Université Paris 13 – Sorbonne Paris Cité – Ecole Doctorale Erasme – EA 7338 Pléiade

Thèse de Géographie
présentée pour obtenir le grade
de Docteur de l'Université Paris 13 – Sorbonne-Paris-Cité

Fabien ROUSSEL
le 08 décembre 2017

Géographie de la végétation aux environs de Paris : le cas de la Ceinture verte d'Île-de-France

Fragmentation paysagère, enjeux socio-environnementaux, (dé)constructions territoriales



Sous la direction de :
Frédéric ALEXANDRE, Professeur à l'Université Paris 13 – Sorbonne-Paris-Cité

Membres du Jury :
Marianne COHEN, Professeure, Université Paris-Sorbonne – Présidente
Monique POULOT, Professeure, Université Paris Nanterre – Rapporteure
Marc GALOCHET, Professeur, Université de Valenciennes – Rapporteur
Laurent SIMON, Professeur, Université Paris 1-Panthéon Sorbonne – Examinateur
Anaïs MARSHALL, Maître de conférence, Université Paris 13 – Examinatrice

Croquis 1 (en couverture) : La vallée de Chevreuse depuis les hauteurs de la commune de Gometz-le-Châtel et les tours des Ulis au loin (F. Roussel).

Thèse de Géographie
présentée pour obtenir le grade
de Docteur de l'Université Paris 13 – Sorbonne-Paris-Cité

Fabien ROUSSEL
le 08 décembre 2017

Géographie de la végétation aux environs de Paris : le cas de la Ceinture verte d'Île-de-France

Fragmentation paysagère, enjeux socio-environnementaux, (dé)constructions territoriales

Sous la direction de :
Frédéric ALEXANDRE, Professeur à l'Université Paris 13 – Sorbonne-Paris-Cité

Membres du Jury :
Marianne COHEN, Professeure, Université Paris-Sorbonne – Présidente
Monique POULOT, Professeure, Université Paris Nanterre – Rapporteure
Marc GALOCHET, Professeur, Université de Valenciennes – Rapporteur
Laurent SIMON, Professeur, Université Paris 1-Panthéon Sorbonne – Examinateur
Anaïs MARSHALL, Maître de conférence, Université Paris 13 – Examinatrice

Remerciements

Je me suis engagé avec enthousiasme dans la voie du doctorat en 2013 après neuf années passées loin de l'université. Plusieurs fois durant ces neuf années, j'ai éprouvé le sentiment diffus d'un égarement. La voie de laquelle je m'étais écarté, c'était celle de la géographie, celle de l'étude des paysages et des relations des sociétés humaines avec la "nature", celle de ma maîtrise puis de mon DEA sur les bords de la Liffey à Dublin.

Ce retour aux sources ne serait jamais advenu sans l'intuition de Frédéric Alexandre, qui, nouvellement arrivé entre les murs de l'université Paris 13 à Villetaneuse en 2010, remit en lumière la ceinture verte de la Région Île-de-France, ni sans son désir de totalement lever le voile sur cet espace par le biais d'un projet doctoral. Sa présence à la barre de celui-ci a contribué à mon engagement dans cette voie. Au cours des quatre années qui viennent de s'écouler, sa clairvoyance, sa disponibilité, sa rigueur et sa bienveillance ont été de précieux alliés et je l'en remercie ici chaleureusement.

Ce retour aux sources, je le dois aussi à Etienne Grésillon. C'est lui qui me tendit la perche début 2013, m'informant d'un contrat doctoral sur le thème de la ceinture verte d'Île-de-France. Quelques années déjà que j'enviais ses thématiques de travail ! Il fut durant ces quatre années un confident universitaire aussi précieux que dans la vie de tous les jours, celle des verres en terrasse, celle des ballades en montagne, celle des films parisiens et désormais de la vie familiale.

Une thèse est écrite pour être lue, partagée et discutée et je remercie ici les membres du jury, les rapporteurs Monique Poulot et Marc Galochet, Marianne Cohen, présidente de ce jury, Laurent Simon et Anaïs Marshall examinateurs, d'avoir pris le temps de cette lecture, de cette discussion et de m'offrir ce temps d'échange scientifique.

Si je n'ai pas connu la condition trop souvent dépeinte du doctorant solitaire et livré à lui-même, c'est aussi grâce à mes collègues géographes de Paris 13. Sur le même chemin et les mêmes terrains, j'ai d'abord une pensée pour Morgane Flégeau, qui a réalisé sa thèse en parallèle de la mienne et avec qui j'ai pu partager, outre des cours et des communications dans des colloques, mes questionnements et mes doutes. Dans les couloirs de Paris 13, à la cantine, en stage avec les étudiants en Baie de Somme ou dans le Perche, mais aussi sur les bords du canal de l'Ourcq, aux terrasses des cafés, j'ai pu compter sur l'énergie géographique, les conseils et l'amitié de Sophie Didier, d'Ababacar Fall, de Francis Huguet, de Boris Lebeau, d'Anaïs Marshall et de Marie Redon.

L'occasion m'a été donnée de séjourner cette quatrième et dernière année au sein du département de géographie de l'université Paris Diderot en tant qu'ATER. Période jamais aisée à appréhender en fin de thèse, cette année d'enseignement à temps plein m'a été grandement facilitée par la mise à disposition des supports de cours par Céline Clauzel, Clélia Bilodeau et François Bétard. Je remercie également Céline et Clélia pour leurs conseils biogéographiques. La fréquentation assidue du pôle image durant cette année m'a du reste permis de profiter d'un cadre de travail dynamique et sympathique.

Enfin, pour ce qui est du cercle académique, je n'oublie pas mon expérience amstellodamoise au sein de la Vrije Universiteit. Ce riche et précieux séjour scientifique n'aurait pas été possible sans l'initiative de l'école doctorale Erasme, de son directeur Gilles Brougère et de sa secrétaire Vivianne Birard. Il n'aurait pas non plus été possible sans l'accueil chaleureux et l'enthousiasme de Peter Verburg, professeur à la Vrije Universiteit et de Astrid Van Teffellen qui a bien voulu entreprendre avec mois un travail de recherche exploratoire. Merci aussi à mes camarades d'alors, Marthe, Wilem, Ziga, Reinhard, Sarah et d'autres, pour avoir rendu ce séjour agréable et riche d'enseignements sur un pays et une ville que je ne connaissais pas.

Je veux aussi adresser ici un grand merci à Jean-Marie pour avoir relu en un temps record cette thèse. Depuis les hauteurs parminoises, là-haut de ta terrasse dominant la vallée de l'Oise, panorama sans égal sur la Ceinture verte, ton regard affuté a été précieux pour expurger un maximum de scories orthographiques et autres coquilles de ce travail.

On ne s'engage pas dans une thèse quand on a 33 ans comme on le ferait plus jeune, surtout quand l'oral de recrutement devant l'école doctorale a lieu deux jours après votre mariage. Béa, tu m'as donné de l'assurance dès le début de ce projet (et même bien avant celui-ci), tu n'as cessé surtout de te montrer attentive et impliquée, tu t'es adaptée aussi aux circonstances, cours, voyages, et même séjour de trois mois à l'étranger... Jamais je n'aurais emprunté cette voie si tu ne l'avais pas parcourue avec moi. La vie nous a été généreuse durant ces quatre années. Léonore, tu as été une bouffée d'air jovial chaque soir quand je rentrais du « boulot ». L'insouciance enfantine est le meilleur des remèdes contre les ruminations du quotidien. Ton Lolo et ta Lola, ta Babé et ton Pacha m'ont aussi bien aidé quand, quelques samedis, je dû te laisser courir la campagne pour m'astreindre à des tâches plus besogneuses. Maxence, tu viens d'arriver, mais ta présence au loin a vivifié cette dernière année. Les mois et les années qui viennent me feront te conter je l'espère d'autres aventures géographiques.

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS 4

SOMMAIRE 6

INTRODUCTION 9

1ERE PARTIE : UN ENTRE-DEUX SOUMIS AUX ATTENTES SOCIO-ENVIRONNEMENTALES CITADINES 17

INTRODUCTION DE LA PREMIERE PARTIE 18

CHAPITRE I : LA CEINTURE VERTE FRANCILIENNE N'A PAS EU LIEU 19

Introduction du chapitre 1 19

1.1. De quoi le « vert » des ceintures périurbaines est-il le nom ? 20

1.2. Le projet de ceinture verte d'Île-de-France : à contretemps et à contre-emploi ? 29

1.3. L'espace de la ceinture verte, un entre-deux composite et fragmenté 40

Conclusion du chapitre 1 55

CHAPITRE 2 : QU'ATTENDENT LES SOCIETES URBAINES CONTEMPORAINES DES ESPACES VEGETALISES ?.. 57

Introduction du chapitre 2 57

2.1. La végétation et l'idée de nature 58

2.2. Une étude de la végétation spontanée 71

Conclusion du chapitre 2 88

CHAPITRE 3 : MILIEU, TERRITOIRE, PAYSAGE, UNE GRILLE D'ANALYSE 89

Introduction au chapitre 3 89

3.1. Réinterroger l'articulation des concepts autour de la question environnementale 89

3.2. Le paysage comme objet d'étude matériel et multiscalaire 95

Conclusion du chapitre 3 99

CONCLUSION DE LA PREMIERE PARTIE 101

2E PARTIE : REECRIRE UNE GEOGRAPHIE, LES ECHELLES PAYSAGERES DE LA VEGETATION EN CEINTURE VERTE 102

INTRODUCTION DE LA DEUXIEME PARTIE 103

CHAPITRE 4 : CHOIX METHODOLOGIQUES POUR L'ANALYSE DE LA VEGETATION SPONTANEE 104

Introduction du chapitre 4 104

4.1. Une approche multiscalaire 104

4.2. Collecte de la donnée botanique : enjeux et méthodes 113

Conclusion du chapitre 4 120

CHAPITRE 5 : LA VARIATION SPATIALE DES ENSEMBLES PAYSAGERS DE CEINTURE VERTE 121

Introduction au chapitre 5 ..... *121*
5.1. Eléments méthodologiques *121*
5.2. Les ensembles paysagers en Ceinture verte *126*
5.3. Le choix de trois ensembles paysagers *137*
CHAPITRE 6 : LA PLACE DE LA VEGETATION DANS LA MOSAÏQUE PAYSAGERE ET TERRITORIALE DE LA CEINTURE VERTE 139
Introduction du chapitre 6 ..... *139*
6.1. Le secteur Pierrelaye-Vallée de l'Oise-Forêt de Montmorency *139*
6.2. La Plaine de France : un espace agricole fragile soumis à la métropolisation *150*
6.3. L'environnement au service du territoire : le secteur de la vallée de Chevreuse *158*
6.4. Synthèse : des paysages végétaux contrastés sur le plan de l'aménagement et de l'intégration aux logiques métropolitaines *164*
Conclusion du chapitre 6 ..... *165*
CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE 166
***3E PARTIE :* LA VEGETATION DE LA CEINTURE VERTE, EXPRESSION DE DYNAMIQUES FLORISTICO-ECOLOGIQUES ? 167**
INTRODUCTION DE LA TROISIEME PARTIE 168
CHAPITRE 7 : CARACTERISATION FLORISTICO-ECOLOGIQUE DE LA CEINTURE VERTE 170
Introduction du chapitre 7 ..... *170*
7.1. Portrait d'ensemble *170*
7.2. Approche de la biodiversité par les indices *192*
7.3. La diversité écologique de la flore de la Ceinture verte *199*
Conclusion du chapitre 7 ..... *214*
CHAPITRE 8 : ORGANISATION SPATIALE DE LA FLORE EN CEINTURE VERTE 216
Introduction du chapitre 8 ..... *216*
8.1. Principes de l'AFC *216*
8.2. Les principaux facteurs organisateurs de la flore *219*
8.3. Analyse factorielle des communautés à dominante herbacée *231*
8.4. Analyse factorielle des communautés arborées *246*
Conclusion du chapitre 8 ..... *258*
CHAPITRE 9 : RENOUVELER LA GEOGRAPHIE DES COMMUNAUTES VEGETALES EN CEINTURE VERTE 259
Introduction du chapitre 9 ..... *259*
9.1. Groupement statistique de la flore *260*
9.2. Des assemblages composites au sein des communautés sur le terrain *265*
Conclusion du chapitre 9 ..... *280*
CONCLUSION DE LA TROISIEME PARTIE 282

4E PARTIE : LA VEGETATION, REFLET DES DYNAMIQUES TERRITORIALES 283

INTRODUCTION DE LA QUATRIEME PARTIE 284

CHAPITRE 10 : LA SPATIALISATION DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES EN CEINTURE VERTE A L'EPREUVE DE LA VEGETATION 285

Introduction du chapitre 10 285

10.1. Méthodes et outils disponibles pour la cartographie des services écosystémiques en Ceinture verte 286

10.2. Une concordance faible avec la végétation sur le terrain 292

10.3. Des approches trop déconnectées du terrain 299

Conclusion du chapitre 10 305

CHAPITRE 11 : UNE FABRIQUE CITADINE DES ESPACES VEGETALISES 307

Introduction du chapitre 11 307

11.1 La végétation comme réminiscence de la naturalité des paysages 307

11.2. Réalités biologiques, agricoles et paysagères de la « campagne » 313

Conclusion du chapitre 11 322

CHAPITRE 12 : LA VEGETATION COMME EXPRESSION DES CONTRASTES SOCIAUX EN CEINTURE VERTE . 323

Introduction du chapitre 12 323

12.1. Marginalisation sociale, marginalisation végétale et relégation environnementale : l'exemple de la Plaine de Pierrelaye 323

12.2. La vallée de Chevreuse, un territoire jardiné 333

Conclusion du chapitre 12 348

CONCLUSION DE LA QUATRIEME PARTIE 349

CONCLUSION GENERALE 350

BIBLIOGRAPHIE 354

TABLE DES CARTES 375

TABLE DES FIGURES 377

TABLE DES PHOTOGRAPHIES 381

TABLE DES TABLEAUX 385

TABLE DES MATIERES 388

INTRODUCTION

> Les étendues secrètes à découvrir, elles étaient là, sous ses yeux, inconnues de ceux-là même qui les traversaient quotidiennement et souvent de ceux qui les habitaient : incompréhensibles espaces désarticulés de ce qui n'était plus une géographie et qu'il faudrait bien essayer de réécrire.
>
> François MASPERO – Les passagers du Roissy-Express, 1989

Un continuum à facettes paysagères

Longtemps, j'ai pris le train de banlieue qui ne s'appelait pas encore « transilien » Gare de l'Est en direction de la gare de Nanteuil-Saâcy, aux confins orientaux de l'Île-de-France, en direction de la maison familiale, à Méry-sur-Marne, là-bas au loin, lieu de mon enfance, où derrière les cerisiers en fleur et le bruissement des jeunes feuilles de bouleau dans le vent, la Marne déploie ses méandres contre les coteaux boisés et les premiers vignobles champenois.

