honey flower growing aims at enhancing private landscapes. They both provide land stewardship behaviors (sensus L. R. Larson et al., 2015).More specifically, as pollinators belong to biodiversity, these behaviors are pro-biodiversity behaviors (PBB), which put individual in direct contact with biodiversity elements. ; Spipoll is recent and refers specifically to pollinators conservation, while growing flowers has a long history, is valued as such (Freeman et al., 2012) and is not specifically related to biodiversity protection.

In this study, we modeled the motivation to involve in Spipoll or pollinator friendly flower growing, as two examples of land stewardship practices. We used the CADM and observed that this model built for PEB is likewise useful to explain PBB. Because the Spipoll related behavior and the pollinator friendly flower growing behavior are both land stewardship behaviors, we also directed our attention toward a specific distinction between affective/experiential and evaluative/instrumental qualities of behaviors. This distinction was used by Ajzen (2006) and described more generally in the literature : the experiential quality of behavior is related to "feelings, moods or emotions" and the instrumental quality of behavior is related to "the imputation of some goodness or badness to an entity" (Eagley and Chaiken, 1993 cited by Bagozzi, K.-H. Lee et Van Loo, 2007). Because these specific behaviors are directed on a biodiversity entity and imply an experience of nature (sensus Clayton et al., 2017) with this entity, instrumental and experiential qualities of behavior are likely to have different relative importances. From a modeling viewpoint, we referred to the CADM, and used Structural Equation Modeling (SEM) as methodology. SEM is now commonly used in PEB studies (e.g. Klöckner et Blöbaum, 2010 ; Park et Ha, 2014 ; Leeuw et al., 2015 ; Ofstad et al., 2017) and provides an accurate way to analyze complex relationships between variables. SEM gathers latent variables, i.e. integrative variables which are not directly measured, and indicators, which are directly measured and related to latent variables. We used a structural equation model (SEM) based on the CADM for both behaviors independently, relying on data provided by French respondents through questionnaires.

In this study, we aimed at (1) testing if the CADM developed for PEB would also allow to model PBB, (2) observing the relative importance of the four proccesses of the CADM behavior models in the specific cases of the two studied PBB, (3) identifying the relative importance of experiential and instrumental qualities of these behaviors.
Associated hypothesis are the following : (1) because of the proximity of PBB and PEB, model is able to account for both studied behaviors, (2) as Spipoll behavior emerged recently and is directly linked with biodiversity conservation, normative processes and especially awareness related to conservation is more important than for the pollinator friendly flower growing, (3) because they are land stewardship behaviors, experiential quality of behavior is more important than instrumental quality of behavior in both studied behaviors.

2 Material and methods

2.1 Spipoll and honey flower growing programs

Spipoll citizen science program requires participants to (1) take pictures of all insects landing on one flower species during 20 minutes, (2) identify insects, with the help of an online key, (3) upload the pictures on the dedicated website with additional environmental information. This program was launched in 2012 (Deguines et al., 2012) and gathered in April 2018 a total of 32 184 picture collections of 20 minutes sessions.
Honey pollinator friendly growing requires participants to dedicate a part of their garden to honey flowers, to plant and water them. In France, it is largely publicized in garden centers, with numerous ready-made seeds' mixes of bee-friendly flower species.

2.2 Questionnaire administration

We used an online questionnaire survey, proposed to adults living in France. Participants were reached through two main ways. First, we used existing mailing lists or social media to send an invitation email to people already registered in social networks close to the research laboratory and the associated NGOs ; we recruited people at a local scale (in the South of Paris, France) and at the national French scale. Secondly, we recruited participants by face-to-face contacts at

a dedicated stand which was set up in two different occasions : during a one-day environmental education event and during three days in a department store. Participants were given the questionnaires online address and further filled it online. Altogether, 248 participants were recruited through the Internet and 211 through a direct contact.

Two different questionnaires were computed, according to the two PBB (see below). In order to ensure a high reply rate, persons contacted in the department store were given the opportunity to choose the questionnaire they wanted to answer. Other potential respondents belonged to populations more aware of biodiversity issues and were assumed to be easier to mobilize. The questionnaire they were asked to answer was therefore attributed randomly to them. Participants were informed that data were collected only for research purposes, they remained anonymous, and no personal information allowing identification was recorded. The process respected the ethical standards required by the French National Commission of Computing and Liberties (`https://www.cnil.fr/fr/respecter-les-droits-des-personnes`). Participants were rewarded by a small set of pollinator friendly flower seeds and a badge of the Spipoll program.

The two questionnaires were designed to assess the motivations underlying the two studied pro-biodiversity behaviors (see below) and recorded indicators further used to assess the motivational latent variables. Some indicators were chosen from the literature, and the others were identified by several small pilot interviews with inhabitants. Because we referred to declarations, we studied more the intention to act than the actual behavior. When needed, the two behaviors were described always in the same way, as following :

— Honey flowers : « growing and maintaining honey flower in the garden during one pollination season (March to July) »

— Spipoll : « taking part to the Spipoll program during one pollination season (March to July) »

The questionnaires recorded also the following socio-demographic variables : sex (man, woman, undefined), age (birth date), and occupational group (10 categories, according to the French National Institute for Statistics and Economic Research).

2.3 Underlying CADM and structural equation model (SEM) for the two studied behaviors

2.3.1 General construction of the model

We used an adapted version of the CADM proposed by Klöckner et Blöbaum (2010), which includes four processes (see introduction, Fig. D.1), and we computed two associated SEMs for the Spipoll and the honey flower behaviors respectively. Each SEM included specific latent variables and associated indicators. Among all the latent variables proposed by the Klöckner et Blöbaum (2010) (see Fig. D.1), we retained the following ones for each of the four processes : (1) normative processes : subjective norms and a global measure of awareness ; (2) situational influences : perceived behavioral control ; (3) : intentional processes : attitude and intentions ; (4) : habitual processes : habits.
Moreover, because environmental values (i.e., biospheric, altruistic and egoistic) have been shown to frame behavioral orientations (De Groot et Steg, 2008 ; Lindenberg et Steg, 2013), we included them in the model as predictors of the two latent variables of the normative processes, i.e., subjective norms and awareness. Based on Klöckner et Blöbaum (2010) model, we tested the relations between all these latent variables as presented in Fig. D.2.

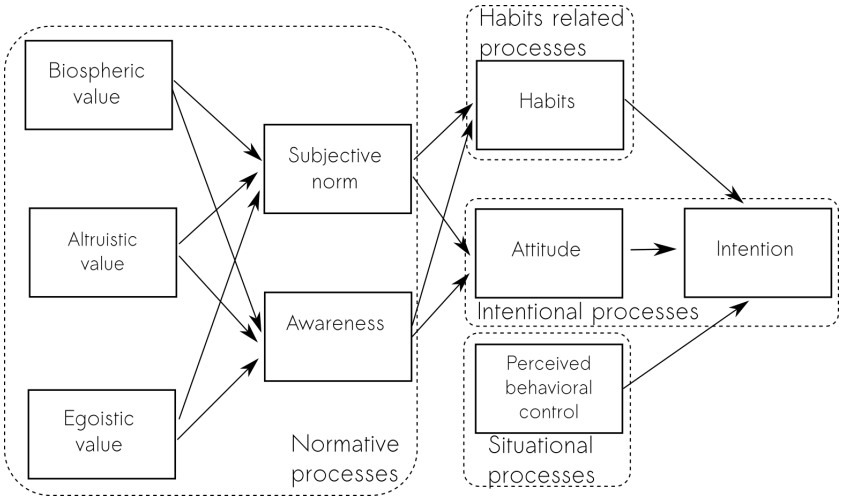


Figure D.2 – Structural equation model of this study.

2.3.2 Determination of the values' clusters structure

Values orientations relevant for understanding PEB may be described in three values, i.e. biospheric, altruistic and egoistic values (De Groot et Steg, 2008 ; Stern, 2000)or in grouping biospheric and altruistic values, egoistic alone being separated (Stern et Dietz, 1994). CFA on value indicators of the full dataset for 2-values and 3-values structures, and subsequent anova comparison, indicated that the separation of values in 3 clusters was better representing the data set than the 2-cluster one (χ^2 = 593,3, p<0,0001). Thus, in the following SEM, we used the 3-cluster separation for values.

2.4 Measures of indicators of the latent variables

Each latent variable was associated to one to 6 indicators, as follows.

2.4.1 Variables related to normative processes and environmental values

We recorded environmental values orientation via a list of 11 items usually recommended in the literature (De Groot et Steg, 2008 ; Stern, Dietz, Abel et al., 1999). Respondents rated their agreement with the items on a 9-point scale from « opposed to my way of behaving » to « very important ». The full set of items can be found in appendix 5.

The two following indicators were associated to subjective norms : (1) the extent to which friends, family, neighbours and public opinion would agree with the respondent performing the action, (2) the extent to which the respondents value this approval. The 4 proposed categories of people were pre-defined from short interviews with inhabitants. We used 5-point scales, from « not at all » to « totally ».

To measure awareness, we used a set of three questions designed in order to globally synthesize the awareness components proposed by Schwartz (1977) : awareness of a need, ascription of responsibility, awareness of consequences. We thus asked respondents (1) if the were aware of the importance of biodiversity conservation, (2) if they personally felt concern for biodiversity conservation and (3) what was their perceived availability of information about conservation. We used 5-point scales, from « not at all » to « totally ».

2.4.2 variables related to situational processes

We measured perceived behavioral control with the following question : « To what extend would the following factors advantage you to perform [...] », to be answered in 5-point scales, from « not at all » to « totally ». Following Ajzen (2006), we included indicators referring to the experiential quality (EQ thereafter) of the behaviors and indicators referring to the instrumental quality (IQ thereafter) of the behaviors. The proposed factors differed according to the studied behavior, as following :

— Honey flower : « lacking of time » (IQ), « liking insects » (EQ) and « liking gardening » (EQ)

— Spipoll : « lacking of time » (IQ), « having a good camera » (IQ), « having information about insects » (IQ) and « liking insects » (EQ).

We also asked respondents if they had a garden (yes/no answer) and included this measure as an indicator of the perceived behavioral control of the honey flower behavior.

2.4.3 Variables related to intentional processes

We measured the attitude toward the behavior following Ajzen (2006) ; we asked respondents to evaluate, on a five 5-point bipolar scale, the sentence « For me, performing [the behavior] would be... » followed by five pairs of adjectives, including two pairs of adjectives related to the experiential quality of the behavior (« stressful-relaxing »,« unpleasant-pleasant »), and two pairs of adjectives related to the instrumental quality of the behavior (« interesting-uninteresting », « useful-useless »). The pair « bad-good » is also used and is considered to globally capture the evaluation made by the individual (Ajzen, 2006).
We measured the intention by asking respondents to indicate to what extent they intended to perform the behavior on a 5-point scale, from « not at all » to « totally ».

2.4.4 Variables related to habitual processes

We assessed habits from recorded habits by Koger et DuNann Winter (2010) and ordered them in two categories according to L. R. Larson et al. (2015) : conservation lifestyle and environmental citizenship. We also asked respondents if

they participated to some programs from a list of three wildlife monitoring behaviors, related to pollinators and garden.
Conservation lifestyle was measured as follows : respondents evaluated the frequency – 5 points scale- at which they buy the four following items : (1) organic vegetables or fruits, (2) recycled paper and plastic products, (3) chemical cleaning products that do not damage biodiversity, (4) products of firms they know they harm biodiversity (reversed scale).
Environmental citizenship habits were measured as follows : we asked respondents if they performed the five following environmental citizenship actions in the last 12 months (yes/no answer) : (1) signing a petition for biodiversity protection, (2) donating to a biodiversity protection organism, (3) reading magazines, newsletters or other publications from organizations acting in favor of biodiversity protection, (4) writing to the government in order to prompt them to act in favor of biodiversity protection, (5) having voted for a candidate partly because of he/she was promoting biodiversity protection measures.
We built both models using the R `lavaan` package (Rosseel, 2012). We checked if the fit of the SEM model was acceptable, using the conventional rules of thumb for validity criterion of CFI (Comparative Fit Index), RMSEA (Root Mean Square Error of Approximation) and SRMR (Standardized Root Mean square Residual) fit indices (Hu et Bentler, 1999).

2.5 Comparisons within and between models

Structural equation modeling provides standardized loadings for each indicator of each latent variable. For one latent variable, we used relative order of indicators based on these standardized loading in order to compare their relative importance between both models. For each behavior tested, model results encompassed direct effect from one variable to another and we calculated indirect effects from each variable to all following ones, i.e. we summed effects of all paths from one variable to another and the effect of a path encompassing several variables was calculated by multiplying all effects from a variable to the subsequent one along the path)

3 Results

3.1 Description of the sampled population

A total of 459 respondents filled out the questionnaire with 178 respondents for the Spipoll and 281 for the honey flower. Mean age of respondents was 43.8 years +/- 16.2. Respondents to the honey flower questionnaire were older (45.8 years old +/- 16.0) than respondents to the Spipoll questionnaire (40.6 years old +/- 16.2) (W=19955, p <0.001). Women represented 56.8% of respondents. There was no differences in sex proportions between both groups (χ^2=0.772, df=1, p=0.38). Most represented occupational categories were managers (36.7%), retired people (17.6%), students (15%) and employees (11.7%). The proportions of managers, students and employees categories did not differ between Spipoll and honey flower respondents (executives : χ^2<0.0001, df=1, p=1 ; students : χ^2=0.89, df=1, p=0.35 ; employees : χ^2=0.23, df=1, p=0.635). Retired people were more numerous among the honey flowers respondents (19.9% vs. 13.3% ; χ^2=3.99, df=1, p=0.046). Inhabitants of large cities were the most represented in the sampled population, with 30.8% of respondents living in large cities. Medium cities and small cities followed with respectively 24.7%, 19.1% of the sampled population. Altogether, these three categories accounted for 74.6% of the sampled population. Proportions of these three categories did not differ between Spipoll and honey flower respondents (large cities : χ^2=1.89, df=1, p=0.17 ; medium cities : χ^2=0.188, df=1, p=0.67 ; small cities : χ^2=2.35, df=1, p=0.13).

3.2 Computed SEMs were accurate for both studied behaviors

Models for both honey flower behavior and Spipoll behavior had acceptable fits (honey flowers : CFI=0.855, RMSEA=0.066, SRMR=0.076 ; Spipoll : CFI=0.835, RMSEA=0.067, SRMR=0.093). Effect values of variables are grouped in Tables D.1 and D.2, which also indicates indirect effects.

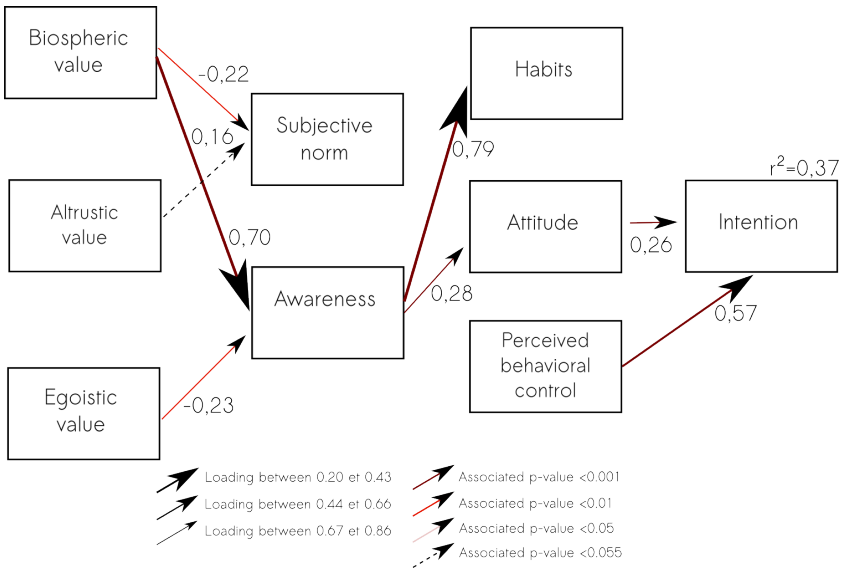


FIGURE D.3 – Results of the SEM for the honey flower behavior. Loadings are standardized loadings.

TABLE D.1 – Variables effects for the pollinator friendly flowers model. Direct effects are given with standard error (SE) and indirect effects are calculated by multiplying direct effects all along the path from one variable written in line to one variable written in column.

Variables	Subjective norm	Awareness	Habits	Attitude	Intention
Biospheric value	-0.22 (SE=0.068, p=0.004)	0.70 (SE=0.040, p<0.001)	0.0553	0.0616	0.016
Altruist value	0.16 (SE=0.051, p=0.054)	NS[b]	NA[c]	NA	NA
Egoist value	NS	-0.23 (SE=0.029, p=0.003)	-0.18	-0.064	0.017
Subjective norm	-[a]	-	NS	NS	NA
Awareness	-	-	0.79 (SE=0.17, p<0.001)	0.28 (SE=0.11, p=0.001)	0.073
Habits	-	-	-	-	NS
Attitude	-	-	-	-	0.26 (SE=0,11, p<0.001)
Perceived behavioral control	-	-	-	-	0.57 (SE=0.17, p<0.001)

[a] NS idicates a non-significant value.
[b] NA indicates taht the link is theoretically present but was not in the final model because of the non significance of a more distal link.
[c] - indicates that variables are not theoretically linked.

The pollinator friendly flower model accounted for 38.3% of the variance in respondents' intention to implement this behavior (Fig. D.3). Effects values are regrouped in Table D.1. According to this model, biospheric value had a positive effect on subjective norm and awareness. Altruist value also had a positive effect on subjective norm but not on awareness. Egoistic value had a negative effect on awareness. Subjective norm did not have any significant effect on subsequent variables and awareness had a positive effect on habits and intention. Habits did not have a significant effect on intention. Attitude and perceived behavioral control both had a positive effect on intention.

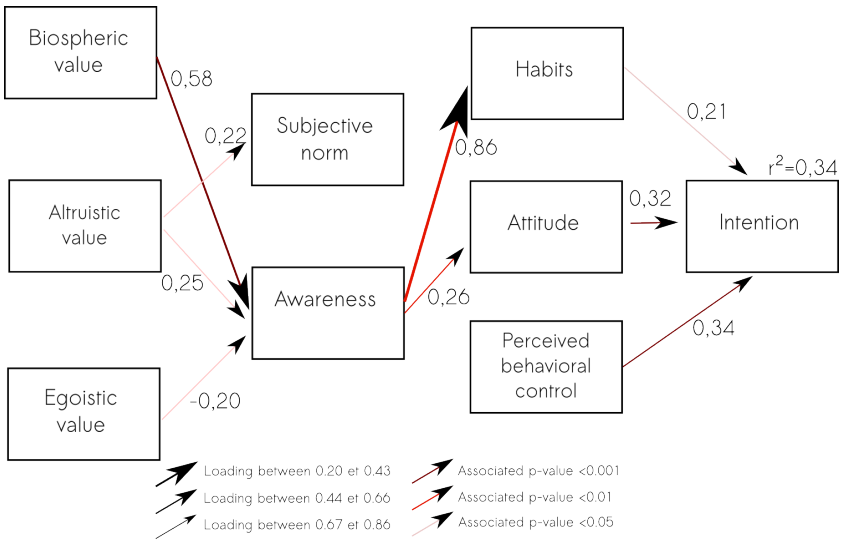


FIGURE D.4 – Results of the SEM for the Spipoll behavior. Loadings are standardized loadings.

TABLE D.2 – Variables effects for the citizen science model. Direct effects are given with standard error (SE) and indirect effects are calculated by multiplying direct effects all along the path from one variable written in line to one variable written in column.

Variables	Subjective norm	Awareness	Habits	Attitude	Intention
Biospheric value	NS[a]	0.58 (SE=0.049, p=0.001)	0.50	0.15	0.15
Altruistic value	0.22 (SE=0.058, p=0.020)	0.25 (SE=0.094, p=0.035)	0.22	0.065	0.067
Egoistic value	NS	-0.20 (SE=0.032, p=0.043)	-0.17	-0.052	-0.052
Subjective norm	-[b]	-	NS	NS	NA[c]
Awareness	-	-	0.86 (SE=0.39, p=0.007)	0.26 (SE=0.061, p=0.008)	0.26
Habits	-	-	-	-	0.21 (SE=0.070, p=0.035)
Attitude	-	-	-	-	0.32 (SE=0.095, p<0.001)
Perceived behavioral control	-	-	-	-	0.34 (SE=0.123, p<0.001)

[a] NS idicates a non-significant value.
[b] - indicates that variables are not theoretically linked.
[c] NA indicates taht the link is theoretically present but was not in the final model because of the non significance of a more distal link.

The Spipoll model accounted for 34.2% of the variance in respondents' intentions to implement this behavior (Fig. D.4). Effects values are regrouped in Table D.2. According to this mode, biospheric value and altruistic value both had a positive effect on awareness while egoistic value had a negative effect on awareness. Altruistic value also had a positive effect on subjective norm. Subjective norm did not have any significant effect on subsequent variables. Awareness had a positive effect on habits and attitude. Habits, attitude and perceived behavioral control all had a positive effect on intention.

3.3 Relative importance of experiential and instrumental indicators

TABLE D.3 – Loadings of indicators for attitude and perceived behavioral control for the pollinator friendly flower model.

Indicator	Quality	Weight (β)	SE	p
Attitude[a]				
Pleasant - Unpleasant	Exp	0.71	0.044	0.001
Relaxing - Stressful	Exp	0.64	0.06	0.001
Good - Bad	Exp	0.58	0.039	0.001
Interesting - Uninteresting	Inst	0.489	0.036	0.001
Useful - Useless	Inst	0.518	0.039	0.001
Terceived behavioral control				
Liking gardening	Exp	0.71	0.074	0.001
Lacking time	Inst	0.70	0.098	0.001
Liking insects	Exp	0.59	0.071	0.001
Having a garden	-	0.172	0.031	0.001

[a] For each pair of indicator, the bold term is associated with value 5 on the 5-point scale.

Both attitude and perceived behavioral control were related to indicators referring to experiential and instrumental quality of the behavior. In the pollinator friendly flower model and in the Spipoll model, indicators of attitude were simi-

lar (presented by decreasing loading) : (1) « pleasant-unpleasant » for the pleasant side, (2) « relaxing-stressful » for the relaxing side, (3) « good-bad » for the good side, (4) « interesting-uninteresting » for the interesting side and (5) « useful-useless » for the useful side (Table 3 and Table 4). In the pollinator friendly flower model, indicators of perceived behavioral control were as follows (presented by decreasing loading) : (1) « liking gardening », (2) « lacking time », (3) « liking insects » and (4) having a garden. In the Spipoll model, Indicators of perceived behavioral control were as follows (presented by decreasing loading) : (1) « lacking time », (2) « having information about insects », (3) « having a good camera » and (4) « liking insects ».

TABLE D.4 – Loadings of indicators for attitude and perceived behavioral control for the Spipoll model.

Indicator	Quality	Weight (β)	SE	p
Attitude[a]				
Pleasant - Unpleasant	Exp	0.99	0.068	0.0001
Relaxing - Stressful	Exp	0.82	0.079	0.001
Good - Bad	Exp	0.79	0.068	0.001
Interesting - Uninteresting	Inst	0.503	0.056	0.001
Useful - Useless	Inst	0.352	0.111	0.002
Perceived behavioral control				
Lacking time	Exp	0.84	0.12	0.001
Having information about insects	Inst	0.59	0.13	0.001
Having a good camera	Inst	0.46	0.14	0.001
Liking insects	Exp	0.28	0.10	0.007

[a] For each pair of indicator, the bold term is associated with value 5 on the 5-point scale.

4 Discussion

In this study, we originally studied two pro-biodiversity behaviors by using structural equation modeling and CADM framework, which was elaborated in the study of more general pro-environmental behaviors (Klöckner et Blöbaum, 2010).

4.1 CADM can be used for PBB

Models' fits were acceptable according to the rule of thumb (Hu et Bentler, 1999) and models explained at least 34% of variance. Explained variance for intention had higher values in several similar behavioral studies, such as 78% for intentions to recycle (Ofstad et al., 2017), 57.9% for intention to use green lodging (Han, 2014) or 68.1% of pro-environmental behavioral intentions (Leeuw et al., 2015). Lower values of explained variance also appeared in published works, such as 27% for intentions to use public transportation (Bamberg, Hunecke et Blöbaum, 2007).

Altogether, we confirmed most of hypothesized relations that we included in the models based on the literature. Similarly to other studies of pro-environmental behaviors (Bamberg, Hunecke et Blöbaum, 2007 ; Klöckner, 2013 ; Klöckner et Blöbaum, 2010), we identified that perceived behavioral control had a greater total effect on intention than the awareness for both behaviors (0.34 vs 0.07 for pollinator friendly flower ; 0.57 vs. 0.26 for Spipoll). This reminds that behaviors are part of a wider system, which includes for instance urbanization and its effects on biodiversity (McKinney, 2006), local management policies which impact the development of biodiversity friendly settings (e.g. Shwartz, Turbé et al., 2014), and socio-economic context (e.g. Robeyns, 2005). Individuals or groups of individuals, even particularly motivated, may have only a limited effect on conservation through individual behaviors if the social, political and economic contexts do not allow those behaviors to be easily achieved (e.g. Robeyns, 2005). Here, we did evaluate a limited number of context variables and future studies would be necessary to better understand the relative importance of context variables for land stewardship behaviors, especially at very locally scale.

Contrary to most previous studies, we did not find any link between subjective norms, habits, attitudes and intentions. A possible explanation is linked to the short history of public discourses around biodiversity conservation (Mauz et Granjou, 2010 ; Maris, 2016). Subjective norms for both studied behaviors may

not be salient yet and thus not easily expressed (Klöckner et Matthies, 2004). Accordingly, respondents may have had difficulties to self-evaluate themselves for this variable.
Attitude had a higher effect on behavioral intention than awareness, which is in accordance with some previous studies (Bamberg, Hunecke et Blöbaum, 2007), while other identified a smaller effect of attitude than awareness on intention (Klöckner, 2013).