Une quinzaine de minutes après le départ de la Gare de l'Est, le train arrive à Vaires-sur-Marne ; de premiers espaces boisés font hésiter le voyageur, le temps d'une paire de kilomètres, avant que l'urbain ne ressurgisse au niveau de Lagny-sur-Marne. Au sortir de Lagny, les premiers champs cultivés nous convaincraient presque que nous sommes à la campagne, avant que les espaces résidentiels traversés par le train, quand arrive bientôt la gare d'Esbly, ne fassent rejaillir l'incertitude. Sorti d'Esbly, le train retrouve les champs, des boisements, traverse la Marne, au cours enfin libre. Vraiment ? C'est compter sans l'agglomération de Meaux, 80 000 habitants, qui se profile au loin.

En 2013, Jean Paul Kauffman avait pris le temps de remonter le cours de la rivière à pied depuis sa confluence avec la Seine, en éprouvant, lui aussi, ces doutes. Impatient que « la campagne ou plutôt la nature [reprenne] ses droits », il s'agace peu avant Meaux, au niveau de Jabline (KAUFFMAN 2013) :

> Ce matin, j'ai décidé de me débarrasser des jumelles. […] En ce moment, par exemple, elles amplifieraient la confusion de cet espace mixte, cette hybridation du paysage, intermédiaire ente le rural et le périurbain résidentiel. La rivière a du mal à s'arracher à cet état incertain. Elle piétine, elle est à la peine. Passé Dampart, je croyais pourtant que, désentravée de la domination urbaine, elle allait s'épanouir et filer à travers les champs de la Brie.

Passé Meaux cependant, plus d'hésitations pour le passager du train comme pour le randonneur des berges ; le végétal s'impose dans le paysage et le rapport urbain/rural bascule pour de bon. La « campagne ou plutôt la nature » (*Ibid.*) rayonne ; le désir citadin de « nature », tant espérée, peut s'accomplir. Pareil « continuum à facettes », pour employer une

expression biogéographique, est la caractéristique de tout trajet depuis le cœur d'agglomération. Il n'y a pas de coupures nettes, ni de transitions douces. Même lorsque la sortie d'agglomération est expressément aménagée à des fins récréatives, comme la piste cyclable le long du canal de l'Ourcq, il faut une vingtaine de kilomètres pour en sortir. Entre-temps, les pinèdes et les pelouses bosselées traitées en prairies de fauche du parc de la Bergère, à Bobigny, ne font guère illusion, l'enfoncement topographique que connaît le canal au niveau des vieux boisements de feuillus datant du XVIII[e] siècle du Parc de la Poudrerie à Sevran davantage. Quand, sorti de l'agglomération, à Villeparisis, le rapport spatial entre le minéral et le végétal s'inverse à l'échelle régionale, les cyclistes du canal de l'Ourcq reprennent une bouffée urbaine à Claye-Soully, 5 km plus loin. Si, à échelle régionale, un gradient d'urbanité ou de verdure semble exister, il disparaît à l'échelle locale au profit de discontinuités répétées.

La Ceinture verte francilienne, objet vert mal identifié

Passagers des trains franciliens, randonneurs et migrants pendulaires ne le savent pas mais ce trajet décousu, heurté, hétérogène, traverse la Ceinture verte de la Région Île-de-France, entre l'urbain dense et le rural. Lancée depuis 1983 par l'institution régionale qui voyait alors ses prérogatives se renforcer (un peu) après les premières lois de décentralisation, elle est restée à l'état de projet régulièrement invoqué mais intermittent. Le Conseil régional souhaitait, en 1983, préserver de l'urbanisation les espaces non bâtis aux marges de l'agglomération parisienne, dans l'esprit de l'outil d'aménagement qu'ont été les ceintures vertes au XX[e] siècle, notamment dans le monde anglo-saxon, telle la *Green belt* de Londres (Alexandre et Génin 2014 ; Amati 2008). Faute d'un positionnement spatial suffisamment clair, faute également de critères de délimitation stricte – elle repose sur la proportion d'espaces ouverts par commune –, de fonctions bien arrêtées – elles ont été pensées après coups et ont évolué –, mais aussi faute d'une assise politique et réglementaire, ce projet n'a pas abouti.

Embarrassés par ces écueils, les acteurs de l'aménagement francilien ont fini par considérer d'autres échelles et d'autres outils pour penser les espaces végétalisés non-bâtis, ne gardant de la ceinture verte que des affirmations un peu incantatoires (voir le Schéma directeur de la Région Île-de-France (SDRIF) de 2013). La logique de « fronts urbains » a notamment émergé, expression beaucoup plus ponctuelle et éclatée de la lutte contre l'étalement urbain (IAU-idF 2010). Les trames vertes se sont quant à elles imposées selon d'autres objectifs – la préservation de la biodiversité – une autre logique spatiale – celle du réseau – et à une toute

autre échelle – locale. Davantage concernées par le contenu des espaces végétalisés, les trames vertes se sont néanmoins affranchies de toute contextualisation spatiale à l'échelle régionale, laissant de côté au final les objectifs du projet de ceinture verte. Le schéma régional de cohérence écologique (SRCE) auquel a abouti l'ambition de continuité écologique s'est lui aussi affranchi de la contextualisation spatiale ne faisant pas la différence entre ce qui relève de la ville, de la campagne ou de la zone où ces deux modes d'occupation se rencontrent (CONSEIL RÉGIONAL DE L'ÎLE-DE-FRANCE et PRÉFECTURE DE LA RÉGION D'ÎLE-DE-FRANCE 2013). À l'emplacement de la ceinture verte, faute de projet et faute d'outil, reste cet entre-deux, lieu de fragmentation, voire de dilution, de l'urbain dans le rural (et inversement), symptomatique de l'étalement urbain (CATTAN et BERROIR, 2006). Les espaces de la Ceinture verte continuent d'être ces « environs » de Paris, dans les deux sens du terme : qui entourent, mais aussi qu'on ne situe qu'à-peu-près. Il faut donc s'intéresser au contenu de cet archipel de verdure, à sa signification et aux attentes que l'on place en lui.

A la recherche d'une campagne-nature

Les attentes citadines en matière de nature n'ont, dans le même temps – depuis les années 1970 – cessé de croître et ne se sont pas embarrassées de la ceinture verte pour mettre en exergue certains espaces, en ignorer d'autres, en vilipender quelques-uns même. Arrivé aux termes de son périple, François MASPERO (2004)[1] s'émerveille ainsi :

> Ce fut la journée la plus bucolique de leur périple. Ils étaient perdus là au cœur de la campagne française. Et de l'église, ils découvrirent quelque chose d'aussi précieux qu'un arc-en-ciel : un paysage. Les lignes harmonieuses des bois, la fuite des chemins à travers champs et prairies, quelques villages nichés dans les arbres et, au loin, les tours des Ulis. Un paysage, ils n'en avaient pas vu de complet depuis Villepinte. Seulement, çà et là, des morceaux, des lambeaux, qui laissent imaginer, comme à Arcueil, comme de la terrasse de Sceaux, comme de Robinson, qu'il y avait eu là, jadis, effectivement, un paysage en bonne et due forme. Celui-ci était en parfait état de marche, étonnamment bien conservé pour son âge.

Pareille quête d'une campagne-nature est ancienne. Dès le début du 19e siècle, les peintres partent à la conquête des paysages champêtres des environs de Paris, comme en atteste l'exposition qui s'est tenue au Parc de Sceaux de mars à juillet 2016 « Paysages, du romantisme à l'impressionnisme – les environs de Paris ». La quête de paysages bucoliques « bien conservés » est l'expression d'un désir contradictoire d'une nature à la fois spontanée et harmonieuse (LUGINBÜHL 2012). Chez F. MASPERO, les bois sont bien délimités et les chemins

[1] S'agit-il de la même vue que celle reproduite en couverture de cette thèse sous la forme d'un croquis ? Les similitudes sont en tout cas troublantes.

fuient dans les champs, les villages sont nichés dans les arbres et les promeneurs ont le sentiment d'être perdus dans un ailleurs, « la campagne française ». Comme chez J.-P. KAUFFMAN (2013), nature et campagne ne font qu'un. La campagne-nature est un fantasme chez nombre d'habitants des villes (DONADIEU 2008), toujours plus nombreux à chercher à s'extirper du carcan urbain, en quête de pavillons avec jardins et promenades boisées alentours (IAU-IDF *et al.,* 2014 ; POULOT, 2013). Si cet idéal est particulièrement prononcé dans la société française, il se rencontre aussi ailleurs, sous d'autres formes, en Grande-Bretagne notamment (ROUDAUT, 2003). Il engage les pouvoirs publics à aménager les espaces agricoles ou forestiers selon des principes esthétiques bien établis : points de vue sur les alentours, boisements bien entretenus, chemins ruraux, activités agricoles devant répondre à des objectifs paysagers et environnementaux mêlés. La logique du jardin naturel où la bride de la gestion est un peu lâchée sur la végétation prend de l'ampleur (LIZET 2010) mais reste le plus souvent cantonnée aux prairies de fauche, malgré la vigoureuse exhoration du paysagiste Gilles Clément (CLÉMENT 2014; CLÉMENT 2006; EVENO et CLÉMENT 1999). Les citadins ne sont pas encore prêts à se griffer les mollets aux buissons des ronces, à repousser les clématites des haies pour aller y voir derrière, ou encore à apprécier la vue de vieux merisiers mangés par le Lierre.

Ces attentes ont été intégrées par les pouvoirs publics, décideurs et acteurs de l'aménagement de l'agglomération parisienne. Dans le contexte de la montée en puissance des questions environnementales ces trente dernières années, la nature est considérée sous un angle paysager, déjà ancien dans l'histoire de l'aménagement (LUGINBÜHL 2012), et désormais sous un angle écologique, qui prend toujours plus d'ampleur depuis le début du 21e siècle. Ainsi, quand les citadins recherchent la nature en courant après la campagne, les acteurs de l'aménagement poursuivent désormais la nature en recherchant la biodiversité (LUGINBÜHL (éd.) 2015). Le Conseil régional d'Île-de-France se projette en ces termes en 2030, dans la vision régionale portée par le dernier SDRIF :

> Du balcon fleuri à la rue plantée, du square au parc régional, d'une berge aménagée à la forêt, la nature est présente de multiples façons dans la vie quotidienne des habitants. Certaines sont à portée de vue, d'autres à quelques arrêts de RER. En 2030, les Franciliens connaîtraient [ainsi] mieux les possibilités qu'offrent l'ensemble du territoire régional et ses vastes espaces porteurs de biodiversité

Au sein du document d'objectif du SDRIF, quand le terme de biodiversité apparaît 37 fois, celui de nature n'est plus convoqué que pour désigner à quatre reprises « des espaces de nature » dans une logique aménagiste, ou, paradoxalement, à 14 reprises pour traiter de la

question de « la nature en ville », aux enjeux certe de plus en plus prégnants (RAYMOND et SIMON 2012). Des évolutions sémantiques portent donc également les attentes environnementales actuelles. Ces attentes ont conduit à une territorialisation environnementale en Ceinture verte, indépendamment du projet de ceinture verte. N'est-elle liée qu'aux ressources exceptionnelles des milieux, l'allure remarquable des paysages ? Qu'est ce qui fonde l'environnementalité d'un territoire ?

Des îlots de « nature » dans une mosaïque de territoires

Par-delà l'effet tunnel du train évoqué au début de cette introduction, existe en Ceinture verte un archipel d'espaces végétalisés – c'est à dire présentant un tapis végétal – forestiers ou agricoles, plus ou moins urbains ou ruraux, composés d'ilots dont la seule couleur verte ne peut suffire à comprendre la diversité paysagère, les spécificités floristiques, ni, surtout, le degré d'intégration à l'échelle métropolitaine. Cet archipel de territoires végétalisés divers et contrastés serait particulièrement perceptible si l'on s'aventurait sur les 300 km du « GR de Pays » de la Ceinture verte proposé par la Fédération Française de Randonnée (FFR) en partenariat avec l'Agence des espaces verts (AEV) de la Région Île-de-France, dans un guide paru à la fin des années 1990, et qui n'est plus édité[2].

Le randonneur partant de Vaucresson, en forêt de Meudon, dans ce coin cossu des Yvelines, là où le guide donne le départ de la randonnée dans le sens inverse des aiguilles d'une montre, vers des contrées parentes sur le plan social, le Plateau agricole de Saclay puis la vallée de Chevreuse – comme pour rassurer les sceptiques – commencerait à voir le paysage se transformer du côté de Longjumeau puis dans la vallée très urbanisée à tendance pavillonnaire de la vallée de la Seine, du côté de Savigny-sur-Orge et de Viry-Chatillon, avant de retrouver la verdure en forêts de Sénart ou de Notre-Dame, puis… Marne-la-Vallée, la ville à nouveau, mais plus la même exactement que celle de Savigny. Que dire alors de Chelles et surtout de Montfermeil et de Clichy-sous-Bois ? Les concepteurs n'ont pas lésiné sur le tracé tortueux du GR, cherchant à tout prix les passages, les sentes, les « diverticules », du vert, à tout prix du vert, le bois de la Grange à Marne-la-Vallée, mangé par l'échangeur autoroutier A4-N104, les résidus de la forêt de Bondy à Clichy ou Livry-Gargan, mais à Aulnay-sous-Bois, ils ne peuvent plus tergiverser, et c'est la cité de la Rose des Vents, les bas-côté de la D40 au niveau de la zone d'activités de Garonor, les rues du Bourget, les espaces délaissés autour de Dugny,

[2] Le GR est toujours bien indiqué cependant sur le site https ://www.geoportail.gouv.fr lorsque l'on affiche la carte topographique au 1/25000e

Stains, Pierrefitte, encore quelques efforts et ce sera de nouveau la forêt, celle qu'on espère, Montmorency, ses futaies, le patrimoine bâti et artistique de la vallée de l'Oise, soupir de soulagement, le plateau du Vexin, Ah ! La campagne ! Mais pas pour longtemps : redescente résignée sur Cergy-Pontoise, la vallée de la Seine, Conflans-Sainte-Honorine… C'est dans un ascenseur émotionnel du paysage qu'est monté le randonneur alors qu'au loin la carte lui indique la Forêt de Saint-Germain-en-Laye, celle de Marly-le-Roi, avant le terminus, Vaucresson. Au cours de ce périple, le tracé du GR se sera écarté de l'espace de la Ceinture verte tel que défini par les institutions, pénétrant franchement dans l'agglomération parisienne en Seine-Saint-Denis pour éviter l'emprise des aéroports du Bourget et de Roissy-Charles de Gaulle plus au nord, ou débordant légèrement sur le plateau du Vexin-Français et évitant ainsi le secteur abandonné de la Plaine de Pierrelaye. En définitive, la « nature » de Marne-la-Vallée ou de Pierrelaye n'est pas celle de Vaucresson ou d'Auvers-sur-Oise. Cette thèse entend en faire la démonstration en s'appuyant sur l'étude géographique de la végétation. Cette distribution en archipel soumet ces espaces à une variété de destins territoriaux, au gré de logiques locales d'échelles variables de valorisation ou de délaissement. Avant d'être l'expression de dynamiques écologiques sur lesquelles bâtir des projets d'aménagement, les espaces végétalisés de la Ceinture verte sont tout à la fois le reflet et l'objet de dynamiques de territorialisation ou de déterritorialisation engendrées par les attentes environnementales à l'égard de la nature mais aussi et surtout par les logiques socio-économiques.