4.2 Normative processes (i.e. awareness) related to conservation are more important in Spipoll than in pollinator friendly flower growing

Because of the absence of effect of subjective norms on intention, normative processes are completely embraced by the awareness, in our study.
We found that the total effect of normative process on intention was 0.27 in the Spipoll model, which is comparable to other studies on PEB (Bamberg, Hunecke et Blöbaum, 2007 ; Klöckner et Blöbaum, 2010). However, we found that the total effect of normative process on intention was 0.07 in the pollinator friendly flowers model, which is smaller than values mentioned in the same previous studies. The difference in the total effect of normative processes on intention between the two behaviors is due to the high role of environmental habits in the path between both variables. The habits that we measured in this study were linked to biodiversity conservation, in close connection with the concept developed along with the idea of its necessary protection (Mauz et Granjou, 2010 ; Maris, 2016). Spipoll is a very recent citizen science (6 years old) built up by a group of scientists (see Deguines et al., 2012). From the start of the program, communication around it has been done in relation with pollinator decline and biodiversity conservation more generally. Individuals that follow up this program may thus have integrated the emerging collective concern for biodiversity issues easily, and may have transformed their awareness into environmental habits, and then into intention to act. Flower growing, on the contrary, used to be implemented in gardens before the emergence of the pro-biodiversity discourses (Allemand, Heurgon et Paillette, 2014 ; Bergues, 2011). Selected habits to measure were maybe not appropriate for this behavior ; this would explain why we did not find any relation with behavioral intention.

4.3 Experiential quality of indicators is important to explain intentions

For both behaviors, experiential indicators had more weight than instrumental ones in the determination of most variables. Experiential indicators referred to feelings and impressions of a behavior, while instrumental ones rather referred to cognitively evaluated characteristics of the behavior. The higher importance of experiential indicators in our study could be linked to the studied behaviors referring to experiences of nature, defined by Clayton et al. (2017, p. 2) as processes « including interactions between individuals and natural entities ; social and cultural context ; and consequences for new skills, knowledge, or behavioral changes ». Direct and active interactions with nature encouraged by the two studied behaviors may lead to such transformative experiences of nature. These direct interactions with nature are likely to lead to interactive information gathering on biodiversity, which are positively correlated with pro-environmental behavioral intention (Beck, Lakkaraju et Rai, 2017). This interactive, i.e. experiential quality, is present in the stewardship behavior defined as a daily behavior occuring in a daily environment. If mobilization of experiential quality of the behavior is great enough, this may link to positive feedbacks between pro-biodiversity behaviors, information gathering and maybe the adoption of other pro-biodiversity behaviors. A. C. Prévot et al. (2018) recently shown that people volunteering in citizen-science programs implement more other pro-biodiversity practices than people that do not volunteer.

More generally, this connects with studies underlying importance of experiences of nature (Miller, 2005 ; Soga, Gaston et al., 2016) and studies pointing that experiences of nature are possible in urban settings, either through community gardens (Torres, Nadot et A.-C. Prévot, 2017), public parks (Soga, Yamaura et al., 2015 ; Soga, Gaston et al., 2016), gardening (Freeman et al., 2012 ; Kiesling et Manning, 2010) and participation to citizen science programs (Cosquer, R. Raymond et Prevot-Julliard, 2012). Land stewardship behavior must thus not be overlooked in urban places as they provide experiences of nature in a context of disconnection from nature (R. M. Pyle, 1978) and may participate to positive feedbacks between biodiversity understanding and pro-biodiversity behavior.

We observed that « liking insects » did not have a high loading in neither behavior. This was surprising because feelings toward insects are usually rather negative (Kellert, 1993 ; Barrow, 2002). However, as proposed by Lindemann-

Matthies (2005) with pupils, increasing knowledge can help change attitudes toward animals and plants. In the case of land stewardship behavior, more biodiversity understanding could be valuable to sustain the behaviors.
Despite the importance of experiential indicators, we found that the instrumental indicator « lacking time » still had a high weight on the perceived behavioral control variable determination. This remember is that conserving biodiversity in an industrialized urban country remains under social constraints. In particular, cities are spaces where inhabitants rarely have time (Harvey, 1989) and especially time to invest themselves in social activities (Ball, 2015), thus maybe also in pro-biodiversity behavior.

4.4 Study limitations

This study faces the usual limitations of questionnaire study. It relies on declarative measures of studied variables and self-evaluation by respondents. We got an over-representation of managers and retired people, making our sample not statistically representative of the French society. Yet, these populations are also likely to have the financial resources to have a house with garden or the time resources to take care of a garden. Thus, they may be considered as a good sample for a first understanding of stewardship PBB in French society.
Another limitation in that we did evaluate behavioral intentions, and not actual implementation of the behavior (at least for the majority of them). However, we asked the participants to picture themselves doing the behavior. Our results and interpretations are valid in these set of constraints.

5 Conclusion

In this study, we successfully modeled two pro-biodiversity behaviors at a very local scale, i.e., private gardens. Through a detailed CADM modeling, we confirmed and highlighted several issues that could help future communication and education campaigns toward biodiversity conservation.
Different motivations underlined different pro-biodiversity behaviors. Specific promotion of pro-biodiversity programs, with reference to daily and local possible nature contexts, would be more efficient than general education campaigns. This also implies a different contact between researchers and the people in charge of the education related to the environment, as well as a combination of local and

global scale in education related to the environment, with more effort on precisely picturing the local scale.
People value experiencing nature. Cognitive components of the experiences, but also emotional or social ones, should be integrated in promotion of pro-biodiversity behaviors.
Contextual constrains are to be taken into account when designing conservation campaigns. Involving urban citizens in conservation has specific constraints, which may be considered along with thinking about the necessity of environmental knowledge diffusion to foster connections between people, their environment and behaviors which are relevant for conservation.
Regarding citizens individual behaviors in gardens, local scale may relate to social capabilities differences, environmental differences, etc. Social capabilities are still understudied in determination of PBB and would require further investigation.

Aknowledgements The authors thank all respondents to the questionnaires. M.L. thanks the persons in charge of mailing lists and L'Usine Mode et Maison for their allowance to diffuse questionnaires.

Funding M.L. was funded by the French Ministry for Research and a grant from the Société Française d'écologie and the Humanité & Biodiversité NGO.

Appendix A

Value cluster	**Item**
Egoistic	Being rich
	Having power
	Having control over others
	Having authority
Altruistic	Favoring social justice
	Helping others
	Favoring equality
	Wishing for a world at peace
Biospheric	Feeling at ease within nature
	Acting against pollution
	Protecting the environment

TABLE D.5 – Full set of items for the values measure and value cluster attribution checked by CFA. « To what extend are you behaving with the aim of ... »

Annexe E

Nomenclature du Mode d'occupation du sol de l'Institut d'aménagement et d'urbanisme

Cette annexe founit la nomemclature de la base de données du Mode d'occupation du sol (MOS) de l'Île-de-France, fournie par l'Institut d'aménagement et d'urbanisme (IAU). Les MOS à 11, 24, 47 et 81 postes sont décrits. Cette nomencalture est aussi disponible sur le site de l'IAU : `https://www.iau-idf.fr/fileadmin/DataStorage/IauEtVous/CartesEtDonnees/Mos/NomenclatureMOS-11-24-47-81.pdf`.

Dans le cas du MOS à 5 postes, la nomenclature est la suivante :

— Poste 1 : Forêts

— Poste 2 : Espaces agricoles et semi-naturels

— Poste 3 : Eau

— Poste 4 : Espaces ouverts artificialisés

— Poste 5 : Espaces artificialisés autres (habitats, équipements, activités, transports, etc.)

INSTITUT D'AMÉNAGEMENT ET D'URBANISME ÎLE-DE-FRANCE

Nomenclature du mode d'occupation des sols - Mos

11 postes	24 postes	47 postes	81 postes
1 Forêts	1 Forêts	1 Bois ou forêts	1 Bois ou forêts
		2 Coupes ou clairières en forêts	2 Coupes ou clairières en forêts
		3 Peupleraies	3 Peupleraies
2 Milieux semi-naturels	2 Milieux semi-naturels	4 Milieux semi-naturels	4 Espaces ouverts à végétation arbustive ou herbacée
			5 Berges
3 Espaces agricoles	3 Grandes cultures	5 Terres labourées	6 Terres labourées
		6 Prairies	7 Prairies
	4 Autres cultures	7 Vergers, pépinières	8 Vergers, pépinières
		8 Maraîchage, horticulture	9 Maraîchage, horticulture
		9 Cultures intensives sous serres	10 Cultures intensives sous serres
4 Eau	5 Eau	10 Eau	11 Eau fermée (étangs, lacs...)
			12 Cours d'eau
5 Espaces ouverts artificialisés	6 Espaces verts urbains	11 Parcs ou jardins	13 Parcs ou jardins
		12 Jardins familiaux	14 Jardins familiaux
		13 Jardins de l'habitat	15 Jardins de l'habitat individuel
			16 Jardins de l'habitat rural
			17 Jardins de l'habitat continu bas
	7 Espaces ouverts à vocation de sport	14 Terrains de sport en plein air	18 Terrains de sport en plein air

				19 Tennis découverts
				20 Baignades
			15 Equipements sportifs de grande surface	21 Parcs d'évolution d'équipements sportifs
				22 Golfs
				23 Hippodromes
		8 Espaces ouverts à vocation de tourisme et loisirs	16 Camping, caravaning	24 Camping, caravaning
			17 Parcs liés aux activités de loisirs sauf parcs de châteaux	25 Parcs liés aux activités de loisirs sauf parcs de châteaux
		9 Cimetières	18 Cimetières	26 Cimetières
		10 Autres espaces ouverts	19 Surfaces engazonnées avec ou sans arbustes	27 Surfaces engazonnées avec ou sans arbustes
			20 Terrains vacants	28 Terrains vacants
6 Habitat individuel		11 Habitat individuel	21 Habitat individuel	29 Habitat individuel
			22 Ensemble d'habitat individuel identique	30 Ensembles d'habitat individuel identique
			23 Habitat rural	31 Habitat rural
7 Habitat collectif		12 Habitat collectif	24 Habitat continu bas	32 Habitat continu bas
			25 Habitat collectif continu haut	33 Habitat collectif continu haut
			26 Habitat collectif discontinu	34 Habitat collectif discontinu
		13 Habitat autre	27 Habitat autre	35 Prisons
				36 Habitat autre
8 Activités		14 Activités économiques et industrielles	28 Equipements pour eau, assainissement, énergie	37 Production d'eau
				38 Assainissement
				39 Electricité
				40 Gaz

			41 Pétrole
			42 Infrastructures autres
		29 Zones ou espaces affectés aux activités	43 Activités en tissu urbain mixte
			44 Grandes emprises industrielles
			45 Zones d'activités économiques
			46 Entreposage à l'air libre
	15 Entrepôts logistiques	30 Entrepôts logistiques	47 Entrepôts logistiques
	16 Commerces	31 Commerces	48 Grandes surfaces commerciales
			49 Autres commerces
			50 Grands magasins
			51 Stations-service
	17 Bureaux	32 Bureaux	52 Bureaux
9 Equipements	18 Sport (construit)	33 Bâtiments ou installations de sport	53 Installations sportives couvertes
			54 Centres équestres
			55 Piscines couvertes
			56 Piscines en plein air
			57 Autodromes
	19 Equipements d'enseignement	34 Etablissements d'enseignement	58 Enseignement de premier degré
			59 Enseignement secondaire
			60 Enseignement supérieur
			61 Enseignement autre
	20 Equipements de santé	35 Etablissements de santé	62 Hôpitaux, cliniques
			63 Autres équipements de santé
	21 Equipements cuturels, touristiques et de loisirs	36 Grands centres de congrès et d'exposition	64 Grands centres de congrès et d'exposition
		37 Equipements culturels et de loisirs	65 Equipements culturels et de loisirs
	22 Autres équipements	38 Administrations, organismes officiels	66 Sièges d'administrations territoriales

			67 Equipements de missions de sécurité civile	
			68 Equipements d'accès au public limité	
		39 Autres équipements accueillant du public	69 Mairies	
			70 Marchés permanents	
			71 Lieux de culte	
			72 Autres équipements de proximité	
10 Transports	23 Transports	40 Emprises de transport ferré	73 Emprises de transport ferré	
		41 Emprises routières	74 Voies de plus de 25 m d'emprise	
		42 Parcs de stationnement	75 Parkings de surface	
			76 Parkings en étages	
		43 Gares routières, dépôts	77 Gares routières, dépôts de bus	
		44 Installations aéroportuaires	78 Installations aéroportuaires	
11 Carrières, décharges et chantiers	24 Carrières, décharges et chantiers	45 Extraction de matériaux	79 Extraction de matériaux	
		46 Décharges	80 Décharges	
		47 Chantiers	81 Chantiers	

© IAU îdF 2012

Annexe F

Questionnaires utilisés

Les deux questionnaires utilisés pour recueillir les données concernant respectivement l'action de participation au SPIPOLL et l'action de plantation de fleurs mellifères sont donnés ci-après dans leur version papier. Cette version papier a été utilisée pour faire passer le questionnaire face-à-face avec les répondants. Ceci n'a concerné qu'un faible pourcentage de répondants (finalement on inlus dans l'analyse pour ne pas générer de biais), la grand majorité répondant au questionnaire par internet. La version internet a été hébergée sur l'interface LimeSurvey du MNHN, les réponses étant stockées sur le serveur du MNHN. Cette version internet était identique à la version papier.

Date, heure :
Lieu :

Bonjour, dans le cadre d'une étude sur la nature sur le plateau de Saclay, menée par le laboratoire Écologie-Systématique-Évolution et le Centre d'Écologie et des science de la conservation, auriez-vous quelques minutes à m'accorder pour répondre à quelques questions ?
Ce questionnaire est anonyme. Les données ne seront utilisées qu'à des fins de recherche. Il n'y a pas de mauvaise réponse, je suis juste intéressée par votre avis.

QUELQUES QUESTIONS D'INTRODUCTION

1. Quels sont les programmes, dans la liste suivante, auxquels vous participez ?

□ SPIPOLL
□ Un programme de Vigie Nature (hors SPIPOLL)
□ Jardins de Noé
□ Un programme de Noé Conservation (hors Jardins de Noé)
□ Autre :

2. Vous vivez dans... Grande ville □ ville moyenne □ petite ville □ village □ hameau □

4. À quel point vos actions sont-elles conduites dans l'idée de ...

	opposé à ma conduite	sans importance						très importante
	-1	**0**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**
Être riche	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Avoir de l'influence	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Protéger l'environnement	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Respecter la terre	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Œuvrer contre la pollution	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Être en position de contrôle	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Favoriser la justice sociale	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Avoir de l'autorité	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Aider les autres	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Se sentir bien dans la nature	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Favoriser l'égalité	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Souhaiter un monde en paix	-1	0	1	2	3	4	5	6	7

5. Dans quelle mesure protéger l'environnement est-il important pour vous personnellement ?

Pas important du tout				Très important
1	2	3	4	5

6. Pour vous, qu'est-ce que la biodiversité ?

……

……

……

Pour la suite de ce questionnaire, on entend par « biodiversité » l'ensemble des êtres vivants (faune, flore) et leurs interactions dans des milieux donnés. On parle aussi de « conservation de la biodiversité » comme de toutes les actions qui, directement ou indirectement, permettent la protection et la préservation de la biodiversité.

7. Dans quelle mesure vous sentez-vous informé-e des possibilités d'actions de conservation de la biodiversité ?

Pas du tout informé-e	1	2	3	4	5	Très bien informé-e

8. Dans quelle mesure vous sentez-vous concerné-e par la perte de biodiversité ?

Pas du tout concerné-e	1	2	3	4	5	Très concerné-e

9. A quel point êtes-vous d'accord avec chacune des affirmations suivantes ?

	Pas du tout **1**	**2**	**3**	**4**	Tout à fait **5**
J'accepterais de payer plus d'impôts afin de permettre la conservation de la biodiversité	1	2	3	4	5
J'accepterais une réduction de mon niveau de vie afin de permettre la conservation de la biodiversité	1	2	3	4	5
J'accepterais de payer mes achats plus cher afin de permettre la conservation de la biodiversité	1	2	3	4	5

10. Parmi les actions suivantes, lesquelles réalisez-vous dans votre vie quotidienne ?

	Jamais **1**	**2**	**3**	**4**	Toujours **5**	Non concerné
Acheter des légumes et fruits cultivés sans pesticides ou produits chimiques (c'est à dire bio)	1	2	3	4	5	0
Acheter des produits en papiers et plastiques issus de matériaux recyclés	1	2	3	4	5	0
Éviter d'acheter des produits d'une entreprise dont vous savez qu'elle nuit à la biodiversité	1	2	3	4	5	0
Acheter des produits d'entretiens chimiques (détergents, nettoyants) non nocifs pour la biodiversité	1	2	3	4	5	0

11. Au cours des douze derniers mois, avez vous…

	Oui	Non	Non concerné
...signé une pétition en faveur de la conservation de la biodiversité	1	2	0
...fait un don à une organisation de conservation de la biodiversité	1	2	0
… lu des magazines, lettres d'information ou d'autres publications rédigées par des organisations œuvrant pour la conservation de la biodiversité	1	2	0
...écrit au gouvernement/à une autorité locale pour les inciter à soutenir des mesures fortes de conservation de la biodiversité	1	2	0
… boycotté ou évité d'acheter des produits d'une entreprises dont vous sentiez qu'elle nuisait à la biodiversité	1	2	0
… voté pour un-e candidat-e à une élection en partie parce qu'il/elle était en faveur de mesures fortes de conservation de la biodiversité	1	2	0

QUELQUES QUESTIONS SUR VOTRE ENVIRONNEMENT

12. Parmi les éléments ci-dessous, quels sont ceux présent autour de votre habitation (dans un rayon de 50 mètres) ?

☐ Grandes cultures ☐ Parc, jardin public ☐ Bâtiments (urbain, péri-urbain)

☐ Rochers ☐ Eau (mare, ruisseau ...) ☐ Jardins privés

☐ Forêt ☐ Prairie ☐ Ruche(s)

13. Possédez-vous un jardin ? ☐ oui ☐ non

14. Si vous avez un jardin, quelle est sa surface ?

☐ 0 à 20 m² ☐ 20 à 100 m² ☐ 100 à 200 m² ☐ 200 à 400 m²

☐ 400 à 600 m² ☐ 600 à 1000 m² ☐ 1000 à 1500 m² ☐ 1500 à 2000 m²

15. Si vous avez un jardin, quelle est sa composition ?

☐ Parterre et arbustes fleuris ☐ Compost ☐ Éclairage

☐ Espaces non entretenus (friches, espaces naturels) ☐ Pelouse tondue ☐ Arbres fruitiers

☐ Plantes aromatiques (thym, romarin, basilic, etc) ☐ Potager ☐ Bassin, mare

☐ Espaces pavés, gravillonnés ☐ Arbres morts

☐ Haies (sauf thuyas ou laurier cerise) ☐ Tas de terreau

☐ Buddleïa (arbre à papillons) ☐ Vieux arbres

16. Si vous avez un jardin, à quelle fréquence utilisez-vous ...

	Jamais 1	2	3	4	Souvent 5
… de l'engrais ?	☐	☐	☐	☐	☐
… un insecticide ?	☐	☐	☐	☐	☐
… des granulés anti-	☐	☐	☐	☐	☐
… un herbicide ?	☐	☐	☐	☐	☐

17. Si vous avez un jardin, quels éléments installés pour la vie sauvage y sont présents ?

☐ Mangeoire pour oiseaux ☐ Tas de bois mort

☐ Nichoir à oiseaux

☐ Hôtel à insectes ☐ Autre :

18. Au cours des 6 derniers mois, à quelle fréquence avez-vous réalisé chacune des actions suivantes ?

	jamais	moins d'une fois par mois	une fois par mois	une fois par semaine	tous les jours
Nourrir les oiseaux dans votre jardin	☐	☐	☐	☐	☐
Observer les animaux de votre jardin	☐	☐	☐	☐	☐
Jardiner dans votre jardin (sauf arrosage)	☐	☐	☐	☐	☐
Arroser votre jardin	☐	☐	☐	☐	☐
Participer à un programme d'observation des animaux (dans votre jardin ou en dehors) Si oui, lequel ?	☐	☐	☐	☐	☐
Taillez les haies, tondre la pelouse dans votre jardin					

QUELQUES QUESTIONS SUR UNE ACTION DE CONSERVATION

Toutes les questions de cette partie font référence à l'action « **planter et entretenir des fleurs mellifères au jardin pendant une saison de pollinisation (mars - juillet)** »

Vous n'êtes pas obligés de réaliser cette action, je souhaite simplement votre avis sur les facilités/barrières pour sa mise en place : pour chaque affirmation, indiquez-moi à quel point vous êtes d'accord.

19. Je prévois de planter et entretenir des fleurs mellifères au jardin pendant une saison de pollinisation (mars - juillet)

non pas du tout	-2	-1	0	1	2	oui tout à fait

20. Pour moi, planter et entretenir des fleurs mellifères au jardin pendant une saison de pollinisation (mars - juillet) serait ...

… mal	-2	-1	0	1	2	bien
… désagréable	-2	-1	0	1	2	agréable
… inintéressant	-2	-1	0	1	2	intéressant
… angoissant	-2	-1	0	1	2	reposant
… inutile	-2	-1	0	1	2	utile

21. Si je plantais et entretenais des fleurs mellifères au jardin pendant une saison de pollinisation (mars - juillet), la plupart des personnes importantes pour moi ...

… désapprouveraient	-2	-1	0	1	2	approuveraient

22. Si je le voulais, je pourrais facilement planter et entretenir des fleurs mellifères au jardin pendant une saison de pollinisation (mars - juillet)

pas du tout	-2	-1	0	1	2	tout à fait

23. Planter et entretenir des fleurs mellifères au jardin pendant une saison de pollinisation (mars - juillet) signifierait pour moi :

	pas du tout	-2	-1	0	1	2	tout à fait
Passer du temps à l'extérieur							
Rendre mon jardin moins joli							
Aider les insectes pollinisateurs							
Prendre de la place dans mon jardin							
Souffrir d'allergies							
Voir une diversité d'insectes pollinisateurs							

24. Selon moi, les catégories suivantes de personnes approuveraient la plantation et l'entretien de fleurs mellifères au jardin pendant une saison de pollinisation (mars - juillet)

	pas du tout	-2	-1	0	1	2	tout à fait
Vos voisins							
Vos amis							
Votre famille							
L'opinion générale							

25. Êtes-vous d'accord avec les affirmations suivantes ?

	pas du tout	-2	-1	0	1	2	tout à fait
Je manque de temps							
Je passe peu de temps à l'extérieur de chez moi							
J'apprécie les insectes							
J'aime beaucoup jardiner							
Je manque de place							

26. J'accorde beaucoup d'importance à ...

	pas du tout	-2	-1	0	1	2	tout à fait
Aider les insectes pollinisateurs							
Rendre mon jardin joli							
Avoir de la place au jardin							
Passer du temps à l'extérieur							
Ne pas souffrir d'allergies							
Voir une diversité d'insectes pollinisateurs							

27. J'accorde de l'importance à ce qu'attendent de moi :

	pas du tout	-2	-1	0	1	2	tout à fait
Mes voisins							
Mes amis							
Ma famille							
L'opinion générale							

28. Les facteurs suivants vous empêcheraient de planter et entretenir des fleurs mellifères au jardin pendant une saison de pollinisation (mars - juillet) ...

	pas du tout	-2	-1	0	1	2	tout à fait
Le manque de temps							
Aimer les insectes							
Passer peu de temps à l'extérieur							
Aimer jardiner							
Manquer de place							

Date, heure :
Lieu :

Bonjour, dans le cadre d'une étude sur la nature sur le plateau de Saclay, menée par le laboratoire Écologie-Systématique-Évolution et le Centre d'Écologie et des science de la conservation, auriez-vous quelques minutes à m'accorder pour répondre à quelques questions ?
Ce questionnaire est anonyme. Les données ne seront utilisées qu'à des fins de recherche. Il n'y a pas de mauvaise réponse, je suis juste intéressée par votre avis.

QUELQUES QUESTIONS D'INTRODUCTION

1. Quels sont les programmes, dans la liste suivante, auxquels vous participez ?

□ SPIPOLL
□ Un programme de Vigie Nature (hors SPIPOLL)
□ Jardins de Noé
□ Un programme de Noé Conservation (hors Jardins de Noé)
□ Autre :

2. Vous vivez dans... Grande ville □ ville moyenne □ petite ville □ village □ hameau □

4. À quel point vos actions sont-elles conduites dans l'idée de ...

	opposé à ma conduite	sans importance						très importante
	-1	**0**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**7**
Être riche	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Avoir de l'influence	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Protéger l'environnement	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Respecter la terre	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Œuvrer contre la pollution	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Être en position de contrôle	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Favoriser la justice sociale	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Avoir de l'autorité	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Aider les autres	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Se sentir bien dans la nature	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Favoriser l'égalité	-1	0	1	2	3	4	5	6	7
Souhaiter un monde en paix	-1	0	1	2	3	4	5	6	7

5. Dans quelle mesure protéger l'environnement est-il important pour vous personnellement ?

Pas important du tout				Très important
1	2	3	4	5

6. Pour vous, qu'est-ce que la biodiversité ?

……

……

……

Pour la suite de ce questionnaire, on entend par « biodiversité » l'ensemble des êtres vivants (faune, flore) et leurs interactions dans des milieux donnés. On parle aussi de « conservation de la biodiversité » comme de toutes les actions qui, directement ou indirectement, permettent la protection et la préservation de la biodiversité.

7. Dans quelle mesure vous sentez-vous informé-e des possibilités d'actions de conservation de la biodiversité ?

Pas du tout informé-e	1	2	3	4	5	Très bien informé-e

8. Dans quelle mesure vous sentez-vous concerné-e par la perte de biodiversité ?

Pas du tout concerné-e	1	2	3	4	5	Très concerné-e

9. A quel point êtes-vous d'accord avec chacune des affirmations suivantes ?

	Pas du tout **1**	**2**	**3**	**4**	Tout à fait **5**
J'accepterais de payer plus d'impôts afin de permettre la conservation de la biodiversité	1	2	3	4	5
J'accepterais une réduction de mon niveau de vie afin de permettre la conservation de la biodiversité	1	2	3	4	5
J'accepterais de payer mes achats plus cher afin de permettre la conservation de la biodiversité	1	2	3	4	5

10. Parmi les actions suivantes, lesquelles réalisez-vous dans votre vie quotidienne ?

	Jamais **1**	**2**	**3**	**4**	Toujours **5**	Non concerné
Acheter des légumes et fruits cultivés sans pesticides ou produits chimiques (c'est à dire bio)	1	2	3	4	5	0
Acheter des produits en papiers et plastiques issus de matériaux recyclés	1	2	3	4	5	0
Éviter d'acheter des produits d'une entreprise dont vous savez qu'elle nuit à la biodiversité	1	2	3	4	5	0
Acheter des produits d'entretiens chimiques (détergents, nettoyants) non nocifs pour la biodiversité	1	2	3	4	5	0

11. Au cours des douze derniers mois, avez vous…

	Oui	Non	Non concerné
...signé une pétition en faveur de la conservation de la biodiversité	1	2	0
...fait un don à une organisation de conservation de la biodiversité	1	2	0
… lu des magazines, lettres d'information ou d'autres publications rédigées par des organisations œuvrant pour la conservation de la biodiversité	1	2	0
...écrit au gouvernement/à une autorité locale pour les inciter à soutenir des mesures fortes de conservation de la biodiversité	1	2	0
… boycotté ou évité d'acheter des produits d'une entreprises dont vous sentiez qu'elle nuisait à la biodiversité	1	2	0
… voté pour un-e candidat-e à une élection en partie parce qu'il/elle était en faveur de mesures fortes de conservation de la biodiversité	1	2	0

QUELQUES QUESTIONS SUR VOTRE ENVIRONNEMENT

12. Parmi les éléments ci-dessous, quels sont ceux présent autour de votre habitation (dans un rayon de 50 mètres) ?

☐ Grandes cultures ☐ Parc, jardin public ☐ Bâtiments (urbain, péri-urbain)

☐ Rochers ☐ Eau (mare, ruisseau ...) ☐ Jardins privés

☐ Forêt ☐ Prairie ☐ Ruche(s)

13. Possédez-vous un jardin ? ☐ oui ☐ non

14. Si vous avez un jardin, quelle est sa surface ?

☐ 0 à 20 m² ☐ 20 à 100 m² ☐ 100 à 200 m² ☐ 200 à 400 m²

☐ 400 à 600 m² ☐ 600 à 1000 m² ☐ 1000 à 1500 m² ☐ 1500 à 2000 m²

15. Si vous avez un jardin, quelle est sa composition ?

☐ Parterre et arbustes fleuris ☐ Compost ☐ Éclairage

☐ Espaces non entretenus (friches, espaces naturels) ☐ Pelouse tondue ☐ Arbres fruitiers

☐ Plantes aromatiques (thym, romarin, basilic, etc) ☐ Potager ☐ Bassin, mare

☐ Espaces pavés, gravillonnés ☐ Arbres morts

☐ Haies (sauf thuyas ou laurier cerise) ☐ Tas de terreau

☐ Buddleïa (arbre à papillons) ☐ Vieux arbres

16. Si vous avez un jardin, à quelle fréquence utilisez-vous ...

	Jamais 1	2	3	4	Souvent 5
… de l'engrais ?	☐	☐	☐	☐	☐
… un insecticide ?	☐	☐	☐	☐	☐
… des granulés anti-	☐	☐	☐	☐	☐
… un herbicide ?	☐	☐	☐	☐	☐

17. Si vous avez un jardin, quels éléments installés pour la vie sauvage y sont présents ?

☐ Mangeoire pour oiseaux ☐ Tas de bois mort

☐ Nichoir à oiseaux

☐ Hôtel à insectes ☐ Autre :

18. Au cours des 6 derniers mois, à quelle fréquence avez-vous réalisé chacune des actions suivantes ?

	jamais	moins d'une fois par mois	une fois par mois	une fois par semaine	tous les jours
Nourrir les oiseaux dans votre jardin	☐	☐	☐	☐	☐
Observer les animaux de votre jardin	☐	☐	☐	☐	☐
Jardiner dans votre jardin (sauf arrosage)	☐	☐	☐	☐	☐
Arroser votre jardin	☐	☐	☐	☐	☐
Participer à un programme d'observation des animaux (dans votre jardin ou en dehors) Si oui, lequel ?	☐	☐	☐	☐	☐
Taillez les haies, tondre la pelouse dans votre jardin					

QUELQUES QUESTIONS SUR UNE ACTION DE CONSERVATION

Toutes les questions de cette partie font référence à l'action « **réaliser des observations d'insectes pollinisateurs grâce au SPIPOLL pendant une saison de pollinisation (mars - juillet)** »
Vous n'êtes pas obligés de réaliser cette action, je souhaite simplement votre avis sur les facilités/barrières pour sa mise en place : pour chaque affirmation, indiquez-moi à quel point vous êtes d'accord.

19. Je prévois de réaliser des observations d'insectes pollinisateurs grâce au SPIPOLL pendant une saison de pollinisation (mars - juillet)

non pas du tout	-2	-1	0	1	2	oui tout à fait

20. Pour moi, réaliser des observations d'insectes pollinisateurs grâce au SPIPOLL pendant une saison de pollinisation (mars - juillet) serait ...

… mal	-2	-1	0	1	2	bien
… désagréable	-2	-1	0	1	2	agréable
… inintéressant	-2	-1	0	1	2	intéressant
… angoissant	-2	-1	0	1	2	reposant
… inutile	-2	-1	0	1	2	utile

21. Si je réalisais des observations d'insectes pollinisateurs grâce au SPIPOLL pendant une saison de pollinisation (mars - juillet), la plupart des personnes importantes pour moi ...

… désapprouveraient	-2	-1	0	1	2	approuveraient

22. Si je le voulais, je pourrais facilement réaliser des observations d'insectes pollinisateurs grâce au SPIPOLL pendant une saison de pollinisation (mars - juillet)

pas du tout	-2	-1	0	1	2	tout à fait

23. Réaliser des observations d'insectes pollinisateurs grâce au SPIPOLL pendant une saison de pollinisation (mars - juillet) signifierait pour moi :

	pas du tout	-2	-1	0	1	2	tout à fait
Passer du temps à l'extérieur							
Aider les insectes pollinisateurs							
Voir une diversité d'insectes pollinisateurs							

24. Selon moi, les catégories suivantes de personnes approuveraient la réalisation d'observations d'insectes pollinisateurs grâce au SPIPOLL pendant une saison de pollinisation (mars - juillet)

	pas du tout	-2	-1	0	1	2	tout à fait
Vos voisins							
Vos amis							
Votre famille							
L'opinion générale							

25. Êtes-vous d'accord avec les affirmations suivantes ?

	pas du tout	-2	-1	0	1	2	tout à fait
Je manque de temps							
Je passe peu de temps à l'extérieur de chez moi							
J'apprécie les insectes							
Je manque d'informations à propos du moment auquel observer							
Je n'ai pas de bon appareil photo							

26. J'accorde beaucoup d'importance à ...

	pas du tout	-2	-1	0	1	2	tout à fait
Aider les insectes pollinisateurs							
Passer du temps à l'extérieur							
Voir une diversité d'insectes pollinisateurs							

27. J'accorde de l'importance à ce qu'attendent de moi :

	pas du tout	-2	-1	0	1	2	tout à fait
Mes voisins							
Mes amis							
Ma famille							
L'opinion générale							

28. Les facteurs suivants vous empêcheraient d'observer des insectes pollinisateurs grâce au SPIPOLL pendant une saison de pollinisation (mars – juillet) ...

	pas du tout	-2	-1	0	1	2	tout à fait
Le manque de temps							
Aimer les insectes							
Passer peu de temps à l'extérieur							
Le manque d'informations sur le moment auquel observer							
Ne pas avoir de bon appareil photo							

Annexe G

Plans des jardins échantillonnés

Cette annexe rassemble les plans des 30 jardins échantillonnés au cours du travail de terrain dont les résultats figurent dans les chapitres 1 et 2. La nomenclature utilisée dans la légende a été présentée dans le chapitre 2 et est rappelée ici en introduction.
Les jardins sont numérotés dans l'ordre du recrutement des participant·e·s. Dans la mesure où certaines personnes initialement intéressées n'ont finalement pas donné suite au premier contact mail/téléphonique ou n'ont pas souhaité poursuivre après la première visite au jardin, les numéros sont donc discontinus, entre 1 et 36. J'ai choisi de conserver cette numérotation car, après presque un an de terrain, chaque numéro faisait sens pour moi comme associé à un jardin bien particulier.
Tous les plans de jardin ne sont pas à la même échelle : celle-ci est précisée au niveau du plan. Tous les plans sont orientés de façon identique, le Nord correspondant au haut de la page.

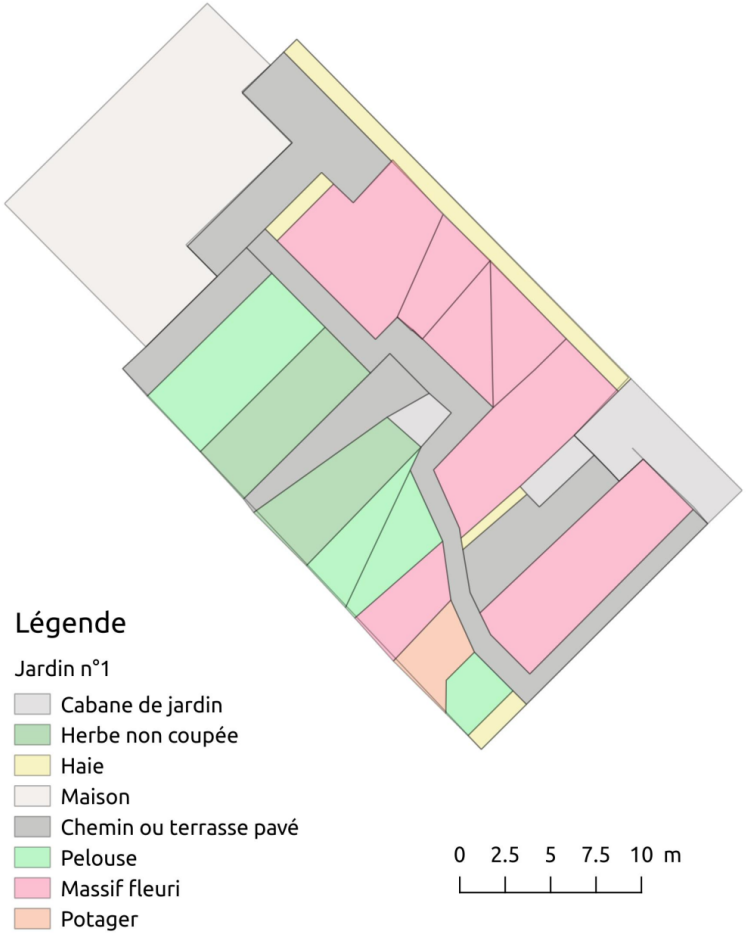
Postes de légende

Figure G.1 – Légende utilisée dans les plans des jardins

TABLE G.1 – Description des postes de légende utilisés dans les plans des jardins.

Symbole de légende	**Descriptif du poste**
	Cabane de jardin : Bâtiment présent dans le jardin, actuellement ou auparavant destiné à stocker du matériel de jardin. Les cabanes sont incluses quel que soit le matériaux de construction et la taille.
	Herbe non coupée : Zone enherbée non coupée ou coupée moins d'une fois pendant la saison de croissance. Ces zones ont été identifiées aux dires de l'habitant·e qui les qualifiait alors de zones moins entretenues, voire de friches.
	Haie : « clôture de hauteur variée formée d'arbres, d'arbustes, d'épines ou de branchage »(BENETIÈRES, 2000). Les haies sont donc définies pour les bordures du jardin, les groupes d'arbustes internes étant le plus souvent des bosquets.
	Buisson : « couvert formé par deux ou trois arbrisseaux ou arbustes d'ornement »(BENETIÈRES, 2000). La définition comprend ici aussi les herbacées présentes dans ce couvert.
	Maison : Bâtiment d'habitation présent sur la parcelle, auquel est associé le jardin. Selon la disposition du jaridn, la maison figure ou non sur les plans.
	Chemin ou terrasse pavé : Zone pavée, quel que soit le matériaux, mais toujours imperméable. Elle est destinée à la circulation ou au stationnement. Les terrasses sont en générale attenantes à la maison.
	Pelouse : Zone enherbée coupée au moins une fois par mois pendant la saison de croissance.
	Massif fleuri : « Pièce découverte de forme variée garnie de fleurs. Le massif peut être de niveau ou légèrement bombé »(BENETIÈRES, 2000). Cet espace englobe les *mixed-borders* anglaises.
	Potager : Zone plantée de légumes, d'herbes aromatiques, de petits fruits et délimitées par une frontière nette. J'ai rencontré quelques zones de framboisiers non délimitées, décrites par l'habitant·e comme relativement autonomes, qui n'ont donc pas été incluses dans la catégorie potager.
	Chemin non pavé, de terre ou enherbé : Zone non pavée, destinée à la circulation. Selon la fréquence de passage ou l'entretien, elle est plus ou moins enherbée.
	Terrasse en bois : Zone non pavée, en général attenante à la maison, destinée au stationnement des habitant·e·s à l'extérieur.
	Mare : Zone d'eau qui forme une surface étalée et peu profonde. Cette zone n'a été relevé que dans un seul jardin, l'eau était alors renouvelée par un système de tuyauterie.
	Autre : Autres espaces, rencontrés le plus souvent dans un seul jardin : par exemple poulailler, réserve de bois en tas, tas de feuilles mortes/compost, enclos à tortue [*].

[*] Certains de ces espaces n'ont pas fait l'objet de relevés car il n'était pas possible d'y accéder (c'est notamment le cas des espaces qui hébergent des animaux)