La végétation, une grille de lecture sociale et territoriale

Les processus de (dé)territorialisation[3] peuvent être appréhendés par le biais de l'analyse paysagère, des arrangements végétaux, voire de la question de la biodiversité (SIMON 2006). Dans leur ouvrage, DE BELIZAL *et al.* (2017) nous disent : « la géographie de l'environnement n'est pas une géographie physique. Elle envisage les territoires à partir des interactions entre les hommes et les milieux qui les entourent […] ». C'est vite dit : c'est bien le rôle d'une géographie physique renouvelée que de comprendre comment cette interaction s'exprime sur les milieux – en l'occurrence, ici leur partie végétale – et ce que l'étude des milieux nous dit des groupes humains et des décisions qu'ils prennent. On peut même aller jusqu'à affirmer que le milieu et les éléments qui le composent, la végétation en l'occurrence, sont sociaux.

[3] Les termes de « (dé)construction territoriale » ont été préférés pour le titre de la thèse, pour moins de lourdeur.

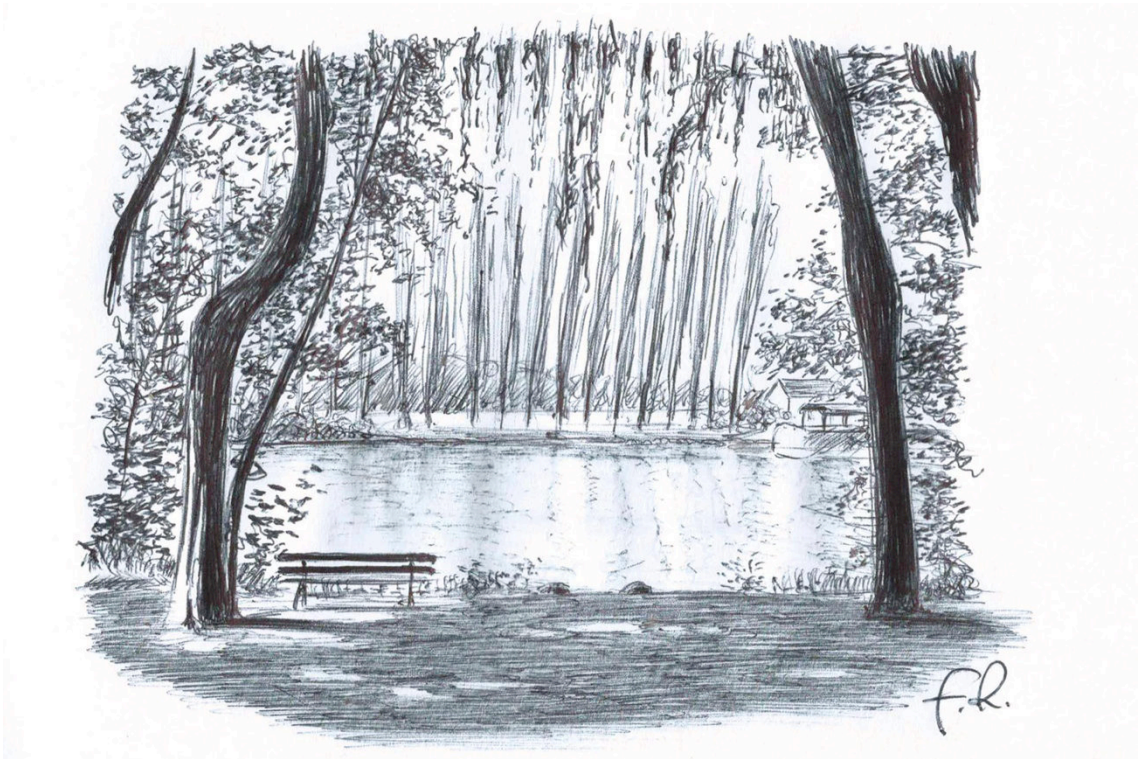
Cette thèse cherche à en faire la preuve : étudier les paysages végétaux et la flore de la Ceinture verte permet de comprendre les logiques sociales et politiques qui, derrière l'affichage environnemental, gouvernent aux trajectoires territoriales de ces environs de Paris, entre-deux ville-campagne. En étant « un outil du dialogue écologique » (BLANC *et al.* 2007), la paysage végétal, au travers des enjeux écologiques qu'il cristalise, est de fait le cadre d'expressions des dynamiques sociales (LUGINBÜHL (éd.) 2015). La végétation est elle-même le reflet de contextes sociaux, comme ont tenté de le démontrer COHEN *et al.* (2012) pour la ville de Paris. L'étude biogéographique de la végétation constitue donc notre entrée. Des relevés botaniques ont été réalisés et ont permis d'engendrer des données originales, expressions du contexte fragmenté, enchevêtré sur le plan spatial, paysager et social. S'il est courant en géographie de s'appuyer sur les sociétés humaines pour interroger les objets de nature, en témoigne le vaste de champ des études des perceptions et des représentations (CORMIER *et al.* 2012; GRESILLON *et al.* 2012; RIBOULOT-CHETRIT 2015; SHWARTZ *et al.* 2014), il est moins courant de s'appuyer sur les objets de nature pour interroger les sociétés. C'est l'ambition de la biogéographie que de considérer la végétation comme un objet sociétal, reflet des politiques d'aménagement durable, en réponse aux attentes citadines. À ce jour, la recherche scientifique portant sur les milieux biophysiques urbains ou périurbains a surtout adopté des approches purement écologiques qui cherchent à mettre en évidence la diversité biologique particulière des espaces végétalisés (CLERGEAU (éd.) 2011; MURATET *et al.* 2008). La dimension humaine, voire politique, en est souvent exclue ou reste périphérique telle une justification *a posteriori* des ambitions écologiques (cf. les trames vertes ou les réflexions plus générales sur la biodiversité, prises comme des faits acquis, et pour lesquels il s'agit d'aider à la décision publique). La manipulation de données biophysiques propres à la géographie a pu connaître un certain recul ces dernières années. On ne peut comprendre ce recul sans considérer la montée en puissance en parallèle des sciences biologiques dans le débat public autour des enjeux posés par l'environnement. La réémergence d'une géographie environnementale (CHARTIER et RODARY 2016) est l'occasion pour la biogéographie d'affirmer son rôle dans la remise en ordre spatiale – scalaire même – des questions environnementales soulevées par les sociétés urbaines, en complément des autres entrées (ALEXANDRE et GÉNIN 2016).

Notre démonstration s'articule en quatre temps. Dans une première partie, nous exposons les éléments de contextes historiques, spatiaux, environnementaux et conceptuels relatifs à la

Ceinture verte, projet et espace confondu[4]. Dans une deuxième partie, nous entamons la réécriture géographique en nous appuyant sur une méthode d'échantillonnage qui vise à exposer l'organisation spatiale et paysagère de la Ceinture verte et à retenir des terrains d'étude. La troisième partie interroge le contenu floristique des paysages en dressant également un portrait des communautés végétales, des milieux présents en Ceinture verte et des facteurs qui concourent à leur organisation spatiale. La dernière partie est l'occasion de montrer le poids des logiques territoriales et sociales sur cette organisation, par-delà les attentes environnementales.

[4] On différenciera le projet ceinture verte en employant une minuscule et l'espace Ceinture verte en employant une majuscule.

1ère partie :
Un entre-deux soumis aux attentes socio-environnementales citadines



Croquis 2 : Les bords aménagés de l'Oise sur la commune de Méry-sur-Oise (F. Roussel).

INTRODUCTION DE LA PREMIERE PARTIE

Pourquoi s'intéresser à un projet qui n'a pas fonctionné et que peu de gens connaissent ? La Ceinture verte d'Île-de-France est peu connue des géographes hormis de ceux qui ont la question agricole en Île-de-France comme objet d'étude (BRÉDIF et PUPIN 2012 ; POULOT 2012). Lorsque le terme est employé dans une discussion, beaucoup pensent à la petite ceinture parisienne alors que d'autres le rattachent aux logiques de trames vertes. Elle n'est pas davantage utilisée par les acteurs du Grand Paris. Sur les dix équipes d'architectes qui ont répondu au concours de 2008 sur le devenir de la métropole parisienne, dite de l' « après Kyoto », une seule s'appuie sur ce principe d'organisation des espaces végétalisés (BRÉDIF et PUPIN 2012). Le principe de ceinture verte pour l'agglomération parisienne n'est plus dans l'air du temps.

L'histoire des ceintures vertes dans l'histoire de l'aménagement au XX^{e} siècle, les conditions de la mise en place du projet en Île-de-France nous éclairent sur les raisons de cette relégation (Chapitre 1). Pour autant, les problématiques relatives à l'étalement urbain et périurbain et à la préservation des espaces végétalisés ne sont pas réglées. Ces deux enjeux ont pris de l'ampleur avec la montée en puissance ces dix dernières années de la question environnementale et des attentes citadines qui s'y rattachent (Chapitre 2). Les espaces végétalisés sont plus que jamais sous le feu des projecteurs. Mais la Ceinture verte n'est pas qu'un prétexte pour étudier ces enjeux, elle pose la question de ce qui se joue entre ville et campagne, question jamais vraiment réglée ni du point de vue des acteurs, ni du point de vue des chercheurs, que l'on prenne la dimension sociale et paysagère, et plus encore s'il on considère la végétation. Il y a pourtant bien là entre le cœur d'agglomération et la couronne rurale, des enjeux d'écriture géographique – mésologiques, paysagers et territoriaux – particuliers (Chapitre 3).

CHAPITRE I :

LA CEINTURE VERTE FRANCILIENNE N'A PAS EU LIEU

Introduction du chapitre 1

Le Conseil régional d'Île-de-France adopte le principe d'une ceinture verte pour l'agglomération parisienne en octobre 1982 dans une délibération concernant « les actions pour l'aménagement et le développement rural » puis en février 1983 dans une autre délibération concernant la « politique régionale de l'environnement ». Le concept de ceinture verte a alors déjà essaimé à travers le monde occidental au cours du XX^{e} siècle avec un certain succès, alternant les formes strictes, c'est à dire accompagnées de mesures limitant l'étalement urbain, et d'autres plus lâches, fondées sur des affirmations de principe (AMATI 2008; KÜHN 2003), mais sans référence à la dimension environnementale.

La couleur verte a aujourd'hui une signification écologique. Cela n'a pas toujours été le cas. Au début du XX^{e} siècle, les espaces végétalisés ne sont pas bien plus que ces « petits coins vert épinard » de l'Albertine de Proust (1919)[5]. Le principe de ceinture verte a de fait émergé dès la fin du XIX^{e} siècle lorsque l'industrialisation a entraîné un étalement incontrôlé des marges des villes. Il s'agissait de poser des règles empêchant la construction en ménageant des espaces libres de toute urbanisation. Parallèlement et de façon indépendante, l'insertion des espaces végétalisés dans les villes n'ont retenu l'attention que dans une logique d'abord hygiéniste puis esthétique et patrimoniale. Il y a donc en Île-de-France un paradoxe à investir la ceinture verte d'une fonction qui n'est pas la vocation première de cet outil d'aménagement. Paradoxe renforcé par la curieuse position choisie en Île-de-France, non aux limites de l'espace urabanisé, mais à cheval entre l'espace urbain et l'espace rural. Comment empêcher l'étalement urbain dès lors ? Ce premier chapitre est l'occasion de remettre ce projet de ceinture verte pour l'agglomération parisienne en perspective, de s'interroger sur l'évolution du sens de la conotation verte de ce principe d'aménagement tel qu'il s'est exprimé au cours du XX^{e} siècle en Europe (1.1.), de présenter la réinterprétation environnementale qu'en fait la

[5] Extrait de « A la recherche du temps perdu, tome 4 : Sodome et Gomorrhe »

Région Île-de-France, à contre temps qui plus est, puisque la nature même de l'étalement urbain a changé avec la prédominance depuis les années 1960 de la dissémination périurbaine (1.2.), pour finalement mieux comprendre la situation d'entre-deux spatial de la Ceinture verte aujourd'hui (1.3.).

1.1. De quoi le « vert » des ceintures périurbaines est-il le nom ?

1.1.1. Les ambiguïtés de la première tentative de ceinture verte autour de Paris intra-muros

La première évocation d'une ceinture verte pour Paris remonte à 1880 avec la question de la reconversion de l'ancien secteur des fortifications (ALEXANDRE 2013; ALEXANDRE et GÉNIN 2014), renforcées par Adolphe Thiers au moment du siège de Paris (1870-1871), et sa zone *non-aedificandi* de 250 m, alors gagnée par l'habitat précaire et les populations non désirées (MORET 2009). Ce moment de l'histoire urbaine de Paris montre comment la végétation s'est trouvée investie d'autres enjeux que ceux liés à l'environnement mais aussi comment les enjeux sociaux et les réponses urbanistiques se font échos dans le temps.

Dans son ouvrage sur le sort des fortifications de Paris entre 1880 et 1919 et les débats qu'il suscite, Marie CHARVET (2005) rapporte ainsi les propos d'Ernest Hamel, élu au conseil municipal de Paris, tenus en 1885 :

> [Il] y aurait un moyen bien simple [...] de transformer en oasis ce désert continu de plusieurs kilomètres ; ce serait de planter et de dessiner en jardins les talus [des] fortifications. Nous donnerions ainsi à la ville de Paris des abords dignes d'elle. Il y a là non seulement une question d'embellissement mais encore une question d'hygiène ; et la santé publique, aussi bien que la beauté de la capitale, aurait tout à gagner à cette ceinture verdoyante.