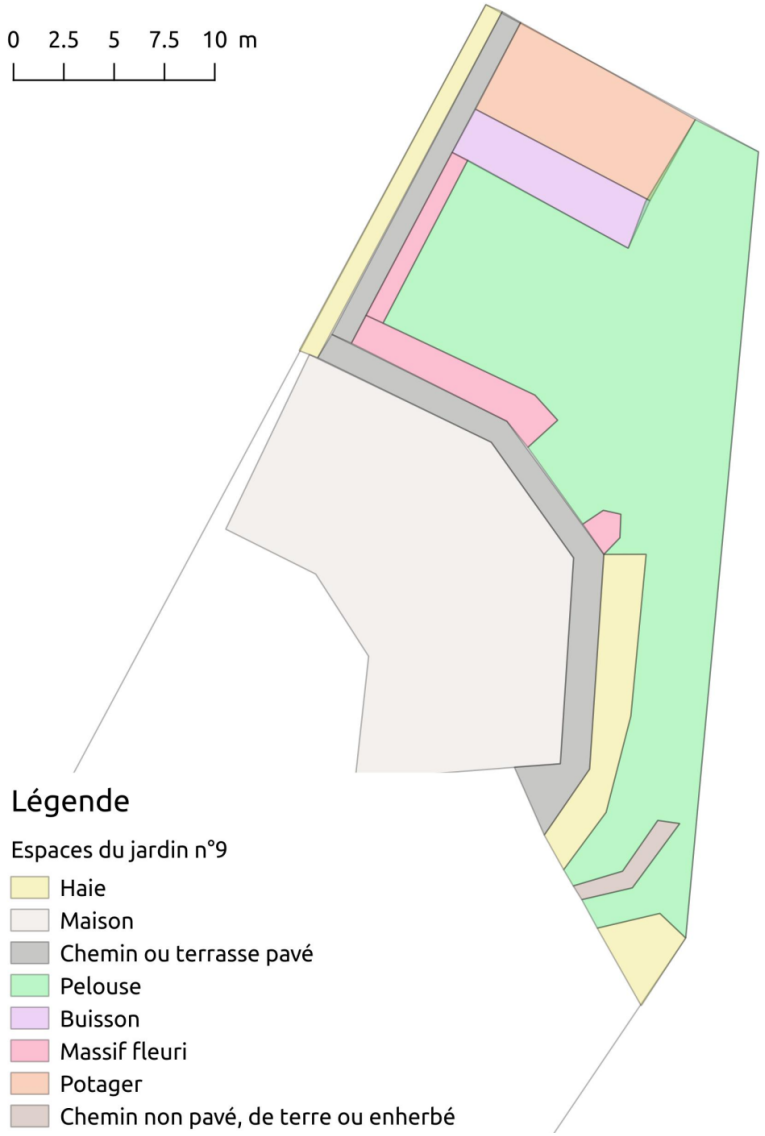


(a) Jardin 1

(b) Jardin 2

(a) Jardin 4

(b) Jardin 8

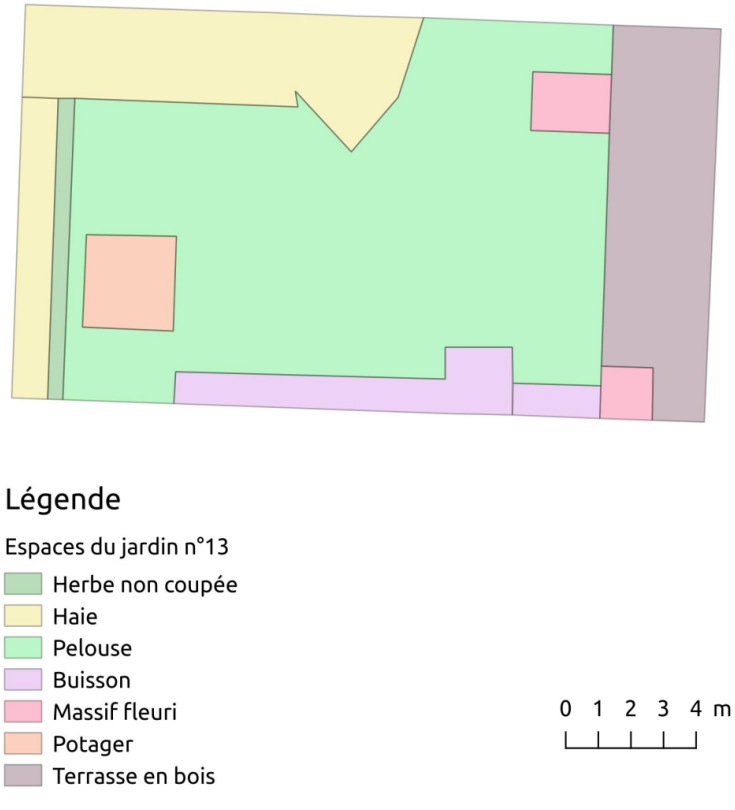


(a) Jardin 9

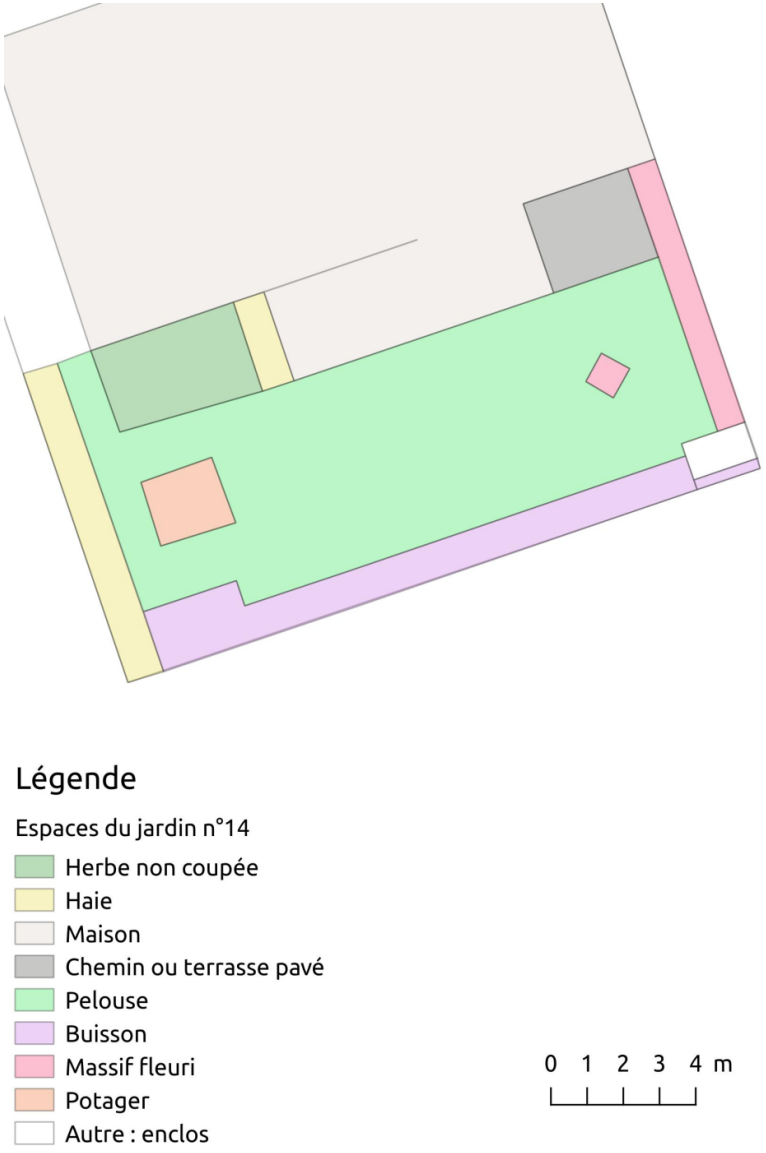
(b) Jardin 10

(a) Jardin 11

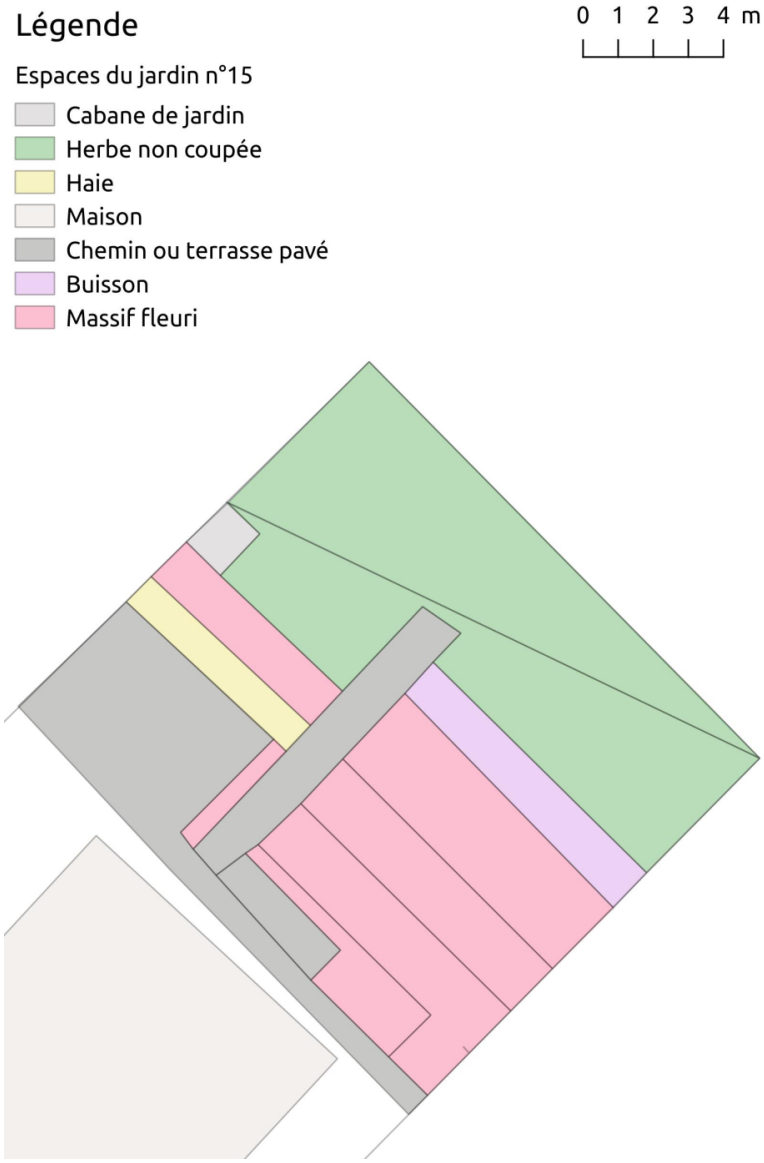
(b) Jardin 12



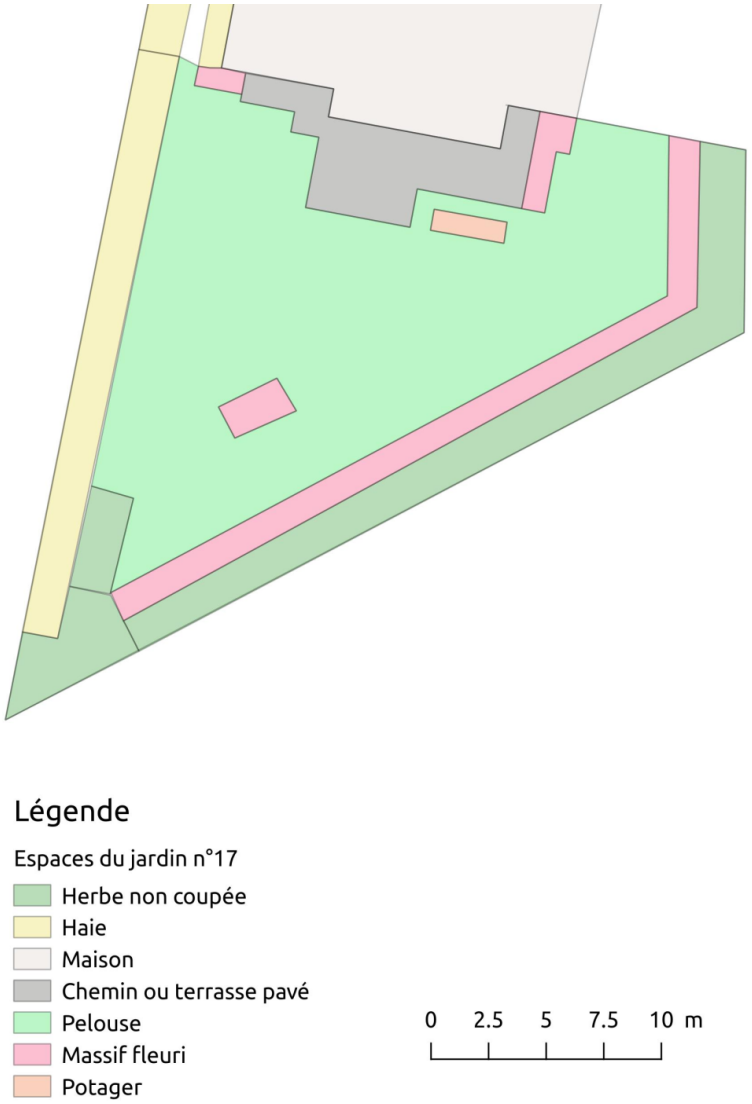
(a) Jardin 13



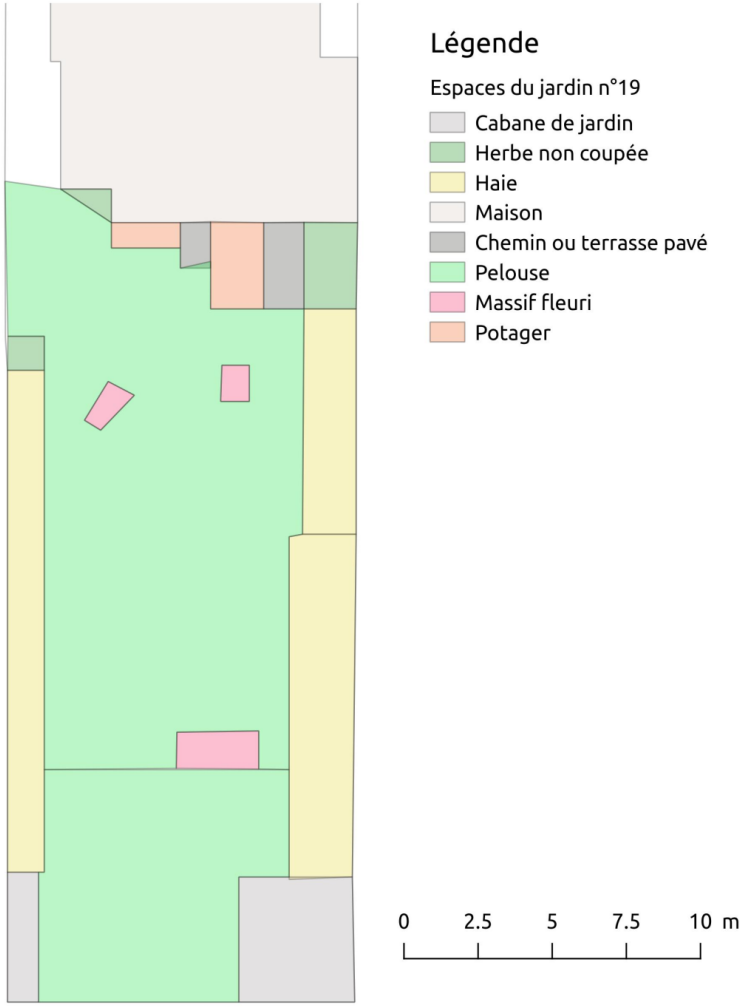
(b) Jardin 14



(a) Jardin 15

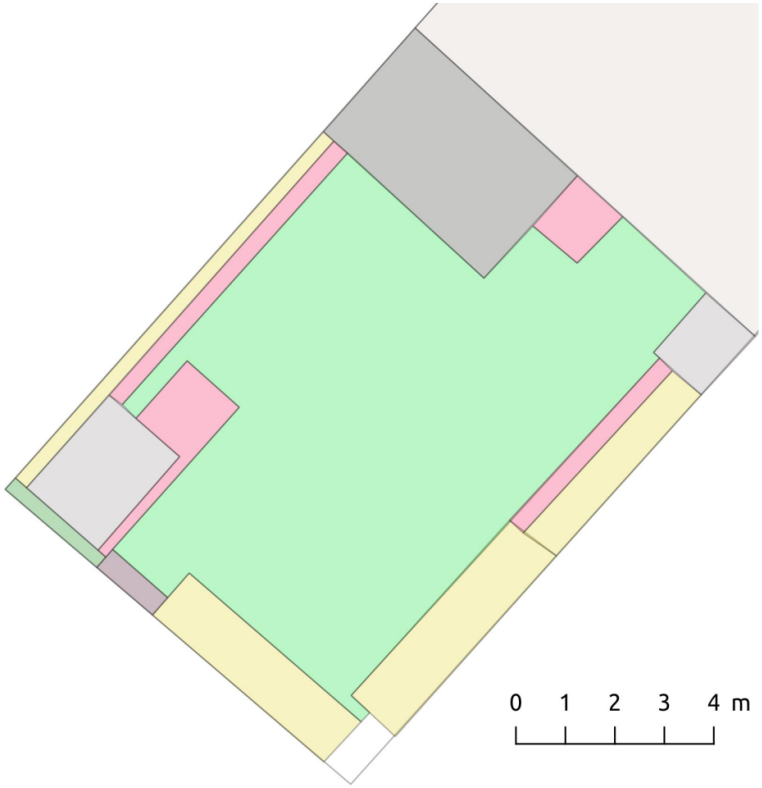


(b) Jardin 17

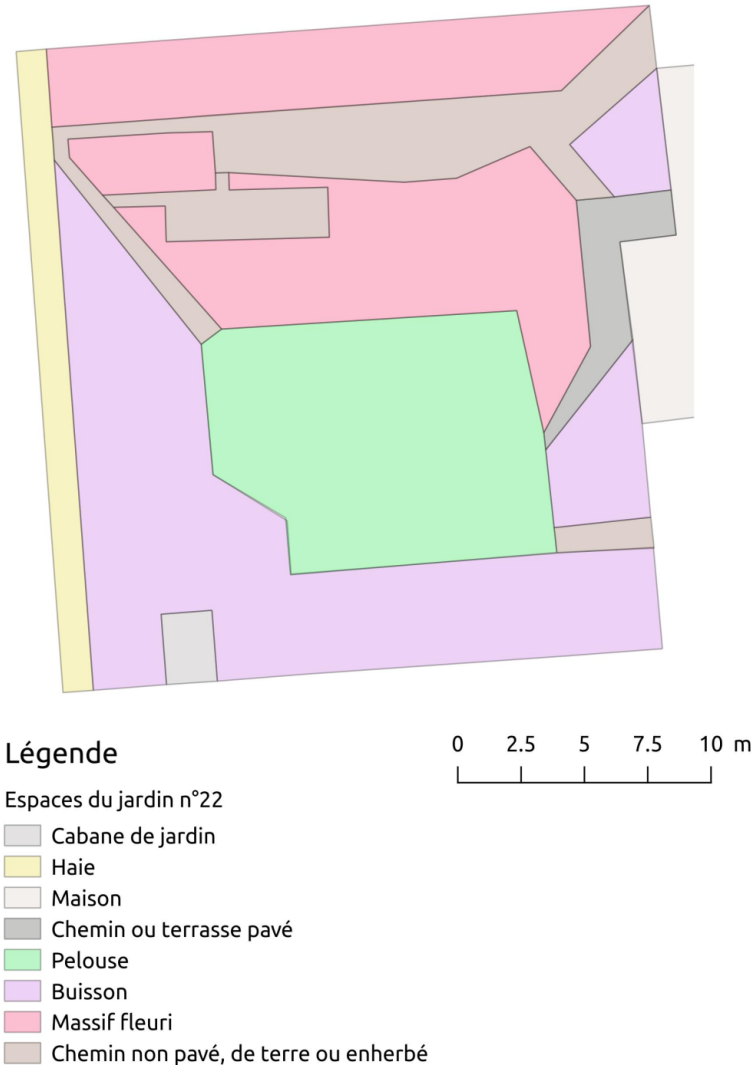


(a) Jardin 19

(b) Jardin 20



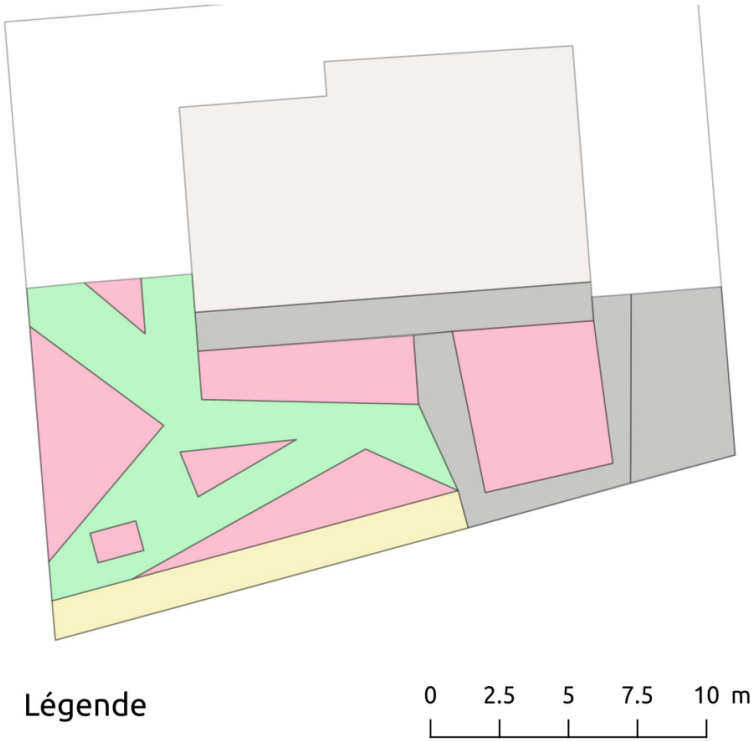
(a) Jardin 21



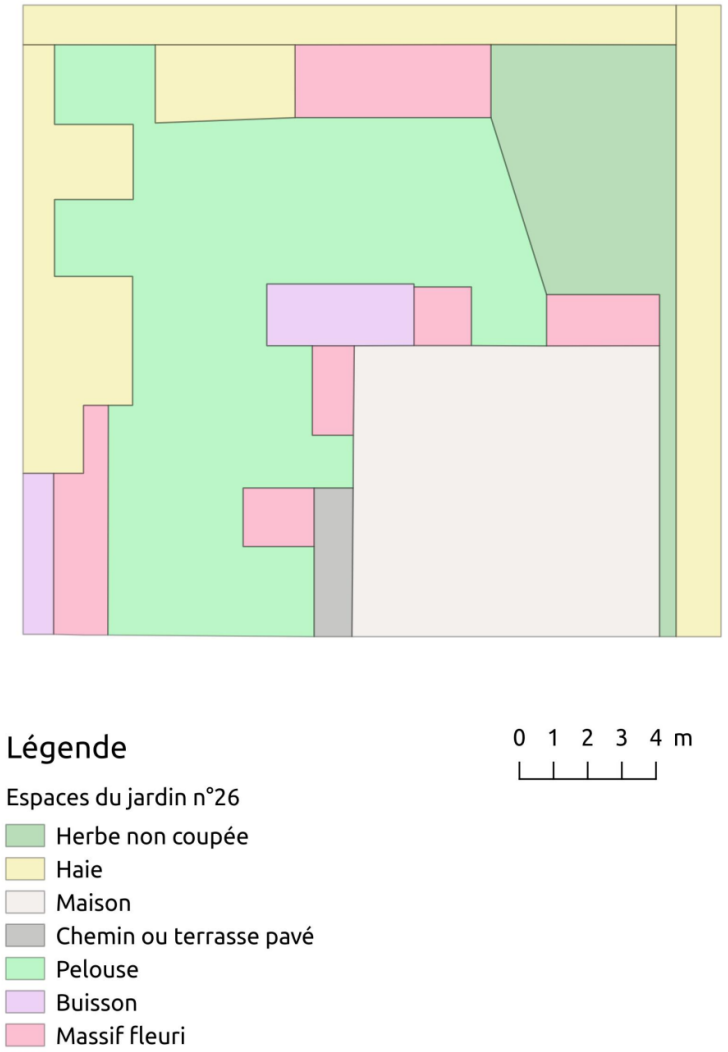
(b) Jardin 22

(a) Jardin 23

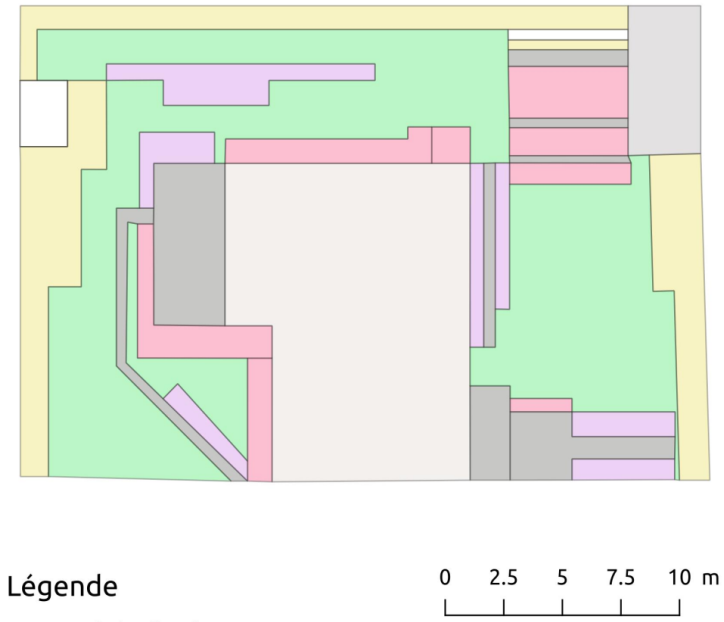
(b) Jardin 24



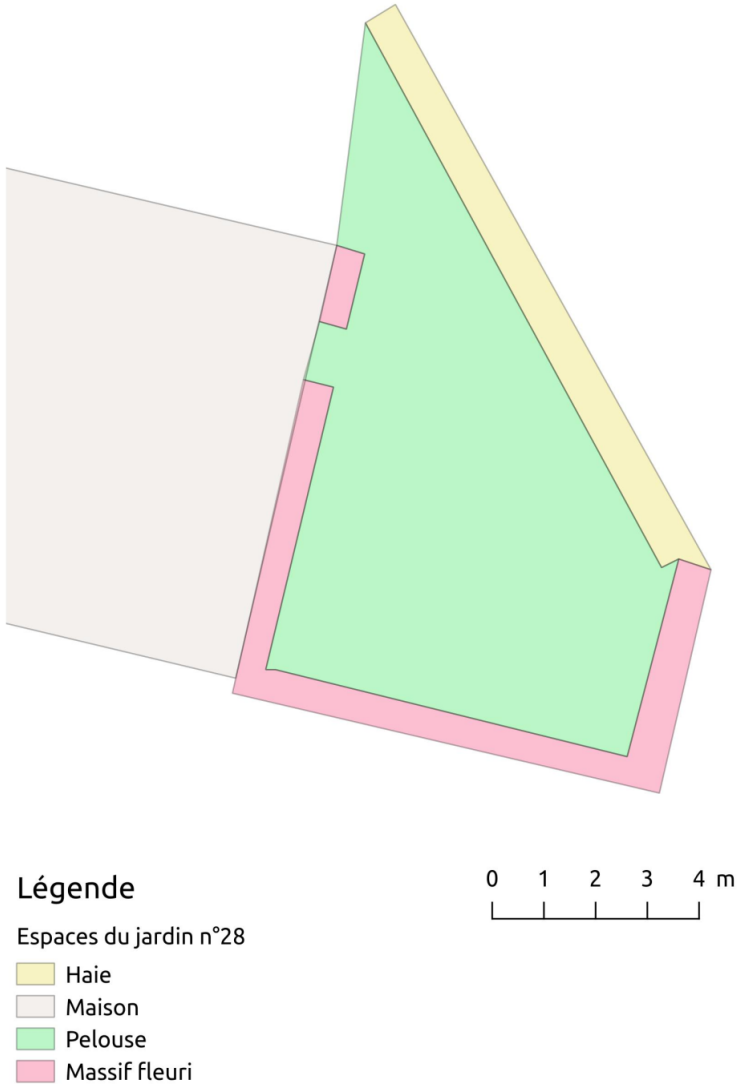
(a) Jardin 25



(b) Jardin 26



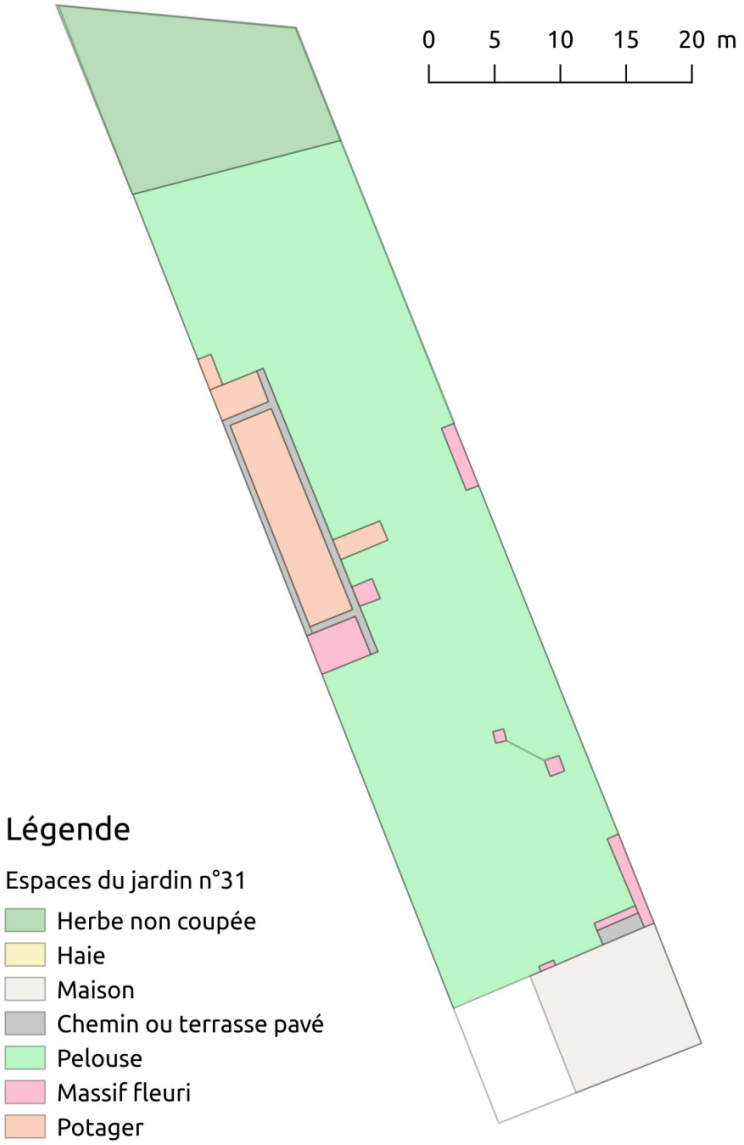
(a) Jardin 27



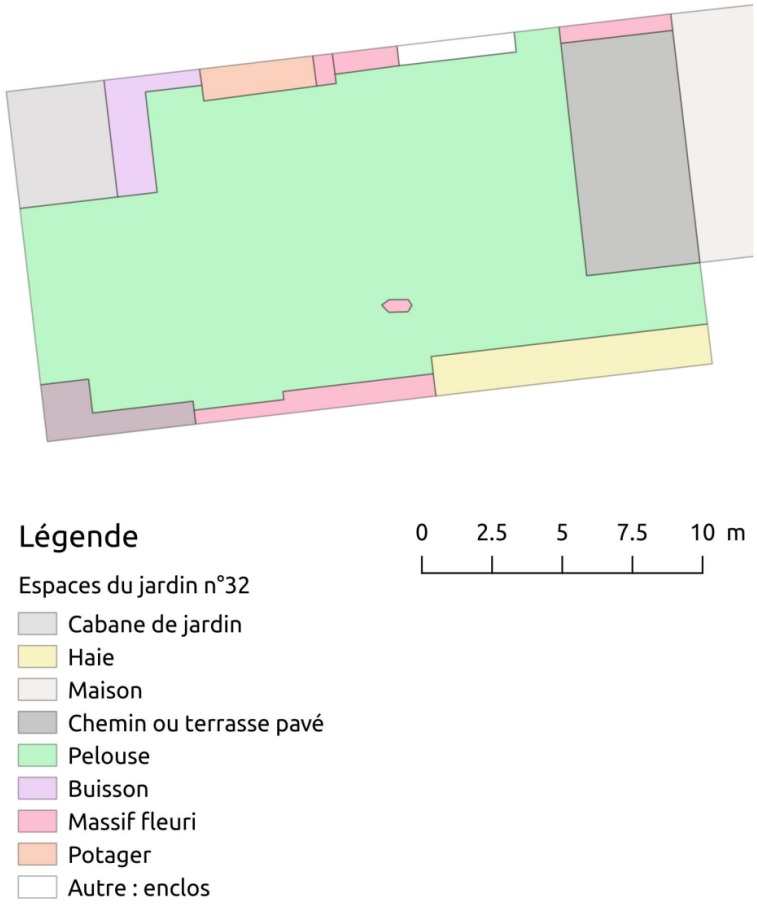
(b) Jardin 28

(a) Jardin 29

(b) Jardin 30



(a) Jardin 31

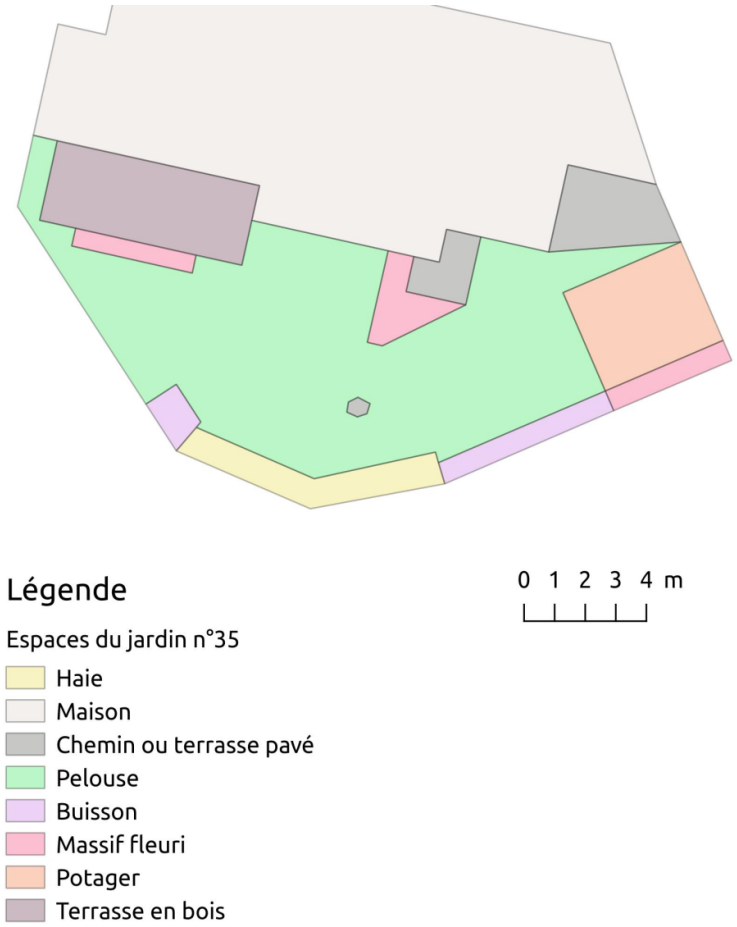


(b) Jardin 32

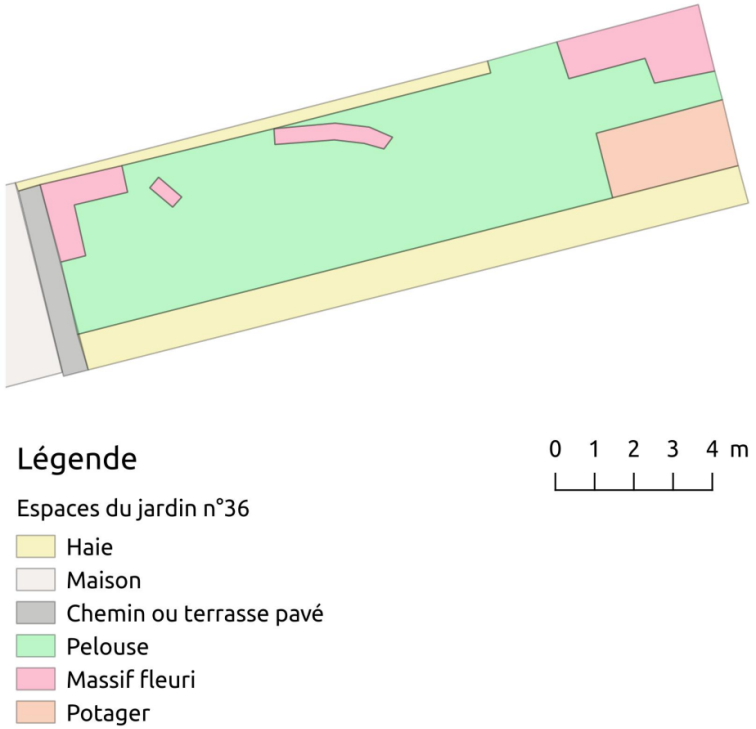
Légende
Espaces du jardin n°34
Cabane de jardin
Haie
Maison
Chemin ou terrasse pavé
Pelouse
Massif fleuri
Potager
0 1 2 3 4 m

(b) Jardin 34

Légende
Espaces du jardin n°33
Herbe non coupée
Haie
Maison
Chemin ou terrasse pavé
Pelouse
Buisson
Massif fleuri
Potager
0 1 2 3 4 m



(a) Jardin 35



(b) Jardin36

Annexe H

Exemple d'échelle du Nouveau paradigme environnemental en psychologie de la conservation

TABLE H.1 – Échelle du Nouveau paradigme environnemental telle que présentée dans Riley E. DUNLAP, VAN LIERE et al. (2000). La question proposée aux répondants est (pour une échelle de réponse en cinq points) : « Plusieurs phrases à propos de la relation entre les humains et l'environnement sont listée ci-dessous. Indiquez si vous êtes tout à fait en accord, plutôt en accord, neutre, plutôt en désaccord, pas du tout d'accord avec ces phrases ».

Phrase	**Aspect de la vision du monde écologique référent**
Nous approchons la limite du nombre de personnes que la terre peut porter	Limites à la croissance
La terre est semblable à un vaisseau spatial avec de l'espace et des ressources très limités	
La terre a des ressources naturelles en abondance si nous apprenons comment les exploiter	
Les humains ont le droits de modifier l'environnement naturel pour subvenir à leurs besoins	Anti-anthropocentrisme

Suite à la page suivante ...

TABLE H.1 – *...suite de la page précédente*

Phrase	Aspect de la vision du monde écologique référent
Les plantes et animaux ont autant le droit d'exister que les humains Les humains étaient destinés à régner sur le reste de la nature	
Lorsque les humains interfèrent avec la nature, cela a souvent des conséquences désastreuses L'équilibre de la nature est suffisamment fort pour s'accommoder des impacts des nations industrielles modernes L'équilibre de la nature est délicat et facilement perturbé	Fragilité de l'équilibre naturel
L'ingéniosité humaine nous garantira de rendre la terre invivable Malgré nos compétences particulières, les humains sont toujours soumis aux lois de la nature Les humains finiront par en apprendre suffisamment sur la nature pour être capables de la contrôler	Rejet de la position hors nature de l'humain
Les humains abusent gravement de leur environnement La dite « crise écologique » à laquelle fait face l'humanité a été très exagérée Si les choses continuent sur leur lancée actuelle, nous allons bientôt vivre une catasrophe écologique majeure	Possibilité d'une crise écologique

Annexe I

Guide d'entretien

Cette annexe contient le guide d'entretien employé lors des 17 entretiens avec des habitant·e·s du Plateau de Saclay et alentours. Les questions sont listées dans un certain ordre mais n'étaient pas forcément posées dans cet ordre au cours de l'entretien car je m'adaptais à la façon dont la conservation évoluait. Les questions figurent par groupes thématiques. En italiques figurent des relances et des indications sur la façon de prolonger la discussion sur le thème de la question.

1. Quelle a été l'évolution du jardin depuis que vous êtes arrivé·e ? Qu'est-ce qui a changé ? Quelle est l'histoire du jardin ?
   Prolonger la discussion sur les actions menées aujardin, les changements réalisés et dans quelle mesure la personne est impliquée.

2. Est-ce que vous avez une mangeoire et / ou un nichoir au jardin ? Quels oiseaux voyez-vous ?
   Est-ce que vous avez un hôtel à insectes au jardin ? Quels isnectes voyez-vous ? Quels sont els endroits où vous en voyez le plus ?
   Prolonger la discussion sur les insectes vus, les rôles attribués, les sentiments présentés pour tel ou tel insecte, les interaction avec les plantes, les plantes plus attractives que d'autres.

3. Quels autres animaux voyez-vous au jardin ? Comment se passe la cohabitation avec eux ? Est-ce que certains vous dérangent ou est-ce que d'autres au contraire procureraient des avantages ?
   Insectes, oiseaux, autres animaux : jusqu'où vous-ils ? d'où viennent-ils ? Quelles sont les limites pour eux ? Vos voisin·e·s les voient-ils aussi ?
   Prolonger la discussion sur les possibles passages chez les voisin·e·s, sur les

organismes qu'on observe ailleurs et chez soi, sur ceux qu'on n'observait pas avant mais qu'on observe maintenant ou l'inverse.

4. Quelles plantes avez-vous plantées ? D'où viennent ces plantes ?
   Prolonger la discussion sur les vecteurs qui ont amené des plantes non plantées, sur l'origine des plantes plantées et la façon, l'endroit où elles ont été récupérées.

5. Où trouvez-vous des informations sur la façon de jardiner ? Où trouvez-vous des conseils ?
   Prolonger sur l'importance des possibles cercles d'ami·e·, d'associations, ou des livres.

6. Utilisez-vous des produits d'entretien au jardin ? (contre les mauvaises herbes, de l'engrais, contre les limaces).
   Prolonger sur les relations avec ces choses qu'on veut éliminer par les produits. Avantages, désavantages, quelle fréquence, qu'est-ce qui serait préféré si ces produits ne sont pas utilisés.

7. A quelle fréquence tondez-vous la pelouse ? taillez-vous les haies ? arrosez-vous les plantes ? jardinez-vous ?
   Prolonger sur les activités possibles ou non selon l'entretien, sur les personnes impliquées dans l'entretien du jardin.

Bibliographie

Ajzen, Icek (1991). « The Theory of Planned Behavior ». In : *Organisation Behavior and Human Decision Process*, p. 179–211. doi : 10.1016/0749-5978(91)90020-T.

— (2006). « Constructing a TPB Questionnaire : Conceptual and Methodological Considerations ». In : p. 1–13. doi : 10.1002/hep.22759.

— (2015). « The theory of planned behaviour is alive and well, and not ready to retire : a commentary on Sniehotta, Presseau, and Araújo-Soares ». In : *Health Psychology Review* 9.2, p. 131–137. doi : 10.1080/17437199.2014.883474. arXiv : arXiv:1011.1669v3.

Ajzen, Icek et B. L. Driver (1991). « Prediction of leisure participation from behavioral, normative, and control beliefs : An application of the theory of planned behavior ». In : *Leisure Sciences* 13.3, p. 185–204. doi : 10.1080/01490409109513137.

Ajzen, Icek et Martin Fishbein (1980). *Understanding attitudes and predicting social behavior*. Pearson.

Allemand, Stéphane, Elisabeth Heurgon et Sylvie de Paillette, éds. (2014). *Renouveau des jardins : clés pour un monde durable ?* Hermann.

Allen, Michael (2015). « Preschool children's taxonomic knowledge of animal species ». In : *Journal of Research in Science Teaching* 52.1, p. 107–134. doi : 10.1002/tea.21191.

Allen, Mike et Kim Witte (2004). « Une méta-analyse des appels à la peur : implications pour des campagnes de santé publique efficaces ». In : *Questions de communication* 5. [En ligne].

Allouche, Aurélien (2015). « L'argumentation dans la formation des groupes protestataires : du conflit d'aménagement au militantisme environnemental ». In : *Argumentation et Analyse du Discours [En ligne]* 14.April 2015, mis en ligne le 09 avril 2015, Consulté le 13 octobre 2017. doi : 10.4000/aad.1929.

Anderson, M. (2012). « New Ecological Paradigm (NEP) Scale ». In : *The Berkshire Encyclopedia of Sustainability*, p. 260–262.

Andrén, Henrik (1994). « Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat : A Review ». In : *Oikos* 71.3, p. 355. doi : 10.2307/3545823.

Angilletta, Michael J. et al. (2007). « Urban physiology : City ants possess high heat tolerance ». In : *PLoS ONE* 2.2. doi : 10.1371/journal.pone.0000258.

Armitage, Christopher J. et M. Conner (2001). « Efficacy of the Theory of Planned Behaviour : a meta-analytic review. » In : *The British journal of social psychology / the British Psychological Society* 40.4, p. 471–499. doi : 10.1348/014466601164939.

Arnocky, Steven et Mirella L. Stroink (2011). « Variation in environmentalism among university students : Majoring in outdoor recreation, parks, and tourism predicts environmental concerns and behaviors ». In : *Journal of Environmental Education* 42.3, p. 137–151. doi : 10.1080/00958964.2010.516776.

Aronson, Myla F.J. et al. (2017). « Biodiversity in the city : key challenges for urban green space management ». In : *Frontiers in Ecology and the Environment* 15.4, p. 189–196. doi : 10.1002/fee.1480.

Assemblée Nationale (2014). « Loi numéro 2014-110 du 6 férvier 2014 visant à mieux encadrer l'utilisation des produits phytosanitaires sur le territoire national (1) ». In : *Journal Officiel de la République Française* NOR : DEVX1330135L.

— (2016). « LOI numéro 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages (1) ». In : *Journal Officiel de la République Française* NOR : DEVL1400720L.

Bagozzi, Richard P, Kam-Hon Lee et M Frances Van Loo (2007). « Decisions to donate bone marrow : The role of attitudes and subjective norms accross cultures ». In : *Psychology & Health* 16.1, p. 29–56.

Baldock, Katherine C. R. et al. (2015). « Where is the UK ' s pollinator biodiversity ? The importance of urban areas for flower- visiting insects ». In : *Proceedings of the Royal Society Biologcal Sciences* 282, p. 20142849. doi : 10.1098.

Ball, Susan (2015). « Slow Cities ». In : *Theme Cities : Solutions for Urban Problems*, p. 563–585. doi : 10.1007/978-94-017-9655-2. arXiv : 1011.1669v3.

Bamberg, Sebastian, Marcel Hunecke et Anke Blöbaum (2007). « Social context, personal norms and the use of public transportation : Two field studies ». In : *Journal of Environmental Psychology* 27.3, p. 190–203. doi : 10.1016/j.jenvp.2007.04.001.

Bamberg, Sebastian et Guido Möser (2007). « Twenty years after Hines, Hungerford, and Tomera : A new meta-analysis of psycho-social determinants of pro-environmental behaviour ». In : *Journal of Environmental Psychology* 27.1, p. 14–25. doi : 10.1016/j.jenvp.2006.12.002. arXiv : 0803973233.

Banaszak-Cibicka, Weronika et Michał Zmihorski (2012). « Wild bees along an urban gradient : Winners and losers ». In : *Journal of Insect Conservation* 16.3, p. 331–343. doi : 10.1007/s10841-011-9419-2.

Barbas, Tasos A., Stefanos Paraskevopoulos et Anastasia G. Stamou (2009). « The effect of nature documentaries on students' environmental sensitivity : A case study ». In : *Learning, Media and Technology* 34.1, p. 61–69. doi : 10.1080/17439880902759943.

Barnosky, Anthony D. et al. (2011). « Has the Earth's sixth mass extinction already arrived ? » In : *Nature* 471.7336, p. 51–57. doi : 10.1038/nature09678.

Barrow, Lloyd H. (2002). « What Do Elementary Students Know About Insects ? » In : *Journal of Elementary Science Education* 14.2, p. 51–56. doi : 10.1007/BF03173848.

Barthel, Stephan, Carl Folke et Johan Colding (2010). « Social-ecological memory in urban gardens-Retaining the capacity for management of ecosystem services ». In : *Global Environmental Change* 20.2, p. 255–265. doi : 10.1016/j.gloenvcha.2010.01.001.

Bartomeus, Ignasi et Rachael Winfree (2013). « Pollinator declines : reconciling scales and implications for ecosystem services. » In : *F1000Research* 2, p. 146. doi : 10.12688/f1000research.2-146.v1.

Bates, Adam J., Jon P. Sadler, Alison J. Fairbrass et al. (2011). « Changing bee and hoverfly pollinator assemblages along an urban-rural gradient ». In : *PLoS ONE* 6.8. doi : 10.1371/journal.pone.0023459.

Bates, Adam J., Jon P. Sadler, Dave Grundy et al. (2014). « Garden and landscape-scale correlates of moths of differing conservation status : Significant effects of urbanization and habitat diversity ». In : *PLoS ONE* 9.1. doi : 10.1371/journal.pone.0086925.

Beaubien, Elisabeth G. et Andreas Hamann (2011). « Plant phenology networks of citizen scientists : Recommendations from two decades of experience in Canada ». In : *International Journal of Biometeorology* 55.6, p. 833–841. doi : 10.1007/s00484-011-0457-y.

Beck, Ariane L., Kiran Lakkaraju et Varun Rai (2017). « Small is big : Interactive trumps passive information in breaking information barriers and impacting behavioral antecedents ». In : *PLoS ONE* 12.1, p. 1–16. doi : 10.1371/journal.pone.0169326.

Bendel, François et al. *Parcours découverte de l'histoire du plateau*.

Benetières, Marie-Hélène (2000). *Jardin. Vocabulaire typologique et technique*. Vocabulaires. Paris : Éditions du Patrimoine.

Beninde, Joscha, Michael Veith et Axel Hochkirch (2015). « Biodiversity in cities needs space : A meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation ». In : *Ecology Letters* 18.6, p. 581–592. doi : 10.1111/ele.12427.

Bennett, Juliet (2016). « Global Ecological Crisis : Structural Violence and the Tyranny of Small Decisions ». In : *The Anthropocene : Politics-Economics-Society-Science : Addressing Global Environmental Challenges from a Peace Ecology Perspective*.

Bennett, Nathan J. et al. (2017). « Conservation social science : Understanding and integrating human dimensions to improve conservation ». In : *Biological Conservation* 205, p. 93–108. doi : 10.1016/j.biocon.2016.10.006.

Benton-Short, Lisa et John Rennie Short (2013). *Cities and nature*. Routledge.

Berger, Martine (2004). *Les périurbains de Paris*. Anthropologie. Paris : CNRS Éditions, p. 317. doi : 10.4000/books.editionscnrs.9397.

Bergerot, Benjamin, Benoit Fontaine, Romain Julliard et al. (2011). « Landscape variables impact the structure and composition of butterfly assemblages along an urbanization gradient ». In : *Landscape Ecology* 26.1, p. 83–94. doi : 10.1007/s10980-010-9537-3.

Bergerot, Benjamin, Benoit Fontaine, Mathilde Renard et al. (2010). « Preferences for exotic flowers do not promote urban life in butterflies ». In : *Landscape and Urban Planning* 96.2, p. 98–107. doi : 10.1016/j.landurbplan.2010.02.007.

Bergues, Martine (2011). *En son jardin. Une ethnologie du fleurissement*. Ethnographie de la France. Paris : Éditions de la Maison des sciences de l'homme.

Biggs, Duan et al. (2011). « The implementation crisis in conservation planning : Could "mental models" help ? » In : *Conservation Letters* 4.3, p. 169–183. doi : 10.1111/j.1755-263X.2011.00170.x.

Blackmore, Lorna M. et Dave Goulson (2014). « Evaluating the effectiveness of wildflower seed mixes for boosting floral diversity and bumblebee and hoverfly abundance in urban areas ». In : *Insect Conservation and Diversity* 7.5, p. 480–484. doi : 10.1111/icad.12071.

Bolund, P et S Hunhammer (1999). « Ecosystem services in urban areas ». In : *Ecological Economics* 29.29, p. 293–301. doi : 10.1016/S0921-8009(99)00013-0.

Bonnier, Gaston et Georges de Layens (1985). *Flore complète portative de la France, de la Suisse, de la Belgique*. Belin.

Bramston, Paul, Grace Pretty et Charlie Zammit (2011). « Assessing environmental stewardship motivation ». In : *Environment and Behavior* 43.6, p. 776–788. doi : 10.1177/0013916510382875. arXiv : 1011.1669v3.

Brédif, Hervé (2013). *Cycle de concertation territoriale*. Rapp. tech.

Brossard, Dominique, Bruce Lewenstein et Rick Bonney (2005). « Scientific knowledge and attitude change : The impact of a citizen science project ». In : *International Journal of Science Education* 27.9, p. 1099–1121. doi : 10.1080/09500690500069483.

Brun, Marion (2016). « Biodiversité végétale et délaissées dans l'aménagement urbain ». Thèse de doct. Université de Tours.

Buijs, Arjen E. (2009). « Lay People's Images of Nature : Comprehensive Frameworks of Values, Beliefs, and Value Orientations ». In : *Society & Natural Resources* 22.5, p. 417–432. doi : 10.1080/08941920801901335.

Buijs, Arjen E. et Birgit H M Elands (2013). « Does expertise matter ? An in-depth understanding of people's structure of thoughts on nature and its management implications ». In : *Biological Conservation* 168, p. 184–191. doi : 10.1016/j.biocon.2013.08.020.

Buijs, Arjen E., Anke Fischer et al. (2010). « Looking beyond superficial knowledge gaps : Understanding public representations of biodiversity ». In : *International Journal of Biodiversity Science and Management* 4.2, p. 65–80. doi : 10.3843/Biodiv.4.2.

Buijs, Arjen E et al. (2008). « Looking beyond superficial knowledge gaps : Understanding public representations of biodiversity ». In : *International Journal of Biodiversity Science and Management* 4.2, p. 65–80. doi : 10.3843/Biodiv.4.2.

Buytaert, Wouter et al. (2014). « Citizen science in hydrology and water resources : opportunities for knowledge generation, ecosystem service management, and sustainable development ». In : *Frontiers in Earth Science* 2, p. 1–21. doi : 10.3389/feart.2014.00026.

Cailly, Laurent (2010). « La question périurbaine revisitée ». In : *La France. Une géographie urbaine*. Sous la dir. de Laurent Cailly et Martin Vanier. Armand Colin, p. 213–234.

Cameron, Ross W F et al. (2012). « The domestic garden - Its contribution to urban green infrastructure ». In : *Urban Forestry and Urban Greening* 11.2, p. 129–137. doi : 10.1016/j.ufug.2012.01.002.

Cannon, Andrew R. et al. (2005). « Trends in the use of private gardens by wild birds in Great Britain 1995-2002 ». In : *Journal of Applied Ecology* 42.4, p. 659–671. doi : 10.1111/j.1365-2664.2005.01050.x.

Cardinale, Bradley J. et al. (2018). « Is local biodiversity declining or not ? A summary of the debate over analysis of species richness time trends ». In : *Biological Conservation* December 2017, p. 175–183. doi : 10.1016/j.biocon.2017.12.021.

Cerda, Claudia et Iñigo Bidegain (2017). « Spectrum of concepts associated with the term " biodiversity " : an exploratory case study with local actors in a biodiversity hotspot in South America ». In : *Environmental Monitoring and Assessment*.

Chan, Kai M. A. et al. (2016). « Opinion : Why protect nature ? Rethinking values and the environment ». In : *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113.6, p. 1462–1465. doi : 10.1073/pnas.1525002113.

Chappé, Julien (2011). « Persuader en faisant peut ? Un aperçu des principaux modèles théoriques des appels à la peur ». In : *Revue électronique des Psychologie Sociale* 5, p. 9–13.

Chawla, Louise (1998). « Significant life experiences revisited : A review of research on sources of environmental sensitivity ». In : *The Journal of Environmental Education* 29.3, p. 11–21.

Chawla, Louise et Debra Flanders Cushing (2007). « Education for strategic environmental behavior ». In : *Environmental Education Research* 13.4, p. 437–452. doi : 10.1080/13504620701581539.

Chen, J. (2015). « Coupled Human and Natural Systems ». In : *BioScience* 65.6, p. 539–540. doi : 10.1093/biosci/biv066.

Chen, Jiquan et Yongqiang Liu (2014). « Coupled natural and human systems : a landscape ecology perspective ». In : *Landscape Ecology*, p. 1641–1644. doi : 10.1007/s10980-014-0125-9.

Cho, Yoori et Dowon Lee (2018). « 'Love honey, hate honey bees' : reviving biophilia of elementary school students through environmental education program ». In : *Environmental Education Research* 24.3, p. 445–460. doi : 10.1080/13504622.2017.1279277.

Christensen, R. H. B. (2018). *ordinal—Regression Models for Ordinal Data*. R package version 2018.4-19.http ://www.cran.r-project.org/package=ordinal/.

Cicchetti, Domenic V. (1994). « Guidlines, Criteria, and Rules of Thumb for Evalauting Normed and Standardized Assessment Instruments in Psychology ». In : *Psychological Assessment* 6.4, p. 284–290.

Clayton, Susan (2007). « Domesticated nature : Motivations for gardening and perceptions of environmental impact ». In : *Journal of Environmental Psychology* 27.3, p. 215–224. doi : 10.1016/j.jenvp.2007.06.001.

— (2017). « La psychologie de la conservation ». In : *Le souci de la nature*. Sous la dir. de Susan Clayton et Anne-Caroline Prévot, p. 141–163.

Clayton, Susan et al. (2017). « Transformation of Experience : Toward a New Relationship with Nature ». In : *Conservation Letters* 10.5, p. 645–651. doi : 10.1111/conl.12337.

Clément, Gilles (1999). « De l'animisme archaïque à l'animisme écologique. La place du jardinier. » In : *Le jardin, notre double. Sagesse et déraison*, p. 219–230.

Clergeau, Philippe (2014). « Biodiversité urbaine ». In : *Une ville verte. Les rôles du végétal en ville*. Sous la dir. de Marjorie Musy. Éditions Quae. Paris, p. 157–166.

Clergeau, Philippe et Nathalie Blanc (2013). *Trames verts urbaines : de la recherche scientifiques au projet urbain*. Éditions Le Moniteur. Paris.

CMIR-PARIS (Août 2017). *Bulletin climatique Île-de-France*. Rapp. tech.

— (Avril 2017). *Bulletin climatique Île-de-France*. Rapp. tech.

— (Mai 2017). *Bulletin climatique Île-de-France*. Rapp. tech.

CMIR-PARIS (Mars 2017). *Bulletin climatique Île-de-France*. Rapp. tech.

— (Septembre 2017). *Bulletin climatique Île-de-France*. Rapp. tech.

Colding, Johan (2007). « 'Ecological land-use complementation' for building resilience in urban ecosystems ». In : *Landscape and Urban Planning* 81.1-2, p. 46–55. DOI : 10.1016/j.landurbplan.2006.10.016.

Collado, Silvia, Henk Staats et José A. Corraliza (2013). « Experiencing nature in children's summer camps : Affective, cognitive and behavioural consequences ». In : *Journal of Environmental Psychology* 33, p. 37–44. DOI : 10.1016/j.jenvp.2012.08.002.

Collectif (2005). *Encyclopédie de boatnique et d'horticulture*. Place des victoires. ISBN : 2-84459-129-9.

— (2012). *Sauvages de ma rue. Guide des plantes sauvages des villes de France*. Passage. GUIDE.

Colléony, Agathe et al. (2017). « What kind of landscape management can counteract the extinction of experience ? » In : *Landscape and Urban Planning* 159, p. 23–31. DOI : 10.1016/j.landurbplan.2016.11.010.

Comby, Jean-Baptiste (2015). *La question climatique : genèse et dépolitisation d'un problème public*. Raisons d'agir. Paris.

Cook, Elizabeth M., Sharon J. Hall et Kelli L. Larson (2012). *Residential landscapes as social-ecological systems : A synthesis of multi-scalar interactions between people and their home environment*. T. 15. 1, p. 19–52. DOI : 10.1007/s11252-011-0197-0.

Cooper, Caren B. et al. (2007). « Citizen science as a tool for conservation in residential ecosystems ». In : *Ecology and Society* 12.2. DOI : 10.5751/ES-02197-120211.

Cormier, Laure, Fabienne Joliet et Nathalie Carcaud (2012). « La biodiversité est-elle un enjeu pour les habitants ? Analyse au travers de la notion de trame verte ». In : *Développement durable et territoires* 3.2. DOI : 10.4000/developpementdurable9319.

Cornelis, Johnny et Martin Hermy (2004). « Biodiversity relationships in urban and suburban parks in Flanders ». In : *Landscape and Urban Planning* 69.4, p. 385–401. DOI : 10.1016/j.landurbplan.2003.10.038.

Cosquer, Alix, Richard Raymond et Anne-Caroline Prevot-Julliard (2012). « Observations of everyday biodiversity : A new perspective for conservation ? » In : *Ecology and Society* 17.4. DOI : 10.5751/ES-04955-170402.

Couillerot, Brieuc (2015). *Etude préalable à la mise en place d'un Observatoire participatif de la biodiversité de Plateau de Saclay*. Rapp. tech. Université Paris Sud : Master EBE.

Couix, Nathalie et Laurent Hazard (2013). « When the future of biodiversity depends on researchers' and stakeholders' thought-styles ». In : *Futures* 53, p. 13–21. doi : 10.1016/j.futures.2013.09.005.

Couvet, Denis et Anne Teyssédre (2013). « Sciences participatives et biodiversité : de l'exploration à la transofrmation des socio-écosystèmes ». In : *Cahiers des Amériques latines* 73.

Cox, Daniel T. C. et Kevin J. Gaston (2015). « Likeability of Garden Birds : Importance of Species Knowledge & Richness in Connecting People to Nature. » In : *PloS one* 10.11, e0141505. doi : 10.1371/journal.pone.0141505.

Cumming, Graeme S, David HM Cumming et Charles L Redman (2006). « Scale mismatches in social-ecological systems : causes, consequences, and solutions ». In : *Ecology and society* 11.1.

Curtis, Luke et al. (2006). « Adverse health effects of outdoor air pollutants ». In : *Environment International* 32.6, p. 815–830. doi : 10.1016/j.envint.2006.03.012.

Dahmus, Maria E et Kristen C Nelson (2014). « Yard stories : examining residents ' conceptions of their yards as part of the urban ecosystem in Minnesota ». In : *Urban Ecosystems* 17, p. 173–194. doi : 10.1007/s11252-013-0306-3.

Dale, Adam G. et Steven D. Frank (2014). « Urban warming trumps natural enemy regulation of herbivorous pests ». In : *Ecological Applications* 24.7, p. 1596–1607. doi : 10.1890/13-1961.1.