Les fonctions attendues de ces espaces libres sont avant tout hygiénistes et, de manière plus ambiguë, se teintent par ailleurs d'idéologie réactionnaire comme en témoigne ce propos d'Alexandre Ribot, député, ancien ministre et président du Conseil, lors d'une réunion publique en 1908 concernant les fortifications, et cité par CHARVET (2005) :

> La [...] France a des ennemis ; je ne veux pas parler des ennemis du dehors, ceux-là nous pouvons ne pas les craindre. [...] [Je] parle – écartant la politique – de ces fléaux dont on vous entretenait tout à l'heure, de l'alcoolisme, qui menace de tarir les sources de la vie de notre race, et de la tuberculose qui n'est que le résultat de la misère physiologique, surtout dans les grandes villes. Il faut faire reculer ces ennemis. L'Angleterre y a réussi, pourquoi ne réussirions-nous pas ? [...] Nous devons, en présence de ces grands dangers, [...] nous donner la main, comme il convient à de bons Français, pour faire de cette œuvre entre toutes nécessaire, entre toutes féconde, une œuvre véritablement patriotique et surtout nationale.

Pour se convaincre de cette double lecture hygiéniste et réactionnaire, reprenons à CHARVET (*Ibid.*) une autre citation, du Docteur Landouzy, spécialiste de la phtisie et impliqué dans les réunions sur les espaces libres, datée de 1908, et qui ajoute une dimension organiciste :

> [Que] n'imitez-vous pas les édiles de Londres, et que ne profitez-vous pas de la bonne aubaine des fortifications qui vont tomber, pour faire à la ville de Paris une superbe ceinture de jardins, de parcs, de stands et de terrains fleuris ! Pourquoi n'en faites-vous pas des terrains de manœuvre, de santé, [...] dans lesquels nos enfants, nos adolescents conquerront la vigueur, la santé comme leurs pères conquerraient l'adresse et le courage au Champ de Mars ! Que ne donnez-vous pas à la ville de Paris la couronne et l'enceinte de parcs fleuris semblables à celles dont sont si fiers les habitants de Londres ! Vous savez [...] comment ils appellent leurs promenades : ils les appellent les poumons de Londres. Eh bien, Messieurs, ce sont ces poumons que nous vous demandons pour les Parisiens et pour les quartiers ouvriers surtout, pour lesquels nous voulons de l'air, de la lumière et du soleil.

La métaphore du poumon vert est toujours bien présente de nos jours dans le discours environnemental, qu'il s'agisse de l'échelle planétaire avec la forêt amazonienne, ou des échelles locales avec les parcs urbains.

Au cours de ces années, il s'agit aussi de nettoyer cet espace des taudis et habitats précaires qui l'ont envahi, en réponse à une insécurité pour partie fantasmée, dont la « faune » qui peuple cette « Zone » – terme dépréciatif resté dans le langage populaire pour désigner les faubourgs ou les banlieues (ÉTELAIN 2017) – et la figure marginale de « l'Apache » (PERROT 2007), qualifiant les jeunes délinquants de la classe ouvrière, serait à l'origine (CHARVET 2005). Toute proportion gardée, pareille instrumentalisation d'un projet d'aménagement trouve quelque écho dans les problématiques actuelles, comme nous le verrons au cours de cette thèse avec la Plaine de Pierrelaye-Bessancourt, autour de la figure des Roms en particulier.

Ces années de débats sont certainement à l'origine de l'apparition d'une ceinture verte bien visible autour de la ville de Paris dans le cadre du plan Poète-Bonnier de 1911 (voir figure I-1) sur l'extension de Paris (BASTIE 1984).

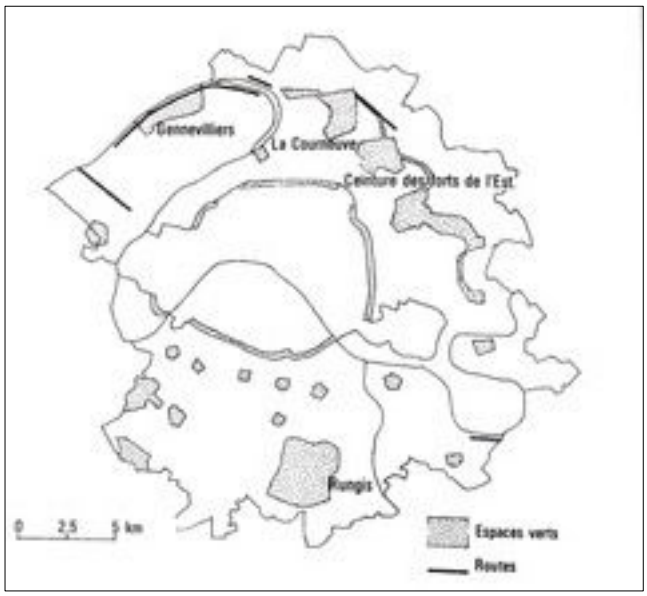


Figure I-1 : Plan Bonnier (source : BASTIÉ 1984).

Les équipements publics, logements et terrains de sport qui virent le jour en ordre dispersé dans les années 1920-1930 enterrent définitivement le principe de « ceinture verdoyante » un temps souhaité. Ces équipements sont toujours bien visibles de nos jours le long des boulevards des maréchaux, telle la cité universitaire. En 2013, l'Atelier parisien d'urbanisme (APUR) se ressaisit de cet espace et en appelle à la renaissance de la « ceinture verte de Paris » (APUR 2013), à la suite des travaux engagés par la ville pour requalifier le secteur des boulevards des maréchaux (construction du tramway, couverture du périphérique notamment) et qu'il ne faut donc pas confondre avec la ceinture verte d'Île-de-France. L'ancienne voie ferrée de la petite ceinture fait, elle aussi, l'objet de projets de mise en valeur sur le plan paysager et environnemental (SCAPINO 2016).

1.1.2. La ceinture verte de Berlin, un projet précurseur d'un aménagement à l'échelle métropolitaine

Berlin a été la première agglomération à se doter explicitement d'une ceinture verte. Un dessin précis des espaces libres autour de l'agglomération est alors proposé, s'appuyant sur des espaces boisés et agricoles bien délimités, caractéristques que l'on ne retrouvera pas dans le projet francilien. La ville connaît une explosion démographique entre 1870 et 1913 passant de 932 000 à 3 700 000 habitants (1870 marque l'unité Allemande faisant alors de Berlin à la fois la capitale économique, ce qu'elle était devenue avec l'union douanière, et désormais politique). Cet afflux de populations ouvrières se traduit par la construction dans l'urgence de

nouveaux quartiers, multipliant ces immeubles qui ont été surnommés casernes locatives (*Mietskasernen)* (SANSON 2014). L'urbanisation se poursuit néanmoins et il paraît très vite nécessaire de corriger l'urbanisme des casernes locatives, lieux de graves problèmes sociaux et sanitaires (*Ibid.*). Un concours est donc lancé en 1910. Il est remporté par l'architecte Hermann Jansen dont le plan qui porte son nom, prévoit d'encercler Berlin d'une double ceinture d'espace de forêts et de champs, reliée par des corridors boisés et des champs (figure I-2).

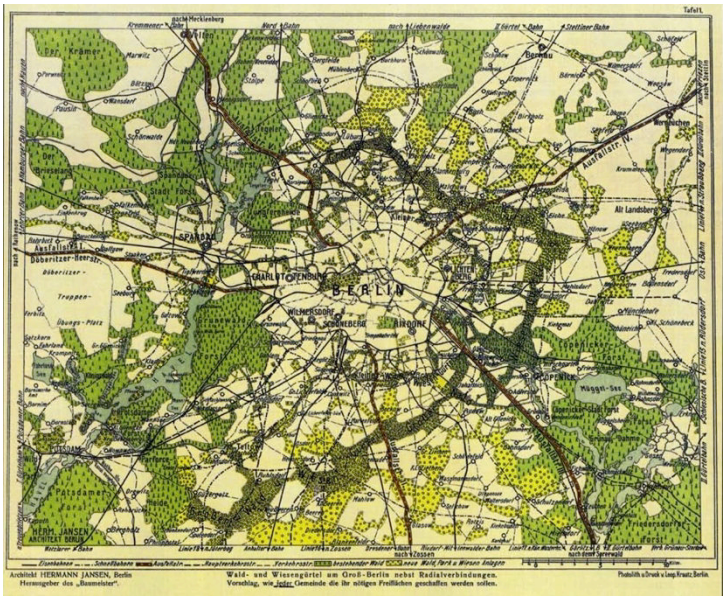


Figure I- 2 : Carte de mise en œuvre du Plan Jansen datée de 1910 [6].

Ce plan est repris puis mis en œuvre en 1929 par l'urbaniste en chef de la ville Martin Wagner (ALEXANDRE et GÉNIN 2014) dans le cadre d'un plan plus général en faveur d'un Grand Berlin. Le projet s'inscrit dans des débats hygiénistes similaires à ceux qui ont agité le devenir des fortifications de Paris. Là encore, il n'est pas question d'environnement ou de mise en valeur des espaces végétalisés en tant que tels. Les aléas de l'histoire ont par la suite stoppé net l'étalement urbain de Berlin. Depuis la réunification de1989, l'urbanisation a repris. En 1994 est voté un programme d'aménagement des paysages et de protection des espèces, depuis régulièrement mis à jour [7], qui intègre donc pour la première fois la dimension environnementale, mais le terme de ceinture verte n'est plus employé. Les parcs régionaux

[6] source : http ://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/stadtgruen/geschichte/en/stadtgruen/1870_1920/index.shtml
[7] http ://www.stadtentwicklung.berlin.de/umwelt/stadtgruen/geschichte/en/stadtgruen/gesamtberlin_1990/1990_bis_1999/index.shtml

apparus au cours des années 1990 se rapprochent le plus de l'idée de ceinture, faisant plus perdurer l'esprit du plan Jansen que sa lettre (Figure I-3).

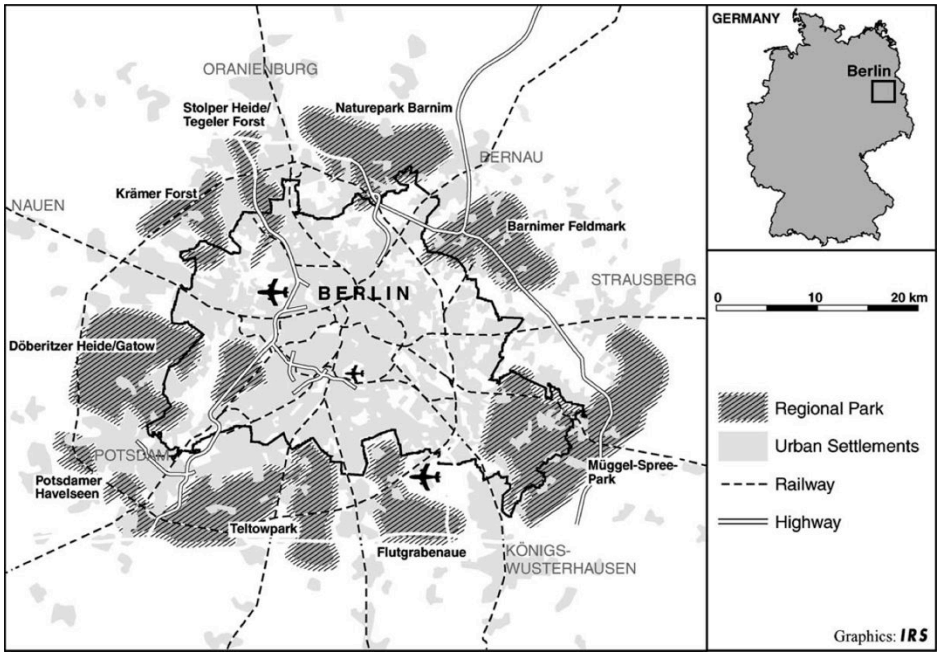


Figure I- 3 : La ceinture verte constituée de Parcs régionaux à Berlin (extrait de KÜHN, 2003).

1.1.3. L'avènement d'une figure de l'aménagement des lendemains de la Seconde Guerre mondiale : la *Green belt* de Londres.

La *Green belt* mise en place autour de l'agglomération londonienne est la référence la plus centrale et la plus citée de l'histoire du concept tant la réalisation du projet s'est faite de manière stricte. Tout l'arsenal des outils réglémentaires à disposition des décideurs est alors convoqué pour asseoir le projet et assurer sa perennité. Il s'apparente à un parfait manuel de mise en place d'une ceinture verte et sera d'ailleurs repris à travers le monde anglo-saxon (AMATI 2008). En exposer les principes permet de mieux comprendre le contexte qui sera celui de la Région Île-de-France au début des années 1980.

1.1.3.1. La campagne anglaise comme inspiration esthétique et paysagère

Le vert qui est recherché pour la *Green belt* n'est pas non plus celui de l'écologie. Dès 1909, l'urbaniste britannique Raymond Unwin nous en livre la vision esthétique et patrimoniale plus prononcée que pour les fortifications de Paris ou que pour Berlin, quand il désigne les espaces aux périphéries des villes : « that irregular fringe of half-developed suburb, and half-spoiled country which forms such a hideous and depressing girdle aroet modern growing towns » (cité par AMATI, 2008). Elle trouve aussi sa filiation avec les cités-jardins

conceptualisées en 1898 par Ebenezer Howard (ALEXANDRE et GÉNIN 2014) et expérimentées autour de Londres à Letchworth en 1903 ou Welwyn Garden City en 1919. Les ambitions esthétiques, liées à la préservation de patrimoines paysagers traditionnels sont à relier selon KÜHN (2003) à une perception héritée de la fermeture des villes au moyen-âge marquant une séparation nette entre villes et campagnes. La ceinture verte est perçue ainsi comme un moyen de conserver une nette séparation paysagère (*Ibid.*) :

> Functions of Greenbelts were originally seen in controlling further urban growth, in avoiding the merge of cities into each other and in separating the typical characters of town and countryside.

Il est à noter que le cas francilien se différencie nettement de cette perspective puisque le choix a été fait de positionner la ceinture à cheval sur l'urbain dense et le rural.

Les réflexions engagées au début du XX^{e} siècle par Raymond Unwin se matérialisent finalement en 1938 au travers du *Green Belt (London and Home Countie) Act* puis au sein du plan pour le Grand Londres de Patrick Abercrombie (1944-1946) au sortir de la Seconde Guerre mondiale. Abercrombie a été partie prenante de mouvements préservationnistes : il a cofondé en 1926 le *Council for the Preservation of Rural England*. Les propositions d'après guerre s'appuient sur ce courant. Plus globalement, la société britannique reste attachée, encore aujourd'hui, au *countryside*, véritable fierté nationale dont l'ouvrage d'E. ROUDAUT (2003) développe les mécanismes et les enjeux.

1.1.3.2. Un outil de la modernité aménagiste d'après guerre

Le principe de ceinture verte prend une nouvelle dimension lorsqu'il devient un des éléments majeurs du *Town and Country Planning Act* de 1947. Il acte une zone non constructible de 30 km de largeur autour de Londres. GREED (2014) souligne l'importance de cette loi :

> The foetation of the modern planning system was the Town and Country Planning Act 1947 from which all development had to receive planning permission […]. This is such an important act as it is the very foetation of the modern planning system.