Daniels, G. D. et J. B. Kirkpatrick (2006). « Comparing the characteristics of front and back domestic gardens in Hobart, Tasmania, Australia ». In : *Landscape and Urban Planning* 78.4, p. 344–352. doi : 10.1016/j.landurbplan.2005.11.004.

Danielsen, Finn, Neil D. Burgess et Andrew Balmford (2005). *Monitoring matters : Examining the potential of locally-based approaches*. T. 14. 11, p. 2507–2542. doi : 10.1007/s10531-005-8375-0.

Darricau, Yves (2018). *Planter des arbres pour les abeilles. L'api-foresterie de demain*. Editions Terran.

De Groot, Judith I. M. et Linda Steg (2008). « Value orientation to explain beliefs related to envrionmental significant behaviour : Hox to measure egoistic, altruistic, and biospheric value orientations ». In : *Environment and Behavior* 38.3, p. 318–332. doi : 10.1177/0022022107300278.

— (2009). « The Journal of Social Psychology Morality and Prosocial Behavior : The Role of Awareness, Responsibility, and Norms in the Norm Activation Model Morality and Prosocial Behavior : The Role of Awareness, Responsibility, and Norms in the Norm Activation Model ». In : *The Journal of Social Psychology* 1494.4, p. 425–449. doi : 10.3200/SOCP.149.4.425-449doi.org/10.3200/SOCP.149.4.425-449.

Deguines, Nicolas, Mathieu de Flores et al. (2018). « Fostering close encounters of the entomological kind ». In : *Frontiers in Ecology and the Environment* 16.4, p. 202–203. doi : 10.1002/fee.1795.

Deguines, Nicolas et al. (2012). « The Whereabouts of Flower Visitors : Contrasting Land-Use Preferences Revealed by a Country-Wide Survey Based on Citizen Science ». In : *PLoS ONE* 7.9, e45822. doi : 10.1371/journal.pone.0045822.

— (2016). « Functional homogenization of flower visitor communities with urbanization ». In : *Ecology and Evolution* 6.7, p. 1967–1976. doi : 10.1002/ece3.2009.

DeLong, Don C. Jr. (1996). « Defining biodiversity ». In : *Wildlife Society Bulletin* 24.4, p. 738–749.

Des plumes dans le goudron (2018). *Résister aux grands projets inutiles et imposés. De Notre-dame-des-Landes à Bure*. Petite encyclopédie critique. textuel.

Desaegher, James et al. (2017). « Buzz in Paris : flower production and plant–pollinator interactions in plants from contrasted urban and rural origins ». In : *Genetica*, p. 1–11. doi : 10.1007/s10709-017-9993-7.

Dewaelheyns, Valerie, Eva Kerselaers et Elke Rogge (2016). « A toolbox for garden governance ». In : *Land Use Policy* 51, p. 1191–205. doi : 10.1016/j.landusepol.2015.11.016.

Dewaelheyns, Valerie, Elke Rogge et Hubert Gulinck (2014). « Putting domestic gardens on the agenda using empirical spatial data : The case of Flanders ». In : *Applied Geography* 50, p. 132–143. doi : 10.1016/j.apgeog.2014.02.011.

Dezes, Marie-Geneviève (2001). Habitat et Société. Paris : L'Harmattan.

Dias da Silva, Patricia, Lorna Heaton et Florence Millerand (2018). « Une revue de littérature sur la « science citoyenne » : la production de connaissances naturalistes à l'ère numérique ». In : *Natures Sciences Sociétés*. DOI : 10.1051/nss/2018004.

Dillon, Justin, Robert B. Stevenson et Arjen E. J. Wals (2016). « Introduction to the special section Moving from Citizen to Civic Science to Address Wicked Conservation Problems. Corrected by erratum 12844 ». In : *Conservation Biology* 30.3, p. 450–455. DOI : 10.1111/cobi.12689.

Dominoni, D. M. et al. (2013). « Clocks for the city : circadian differences between forest and city songbirds ». In : *Proceedings of the Royal Society B : Biological Sciences* 280.1763, p. 20130593–20130593. DOI : 10.1098/rspb.2013.0593.

Dozieres, Anne (2016). « Présentation ». Séminaire Café Scienti du laboratoire Cesco.

Drissner, Jürgen et al. (2011). « Environmental education in a 'green classroom' ». In : *Resonance* 16.2, p. 180–187. DOI : 10.1007/s12045-011-0023-2.

Droege, Sam (2007). « Just because you paid them doesn't mean their data are better ». In : *Citizen Science Toolkit Conference*, p. 1–14.

Dubost, Françoise (1984). *Côté jardins*. Éditions Scarabée & Compagnie. Paris.

— (1999). « Plates-bandes et herbes folles : les ethnologues au jardin ». In : *Le jardin, notre double. Sagesse et déraison*. Sous la dir. de Marjorie Musy. Mutations. Paris : Éditions Autrement, p. 17–30.

Dunlap, Riley E et Angela G Mertig (1995). « Global concern for the environment : is affluence a prerequisite ? » In : *Journal of Social Issues* 51.4, p. 121–137.

Dunlap, Riley E. et Kent Van Liere (1978). « The "new environmental paradigm" : a proposed measuring instrument and preliminary results ». In : *Journal of Environmental Education* 9, p. 10–19.

Dunlap, Riley E., Kent D. Van Liere et al. (2000). « Measuring Endorsement of the New Ecological Paradigm : A Revised NEP Scale ». In : *Journal of Social Issues* 56.3, p. 425–442. DOI : 10.1111/0022-4537.00176.

Dwyer, John F. et al. (1992). « Assessing the Benefits and Costs of the Urban Forest ». In : *Journal of Aboriculture* 18.September, p. 227–234.

European Commission (2014). *Attitudes of European citizens towards the environment*. September, p. 1–94. DOI : 10.2779/25662.

Evans, Celia et al. (2005). « The Neighborhood Nestwatch Program : Participant Outcomes of a Citizen-Science Ecological Reserach Project ». In : *Conservation Biology* 19.3, p. 589–594. doi : 10.1111/j.1523-1739.2005.00s01.x.

Evers, Cody R. et al. (2018). « The ecosystem services and biodiversity of novel ecosystems : A literature review ». In : *Global Ecology and Conservation* 13, e00362. doi : 10.1016/j.gecco.2017.e00362.

Fahrig, Lenore et al. (2011). « Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes ». In : *Ecology Letters* 14.2, p. 101–112. doi : 10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x.

FAO (2008). *Tools for Conservation and Use of Pollination Services : Initial Survey of Good Pollination Practices*.

Fetridge, Evelyn D., John S. Ascher et Gail a. Langellotto (2008). « The Bee Fauna of Residential Gardens in a Suburb of New York City (Hymenoptera : Apoidea) ». In : *Annals of the Entomological Society of America* 101.6, p. 1067–1077. doi : 10.1603/0013-8746-101.6.1067.

Firehock, Karen et Jay West (1995). « A brief history of volunteer biological water monitoring using macroinvertebrates ». In : *Journal of the North American Benthological Society* 14.1, p. 197–202.

Fischer, Anke et Juliette C. Young (2007). « Understanding mental constructs of biodiversity : Implications for biodiversity management and conservation ». In : *Biological Conservation* 136.2, p. 271–282. doi : 10.1016/j.biocon.2006.11.024.

Fletcher, Tim D., Hervé Andrieu et Perrine Hamel (2013). « Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters : A state of the art ». In : *Advances in Water Resources* 51, p. 261–279. doi : 10.1016/j.advwatres.2012.09.001.

Folke, Carl (2006). « Resilience : The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses ». In : *Global Environmental Change* 16.3, p. 253–267. doi : 10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002.

Forman, Richard T.T. (2014). *Urban Ecology : Science of Cities*. Cambirdge : Cambridge University Press.

Fortel, Laura et al. (2014). « Decreasing abundance, increasing diversity and changing structure of the wild bee community (hymenoptera : anthophila) along an urbanization gradient ». In : *PLoS ONE* 9.8. doi : 10.1371/journal.pone.0104679.

Foucault, Michel (1984). « Des espaces autres ». In : *Architecture, Mouvement, Continuité* 5, p. 46–49.

FranceAgriMer (2017). *Liste de plantes attractives pour les abeilles. Plantes nectarifères et pollinifères à semer et à planter*. Brochure.

Frankie, Gordon W., Robbin W. Thorp, Jaime C. Pawelek et al. (2009). « Urban Bee Diversity in a Small Residential Garden in Northern California ». In : *Journal of Hymenoptera Research* 18.2, p. 368–379. doi : 10.1080/19397030902947041. eprint : ParasiticFauna (Thesis).

Frankie, Gordon W., Robbin W. Thorp, Mary Schindler et al. (2005). « Ecological Patterns of Bees and Their Host Ornamental Flowers in Two Northern California Cities ». In : *Journal of the Kansas Entomological Society* 78.3, p. 227–246. doi : 10.2317/0407.08.1.

Freeman, Claire et al. (2012). « " My garden is an expression of me" : Exploring householders' relationships with their gardens ». In : *Journal of Environmental Psychology* 32.2, p. 135–143. doi : 10.1016/j.jenvp.2012.01.005.

Frick, Jacqueline, Florian G. Kaiser et Mark Wilson (2004). « Environmental knowledge and conservation behavior : Exploring prevalence and structure in a representative sample ». In : *Personality and Individual Differences* 37.8, p. 1597–1613. doi : 10.1016/j.paid.2004.02.015.

Frileux, Pauline (2013). *Le bocage pavillonnaire. Une ethnologie de la haie*. Editions Créaphis.

Fukase, J. et Andrew M. Simons (2016). « Increased pollinator activity in urban gardens with more native flora ». In : *Applied Ecology and Environmental Research* 14.1, p. 297–310. doi : 10.15666/aeer/1401_297310.

Futerra (2010). *Branding Biodiversity. The new nature message*.

Gallai, Nicola et al. (2009). « Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline ». In : *Ecological Economics* 68.3, p. 810–821. doi : 10.1016/j.ecolecon.2008.06.014.

Garbuzov, Mihail, Karin Alton et Francis L.W. Ratnieks (2017). « Most ornamental plants on sale in garden centres are unattractive to flower-visiting insects ». In : *PeerJ* 5, e3066. doi : 10.7717/peerj.3066.

Garbuzov, Mihail et Francis L W Ratnieks (2014a). « Listmania : The strengths and weaknesses of lists of garden plants to help pollinators ». In : *BioScience* 64.11, p. 1019–1026. doi : 10.1093/biosci/biu150.

Garbuzov, Mihail et Francis L W Ratnieks (2014b). « Quantifying variation among garden plants in attractiveness to bees and other flower-visiting insects ». In : *Functional Ecology* 28.2, p. 364–374. doi : 10.1111/1365-2435.12178.

Gardiner, Mary M. et al. (2012). « Lessons from lady beetles : Accuracy of monitoring data from US and UK citizenscience programs ». In : *Frontiers in Ecology and the Environment* 10.9, p. 471–476. doi : 10.1890/110185.

Gaston, Kevin J., Richard M. Smith et al. (2005). « Urban domestic gardens (II) : Experimental tests of methods for increasing biodiversity ». In : *Biodiversity and Conservation* 14.2, p. 395–413. issn : 09603115. doi : 10.1007/s10531-004-6066-x.

Gaston, Kevin J., Philip H. Warren et al. (2005). « Urban domestic gardens (IV) : The extent of the resource and its associated features ». In : *Biodiversity and Conservation* 14.14, p. 3327–3349. issn : 09603115. doi : 10.1007/s10531-004-9513-9.

Geslin, Benoît et al. (2016). « The proportion of impervious surfaces at the landscape scale structures wild bee assemblages in a densely populated region ». In : *Ecology and Evolution* 6.18, p. 6599–6615. doi : 10.1002/ece3.2374.

Ghazoul, Jaboury (2005). « Buzziness as usual ? Questioning the global pollination crisis ». In : *Trends in Ecology and Evolution* 20.7, p. 367–373. doi : 10.1016/j.tree.2005.04.026.

Gifford, Robert (2014). « Environmental Psychology Matters ». In : *Annual Review of Psychology* 65.1, p. 541–579. doi : 10.1146/annurev-psych-010213-115048.

Gilbert, Oliver (2012). *The ecology of urban habitats*. Springer Science & Business Media.

Glatron, Sandrine (2018). In : *The Urban Garden City*. Sous la dir. de Sandrine Glatron et Laurence Granchamp. Springer, p. 187–216.

Glatron, Sandrine et Laurence Granchamp, éds. (2018). *The Urban Garden City*. Springer. isbn : 9783319727325.

Goddard, Mark A., Tim G. Benton et Andrew J. Dougill (2010). « Beyond the garden fence : landscape ecology of cities ». In : *Trends in Ecology and Evolution* 25.4, p. 202.

GODDARD, Mark A., Andrew J. DOUGILL et Tim G. BENTON (2010). « Scaling up from gardens : biodiversity conservation in urban environments ». In : *Trends in Ecology and Evolution* 25.2, p. 90–98. ISSN : 01695347. DOI : 10.1016/j.tree.2009.07.016.

GOULSON, D. et al. (2002). « Colony growth of the bumblebee, Bombus terrestris, in improved and conventional agricultural and suburban habitats ». In : *Oecologia* 130.2, p. 267–273. DOI : 10.1007/s004420100803.

GRACE, James B (2006). *Structural equation modeling and natural systems*. Cambridge University Press.

GREENLEAF, Sarah S. et al. (2007). « Bee foraging ranges and their relationship to body size ». In : *Oecologia* 153.3, p. 589–596. DOI : 10.1007/s00442-007-0752-9.

GRIMM, Nancy B., Stanley H FAETH et al. (2008). « Global Change and the Ecology of Cities Global Change and the Ecology of Cities ». In : *Science (New York, N.Y.)* 319, p. 756–760. DOI : 10.1126/science.1150195.

GRIMM, Nancy B., J M GROVE et al. (2008). « Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems ». In : *BioScience* 50.7, p. 571–584. DOI : 10.1641/0006-3568(2000)050[0571:IATLTO]2.0.CO.

GROSE, Margaret (2010). « Small decisions in suburban open spaces : Ecological perspectives from a hotspot of global biodiversity concerning knowledge flows between disciplinary territories ». In : *Landscape Research* 35.1, p. 47–62. DOI : 10.1080/01426390903414943.

HAKLAY, Mordechai M., Suvodeep MAZUMDAR et Jessica WARDLAW (2018). « Citizen science for observing and understanding the Earth ». In : *Earth Observation Open Science and Innovation*. Springer, p. 69–88.

HALL, Damon M. et al. (2017). « The city as a refuge for insect pollinators ». In : *Conservation Biology* 31.1, p. 24–29. DOI : 10.1111/cobi.12840.

HAMBLIN, April L., Elsa YOUNGSTEADT et Steven D FRANK (2018). « Wild bee abundance declines with urban warming , regardless of floral density ». In : *Urban Ecosystems*, p. 419–428. DOI : 10.1007/s11252-018-0731-4.

HAN, Heesup (2014). « The norm activation model and theory-broadening : Individuals' decision-making on environmentally-responsible convention attendance ». In : *Journal of Environmental Psychology* 40.2014, p. 462–471. DOI : 10.1016/j.jenvp.2014.10.006.

Han, Heesup (2015). « Travelers' pro-environmental behavior in a green lodging context : Converging value-belief-norm theory and the theory of planned behavior ». In : *Tourism Management* 47, p. 164–177. doi : 10.1016/j.tourman.2014.09.014.

Hanley, Mick E., Amanda J. Awbi et Miguel Franco (2014). « Going native ? Flower use by bumblebees in English urban gardens ». In : *Annals of Botany* 113.5, p. 799–806. doi : 10.1093/aob/mcu006.

Harrison, Tina et Rachael Winfree (2015). « Urban drivers of plant-pollinator interactions ». In : *Functional Ecology* 29.7, p. 879–888. doi : 10.1111/1365-2435.12486.

Harvey, David (1989). *The condition of postmodernity : An enquiry into origins of social change*. T. 14. Oxford : Blackwell Oxford.

Haumont, Nicole (2001). Habitat et Société. Paris : L'Harmattan.

Haywood, Benjamin K., Julia K. Parrish et Jane Dolliver (2016). « Place-based and data-rich citizen science as a precursor for conservation action ». In : *Conservation Biology* 30.3, p. 476–486. doi : 10.1111/cobi.12702.

Helden, Alvin J. et Simon R. Leather (2004). « Biodiversity on urban roundabouts-Hemiptera, management and the species-area relationship ». In : *Basic and Applied Ecology* 5.4, p. 367–377. doi : 10.1016/j.baae.2004.06.004.

Hennig, Ernest I. et Jaboury Ghazoul (2012). « Pollinating animals in the urban environment ». In : *Urban Ecosystems* 15.1, p. 149–166. doi : 10.1007/s11252-011-0202-7.

Hernandez, Jennifer L., Gordon W. Frankie et Robbin W. Thorp (2009). « Ecology of Urban Bees : A Review of Current Knowledge and Directions for Future Study ». In : *Cities and the Environment* 2.1, p. 360–376. doi : 10.1002/9781118279519.ch20.

Herouard, Florent (2007). « Habiter et espace vécu : une approche transversale pour une géographie de l'habiter ». In : *Habiter, le propre de l'humain*. Sous la dir. de Thierry Paquot. La Découverte. Chap. 8, p. 159–170.

Herrera, Carlos M. (1990). « Daily patterns of pollinator activity, differential pollinating effectiveness, and floral resource availability, in a summer-flowering Mediterranean shrub ». In : *Oikos*, p. 277–288.

Hicks, Damien M. et al. (2016). « Food for pollinators : quantifying the nectar and pollen resources of urban flower meadows ». In : *Plos One* 11.6, e0158117. doi : 10.1371/journal.pone.0158117.

Hill, Rosemary et al. (2013). « The maturation of biodiversity as a global social-ecological issue and implications for future biodiversity science and policy ». In : *Futures* 46, p. 41–49. doi : 10.1016/j.futures.2012.10.002.

Hines, Jody M., Harold R. Hungerford et Audrey N. Tomera (1987). « Analysis and Synthesis of Research on Responsible Environmental Behavior : A Meta-Analysis ». In : *The Journal of Environmental Education* 18.2, p. 1–8. doi : 10.1080/00958964.1987.9943482.

Hinners, Sarah J. et al. (2012). « Roles of scale , matrix , and native habitat in supporting a diverse suburban pollinator assemblage ». In : *Ecological Applications* 22.7, p. 1923–1935. doi : 10.1890/11-1590.1.

Hinsley, S. A. et P. E. Bellamy (2000). « The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds : A review ». In : *Journal of Environmental Management* 60.1, p. 33–49. doi : 10.1006/jema.2000.0360.

Hochachka, Wesley M. et al. (2012). « Data-intensive science applied to broad-scale citizen science ». In : *Trends in Ecology and Evolution* 27.2, p. 130–137. doi : 10.1016/j.tree.2011.11.006.

Hodgson, J. G. (1986). « Commonness and rarity in plants with special reference to the Sheffield flora part II : The relative importance of climate, soils and land use ». In : *Biological Conservation* 36.3, p. 253–274. doi : 10.1016/0006-3207(86)90053-4.

Holl, Anne (2005). « Narrating diversity : Plants, personal knowledge and life stories in German home gardens ». In : *Valuation and Conservation of Biodiversity : Interdisciplinary Perspectives on the Convention on Biological Diversity*, p. 221–248. doi : 10.1007/3-540-27138-4_11.

Holt, Alison (2006). « Biodiversity definitions vary within the discipline ». In : *Nature* 444.9, p. 146. doi : 10.1038/444146c.

Hopper, JR et JM Nielsen (1991). « Recycling as altruistic behavior : Normative and behavioral strategies to expand participation in a community recycling program ». In : *Environment and Behavior* 23, p. 195–220.

Houllier, François, Pierre-Benoît Joly et Jean-Baptiste Merilhou-Goudard (2018). « Dossier : Des recherches participatives dans la production des savoirs liés à l'environnement – Les sciences participatives : une dynamique à conforter ». In : *Natures Sciences Sociétés*. doi : 10.1051/nss/2018005.

Hu, Li Tze et Peter M. Bentler (1999). « Cutoff criteria for fit indexes in covariance structure analysis : Conventional criteria versus new alternatives ». In : *Structural Equation Modeling* 6.1, p. 1–55. doi : 10.1080/10705519909540118.

Hucy, Wandrille (2004). « La nature dans la ville et les modes d'habiter l'espace urbain ». In : *Strates* 11. 'Strates [En ligne], https ://journals.openedition.org/strates/'.

Hull, Vanessa, Mao-ning Tuanmu et Jianguo Liu (2015). « Synthesis of human-nature feedbacks ». In : *Ecology and Society* 20.3. doi : 10.5751/ES-07404-200317.

Hunter, Mary Carol R. et Daniel G. Brown (2012). « Spatial contagion : Gardening along the street in residential neighborhoods ». In : *Landscape and Urban Planning* 105.4, p. 407–416. doi : 10.1016/j.landurbplan.2012.01.013.

Hunter, Marycarol R. (2011). « Impact of ecological disturbance on awareness of urban nature and sense of environmental stewardship in residential neighborhoods ». In : *Landscape and Urban Planning* 101.2, p. 131–138. doi : 10.1016/j.landurbplan.2011.02.005.

Hutchinson, G.E. et Robert H. MacArthur (1959). « A theoretical ecological model of size distributions among species of animals ». In : *The American Naturalist* 44.869, p. 117–125.

ifop pour Agence Française pour la Biodiversité (2018). *Le rapport des Français à la biodiversité*. Rapp. tech.

IPBES (2016). *Pollinators, Pollination and Food Production*. November, p. 1–868.

Jackson, Heather Bird et Lenore Fahrig (2012). « What size is a biologically relevant landscape ? » In : *Landscape Ecology* 27.7, p. 929–941. doi : 10.1007/s10980-012-9757-9.

— (2014). « Are ecologists conducting research at the optimal scale ? » In : *Global Ecology and Biogeography* 24, p. 52–63. doi : 10.1111/geb.12233.

Jacobson, Carol R. (2011). « Identification and quantification of the hydrological impacts of imperviousness in urban catchments : A review ». In : *Journal of Environmental Management* 92.6, p. 1438–1448. doi : 10.1016/j.jenvman.2011.01.018.

Jauzein, Philippe et Olivier Nawrot (2013). *Flore d'Île-de-France*. Éditions Quae. Guide pratique.

Joan Nassauer, Chris Faust (1997). *Placing Nature : Culture And Landscape Ecology*. Island Press.

Johnson, Anna L., Andrea M. Fetters et Tia Lynn Ashman (2017). « Considering the unintentional consequences of pollinator gardens for urban native plants : is the road to extinction paved with good intentions ? » In : *New Phytologist* 215.4, p. 1298–1305. doi : 10.1111/nph.14656.

Johnson, Mark P. et al. (2003). « The area-independent effects of habitat complexity on biodiversity vary between regions ». In : *Ecology Letters* 6.2, p. 126–132. doi : 10.1046/j.1461-0248.2003.00404.x.

Jordan, Rebecca, Steven Gray et al. (2016). « Studying citizen science through adaptive management and learning feedbacks as mechanisms for improving conservation ». In : *Conservation Biology* 30.3, p. 487–495. doi : 10.1111/cobi.12659.

Jordan, Rebecca, Frederick Singer et al. (2009). « What should every citizen know about ecology ? » In : *Frontiers in Ecology and the Environment* 7.9, p. 495–500. doi : 10.1890/070113.

Jovchelovitch, Sandra (2006). « Repenser la diversité de la connaissance : poluphasie cognitive, croyances et représentations ». In : *Les savoirs du quotidien.* Sous la dir. de Valérie Haas. Rennes : Presses Universitaires de Rennes.

Julliard, Romain (2018). « Science participative et suivi de la biodiversité : l'expérience Vigie-Nature ». In : *Natures Sciences Sociétés.* doi : 10.1051/nss/2018008.

Kahn Jr, Peter H (2002). « Children's affiliations with nature : Structure, development, and the problem of environmental generational amnesia ». In : *Children and nature : Psychological, sociocultural, and evolutionary investigations*, p. 93–116.

Kahn, Alfred E (1966). « The tyranny of small decisions : market failures, imperfections, and the limits of economics ». In : *Kyklos* 19.1, p. 23–47. doi : 10.1111/j.1467-6435.1966.tb02491.x.

Kaltenborn, Bjørn P. et al. (2016). « Public perceptions of biodiversity in Norway : From recognition to stewardship ? » In : *Norsk Geografisk Tidsskrift* 70.1, p. 54–61. doi : 10.1080/00291951.2015.1114518.

Kaluza, Benjamin F. et al. (2016). « Urban gardens promote bee foraging over natural habitats and plantations ». In : *Ecology and Evolution* 6.5, p. 1304–1316. issn : 20457758. doi : 10.1002/ece3.1941.

Kantar Public Brussels (2018). *Eurobaromètre Standard 89 Printemps 2018. L'opinion publique dans l'Union européenne.* Rapp. tech.

Kareiva, Peter M. (1990). « Population dynamics in spatially complex environments : theory and data ». In : *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 330, p. 175–190. doi : 10.1098/rstb.2010.0098.

Keitt, Timothy, Dean Urban et Bruce Milne (1997). « Detecting Critical Scales in Fragmented Landscapes ». In : *Ecology and Society* 1.1.

Kellert, Stephen R. (1993). « Values and Perceptions of Invertebrates ». In : *Conservation Biology* 7.4, p. 845–855.

— (2002). « Experiencing nature : Affective, cognitive, and evaluative development in children ». In : *Children and nature : Psychological, sociocultural, and evolutionary investigations*. Sous la dir. de P.H. Kahn et S.R. Kellert, p. 117–151.

Kendal, Dave, Nicholas S.G. Williams et Kathryn J.H. Williams (2010). « Harnessing diversity in gardens though individual decision makers ». In : *Trends in Ecology and Evolution* 25.4, p. 201–202. doi : 10.1016/j.tree.2009.11.006.

Kevan, P.G. et H.G. Baker (1983). « Insects as Flower Visitors and Pollinators ». In : *Annual Review of Entomology* 28.1, p. 407–453. doi : 10.1146/annurev.en.28.010183.002203.

Kiesling, Frances M. et Christie M. Manning (2010). « How green is your thumb ? Environmental gardening identity and ecological gardening practices ». In : *Journal of Environmental Psychology* 30.3, p. 315–327. doi : 10.1016/j.jenvp.2010.02.004.

Kiliç, Selda (2013). « Students ' knowledge about the internal structure of mice and cockroaches in their environment ». In : *Educational Research and Reviews* 8.19, p. 1797–1803. doi : 10.5897/ERR2013.1572.

Kleijn, David et al. (2015). « Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation ». In : *Nature Communications* 6.May, p. 7414. doi : 10.1038/ncomms8414.

Klöckner, Christian A. (2013). « A comprehensive model of the psychology of environmental behaviour - A meta-analysis ». In : *Global Environmental Change* 23.5, p. 1028–1038. doi : 10.1016/j.gloenvcha.2013.05.014.

Klöckner, Christian A. et Anke Blöbaum (2010). « A comprehensive action determination model - toward a broader understanding of ecological behaviour using the example of travel mode choice ». In : *Journal of Environmental Psychology* 30.4, p. 574–586. doi : 10.1016/j.jenvp.2010.03.001.

KLÖCKNER, Christian A. et Ellen MATTHIES (2004). « How habits interfere with norm-directed behaviour : A normative decision-making model for travel mode choice ». In : *Journal of Environmental Psychology* 24.3, p. 319–327. DOI : 10.1016/j.jenvp.2004.08.004.

— (2009). « Structural modeling of car use on the way to the university in different settings : Interplay of norms, habits, situational restraints, and perceived behavioral control ». In : *Journal of Applied Social Psychology* 39.8, p. 1807–1834. DOI : 10.1111/j.1559-1816.2009.00505.x.

KNOP, Eva et al. (2017). « Rush hours in flower visitors over a day-night cycle ». In : *Insect Conservation and Diversity* 11.267-275. DOI : 10.1111/icad.12277.

KOGER, Susan M. et Deborah DUNANN WINTER (2010). *The Psychology of environmental problems*. 2e éd. Guide. Psychology Press.

KOWARICK, Ingo (1990). « Some responses of flora and vegetation to urbanization inCentral Europe ». In : *Urban Ecology*. Sous la dir. d'Herbert SUKOPP, Slavomil HEJNY et Ingo KOWARIK. The Hague : SPB Academic Publisher, p. 145–74.

KOWARIK, Ingo (2008). « On the role of alien species in urban flora and vegetation ». In : *Urban ecology*. Springer, p. 321–338. DOI : 10.1007/978-0-387-73412-5_20.

KOYAMA, Asuka et al. (2018). « Non-native plants are a seasonal pollen source for native honeybees in suburban ecosystems ». In : *Urban Ecosystems*, p. 1–10. DOI : 10.1007/s11252-018-0793-3.

KRASNY, Marianne E. et Keith G. TIDBALL (2012). « Civic ecology : A pathway for Earth Stewardship in cities ». In : *Frontiers in Ecology and the Environment* 10.5, p. 267–273. DOI : 10.1890/110230.

KREMEN, C., K. S. ULLMAN et R. W. THORP (2011). « Evaluating the Quality of Citizen-Scientist Data on Pollinator Communities ». In : *Conservation Biology* 25.3, p. 607–617. DOI : 10.1111/j.1523-1739.2011.01657.x.

LARSEN, Larissa et Sharon L. HARLAN (2006). « Desert dreamscapes : Residential landscape preference and behavior ». In : *Landscape and Urban Planning* 78.1-2, p. 85–100. DOI : 10.1016/j.landurbplan.2005.06.002.

LARSON, Lincoln R. et al. (2015). « Understanding the multi-dimensional structure of pro-environmental behavior ». In : *Journal of Environmental Psychology* 43, p. 112–124. DOI : 10.1016/j.jenvp.2015.06.004.

LAUGIER, Sandra. In : *Tous vulnérables ? Le care, les animaux et l'environnement*. Sous la dir. de Sandra LAUGIER. Paris : Éditions Payot & Rivages, p. 7–32.

Le campus urbain de Paris-Saclay Calendrier des consultations. Rapp. tech. Etablissement Public d'aménagement Paris Saclay.

Le Féon, Violette et al. (2018). « Range expansion of the Asian native giant resin bee Megachile sculpturalis (Hymenoptera, Apoidea, Megachilidae) in France ». In : *Ecology and Evolution* 8.3, p. 1534–1542. doi : 10.1002/ece3.3758.

Leeuw, Astrid de et al. (2015). « Using the theory of planned behavior to identify key beliefs underlying pro-environmental behavior in high-school students : Implications for educational interventions ». In : *Journal of Environmental Psychology* 42, p. 128–138. doi : 10.1016/j.jenvp.2015.03.005.

Lefebvre, Vincent et al. (2018). « Altitudinal, temporal and trophic partitioning of flower-visitors in Alpine communities ». In : *Scientific Reports* 8.1, p. 1–12. doi : 10.1038/s41598-018-23210-y.

Legagneux, Pierre et al. (2018). « Our House Is Burning : Discrepancy in Climate Change vs. Biodiversity Coverage in the Media as Compared to Scientific Literature ». In : *Frontiers in Ecology and Evolution* 5.January, p. 1–6. doi : 10.3389/fevo.2017.00175.

Lemelin, Raynald H. et al. (2017). « Perceptions of Insects : A Visual Analysis ». In : *Society and Animals* 25.6, p. 553–572. doi : 10.1163/15685306-12341469.

Leopold, Aldo (1996). *Almanach d'un comté des sables*. Aubier.

Lepczyk, Christopher A. et al. (2017). « Biodiversity in the City : Fundamental Questions for Understanding the Ecology of Urban Green Spaces for Biodiversity Conservation ». In : *BioScience* 67.9, p. 799–807. doi : 10.1093/biosci/bix079.

Levé, Marine, Emmanuelle Baudry et Carmen Bessa-Gomes (2019). « Domestic gardens as favorable pollinator habitats in impervious landscapes ». In : *Science of the Total Environment* 647, p. 420–430. doi : 10.1016/j.scitotenv.2018.07.310.

Levrel, Harold et al. (2010). « Balancing state and volunteer investment in biodiversity monitoring for the implementation of CBD indicators : A French example ». In : *Ecological Economics* 69.7, p. 1580–1586. doi : 10.1016/j.ecolecon.2010.03.001.

Lindemann-Matthies, Petra (2005). « 'Loveable' mammals and 'lifeless' plants : How children's interest in common local organisms can be enhanced through observation of nature ». In : *International Journal of Science Education* 27.6, p. 655–677. doi : 10.1080/09500690500038116.

Lindemann-Matthies, Petra et Elisabeth Bose (2008). « How many species are there ? Public understanding and awareness of biodiversity in Switzerland ». In : *Human Ecology* 36.5, p. 731–742. doi : 10.1007/s10745-008-9194-1.

Lindenberg, Siegwart et Linda Steg (2013). « Goal-framing Theory and Norm-Guided Environmental Behavior ». In : *Encouraging Sustainable Behavior*, p. 37–54. doi : 10.4324/9780203141182.

Liu, Jianguo, Thomas Dietz, Stephen R Carpenter, Marina Alberti et al. (2007). « Complexity of coupled human and natural systems. » In : *Science (New York, N.Y.)* 317.5844, p. 1513–1516. doi : 10.1126/science.1144004.

Liu, Jianguo, Thomas Dietz, Stephen R Carpenter, Carl Folke et al. (2007). « Coupled human and natural systems. » In : *Ambio* 36.8, p. 639–649. doi : 10.1579/0044-7447(2007)36[639:CHANS]2.0.CO;2.

Loram, Alison, Jamie Tratalos et al. (2007). « Urban domestic gardens (X) : The extent & structure of the resource in five major cities ». In : *Landscape Ecology* 22.4, p. 601–615. doi : 10.1007/s10980-006-9051-9.

Loram, Alison, Philip H. Warren et Kevin J. Gaston (2008). « Urban domestic gardens (XIV) : The characteristics of gardens in five cities ». In : *Environmental Management* 42.3, p. 361–376. doi : 10.1007/s00267-008-9097-3.

Lowenstein, David M. et Emily S. Minor (2016). « Diversity in flowering plants and their characteristics : integrating humans as a driver of urban floral resources ». In : *Urban Ecosystems* 19.4, p. 1735–1748. doi : 10.1007/s11252-016-0563-z.

Lussault, Michel (2007). « Habiter, du lieu au monde. Réflexions géographiques sur l'habitat humaine ». In : *Habiter, le propre de l'humain*. Sous la dir. de Thierry Paquot. La Découverte. Chap. 2, p. 35–52.

Lussault, Michel et Jacques Lévy, éds. (2013). *Dictionnaire de la géographie et de l'espace des sociétés. Habiter*. Paris : Belin.

Luther, David A. et Elizabeth P. Derryberry (2012). « Birdsongs keep pace with city life : Changes in song over time in an urban songbird affects communication ». In : *Animal Behaviour* 83.4, p. 1059–1066. doi : 10.1016/j.anbehav.2012.01.034.

Lynch, Louise I. et al. (2018). « In their own words : The significance of participant perceptions in assessing entomology citizen science learning outcomes using a mixed methods approach ». In : *Insects* 9.1, p. 1–15. doi : 10.3390/insects9010016.

Mace, G. M. (2014). « Whose conservation ? » In : *Science* 345.6204, p. 1558–1560. doi : 10.1126/science.1254704.

Mace, Georgina et al. (2013). « Ecology must evolve ». In : *Nature* 503, p. 191–192. doi : 10.1038/503191a.

MacIvor, J. Scott et Laurence Packer (2015). « 'Bee hotels' as tools for native pollinator conservation : A premature verdict ? » In : *PLoS ONE* 10.3, p. 1–13. doi : 10.1371/journal.pone.0122126.

Mairie de Paris (2011). *Plan biodiversité de Paris*.

Malm, Andreas (2017). *L'anthropocène contre l'histoire : Le réchauffement climatique à l'ère du capital*. Éditions La fabrique. Paris.

Mancl, Karen M ; Kathleen ; Carr et Michele Morrone (1999). « Environmental Literacy of Ohio Adults ». In : *The Ohio Journal of Science. Ohio Journal of ScienceOhio Academy of Science) Ohio Journal of Science* 99.3, p. 3–57.

Marco, Audrey et al. (2008). « Gardens in urbanizing rural areas reveal an unexpected floral diversity related to housing density ». In : *Comptes Rendus - Biologies* 331.6, p. 452–465. doi : 10.1016/j.crvi.2008.03.007.

Maris, Virginie (2016). *Philisophie de la biodiversité*. La Verte. Éditions Buchet-Chatel.

Martins, Kyle T., Andrew Gonzalez et Martin J. Lechowicz (2017). « Patterns of pollinator turnover and increasing diversity associated with urban habitats ». In : *Urban Ecosystems* 20.6, p. 1359–1371. doi : 10.1007/s11252-017-0688-8.

Marzluff, John M (2001). « Worldwide urbanization and its effects on birds ». In : *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Springer, p. 19–47.

Mathevet, Raphaël, François Bousquet et Christopher M. Raymond (2018). « The concept of stewardship in sustainability science and conservation biology ». In : *Biological Conservation* 217.October 2017, p. 363–370. doi : 10.1016/j.biocon.2017.10.015.

Mathieu, Nicole (2014). « Mode d'habiter : un concept à l'essai pour penser les interactions hommes-milieux ». In : *Les interactions hommes-milieux. Questions et pratiques de la recherche en environnement*. Sous la dir. de Robert Chenorkian et Samuel Robert. Paris : Éditions Quae, p. 97–130.

— (2016a). « Cultures de la nature ». In : *Guide des Humanitès environnementales*. Sous la dir. d'Aurèlie Chonè, Isabelle Hakek et Philippe Hamman. Paris : Presses Universitaires du Septentrion, p. 265–276.

— (2016b). « Modes d'habiter ». In : *Guide des Humanités environnementales*. Sous la dir. d'Aurèlie Chonè, Isabelle Hakek et Philippe Hamman. Paris : Presses Universitaires du Septentrion, p. 97–130.

Mathieu, Renaud, Claire Freeman et Jagannath Aryal (2007). « Mapping private gardens in urban areas using object-oriented techniques and very high-resolution satellite imagery ». In : *Landscape and Urban Planning* 81.3, p. 179–192. doi : 10.1016/j.landurbplan.2006.11.009.

Matteson, Kevin C., John S. Ascher et al. (2008). « Bee Richness and Abundance in New York City Urban Gardens Bee Richness and Abundance in New York City Urban Gardens ». In : *Annals of the Entomological Society of America* 101.1, p. 140–150.

Matteson, Kevin C., James B. Grace et Emily S. Minor (2013). « Direct and indirect effects of land use on floral resources and flower-visiting insects across an urban landscape ». In : *Oikos* 122.5, p. 682–694. doi : 10.1111/j.1600-0706.2012.20229.x.

Matthews, R W, L R Flage et J R Matthews (1997). « Insects as teaching tools in primary and secondary education. » In : *Annual review of entomology* 42, p. 269–289. doi : 10.1146/annurev.ento.42.1.269.

Mauz, Isabelle et Céline Granjou (2010). « La construction de la biodiversité comme problème politique et scientifique, premiers résultats d'une enquête en cours ». In : *Sciences Eaux & Territoires* 3, p. 10–13.

Mayol, Pierre (1994). « ? » In : *L'invention du quotidien, II : Habiter, cuisiner*. Sous la dir. de Michal De Carteau, Luce Giard et Pierre Mayol. Gallimard. Chap. 2, p. 1.

McBride, B. B. et al. (2013). « Environmental literacy, ecological literacy, ecoliteracy : What do we mean and how did we get here ? » In : *Ecosphere* 4.5. doi : 10.1890/ES13-00075.1.

McDonald, Robert I. (2008). « Global urbanization : Can ecologists identify a sustainable way forward ? » In : *Frontiers in Ecology and the Environment* 6.2, p. 99–104. doi : 10.1890/070038.

McIntyre, Mark E. et Nancy E. Hostetler (2001). « Effects of urban land use on pollinator (Hymenoptera : Apoidea) communities in a desert metropolis ». In : *Basic and Applied Ecology* 2.3, p. 209–218. doi : 10.1078/1439-1791-00051.

McIntyre, Nancy E. (2000). « Ecology of Urban Arthropods : A Review and a Call to Action ». In : *Annals of the Entomological Society of America* 93.4, p. 825–835. DOI : 10.1603/0013-8746(2000)093[0825:EOUAAR]2.0.CO;2.

McKinley, Duncan C. et al. (2015). « Investing in citizen science can improve natural resource management and environmental protection ». In : *Issues in Ecology* 2015.19, p. 1–27. DOI : 10.1016/j.biocon.2016.05.015.

McKinney, Michael L. (2006). « Urbanization as a major cause of biotic homogenization ». In : *Biological Conservation* 127.3, p. 247–260. DOI : 10.1016/j.biocon.2005.09.005.

— (2008). « Effects of urbanization on species richness : A review of plants and animals ». In : *Urban Ecosystems* 11.2, p. 161–176. DOI : 10.1007/s11252-007-0045-4.

Meineke, Emily K., Robert R. Dunn et Steven D. Frank (2014). « Early pest development and loss of biological control are associated with urban warming ». In : *Biology Letters* 10.11, p. 20140586–20140586. DOI : 10.1098/rsbl.2014.0586.

Menozzi, Marie-jo (2007). « « Mauvaises herbes », qualité de l ' eau et entretien des espaces ». In : *Natures sciences sociétés* 15, p. 144–153. DOI : 10.1051/nss.

Michon, Geneviève (2003). « Sciences sociales et biodiversité : des problématiques nouvelles pour un contexte nouveau ». In : *Nature Sciences Sociétés* 11, p. 421–431. DOI : 10.1016/S1240-1307(03)00123-7.

Miller, James R. (2005). « Biodiversity conservation and the extinction of experience ». In : *Trends in Ecology and Evolution* 20.8, p. 430–434. DOI : 10.1016/j.tree.2005.05.013.

Mohai, Paul (1992). « Men, women, and the environment : An examination of the gender gap in environmental concern and activism ». In : *Society and Natural Resources* 5.1, p. 1–19. DOI : 10.1080/08941929209380772.

Morrone, Michele, Karen Mancl et Kathleen Carr (2001). « Development of a metric to test group differences in ecological knowledge as one component of environmental literacy ». In : *The Journal of Environmental Education* 32.4, p. 33–42. DOI : 10.1080/00958960109598661.

Moscovici, Serge (1961). Paris : Presses Universitaires et France.

— (1976). Branch Line.

Moscovici, Serge et Martin Hewstone (1984). « De la science au sens commun ». In : *Psychologie sociale*. Sous la dir. de Serge Moscovici. Paris : Presses Universitaires de France, p. 545–572.

Moss, Andrew, Eric Jensen et Markus Gusset (2014). *A Global Evaluation of Biodiversity Literacy in Zoo and Aquarium Visitors*. World Association of Zoos et Aquariums, Chester Zoo, University of Warwick.

— (2015). « Evaluating the contribution of zoos and aquariums to Aichi Biodiversity Target 1 ». In : *Conservation Biology* 29.2, p. 537–544. doi : 10.1111/cobi.12383.

— (2016). « Probing the link between biodiversity-related knowledge and self-reported pro-conservation behaviour in a global survey of zoo visitors ». In : *Conservation Letters* February, p. 1–8. doi : 10.1111/conl.12233.

Mosser, Monique (1999). « Le XXIe siècle sera jardinier ». In : *La jardin, notre double. Sagesse et déraison*. Mutations. Paris : Éditions Autrement, p. 231–240. isbn : 9782862608655.

Mullen, Michael W. et Bruce E. Allison (1999). « Stakeholder involvement and social capital : keys to watershed management success in Alabama ». In : *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 35.3, p. 655–662.

Mumaw, Laura (2017). « Transforming urban gardeners into land stewards ». In : *Journal of Environmental Psychology* 52, p. 92–103. doi : 10.1016/j.jenvp.2017.05.003.

Mumaw, Laura M (2017). « Yes ! In my backyard : caring for native biodiversity in the city ». Thèse de doct. RMIT University.

Muratet, Audrey et Benoit Fontaine (2015). « Contrasting impacts of pesticides on butterflies and bumblebees in private gardens in France ». In : *Biological Conservation* 182, p. 148–154. doi : 10.1016/j.biocon.2014.11.045.

Musy, Marjorie (2014a). « Impacts sur les microclimats urbains ». In : *Une ville verte. Les rôle du végétal en ville*. Synthèses. Éditions Quae, p. 35–62.

— (2014b). « Introduction : Comment prendre en compte le végétal dans l'espace urbain ? » In : *Une ville verte. Les rôle du végétal en ville*. Synthèses. Éditions Quae, p. 9–14.

Nassauer, Joan I. (2011). « Care and stewardship : From home to planet ». In : *Landscape and Urban Planning* 100.4, p. 321–323. doi : 10.1016/j.landurbplan.2011.02.022.

Neil, Kaesha et Jianguo Wu (2006). « Effects of urbanization on plant flowering phenology : A review ». In : *Urban Ecosystems* 9.3, p. 243–257. doi : 10.1007/s11252-006-9354-2.

Nemeth, Erwin et Henrik Brumm (2009). « Blackbirds sing higher-pitched songs in cities : adaptation to habitat acoustics or side-effect of urbanization ? » In : *Animal Behaviour* 78.3, p. 637–641. doi : 10.1016/j.anbehav.2009.06.016.

Niemelä, Jari (1999). « Ecology and urban planning ». In : *Biodiversity & Conservation* 8.1, p. 119–131.

Nilon Charles, H., Alan R Berkowitz et Karen S Hollweg (1999). « Editorial : Understanding urban ecosystems : A new frontier for science and education ». In : *Urban Ecosystems* 3, p. 3–4. doi : 10.1007/b97613.

Nilsson, Andreas, Chris von Borgstede et Anders Biel (2004). « Willingness to accept climate change strategies : The effect of values and norms ». In : *Journal of Environmental Psychology* 24.3, p. 267–277. doi : 10.1016/j.jenvp.2004.06.002.

Nordt, Anja et Reinhard Klenke (2013). « Sleepless in Town - Drivers of the Temporal Shift in Dawn Song in Urban European Blackbirds ». In : *PLoS ONE* 8.8, p. 1–10. doi : 10.1371/journal.pone.0071476.

Obrist, M. K. et P. Duelli (2010). « Rapid biodiversity assessment of arthropods for monitoring average local species richness and related ecosystem services ». In : *Biodiversity and Conservation* 19.8, p. 2201–2220. doi : 10.1007/s10531-010-9832-y.

Odum, William E (1982). « Environmental Degradation and the Tyranny of Small Decisions ». In : *BioScience* 32.9, p. 728–729.

Ofstad, Sunita Prugsamatz et al. (2017). « Understanding the mechanisms behind changing people's recycling behavior at work by applying a comprehensive action determination model ». In : *Sustainability (Switzerland)* 9.2. doi : 10.3390/su9020204.

Oke, T. R. (1973). « City size and the urban heat island ». In : *Atmospheric Environment Pergamon Pres* 7, p. 769–779. doi : 10.1016/0004-6981(73)90140-6.

Okin, Susan Moller (2011). « Le souci des autres. Ethique et politique du care ». In : sous la dir. de Sandra Laugier et Patricia Paperman. Raisons pratiques. Paris : EHESS. Chap. Raison et sentiment dans la réflexion sur la justice, p. 101–126.

Oksanen, Jari et al. (2018). *vegan : Community Ecology Package*. R package version 2.4-6.

O'Neill, Saffron et Sophie Nicholson-Cole (2009). « "Fear Won't Do It". Promoting Positive Engagemen With Climate Change Thourough Visual and Iconic Representations ». In : *Science Communication* 30.3, p. 355–379. issn : 1075-5470. doi : 10.1177/1075547008329201.

Osbaldiston, Richard et J. P. Schott (2012). « Environmental Sustainability and Behavioral Science : Meta-Analysis of Proenvironmental Behavior Experiments ». In : *Environment and Behavior* 44.2, p. 257–299. doi : 10.1177/0013916511402673.

Osborne, Juliet L. et al. (2008). « Quantifying and comparing bumblebee nest densities in gardens and countryside habitats ». In : *Journal of Applied Ecology* 45.3, p. 784–792. doi : 10.1111/j.1365-2664.2007.01359.x.

Ostrom, Elinor (2007). « A diagnostic approach for going beyond panaceas. » In : *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 104.39, p. 15181–15187. doi : 10.1073/pnas.0702288104.

Owen, Jennifer (1991). *The ecology of a garden : the first fifteen years*. Cambridge University Press.

Palmberg, Irmeli E. et Jari Kuru (2000). « Outdoor activities as a basis for environmental responsibility ». In : *Journal of Environmental Education* 31.4, p. 32–36. doi : 10.1080/00958960009598649.

Papworth, Sarah K. et al. (2009). « Evidence for shifting baseline syndrome in conservation ». In : *Conservation Letters* 2, p. 93–100. doi : 10.1111/j.1755-263X.2009.00049.x.

Paquot, Thierry (2007). « Introduction. «habitat», «habitation», «habiter», précisions sur trois termes parents ». In : *Habiter, le propre de l'humain*. Sous la dir. de Thierry Paquot. La Découverte, p. 7–16.

— éds. (2015). *Dictionnaire de la pensée écologique. Jardin*. Quadrige. Paris : Presses Universitaires de France.

Pardee, Gabriella L. et Stacy M. Philpott (2014). « Native plants are the bee's knees : local and landscape predictors of bee richness and abundance in backyard gardens ». In : *Urban Ecosystems*, p. 1–19. doi : 10.1007/s11252-014-0349-0.

Paris, Magali (2006). « Le végétal donneur d'ambiances. Jardiner les abords de l'habitat en ville ». Thèse de doct. Université de Grenoble, p. 502.

— (2012). « "Montre moi ton jardin et je te dirai comment tu habites" ». In : *La fabrique des modes d'habiter ; homme, lieux et milieux de vie*. Sous la dir. d'Annabelle Morel-Brochet et Nathalie Ortar. L'Harmattan, p. 161–179.

Park, Joohyung et Sejin Ha (2014). « Understanding Consumer Recycling Behavior : Combining the Theory of Planned Behavior and the Norm Activation Model ». In : *Family and Consumer Sciences Research Journal* 42.3, p. 278–291. doi : 10.1111/fcsr.12061.

Pascal Staime, Pascal Canfin et (2017). *Climat : 30 questions pour comprendre la conférence de Paris*. Paris : Les petits matins.

Pauleit, Stephan et al. (2002). « Urban Forest Resources in European Cities ». In : *Urban Forests and Trees*, p. 49–80. doi : 10.1007/3-540-27684-X_4.

Paulet, Jean-Pierre (2010). *La France. Villes et systèmes urbains*. Éditions Armand Colin. U Géographie.

Pickett, Steward T. A. et al. (2008). « Beyond Urban Legends : An Emerging Framework of Urban Ecology, as Illustrated by the Baltimore Ecosystem Study ». In : *BioScience* 58.2, p. 139–150. doi : 10.1641/B580208.

Pilgrim, Sarah E., David Smith et Jules Pretty (2007). « A cross-regional assessment of the factors affecting ecoliteracy : implications for policy and practice ». In : *Ecological Applications* 17.6, p. 1742–1751. doi : 10.1890/06-1358.1.

Pinheiro, Jose et al. (2018). *nlme : Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*. R package version 3.1-131.1.

Pitman, Sheryn Dee (2014). « Ecological literacy : an assessment of the ecological knowledge and understanding of South Australian adults ». Thèse de doct. Université of South Australia.