Dans le contexte de la reconstruction d'après-guerre et jusqu'à la fin des années 1970, la planification joue un rôle central, notamment lorsque le gouvernement est travailliste (GREED 2014). La ceinture verte devient un outil majeur de l'*urban planning*. Le modèle britannique essaime alors à travers le monde anglo-saxon dans les années 1950. D'abord en Angleterre même, puis au Canada, en Australie, aux États-Unis, à Hong-Kong, en Nouvelle-Zélande mais aussi au Japon. Il ne faut pas rechercher les raisons de ce succès uniquement dans l'adéquation de l'outil d'aménagement avec les problématiques urbaines rencontrées. AMATI (2008) a

montré que les ceintures vertes sont devenues un outil à la main des aménageurs pour porter leur cause et prendre leur part dans les transformations d'après guerre :

> […] the question was less about the effect of the policy on land-use and more about its impact on planning as a discipline. In both Japan and the UK it seemed that the outcome of the green belt had been dictated by and contributed to the status of questions about planning and the agency of planners.

On remarque par ailleurs qu'il est question d'utilisation des sols (« *land-use* ») et non d'une préoccupation à l'égard de la végétation, encore moins de l'environnement. Londres constitue toujours le cas de ceinture verte le plus abouti en Europe. Elle a cependant connu des assouplissements et des remises en cause liées à certains effets pervers induits par son caractère trop strict : augmentation du coût du foncier, éloignement du logement, report de l'urbanisation plus loin dans l'espace rural (GANT *et al.* 2011). D'autres manières de formaliser la préservation des espaces ouverts, sous la forme de corridors verts ou de « coins verts » (*green wedges*) ont depuis été évoquées.

Cet assouplissement est aussi idéologique. Il correspond à l'émergence d'une idéologie libérale de l'aménagement à partir de l'arrivée des conservateurs au pouvoir en 1979, sous la houlette de Margareth Thatcher comme en atteste GREED (2014) :

> The new Conservative government and Mrs Thatcher, which came to power in 1979, sought to encourage private business investment rather than direct state intervention, as a mean of building up the country and ensuring new development. They were in favour of a laissez-faire approach […], and thus promoted an unfettered property market.

La ceinture verte londonienne s'est malgré tout maintenue du fait de sa portée patrimoniale et paysagère que les gouvernements libéraux successifs n'ont pas remis en cause (AMATI 2008). La limite qu'elle a permis d'instituer est d'ailleurs toujours bien visible comme en atteste F. ALEXANDRE (2014) :

> De ce point de vue, le secteur de la vallée de la Colne, à l'ouest du Grand Londres, entre l'aéroport d'Heathrow et la petite agglomération de Slough, est significatif de la résistance de la ceinture verte. La coupure est nette lorsque l'on quitte l'agglomération londonienne à West Drayton, en franchissant le Grand Union Canal, en s'engageant le long du Slough Arm (…). La rupture est plus nette encore lorsque l'on franchit l'autoroute orbitale M25 et ses deux fois quatre voies.

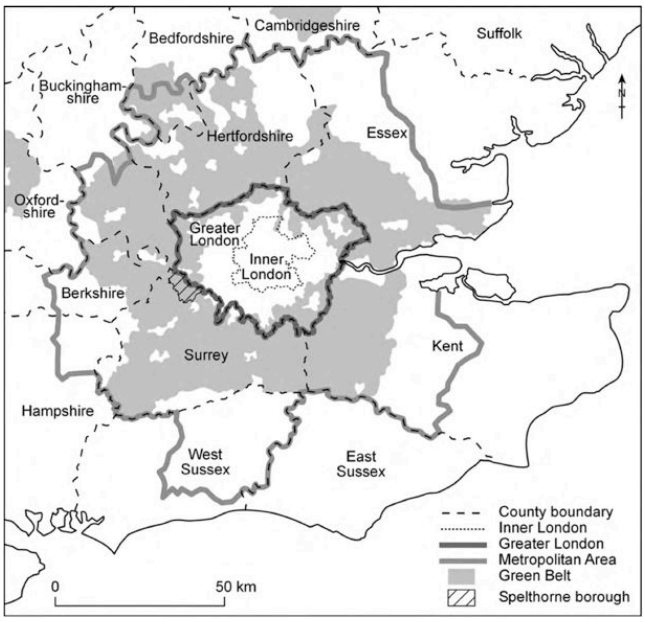


Figure I-4 : Emprise spatiale de la ceinture verte de Londres (en gris) – Extrait de GANT, R. L., ROBINSON, M., et FAZAL, S. (2011).

1.1.4. Berlin, Londres et l'Île-de-France : un même outil d'aménagement, différentes temporalités

Les contextes et les temporalités qui ont conduit Berlin en 1910, Londres en 1947, et l'agglomération parisienne en 1983 à se munir de ceintures vertes sont différents. L'impasse dans laquelle s'est retrouvée la ceinture verte francilienne est à rechercher dans cette application *ex-nihilo* d'un principe d'aménagement qui répondait ailleurs et à un autre moment de l'expansion urbaine à des enjeux démographiques et sociaux plus prégnants.

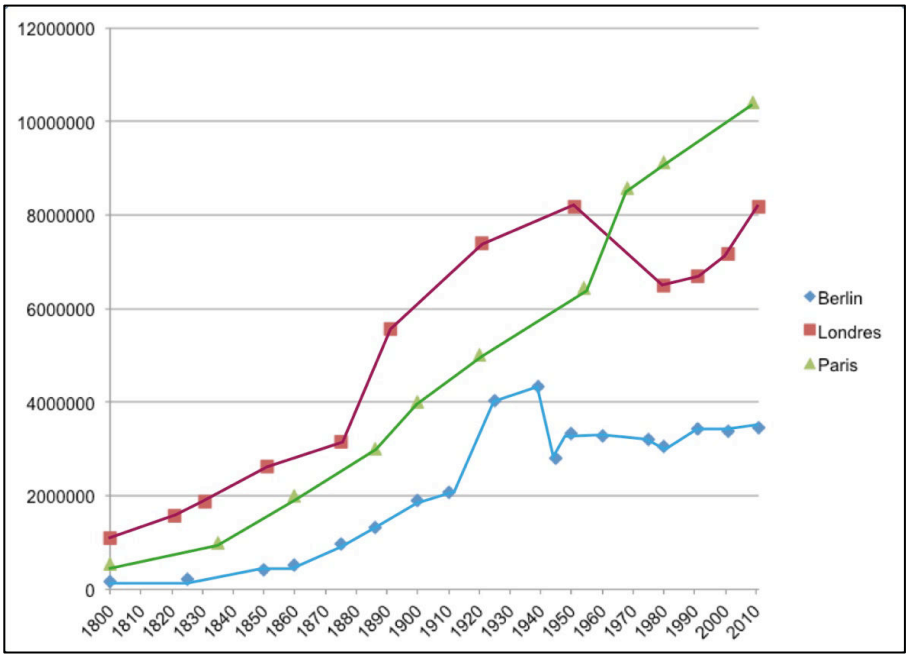


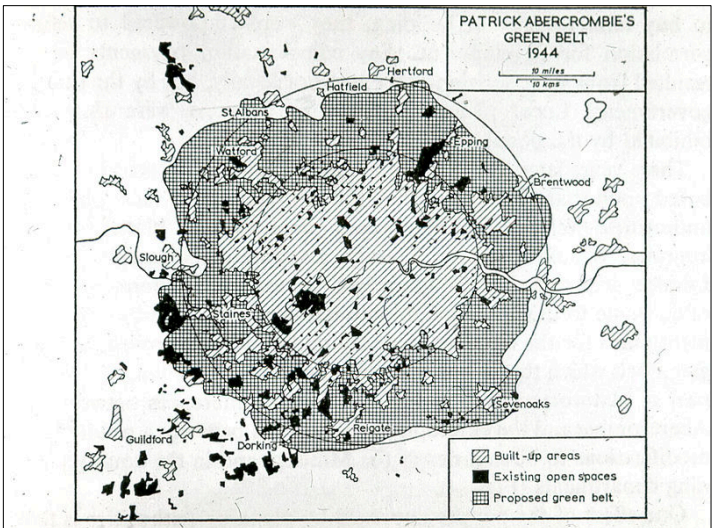
Figure I-5 : évolution démographique des agglomérations de Berlin, Londres et Paris au cours des XIX[e] et XX[e] siècles (F. Roussel[8]).

Le projet berlinois correspond à un moment démographique et social majeur dans l'histoire de la ville, entre 1910 et 1920 (Figure I-5). Le cas de Londres s'inscrit quant à lui dans une dynamique d'urbanisation à contrôler (augmentation démographique forte au tournant du XX[e] siècle) mais aussi et surtout dans le contexte de reconstruction d'après Seconde Guerre mondiale. En revanche, dans le cas de l'agglomération parisienne, l'expansion urbaine a connu une forte poussée dans les années 1960. Elle se ralentit à l'inverse dans les années 1980, au moment où la ceinture verte est délimitée. Ce moment est aussi celui de l'accélération du développement du périurbain, rendu possible par la modernisation du système régional de transport et surtout par la généralisation de l'emploi des automobiles individuelles.

Il y a donc des temporalités différentes mais aussi un choix de position ambigu pour l'Île-de-France. Sur la figure I-6, on constate que la ceinture verte proposée par P. Abercrombie en

[8]Faute de mieux, les données berlinoises sont issues du site https ://en.wikipedia.org/wiki/Berlin_population_statistics que l'auteur a repris du site internet du Land de Berlin-Brandebourg https ://www.statistik-berlin-brandenburg.de/ sans que nous ayons pu remettre la main sur les données originales. Pour Londres les données correspondent à l' « *inner* » et l' « *outer London* » cumulés et sont issues du GB Historical GIS / University of Portsmouth, London GovOf through time | Population Statistics | Total Population, *A Vision of Britain through Time*. URL : http ://www.visionofbritain.org.uk/unit/10097836/cube/TOT_POP. Pour Paris enfin, il s'agit des estimations arrondies au million de Jean Bastié qu'il donne dans son ouvrage de 1984 puis pour les années 1990 et 2000 des chiffres de l'INSEE.

1944 pour Londres désigne assez strictement les espaces non bâtis hors de la zone agglomérée. À Berlin, seuls les espaces forestiers et les champs sont désignés comme ceinture d'espaces libres. Ce n'est pas le cas du tout pour la ceinture verte francilienne, même en 1982, qui englobe tout l'espace (voir carte I-3).



12. **Patrick Abercrombie's green belt, proposed in 1944** (Source: P. Abercrombie, *Greater London plan 1944* (H.M.S.O. 1945).)

Figure I-6 : carte de la ceinture verte proposée par P. Abercrombie en 1944 (source : archives de JR James, professeur à l'Université de Sheffield entre 1964 et 1978. https ://www.flickr.com/photos/jrjamesarchive/9567034905/in/photostream/).

1.2. Le projet de ceinture verte d'Île-de-France : à contretemps et à contre-emploi ?

En positionnant le projet à cheval entre espaces urbanisés et ruraux, en lui conférent avant tout une fonction environnementale, le Conseil régional a d'une certaine manière rompu avec le principe originel de ceinture verte.

1.2.1. Un projet anachronique ?

Le recours au principe de ceinture verte en Île-de-France au début des années 1980 est paradoxal du fait du contexte idéologique global : le Conseil régional cherche à se munir d'une ceinture verte au moment même où la Grande-Bretagne assouplit sa politique d'aménagement au profit de la logique du marché. Ailleurs, d'autres ceintures vertes pensées sur le modèle londonien ont connu le même type d'assouplissement en réponse à la même évolution idéologique, comme à Melbourne en Australie (BUXTON et GOODMAN 2003). C'est donc à contretemps que les aménageurs franciliens se saisissent du principe au tournant des années

1980. Nous sommes alors au début de la décentralisation, la compétence d'aménagement de la Région parisienne reste entre les mains de l'État (en particulier le schéma directeur). Les moyens dont dispose le Conseil régional pour imposer la ceinture verte sont donc limités. Les aménageurs liés au Conseil régional d'Île-de-France restent attachés une dixaine d'années au principe de ceinture verte (jusqu'à l'alternance politique de 1998, voir ci-après), celui-ci leur permettant de tenir une posture experte vis à vis des enjeux urbains de l'agglomération, alors même que la tendance n'est plus à la planification. AMATI concède ainsi (2008) :

> Planners are no longer the all-powerfull experts that they once were, nor can they rely on a consensus politics that will support such bold measures. The impact that green belts have on market processes sits uncomfortably with the neo-liberal strategies to deregulate government invoked in many countries during the latter part of the twentieth century.

Le principe de ceinture verte s'accommode mal des règles libérales du marché et, dans ce contexte, elle apparaît comme bien trop « audacieuse » (*bold* en anglais).

Aujourd'hui encore, cependant, des projets de ceinture verte continuent à être au cœur de politiques d'aménagement métropolitain, par exemple au Canada, de façon très formalisée à Toronto, ou en émergence à Montréal. Ce renouveau conduit AMATI (*Ibid.*) à s'interroger sur ce que pourraient être les ceintures vertes au XXI^{e} siècle. En parallèle, d'autres manières de concevoir la préservation des espaces verts en périphérie des villes ont vu le jour tels les « coins verts » (*green wedges*) évoqués plus haut, logique spatiale bien visible à Copenhague par exemple, ou encore des logiques de cœurs verts (Photographie I-1) comme dans la Randstad Holland (KÜHN 2003).



Photographie I-1 : le cœur agricole de la Randstad Holland au sud d'Amsterdam (F. Roussel - octobre 2015).

1.2.2. Une mise en place en marge de la politique d'aménagement pour la Région parisienne

1.2.2.1. Le Plan Prost de 1934, une opportunité non saisie

L'agglomération parisienne aurait pu, dès les années 1930, suivre la voie de Berlin et ouvrir celle de Londres. En effet, en 1934, est présenté le plan d'aménagement de la région parisienne (PARP) ou Plan Prost, du nom de l'architecte urbaniste responsable du plan. La délimitation de la nouvelle région s'appuie sur des recommandations qui font écho aux enjeux hygiénistes et de délimitation de l'étalement urbain de la fin du XIX^{e} siècle, l'urbanisation ayant depuis lors largement dépassé le seul cadre de la ville de Paris. Dans une étude sur l'histoire de l'aménagement de Paris et sa Région, la DRIEA Île-de-France (COTTOUR 2008) cite les préconisations de l'époque : « Le centre doit être décongestionné, l'habitat insalubre résorbé et l'expansion urbaine contenue dans un cercle de 35 km autour de Paris ». L'étude synthétise par ailleurs les règles d'utilisation prescrites par le plan Prost :

> Le projet d'aménagement régional :
> - détermine pour chaque commune un périmètre d'agglomération, c'est à dire la limite du territoire à urbaniser. En dehors de celui-ci, la zone « non affectée » est réservée plus spécialement à l'agriculture dans laquelle il n'est permis d'édifier que des bâtiments servant à l'exploitation agricole,
> - affirme des mesures de protection pour certains sites particulièrement remarquables (axe du canal de Versailles, de Sceaux, terrasse de Saint-Germain, de Meudon),
> - prévoit des réserves pour de nombreux espaces libres publics et pour des grands équipements publics tels que cimetières intercommunaux, aérodromes...

À côté de la dimension agricole, la dimension esthétique et paysagère est timide, se concentrant sur les espaces boisés existants et les sites remarquables. Les espaces libres sont d'abord des espaces potentiellement constructibles pour recevoir de grands équipements. Au final, on doit au plan Prost, approuvé en 1939, d'avoir contenu l'extension de lotissements mais aussi et surtout d'avoir dessiné le tracé des futures infrastructures routières (Autoroute de l'Est, de l'Ouest, du Sud, rocade autour de Paris).

Initié à la fin des années 1930, proposé en 1934, validé en 1939 , soumis à révision dès 1944, le Plan Prost a fait long feu. Et il faut attendre 1960 pour que le Plan d'Aménagement et d'Organisation générale de la région parisienne (PADOG) lui succède, pour un court moment seulement, le PADOG étant remplacé par le Schéma directeur en 1965 (BASTIE 1984).

1.2.2.2. Les avancées du SDAURIF de 1976 jamais concrétisées

Les années 1960 et 1970 sont marquées par une poussée considérable de l'urbanisation. Durant cette période, émergent villes nouvelles, grands ensembles, centres commerciaux, gares RER, ensembles pavillonnaires etc. Le Schéma Directeur de 1965 est la clé de voûte d'une entreprise de mise en ordre urbaine. La légende voudrait que l'initiative en revienne au Général de Gaulle qui, survolant en hélicoptère la banlieue parisienne, aurait dit au préfet Paul Delouvrier : « *Delouvrier, mettez-moi de l'ordre dans ce bordel !* ». Comme l'a montré L. VADELORGE (2005) on ne trouve aucune trace avérée de cet épisode qui a néanmoins servi à forger le récit d'un aménagement éclairé et cohérent de la Région parisienne, avec comme point d'orgue, une expansion de l'agglomération redirigée vers les villes nouvelles.

Les prémices d'une ceinture verte francilienne se lisent dans le Schéma directeur d'aménagement et d'urbanisme de la Région Ile-de-France (SDAURIF) de 1976. Si le SDAURIF confirme le choix polycentrique engagé dans les années 1960 avec l'instauration des villes nouvelles, il envisage cependant six vastes « zones naturelles d'équilibre » à dominante rurale censées maintenir la discontinuité entre les villes nouvelles, et qui préfigure les Parcs naturels régionaux (voir figure I-7). Un « réseau de zones d'intérêt récréatif et/ou paysager et/ou écologique et de zones agricoles » est en outre avancé pour préserver les espaces non bâtis entre les villes nouvelles et l'agglomération principale. L'ambition renaît alors à l'égard des espaces non-bâtis des pourtours de l'agglomération. L'idée de ceinture verte émerge à la suite du SDAURIF, lorsque le Conseil régional dont le pouvoir se trouve renforcé par les lois de décentralisation du 2 mars 1982, se voit confier la compétence de gestion des espaces verts, l'État conservant la main sur le schéma directeur. Il s'agit alors de donner corps à ce « réseau de zones d'intérêts récréatifs et/ou paysager et/ou écologique et de zones agricoles ». Il faut attendre les délibérations d'octobre 1982 et de février 1983 du Conseil régional donner ensuite à la ceinture verte un double rôle en matière de préservation de l'espace rural et de l'environnement. Le caractère hétérogène de l'espace concerné est perçu, comme en témoigne l'article paru en 1986 dans la revue de l'IAURIF (DUBOIS 1986) : « Il faut donc se garder de l'image a priori d'une « ceinture verte » régulière et homogène entourant l'agglomération » ; mais l'enthousiasme des acteurs n'est pas remis en cause.

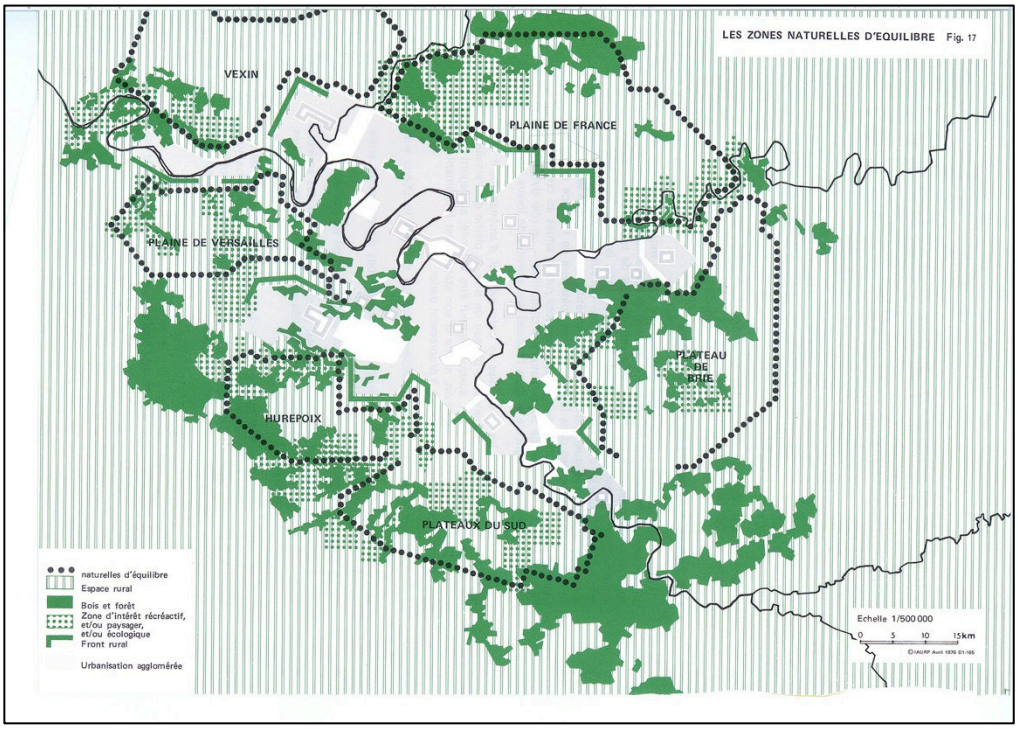


Figure I-7 : Carte des zones naturelles d'équilibre extraite du SDAURIF de 1976.

Le « Plan vert » de 1995 devait constituer le point d'orgue de la politique régionale de la ceinture verte. Celle-ci y occupe une place centrale au sein d'un « système régional des espaces ouverts » à l'interface d'une « trame verte d'agglomération » et de la « couronne rurale » (voir figure I-8). À l'époque cependant, le Conseil régional n'a pas encore la compétence du schéma directeur. C'est l'État qui procède à sa révision en 1994. Le projet de ceinture verte y est peu considéré : le SDRIF indique sans conviction vouloir « garantir autant que possible le maintien et le développement des espaces naturels existants dans la ceinture verte ». Le plan vert n'est finalement jamais adopté, la nouvelle majorité du Conseil régional issue de la gauche plurielle en 1998 ne le retenant pas dans ses priorités d'aménagement. S'engage dès lors une longue phase de mise en sommeil du projet qui s'explique aussi par l'évidement du principe originel de ceinture verte que ne parviennent pas à combler les nouvelles fonctions environnementales.

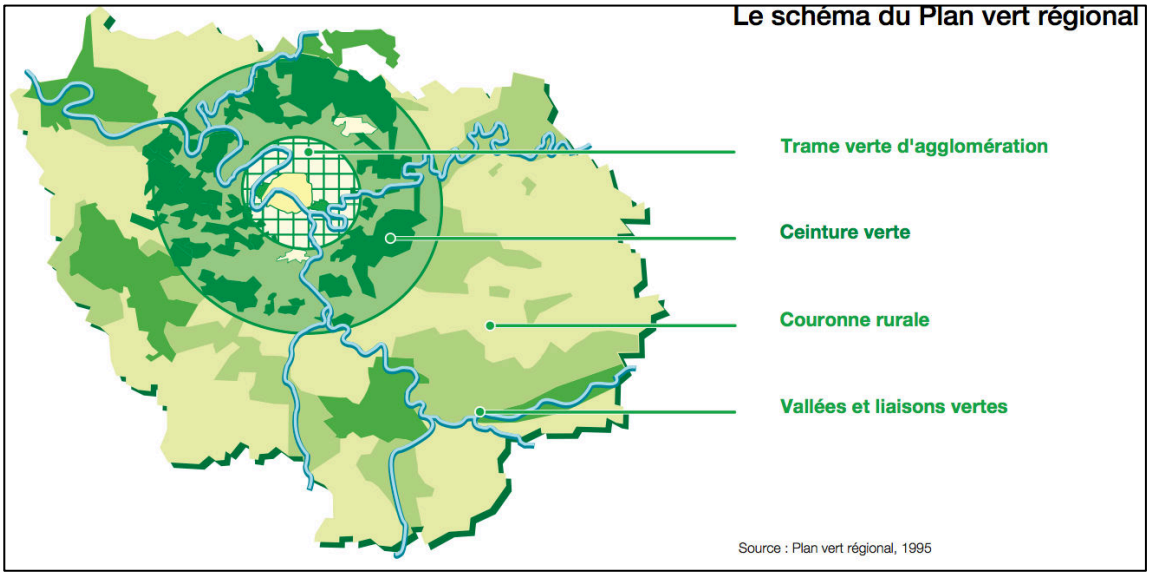


Figure I-8 : Le schéma du Plan vert régional de 1995 extrait de LARUELLE et LEGENNE (2005).

1.2.3. Un évidement du sens originel de la ceinture verte

1.2.3.1. Quand le vert se charge de nouveaux sens

Le SDAURIF est le premier à intégrer les nouvelles aspirations des habitants et des élus en faveur d'un cadre de vie de qualité, voire d'une labélisation, comme l'évoque l'étude de la DRIEA (COTTOUR 2008) à propos des Parcs naturels régionaux :

> Au sud-ouest, dans la vallée de Chevreuse, la vente en 1973, par le duc de Luynes à la banque Lazard de 1372 ha de terres agricoles et boisées sur 8 communes pour construire des lotissements provoque la mobilisation des habitants pour empêcher cette vente. Ces mouvements sont à l'origine de la création des zones naturelles d'équilibre (ZNE) dans le SDAU de 1976 et des futurs parcs naturels régionaux en Ile-de-France.

Dans le SDAURIF de 1976, des fonctions environnementales, nouvelles à l'époque, sont aussi attendues du « réseau de zones d'intérêts récréatifs et/ou paysager et/ou écologique et de zones agricoles » : « production agricole et forestière, identité et qualité paysagères, conservation et valorisation des ressources naturelles, offre de loisirs et d'activités de plein air ».

Le Plan vert de 1995 dresse une nouvelle liste de fonctions, enrichie par rapport aux premières propositions de la fin des années 1970 :

- maîtriser le front urbain,
- protéger et étendre le domaine forestier,
- créer de nouveaux équipements récréatifs,
- favoriser le maintien de l'agriculture périurbaine,
- éviter le morcellement des espaces par les nouvelles infrastructures,
- améliorer la lisibilité des grands sites et paysager les entrées de la ville,
- protéger le patrimoine naturel, la faune et la flore.

On retrouve une filiation avec l'esprit originel des ceintures vertes, avec également le plan Prost de 1934 sur la question des grands sites notamment ou celle de l'agriculture. Des enjeux d'aménagement y sont intégrés autour de la question des activités récréatives. Les dimensions environnementales et patrimoniales sont étendues par rapport au « réseau de zones d'intérêt récréatif et/ou paysager et/ou écologique et de zones agricoles » du SDAURIF. Il est désormais question de faune et de flore. On discerne mal cependant une hiérarchie entre ces enjeux et on voit mal comment ils se répondent. Il semble y avoir une vraie difficulté à marier ces questions au sein d'un espace complexe, hétérogène, morcelé. Au demeurant, par-delà l'affirmation de ces grands principes, le Plan vert n'aura jamais le temps de se confronter à la diversité territoriale de la ceinture verte.

1.2.3.2. Un renoncement progressif à lutter contre l'étalement urbain

En 2002, à l'occasion de premières réflexions sur la révision du SDRIF, désormais de la compétence du Conseil régional, l'Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Île-de-France (IAU) rédige une note sur la ceinture verte qui s'intitule : « La Ceinture Verte d'Ile-de-France, quelle réalité ? » (BARBIERI 2002). La note pose d'emblée le principe : « la ceinture verte autour de l'agglomération parisienne est un des principaux objectifs d'aménagement de l'Île-de-France ». Le constat est cependant fait de premières entailles à l'esprit des ceintures vertes qui était de lutter contre l'étalement urbain et l'artificialisation des sols. L'urbanisation en Ceinture verte s'est accélérée : entre 1982 et 1994, 18 000 ha ont été urbanisés, soit 1500 ha par an ce qui représente 2/3 de la consommation régionale. Entre 1994 et 1999, la consommation est passée à 1 900 ha /an (+25 % contre +10 % pour le reste de la région). La note concède pour finir : « La ceinture verte, une problématique reconnue, un projet à refonder », avouant ainsi le décalage progressif entre des enjeux de limitation de l'étalement urbain toujours d'actualité mais une incapacité de la ceinture verte francilienne, dépourvue de toute réglementation coercitive, à y répondre.

Dans une logique volontariste et pragmatique, l'institut publie en 2005 une étude sur l'articulation entre les schémas directeurs (futurs Schémas de Cohérene Territoriale) et la ceinture verte (FAGUER *et al.* 2005). Elle prend le relais de la note précédente : le projet de ceinture verte « n'a pas été formalisé comme une politique spécifique globale et cohérente du Conseil régional ». Et : « au milieu des années 80, c'est une logique de consommation d'espaces naturels par les « espaces urbanisables » qui l'a emporté ». Il n'est pas question de

renoncer à l'esprit de cette ceinture verte à la française, mais pour l'institut, force est de constater les enjeux spatiaux que ce choix soulève :

> Le projet de Ceinture verte, en Ile-de-France, ne vise pas à réaliser une ceinture verte "à l'anglaise" excluant l'urbanisation. Dès lors, le développement de grands pôles pose la question de la structuration de cet "espace ceinture verte".