Poiré, Marion et Francesca Di Pietro (2018). « Gestionnaires ». In :

Potts, Simon G. et al. (2010). « Global pollinator declines : Trends, impacts and drivers ». In : *Trends in Ecology and Evolution* 25.6, p. 345–353. doi : 10.1016/j.tree.2010.01.007.

Prévot, Anne Caroline et al. (2018). « Routine experiences of nature in cities can increase personal commitment toward biodiversity conservation ». In : *Biological Conservation* 226.June, p. 1–8. doi : 10.1016/j.biocon.2018.07.008.

Prévot, Anne-Caroline, Susan Clayton et Raphael Mathevet (2016). « The relationship of childhood upbringing and university degree program to environmental identity : experience in nature matters ». In : *Environmental Education Research* 4622, p. 1–17. doi : 10.1080/13504622.2016.1249456.

Prévot, Anne-Caroline, Véronique Servais et Armony Piron (2016). « Scientist and non-scientists share a diversity of dimensions in their relations to urban nature ». In : *Urban ecosystems* 19.4, p. 1787–1799.

Prévot, Philippe (2016). *Histoire des jardins*. Paris : Ulmer.

Primack, Richard (2014). *Essentials of Conservation Biology*. 6e éd. Oxford : Oxford University Press.

Pulver, Simone et al. (2018). « Frontiers in socio-environmental research : components, connections, scale, and context ». In : *Ecology and Society* 23.3, art23. doi : 10.5751/ES-10280-230323.

Pyle, R. M. (1978). « The extinction of experience ». In : *Horticulture* 56, p. 64–67.

Pyle, Robert Michael (2003). « Nature matrix : reconnecting people and nature ». In : *Oryx* 37.2, p. 206–214. doi : 10.1017/S0030605303000383.

QGIS Development Team (2009). *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation.

R Core Team (2018). *R : A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.

Rahbek, Carsten et Gary R. Graves (2001). « Multiscale assessment of patterns of avian species richness ». In : *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98.8, p. 4534–4539. doi : 10.1073/pnas.071034898.

Rahel, Frank J. (2002). « Homogenization of Freshwater Faunas ». In : *Annual Review of Ecology and Systematics* 33.1, p. 291–315. doi : 10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150429.

Ramade, François (2009). *Eléments d'Ecologie. Ecologie fondamentale.* 4e éd. Sciences Sup. Éditions DUNOD. isbn : 9782100530083.

Ramel, Magali et Huguette Boissonnat (2018). « Nourrir ou se nourrir. Renouveler le sens que l'on porte à l'acte alimentaire pour renouveler nos pratiques face à la précarité alimentaire ». In : *Forum* 153.1, p. 82–91. doi : 10.3917/forum.153.0053.

Ramírez-Restrepo, Lorena et Ian MacGregor-Fors (2017). « Butterflies in the city : a review of urban diurnal Lepidoptera ». In : *Urban Ecosystems* 20.1, p. 171–182. doi : 10.1007/s11252-016-0579-4.

Randler, Christoph, Anna Höllwarth et Steffen Schaal (2007). « Urban park visitors and their knowledge of animal species ». In : *Anthrozoos* 20.1, p. 65–74. doi : 10.2752/089279307780216696.

Redman, Charles L., Morgan J. Grove et Lauren H. Kuby (2004). « Integrating Social Science into the Long-Term Ecological Research (LTER) Network : Social Dimensions of Ecological Change and Ecological Dimensions of Social Change ». In : *Ecosystems* 7.2, p. 161–171. doi : 10.1007/s10021-003-0215-z.

Reynolds, Kristin et Ségolène Darly (28 juin 2018). « Les potagers pavillonnaires. Portrait francilien ». Séminaire de restitution de la MSH. Jardins cultivés et biodiversité urbaine.

Ribloulot-Chetrit, Mathilde (2016). « Les habitants et leur jardin. Relations au vivant, pratiques de jardinage et biodiversité au coeur de l'agglomération parisienne ». Thèse de doct. Université Paris 1.

Riboulot-Chetrit, Mathilde, Laurent Simon et Richard Raymond (2017). « Making Space for Disorder in the Garden : Developing Biophilia to Conciliate Aesthetics and Biodiversity ». In : *The Urban Garden City*. Sous la dir. de Sandrine Glatron et Laurence Grandchamp. Springer. Chap. 9, p. 165–185. isbn : 9783319727332.

Richardson, Matthew L et Janice Hari (2008). « Teaching students about biodiversity by Studying the Correlation Between Plants & Arthropods. » In : *The American Biology Teacher* 70.4, p. 217–220. doi : 10.1662/0002-7685(2008)70[217:TSABBS]2.0.CO;2.

Ripple, William J. et al. (2017). « World scientists' warning to humanity : A second notice ». In : *BioScience* 67.12, p. 1028–1030. doi : https://doi.org/10.1093/biosci/bix125.

Robert, Alexandre et al. (2017). « Fixism and conservation science ». In : *Conservation Biology* 31.4, p. 781–788.

Robeyns, Ingrid (2005). « The Capability Approach : a theoretical survey ». In : *Journal of Human Development* 6.1, p. 93–117. doi : 10.1080/146498805200034266.

Robinette, Marianne Shockley et Ray Noblet (2009). « Service-Learning in Entomology : Teaching, Research, and Outreach Domestically and Abroad ». In : *Journal of Higher Education Outreach and Engagement* 13.4, p. 135–153.

Robinson, Beth S et al. (2018). « Sweet flowers are slow and weeds make haste : anthropogenic dispersal of plants via garden and construction soil ». In : *Journal of Urban Ecology* 4.1, p. 1–6. doi : 10.1093/jue/juy004.

Rodriguez, Fabrice (2014). « Gestion des eaux pluviales en milieu urbain et végétation ». In : *Une ville verte. Les rôle du végétal en ville*. Sous la dir. de Marjorie Musy. Quae, p. 81–94.

Rosseel, Yves (2012). « lavaan : An R Package for Structural Equation Modeling ». In : *Journal of Statistical Software* 48.2, p. 1–36.

Salisbury, Andrew et al. (2015). « Enhancing gardens as habitats for flower-visiting aerial insects (pollinators) : Should we plant native or exotic species ? » In : *Journal of Applied Ecology* 52.5, p. 1156–1164. doi : 10.1111/1365-2664.12499.

Sammet, Rebecca, Heike Andres et Daniel Dreesmann (2016). « Human-insect relationships : An ANTless story ? Children's, adolescents', and young adults' ways of characterizing social insects ». In : *Anthrozoos* 28.2, p. 247–261. doi : 10.1080/08927936.2015.11435400.

Samnegård, Ulrika, Anna S. Persson et Henrik G. Smith (2011). « Gardens benefit bees and enhance pollination in intensively managed farmland ». In : *Biological Conservation* 144.11, p. 2602–2606. doi : 10.1016/j.biocon.2011.07.008.

Samuelson, Ash E. et Ellouise Leadbeater (2018). « A land classification protocol for pollinator ecology research : An urbanization case study ». In : *Ecology and Evolution* January, p. 1–13. issn : 20457758. doi : 10.1002/ece3.4087.

Sarrazin, Francois et Jane Lecomte (2016). « Evolution in the Anthropocene ». In : *Science* 351.6276, p. 922–923. doi : 10.1126/science.aad6756.

Saunders, Carol D (2003). « The emerging field of conservation psychology ». In : *Human Ecology Review*, p. 137–149.

Sax, Dov F. et Steven D. Gaines (2003). « Species diversity : From global decreases to local increases ». In : *Trends in Ecology and Evolution* 18.11, p. 561–566. doi : 10.1016/S0169-5347(03)00224-6.

Schmiedel, Ute et al. (2016). « Contributions of paraecologists and parataxonomists to research, conservation, and social development ». In : *Conservation Biology* 30.3, p. 506–519. doi : 10.1111/cobi.12661.

Schönfelder, Mona L. et Franz X. Bogner (2017). « Two ways of acquiring environmental knowledge : by encountering living animals at a beehive and by observing bees via digital tools ». In : *International Journal of Science Education* 39.6, p. 723–741. doi : 10.1080/09500693.2017.1304670.

Schultz, P. Wesley et Lynnette Zelezny (2003). « Reframing Environmental Messages to be Congruent with American Values ». In : *Human Ecology Review* 10.2, p. 126–136.

Schultz, Paul W. (2001). « The Structure of Environmental Concern : Concern for Self, Other People, and the Biosphere ». In : *Journal of Environmental Psychology* 21.4, p. 327–339. doi : 10.1006/jevp.2001.0227.

— (2002). « Inclusion with Nature. Understanding the Psychology of Human–Nature Interactions ». In : *In Psychology of Sustainable Development*. Sous la dir. de Paul W. Schultz Peter Schmuck, p. 61–78. isbn : 9782228907255.

Schultz, Paul W. et F. G. Kaiser (2012). « Promoting pro-environmental behavior ». In : *The Oxford handbook of environmental and conservation psychology*. Sous la dir. de Susan D. Clayton, p. 556–580. isbn : 9782228907255.

Schwabe, Markus (2007). « La ségrégation résidentielle dans les plus grandes villes françaises (1968-1999) : quel modèle urbain ? » In : *Cybergeo : European Journal of Geography*.

Schwartz, Shalom H. (1977). « Normative Influences on Altruism ». In : *Advances in Experimental Social Psychology* 10, p. 221–279. issn : 0065-2601. doi : https://doi.org/10.1016/S0065-2601(08)60358-5.

— (1981). « A normative decision-making model of altruism ». In : *Altruism and helping behavior*. Sous la dir. de J. P. Rushton et R. M. Sorrentino, p. 189–211.

— (1992). « Universals in the Content and Structure of Values : Theoretical Advances and Empirical Tests in 20 Countries ». In : *Advances in Experimental Social Psychology* 25, p. 1–65. doi : 10.1016/S0065-2601(08)60281-6.

— (2006). « Les valeurs de base de la personne : théorie, mesures et applications ». In : *Revue française de sociologie* 4.47, p. 929–968. doi : 10.3917/rfs.474.0929.

Sebastien, Lea (2017). « From NIMBY to enlightened resistance : a framework proposal to decrypt land-use disputes based on a landfill opposition case in France ». In : *Local Environment* 22.4, p. 461–477. doi : 10.1080/13549839.2016.1223620.

Sebastien, Léa (2016). « L'attachement au lieu, vecteur de mobilisation collective ? » In : *Norois* 238-239, p. 23–41. doi : 10.4000/norois.5846.

Selman, Paul (2001). « Social capital, sustainability and environmental planning ». In : *Planning Theory and Practice* 2.1, p. 13–30. doi : 10.1080/14649350122850.

Serret, Hortense et al. (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 ». In : *Landscape and Urban Planning* 131, p. 27–35. doi : 10.1016/j.landurbplan.2014.07.003.

Seto, Karen et Navin Ramankutty (2016). « Hidden linkages between urbanisation and food systems. » In : *Nature* 352.6288, p. 943–945.

Shackleton, Kyle et Francis L. W. Ratnieks (2016). « Garden varieties : How attractive are recommended garden plants to butterflies ? » In : *Journal of Insect Conservation* 20.1, p. 141–148. doi : 10.1007/s10841-015-9827-9.

Shepardson, Daniel P. (1997). « Of Butterflies and Beetles : First Graders' Ways of Seeing and Talking about Insect Life Cycles ». In : *Journal of Research in Science Teaching* 34.9, p. 873–889. doi : 10.1002/(SICI)1098-2736(199711)34:9<873::AID-TEA3>3.0.CO;2-R.

— (2002). « Bugs, butterflies, and spiders : Children's understandings about insects ». In : *International Journal of Science Education* 24.6, p. 627–643. doi : 10.1080/09500690110074765.

Shipley, Nathan J. et Robert D. Bixler (2017). « Beautiful Bugs, Bothersome Bugs, and FUN Bugs : Examining Human Interactions with Insects and Other Arthropods ». In : *Anthrozoos* 30.3, p. 357–372. doi : 10.1080/08927936.2017.1335083.

Shwartz, Assaf, Audrey Muratet et al. (2013). « Local and management variables outweigh landscape effects in enhancing the diversity of different taxa in a big metropolis ». In : *Biological Conservation* 157, p. 285–292. doi : 10.1016/j.biocon.2012.09.009.

Shwartz, Assaf, Anne Turbé et al. (2014). « Enhancing urban biodiversity and its influence on city-dwellers : An experiment ». In : *Biological Conservation* 171, p. 82–90. doi : 10.1016/j.biocon.2014.01.009.

Sieg, Anne-Kathrin, Rudolf Teibtner et Daniel Dreesmann (2018). « Don't Know Much about Bumblebees ?—A Study about Secondary School Students' Knowledge and Attitude Shows Educational Demand ». In : *Insects* 9.2, p. 40. doi : 10.3390/insects9020040.

Silva, Alexandra et Emily S. Minor (2017). « Adolescents' Experience and Knowledge of, and Attitudes toward, Bees : Implications and Recommendations for Conservation ». In : *Anthrozoos* 30.1, p. 19–32. doi : 10.1080/08927936.2017.1270587.

Sklair, Leslie (2002). « Democracy and the Transnational Capitalist Class ». In : *ANNALS AAPSS* 23.2, p. 144–157. doi : 10.1177/000271620258100113.

Smith, Richard M., Ken Thompson et al. (2006). « Urban domestic gardens (IX) : Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity ». In : *Biological Conservation* 129.3, p. 312–322. doi : 10.1016/j.biocon.2005.10.045.

Smith, Richard M., Philip H. Warren et al. (2006). « Urban domestic gardens (VI) : Environmental correlates of invertebrate species richness ». In : *Biodiversity and Conservation* 15.8, p. 2415–2438. doi : 10.1007/s10531-004-5014-0.

Smith, Richard M. et al. (2005). « Urban domestic gardens (V) : Relationships between landcover composition, housing and landscape ». In : *Landscape Ecology* 20.2, p. 235–253. doi : 10.1007/s10980-004-3160-0.

— (2006). « Urban domestic gardens (VIII) : Environmental correlates of invertebrate abundance ». In : *Biodiversity and Conservation* 15.8, p. 2515–2545. doi : 10.1007/s10531-005-2784-y.

Soga, Masashi, Kevin J. Gaston et al. (2016). « Both Direct and Vicarious Experiences of Nature Affect Children's Willingness to Conserve Biodiversity ». In : *International Journal of Environmental Research and Public Health* 13.6, p. 529. doi : 10.3390/ijerph13060529.

Soga, Masashi, Yuichi Yamaura et al. (2015). « Reducing the extinction of experience : Association between urban form and recreational use of public greenspace ». In : *Landscape and Urban Planning* 143, p. 69–75. doi : 10.1016/j.landurbplan.2015.06.003.

Soulé, Michael E. (1985). *What is conservation biology ?* doi : 10.1016/0169-5347(87)90031-0.

Steffan-Dewenter, Ingolf et al. (2002). « Scale-dependant effects of landscape context on three pollinator guilds ». In : *Ecology* 83.2, p. 1421–1432. doi : 10.1890/0012-9658(2002)083[1421:SDEOLC]2.0.CO;2.

Stern, Paul C. (2000). « Toward a Coherent Theory of Environmentally Significant Behavior ». In : *Journal of Social Issues* 56.3, p. 407–424. doi : 10.1111/0022-4537.00175.

Stern, Paul C. et Thomas Dietz (1994). « The Value Basis of Environmental Concern ». In : *Journal of Social Issues* 50.3, p. 65–84. doi : 10.1111/j.1540-4560.1994.tb02420.x.

Stern, Paul C., Thomas Dietz, Troy D. Abel et al. (1999). « A Value-Belief-Norm Theory of Support for Social Movements : The Case of Environmentalism ». In : *Human Ecology Review* 6.2, p. 81–97.

Stern, Paul C., Thomas Dietz et J. Stanley Black (2012). « Support for Environmental Protection : The Role of Moral Norms ». In : *Population and environment* 8.3, p. 204–222.

Stern, Paul C., Linda Kalof et al. (1995). « Values, beliefs, and proenvironmental action : Attitude formation toward emergent attitude objects ». In : *Journal of Applied Social Psychology* 25.18, p. 1611–1636. doi : 10.1111/j.1559-1816.1995.tb02636.x.

Sukopp, Herbert et Peter Werner (1983). « Urban environments and vegetation ». In : *Man's impact on vegetation*, p. 247–260. doi : 10.1016/S0074-6142(08)60259-4.

Takacs, David (1996). *The idea of biodiversity.* London : John Hopkins University Press.

Tam, Kim Pong (2013). « Concepts and measures related to connection to nature : Similarities and differences ». In : *Journal of Environmental Psychology* 34, p. 64–78. doi : 10.1016/j.jenvp.2013.01.004.

Thébert, Marian et al. (2016). « Un territoire d'attaches : lien aux lieux et lien aux autres dans le périurbain francilien ». In : *Géographie, Economie et Société* 18.1.

Thiel, Martin et al. (2014). « Citizen Scientists and Marine Research : Volunteer Participants, Their Contributions, and Projection for the Future ». In : p. 257–314. doi : 10.1201/b17143-6.

Thogersen, John (1996). « Recycling and Morality ». In : *Environment and Behavior* 4.28, p. 536–558. doi : 10.1177/0013916596284006.

Thompson, Ken et al. (2003). « Urban Domestic Gardens (I) : Putting Small-Scale Plant Diversity in Context ». In : *Journal of Vegetation Science* 14.1, p. 71–78. doi : 10.2307/3236888.

Thompson, Robert H. (2004). « Overcoming barriers to ecologically sensitive land management : Conservation subdivisions, green developments, and the development of a land ethic ». In : *Journal of Planning Education and Research* 24.2, p. 141–153. doi : 10.1177/0739456X04269860.

Toledo-Hernández, Manuel et al. (2016). « Cultural homegarden management practices mediate arthropod communities in Indonesia ». In : *Journal of Insect Conservation* 20.3, p. 373–382. doi : 10.1007/s10841-016-9871-0.

Tommasi, Désirée et al. (2004). « Bee diversity and abundance in an urban setting ». In : 136, p. 851–869. doi : 10.4039/n04-010.

Torres, Ana Cristina, Sophie Nadot et Anne-Caroline Prévot (2017). « Specificities of French community gardens as environmental stewardships ». In : *Ecology and Society* 22.3, p. 1–13. doi : 10.5751/ES-09442-220328.

Tzoulas, Konstantinos et al. (2007). « Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure : A literature review ». In : *Landscape and Urban Planning* 81.3, p. 167–178. doi : 10.1016/j.landurbplan.2007.02.001.

United Nations (2014). *World Urbanization Prospects*. Rapp. tech. doi : 10.4054/DemRes.2005.12.9.

Van den Born, Riyan J.G. (2008). « Rethinking nature : Public visions in the Netherlands ». In : *Environmental Values* 17.1, p. 83–109. doi : 10.3197/096327108X271969.

van Heezik, Yolanda M., Claire Freeman, Stefan Porter et al. (2013). « Garden Size, Householder Knowledge, and Socio-Economic Status Influence Plant and Bird Diversity at the Scale of Individual Gardens ». In : *Ecosystems* 16.8, p. 1442–1454. doi : 10.1007/s10021-013-9694-8.

van Heezik, Yolanda M., Claire Freeman, S. Porter et al. (2014). « Native and exotic woody vegetation communities in domestic gardens in relation to social and environmental factors ». In : *Ecology and Society* 19.4. doi : 10.5751/ES-06978-190417.

Weitkamp, Emma (2016). « From planning to motivations : citizen science comes to life ». In : *Joural of Science Communication* 15.03, p. 1–5. doi : 10.22323/2.15030501.

Wells, Nancy M. et Kristi S. Lekies (2006). « Nature and the life course : Pathways from childhood nature experiences to adult envrionmentalism ». In : *Children, Youth and Environments* 16.1, p. 1–24.

Wilson, Edward O. (1984). *Biophilie*. 2012e éd. Rien de commun.

Wilson, Joseph S., Matthew L. Forister et Olivia Messinger Carril (2017). « Interest exceeds understanding in public support of bee conservation ». In : *Frontiers in Ecology and the Environment* 15.8, p. 460–466. doi : 10.1002/fee.1531.

With, Kimberly, Sean Cadaret et Cinda Davis (1999). « Movement Responses to Patch Structure in Experimental Fractal Landscapes ». In : *Ecology* 80.4, p. 1340–1353. doi : 10.1890/0012-9658(1999)080[1340:MRTPSI]2.0.CO;2.

Yuan, Fei et Marvin E. Bauer (2007). « Comparison of impervious surface area and normalized difference vegetation index as indicators of surface urban heat island effects in Landsat imagery ». In : *Remote Sensing of Environment* 106.3, p. 375–386. doi : 10.1016/j.rse.2006.09.003.

Zagorski, Thaddeus (2007). « Gardens and stewardship ». Thèse de doct.

Zhang, Weizhe, Eben Goodale et Jin Chen (2014). « How contact with nature affects children's biophilia, biophobia and conservation attitude in China ». In : *Biological Conservation* 177, p. 109–116. doi : 10.1016/j.biocon.2014.06.011.

Zurbuchen, Antonia et al. (2010). « Maximum foraging ranges in solitary bees : only few individuals have the capability to cover long foraging distances ». In : *Biological Conservation* 143.3, p. 669–676. doi : 10.1016/j.biocon.2009.12.003.

Titre : Les jardins domestiques, lieux de passage des insectes pollinisateurs et de leur rencontre avec les habitants

Résumé (français) : En France, plus de la moitié de la population se trouve en ville et ce chiffre croît. L'urbanisation change les opportunités de rencontre des habitant·e·s avec la nature, même si leur connaissance de la biodiversité est relativement bonne. L'urbanisation a également des effets, souvent négatifs, sur les populations des autres êtres vivants, dont les insectes pollinisateurs. Dans les milieux péri-urbains, un lieu de rencontre entre habitant·e·s et nature est le jardin privé. En écologie urbaine, les études sur les jardins domestiques se développent mais sont encore peu nombreuses. Cette thèse a cherché à montrer que les jardins sont intégrés dans un contexte paysager et sociétal plus large qui leur permet de jouer un rôle dans la conservation de la biodiversité, notamment celle des insectes pollinisateurs. J'ai pour cela travaillé à plusieurs échelles et mobilisé des cadres conceptuels et des outils de l'écologie, la géographie et la psychologie de la conservation, afin de caractériser différents aspects du socio-écosystème jardin. Je me suis d'abord placée à l'échelle de l'Île-de-France et ai montré que les jardins et zones denses en jardins sont des espaces favorables à la diversité en insectes pollinisateurs au sein d'une matrice urbaine. Par la suite, j'ai précisé les déterminants de la variété (diversité, type de culture, origine, rareté) des fleurs, ressources pour les insectes pollinisateurs dans les jardins : j'ai confirmé l'effet négatif de l'urbanisation, j'ai mis en évidence des effets variables de la structure des jardin et enfin je n'ai pas identifié de relation avec le degré de connexion à la nature des habitant.e.s. L'évolution des ressources se fait de fleurs spontanées et communes à plus cultivées et rares au fil de la saison. Je me suis aussi intéressée à deux actions de protection des pollinisateurs (participation au suivi photographique des insectes pollinisateurs et plantation de fleurs nectarifères) à l'échelle du jardin et j'ai montré l'importance de l'aspect expérientiel de ces actions pour motiver l'intention de réaliser le comportement. Enfin, une dernière partie prend en compte le vécu des habitant·e·s dans leur jardin et montre que habiter un jardin se fait sous la forme d'un réseau de relations plus ou moins dense englobant les éléments de nature : le jardin est un lieu de fleurissement mais aussi d'attention portée au vivant et parfois point de départ pour toucher d'autres lieux ou personnes, dans une perspective de conservation. Cette thèse offre des perspectives pour la prise en compte des expériences et contextes locaux dans la conservation de la biodiversité des insectes pollinisateurs. Une recommandation qui en découle est la nécessité d'un dialogue renouvelé entre les désigné·e·s expert·e·s de la conservation en milieu urbain et les habitant·e·s.

Mots-clés (français) : pollinisateurs ; jardins privés ; habitant·e·s ; milieu péri-urbain

Title : Domestic gardens as place pollinators go through and where they meet inhabitants

Abstract : More than half of the French population is nowadays living inside cities and this figure is still increasing. The urbanization process changes the opportunities of encounters between inhabitants and nature, even if biodiversity knowledge is quite high. It also impacts other living beings, such as pollinators, often with negative consequences. The domestic gaden stands as a meeting place for inhabitants and nature in peri-urban areas. Studies focusing on domestic gardens in urban ecology are still scarce, even if their number are now increasing. This work aimed at showing that domestic gardens are integrated in a wider landscape and social context, which allow them to play a role in biodiversity conservation, especially pollinators conservation. In order to do this and characterize several aspects of this domestic garden socio-ecosystem, I chose several spatial scales of study and refered to several frameworks from different fields : ecology, geography and conservation psychology. I first studied the Île-de-France scale and showed that gardens and areas with high proportion of domestic gardens were favorable habitats for pollinators within the urban matrix. Then, I precised the nature of insects floral resources determinants (diversity, origine, rarity, type of growing) in gardens : I confirmed the urbanisation negative effect, I showed that garden structure had variable effects and I did not identify effects of inhabitants connexion with nature. Floral resources changed from spontaneous and common flowers at the begining of the season to more cultivated and rarer flowers along the season. I also focused on two pollinator protection behaviors (participation to a citizen science program and growing of pollinator friendly flowers) at the garden scale and showed the importance of experiential aspects in the behavior motivations. Finally, a last chapter took into account inhabitants' life in the garden and showed that inhabiting a garden meant being part of a network of relations with variable density and variable incorporation of nature elements. Gardens are places of flowering but also of attention for living beings and sometimes are starting places from which other people or places are integrated in a conservation perspective. This work gave thoughs for taking into account local experiences and contexts in pollinators biodiversity conservation. One of the possible recommendations dealt with the necessity of a renewed discussion between stated experts of conservation in urban areas and inhabitants.

Keywords : pollinators ; domestic gardens ; inhabitants ; periurban area