En écho, la commission de l'agriculture, de l'environnement et de la ruralité du Conseil économique et social de l'Île-de-France fait en 2006 un constat sans appel du bilan du SDRIF de 1994 en ce qui concerne la ceinture verte (REGNAULT 2006) :

> - l'accroissement constant des trafics a conduit à la fragmentation des espaces naturels et agricoles en raison de la multiplication des infrastructures routières et ferroviaires
> - la mise en place des « zones pyjamas » a ouvert à l'urbanisation ou rendu possible cette ouverture, un ensemble d'espaces excédant considérablement les besoins ;
> - l'absence fréquente de schémas directeurs locaux a favorisé le développement d'une urbanisation au hasard des opportunités et des politiques communales, sans cohérence d'ensemble et sans liens directs avec les critères d'intérêt général ;
> - la volonté de préserver la Ceinture Verte s'est traduite par l'adoption d'une série de mesures de protection ponctuelles, sans doute nombreuses, mais très disparates, ne permettant notamment pas de bénéficier d'une vision globale inscrite dans un document unique.

Aucune nouvelle délimitation n'est pourtant envisagée, qui aurait permis de rendre le projet plus lisible en s'appuyant sur un espace plus clairement identifiable, « à l'anglaise ». Le flambeau est repris la même année par une étude longue de 44 pages. Elle s'intitule : « La ceinture verte d'Ile-de-France, un espace de vie à réinventer. Éléments pour un nouveau partage de l'espace périurbain dense » (LARUELLE et LEGENNE 2005). Ce document est à la fois un bilan, un diagnostic et une feuille de route pour l'avenir. La « force visionnaire » du projet est convoquée. Faute de pouvoir contrer l'urbanisation, l'institut en vient à assumer la dynamique urbaine au sein de la Ceinture verte.

Le futur SDRIF, dont la compétence a été transférée à la Région, est perçu comme le cadre qui permettra de faire renaître le projet et de l'asseoir durablement dans la politique régionale :

> Aujourd'hui, la loi offre à la Région l'opportunité historique d'envisager dans un même geste la dynamisation des espaces urbains et la préservation des espaces ouverts et de réinventer ainsi, en s'appuyant sur l'expérience acquise, un véritable espace de vie, mieux reconnu et mieux valorisé, pour les 4,1 millions de Franciliens résidant et/ou travaillant, quelque part entre "Paris" et " la Campagne", dans le "périurbain dense".

Les guillemets employés pour désigner les catégories spatiales que recouvre la ceinture verte montrent bien le doute au moment de définir des espaces précis, voire l'entêtement à maintenir coûte que coûte l'idée de ceinture verte dans ce « périurbain dense ».

En 2008, alors qu'une première mouture du SDRIF vient d'être proposée, il est davantage question de répondre directement aux enjeux propres aux espaces ouverts sans plus en passer par la ceinture verte, en changeant d'échelle donc. François Huart de l'AEV intitule ainsi son article (HUART 2009) : « Les espaces ouverts périurbains : une planification nécessaire ». Il y est question des outils concrets et opérationnels que sont par exemple les Périmètres Régionaux d'Intervention Foncière (PRIF) qui permettent à l'AEV de contractualiser avec les communes et les propriétaires terriens pour maintenir la vocation agricole ou écologique de certains sites menacés par l'urbanisation. La carte des PRIF montre qu'ils sont l'expression la plus aboutie d'une politique régionale de ceinture verte, mais selon une logique au mieux en mosaïque, au pire en confettis spatiaux qui fait écho à la « série de mesures de protection ponctuelles, sans doute nombreuses, mais très disparates » évoquée par le Conseil économique et social.

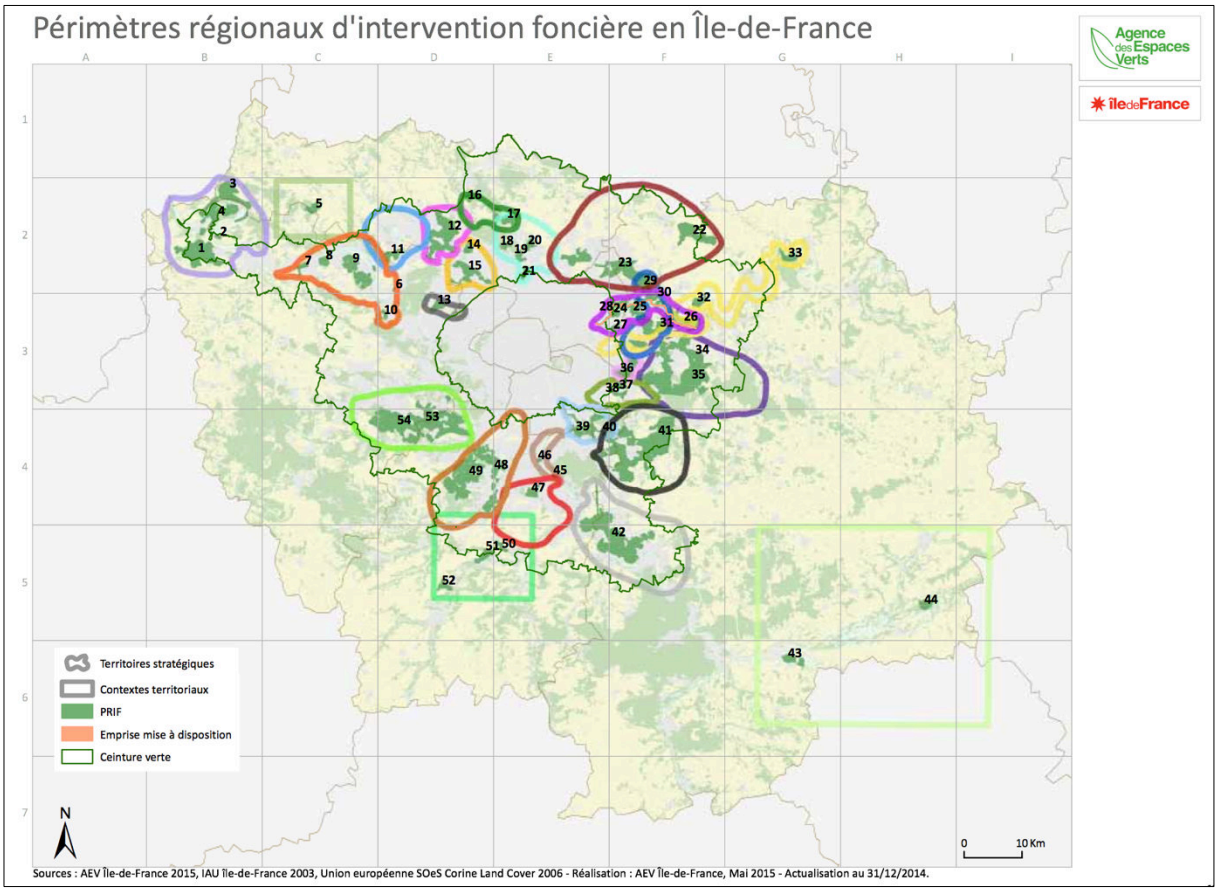


Figure I-9 : Carte des Périmètres régionaux d'intervention foncière extrait de Agence des Espaces Verts de la Région Île-de-France (2014).

Le même constat est fait dans un autre article « Schémas verts régionaux en Europe : de la théorie à la pratique » dans lequel la ceinture verte est ramenée à une « boite à outils » où

domine la notion de « subsidiarité solidaire » (LARUELLE 2009). C'est bien une sorte de système D qui comble désormais les flous du projet. Ceci étant, le SDRIF de 2008 a été contourné par l'État à la suite de l'émergence du projet du Grand Paris la même année. En 2012, il n'est plus question pour l'IAU de réinventer le projet de ceinture verte mais simplement d'inventer un espace de vie (LARUELLE et LEGENNE 2012).

1.2.4. Un outil d'aménagement délaissé

1.2.4.1. Mise de côté par le SDRIF 2013-2030 et non prise en compte dans les projets du Grand Paris

Au sein du nouveau SDRIF 2013-2030, la ceinture verte est toujours évoquée mais ses fonctions sont toujours aussi peu claires. On la croise bien au détour de chapitres sur la ville durable, sans que le document d'urbanisme ne la traduise par une politique volontariste. L'existence en est rappelée dès l'introduction comme pour ne pas la perdre de vue, mais dans un enchaînement d'ambitions qui ne sont pas sans contradictions, l'impératif de « renouvellement de la ville sur la ville » côtoyant le principe d'« une extension urbaine contrôlée » :

> L'étalement urbain, le gaspillage du foncier et des espaces naturels doivent être maîtrisés par le renouvellement de la ville sur la ville, dont une nouvelle génération de zones d'activités intégrées au milieu urbain, par la densification et l'intensification du cœur de métropole, autour des gares et des pôles de centralité, par l'extension raisonnée dans les bourgs et villages, par la protection de la ceinture verte régionale, par une extension urbaine contrôlée.

La ceinture verte est ensuite évoquée comme espace de conciliation entre le développement urbain et la préservation des espaces ouverts :

> La ceinture verte régionale est constituée de près de 60 % d'espaces ouverts, pour moitié espaces agricoles et pour moitié espaces verts et boisés, ce qui représente une proportion exceptionnelle pour une métropole mondiale. Elle offrira une grande diversité d'interactions entre espaces naturels, boisés et agricoles et espaces construits, étant donné la présence des principaux pôles d'extension urbaine de la région (polarités du cœur de métropole, villes nouvelles, aéroports de Roissy et d'Orly, etc.) conciliant ainsi à la fois le développement urbain et la préservation des espaces ouverts.

En d'autres endroits, l'obsolescence du concept est franchement soupçonnée :

> Le modèle de développement doit prendre en compte l'héritage des planifications antérieures et faire évoluer les notions (polycentrisme, ceinture verte, etc.) comme les réalisations (RER, « villes nouvelles », etc.), parfois perçues comme désuètes ou désenchantées, pour en redéfinir le rôle, en expliciter les évolutions et en garantir l'inscription dans le temps long qui est le sien.

Notons que si le principe du polycentrisme a été mis au cœur des projets du Grand Paris, via notamment les contrats de développement territoriaux (CDT) (GALLEZ 2014) et le

redéploiement des transports en commun (BELKIND 2013), la ceinture verte en est quant à elle absente. De façon plus générale, hormis les ambitions initiales qui invitaient le Grand Paris à s'engager dans la voie de la métropole de l'après Kyoto, ambition qui a irrigué les propositions des architectes qui ont contribué à la médiatisation du projet en 2008 (APUR 2009), aucune voie environnementale concrète n'a pour le moment été explorée dans le cadre des diverses avancées du Grand Paris.

1.2.4.2. La ceinture verte supplantée par la trame verte et bleue, conçue à une échelle plus grande

En 2009, l'IAU a tenté de réintroduire du contenu dans la ceinture verte, d'initier en définitive une forme de « réinvention », en s'appuyant sur les nouvelles manières de concevoir les espaces verts que sont les trames vertes, sur le mode donc du réseau, le terme retenu étant celui de « liaisons vertes » (LANGE et LEGENNE 2009). Cette transmutation de la ceinture verte en une trame verte est pleinement réalisée par le schéma régional de cohérence écologique de la Région Île-de-France (SRCE), document à portée réglementaire voté en 2013 dont les collectivités doivent tenir compte au moment d'élaborer ou de réviser leurs documents d'urbanisme. Le parti pris du SRCE est énoncé dès la page d'introduction du tome 1 du rapport : « le schéma régional de cohérence écologique (SRCE) est le volet régional de la trame verte et bleue ». La ceinture verte n'est pas évoquée dans ce tome 1 qui a trait aux « composantes de la trame verte et bleue ». Dans le tome 2 qui expose le plan d'action, la ceinture verte est bien mentionnée mais sous l'angle d'une continuité écologique, ses limites n'étant plus représentées (figure I-10).

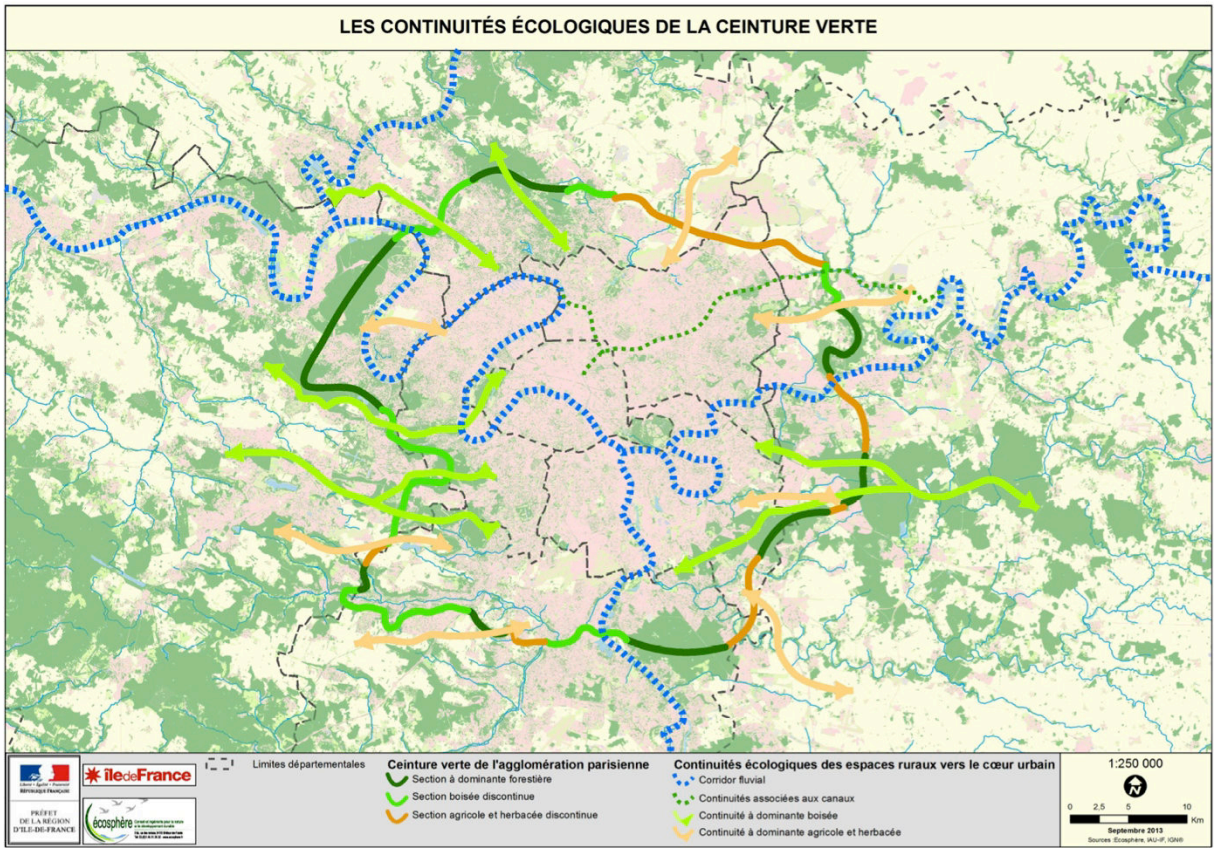


Figure I.10 : « Les continuités écologiques de la ceinture verte », extrait du tome 2 du SRCE (CONSEIL REGIONAL DE L'ÎLE-DE-FRANCE et PREFECTURE DE LA REGION D'ÎLE-DE-FRANCE 2013).

Elle est du reste associée aux enjeux relatifs aux milieux urbains dans la perspective là encore des continuités écologiques, l'un des quatre enjeux retenus pour ces milieux étant : « Conforter les continuités écologiques de la ceinture verte, en particulier le long des vallées et au contact des forêts périurbaines ». Pourtant, ceintures vertes et trames vertes ne relèvent pas des mêmes logiques. Les unes ne peuvent se substituer aux autres. Les trames vertes, surtout quand elles sont urbaines, se matérialisent à une très grande échelle : squares urbains, toitures, coulées vertes plantées d'arbres etc. De ce fait, elles s'accommodent tout à fait du tissu urbain.

1.3. L'espace de la ceinture verte, un entre-deux composite et fragmenté

Pour J. LEGALL et L. ROUGÉ (2014), l'entre-deux exprime « souvent une double (ou multi) appartenance, empruntant toujours [ses] caractéristiques aux espaces qui [l']encadrent ». C'est la proximité conjointe de l'urbain dense et du rural qui tous deux jouxtent l'espace de la ceinture verte qui fait ici l'entre-deux. Celui-ci « est à la fois "et" l'un, "et" l'autre des espaces encadrants ou, au contraire, "ni" l'un, "ni" l'autre de ces derniers, rendant parfois [sa]

dénomination complexe » (LEGALL et ROUGÉ 2014). Ce terme désigne donc bien ce qui se joue en Ceinture verte, en particulier autour de la place qu'y occupe la végétation.

1.3.1. Une « *profusion de vocabulaire* » qui laisse de côté la végétation

Si le terme d'entre-deux a été retenu, il en existe d'autres pour désigner ces espaces à mi chemin entre le rural et l'urbain : périphéries urbaines, périurbain, franges, marges. On peut ainsi, en prolongeant la proposition de M. POULOT (2013) sur les espaces ouverts, parler d'une « profusion de vocabulaire ». Ces termes se recoupent spatialement, se chevauchent parfois, et montrent la difficulté pour la géographie à nommer des espaces intermédiaires, hybrides, en mouvement permanent, aux temporalités courtes (DUMONT et HELLIER 2010) qui ont conduit certains chercheurs à faire de cet entre-deux un tiers-espace (VANIER 2000) voire de fonder de nouveaux modèles : ville émiettée (CHARMES 2011) ou ville diffuse (GROSJEAN 2010). Ces espaces ni urbains, ni ruraux, ou les deux à la fois, ont pu aussi être stigmatisés car jugés néfastes dans la perspective d'un développement urbain durable (CAVIN 2012). Le rapport à la ville est en tout cas déterminant dans toute ces réflexion, soit que les termes marquent une dépendance, une gradation urbaine ou qu'ils renvoient tout simplement à un contexte social urbain globalisé (DUMONT et HELLIER 2010). La question des vides occupés par la végétation est souvent absente et les qualificatifs employés désignent avant tout la configuration des espaces bâtis. Il faut tout de même évoquer des réflexions autour de notions telles que la ville-campagne mais c'est dans ce cas la dimension agricole qui intéresse le chercheur (DONADIEU 2008).

1.3.1.1. Périphérie

On a longtemps employé le terme de périphérie pour désigner les espaces autour de la ville sujets à une dépendance avec le centre urbain, sur le plan social, économique et démographique (CATTAN 2012). P. GEORGE et F.VERGER (2013) précisent dans leur dictionnaire de la géographie que les périphéries urbaines sont des « lieux en mutation autour des villes », insistant sur (i) la dimension temporelle et donc dynamique des ces espaces, (ii) sur la « problématique spatiale de localisation des phénomènes », (iii) sur « la problématique d'acteurs réagissant aux aspects des mutations ou les mettant en œuvre » enfin. Ces trois dimensions évoquent ce qui ce joue en Ceinture verte. L'enjeu de localisation des phénomènes – environnementaux dans notre cas – dans un contexte spatial dynamique et agité par des

jeux d'acteurs d'échelles différentes est l'un des axes problématiques de cette thèse et bien plus encore de la thèse jumelle de Morgane Flégeau. C'est le terme qui a été retenu par exemple par Dumont et Hellier pour leur ouvrage paru en 2010 « Les nouvelles périphéries urbaines », malgré le constat de la recomposition de ces espaces, voire de leur autonomisation, et d'une redéfinition des modèles. Le terme reste centré sur la ville, alors que ce qui se joue en Ceinture verte intègre des caractéristiques propres à l'espace rural sans qu'il faille considérer celui-ci comme une forme systématiquement dégradée (POULOT 2012). Le terme renvoie à l'idée d'un gradient d'urbanisation que les écologues ont réemployé en s'appuyant sur un gradient de « verdure », notion qui nous semble importante à interroger (voir chapitre 2, §2.2.2.).

1.3.1.2. Périurbain

C'était l'objectif de l'ouvrage de ARLAUD *et al.* (2005) « Rural-urbain. Nouveaux liens, nouvelles frontières » que d'interroger les rapports entre espaces ruraux et espaces urbains en décentrant le regard, en faisant de ces espaces d'entre-deux des espaces en propre. C'est cette épaisseur sémantique qu'a acquis le vocable de périurbain. Le terme renvoie certes à la notion d'aire urbaine de l'INSEE qui fait référence aux déplacements des personnes actives depuis leur lieu de résidence vers un pôle d'emploi dominant, en l'occurrence l'agglomération parisienne dans notre cas ; il y ajoute en outre une dimension morphologique avec l'idée de discontinuité du bâti. L'étude du périurbain en géographie a cependant cherché à montrer la consistance sociale de cet espace (ROUGÉ 2005) ou encore les dynamiques agricoles particulières qui le caractérisent (BREDIF et PUPIN 2012; POULOT 2012; POULOT 2010). Ces recherches visent à mettre en évidence les spécificités sociales et paysagères du périurbain tout en ne le réduisant pas à une zone parfaitement homogène. Une fois encore, la dimension végétale est souvent absente ou évoquée à gros trait (POULOT 2013) d'où l'intérêt de prendre au sérieux ici ce qui s'y joue (ou pas). La Ceinture verte est bien pour partie du périurbain, dans sa partie externe notamment, mais elle n'est pas tout le périurbain, qui déborde largement la Région Île-de-France, comme le montre l'étendue de l'aire urbaine parisienne. En outre, dans sa partie interne, la Ceinture verte attrape pour partie l'agglomération de Paris – ou unité urbaine au sens de l'INSEE, notion qui repose sur la continuité du bâti, en considérant une coupure maximale de 200 m entre les constructions. Il s'agit de la tâche urbaine centrale de la carte I-2 qui déborde largement sur la limite interne de la ceinture. Ce n'est donc pas toute la Ceinture verte non plus. Dans le cadre de politiques d'aménagement, la référence est faite à la notion de couronne. Dans ce cas, le territoire de la Ceinture verte prend

position dans une moyenne couronne, terme essentiellement géométrique, de distance au cœur urbain qui lui aussi sous-entend l'idée de gradient.

1.3.1.3. Frange

Le terme de frange a fait l'objet d'un colloque à Narbonne en novembre 2014 sur le thème « Paysages des franges urbaines, décrire, habiter, gouverner » auquel j'ai participé avec la présentation d'un poster qui a donné lieu à une publication (ROUSSEL 2016). En 1989 déjà, Pierre George employait le terme dans un article qui invitait à ne pas se contenter du simple rapport centre-périphérie, en prenant garde de « ne pas brûler des étapes » pour mieux observer le « passage [qui] s'accompagne d'une succession de mutations d'usage de l'espace suburbain ou périphérique » (GEORGE 1989). Pour GERMAINE *et al.* (2017), « La frange périurbaine correspond à l'espace de démarcation net ou gradué marquant le passage entre la ville agglomérée et sa périphérie ». L'épaisseur de la frange est mince : une haie, une parcelle, peuvent être étudiées sous l'angle de la frange. La typologie qu'en propose BERINGUIER *et al.* (2015) est ainsi fondée essentiellement sur des d'éléments linéaires de quelques mètres ou dizaines de mètres d'épaisseur. Il y a bien en Ceinture verte des situations multiples de franges. Les enjeux posés par le terme sont davantage morphologiques que territoriaux, à tel point que le terme de « lisière » est parfois employé par les paysagistes (DESVIGNE 2010).

1.3.1.4. Marge

La notion de marge mêle dimension spatiale et connotation sociale (MORELLE 2016). La marge n'est pas astreinte à un cadre spatial précis : des situations ou objets marginaux peuvent prendre position au cœur d'agglomérations, comme le montrent bien GRÉSILLON *et al.* (2016). « La marge connaît, et c'est sans doute l'une de ses caractéristiques les plus importantes, une très grande plasticité spatiale » synthétisent-ils ainsi. Il y a dans l'idée de marge une non-conformité avec ce qui l'entoure. De nombreuses situations de marges existent bel et bien en Ceinture verte comme nous le verrons au cours de ce travail. Pour autant, la Ceinture verte ne peut être considérée comme une marge dans son ensemble tant d'autres espaces qui la composent sont quant à eux pleinement intégrés à l'espace central métropolitain. C'est l'un des objectifs de cette thèse que de montrer que la végétation peut être un indicateur de situation de marginalité.

1.3.2. Des limites fluctuantes

En 2017, la Ceinture verte de la Région Île-de-France telle que l'IAU en fait la cartographie couvre 341 communes pour une superficie de 2662 km^2 soit 22 % du territoire de la Région Île-de-France. Située entre 10 et 30 kilomètres de Paris, elle est à cheval entre l'agglomération parisienne et sa couronne rurale. Un critère de pourcentage en espaces ouverts entre 40 et 60 % par commune sert à cette délimitation. Elle met en évidence une moyenne couronne en limite extérieure des départements dits de la petite couronne, Seine-Saint-Denis, Val de Marne, Hauts-de-Seine, ce dernier étant d'ailleurs totalement absent du périmètre. Ce sont donc majoritairement les départements de l'Essonne, des Yvelines, du Val-d'Oise et de la Seine-et-Marne qui sont concernés par la Ceinture verte (voir carte I-1). Celle-ci prend fin là où commencent les territoires des Parcs naturels régionaux franciliens, Oise-Pays-de-France et Vexin Français au nord, Haute Vallée de Chevreuse et Gâtinais Français au sud. Ce n'est pas anodin, puisque les PNR coïncident avec la couronne rurale et ont été mis en place pour préserver le patrimoine naturel et paysager contre l'étalement urbain. Ces PNR sont donc placés en position et dans leur fonctionnement dans la même logique que nous avons vue à l'épreuve pour la *Green belt* londonienne. Ce sont eux qui constituent une ceinture – discontinue – autour de l'agglomération parisienne (voir carte I-1).

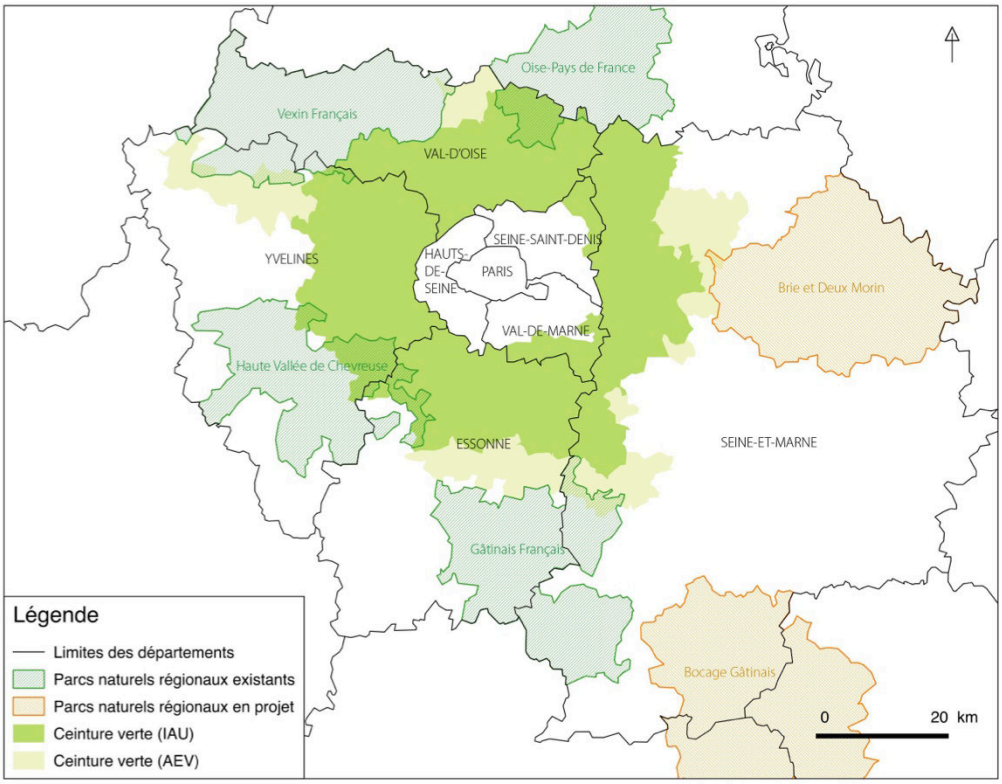
L'Agence des Espaces Verts (AEV) a retenu d'autres limites, sans la moindre concertation avec l'IAU, mais sans pour autant empiéter non plus sur le territoire des PNR. François HUART, chargé de mission territoriale à l'AEV, rencontré en 2014, nous a confirmé que cette extension correspondait aux vallées fluviales (voir carte I-1), en réponse à des enjeux de préservation des espaces ouverts tout aussi importants dans ces zones d'extensions de l'agglomération parisienne. La Ceinture verte est ainsi présentée sur le site de l'institution comme une zone de tension[9] :

> Zone de tension entre l'agglomération parisienne et la couronne rurale, la Ceinture verte regroupe les territoires situés dans un rayon de 10 à 30 km du centre de Paris et représente un espace stratégique pour l'aménagement de l'Île-de-France.

L'anachronisme du principe de ceinture verte du point de vue de l'idéologie libérale dominante n'est cependant pas ignoré par l'institution :

> Si la moitié de la Ceinture verte a déjà été réalisée, le projet est soumis à de très fortes pressions liées au développement urbain et se heurte à nombre d'intérêts financiers et immobiliers.

[9] http ://www.aev-iledefrance.fr/les-missions/amenager-le-territoire/la-ceinture-verte



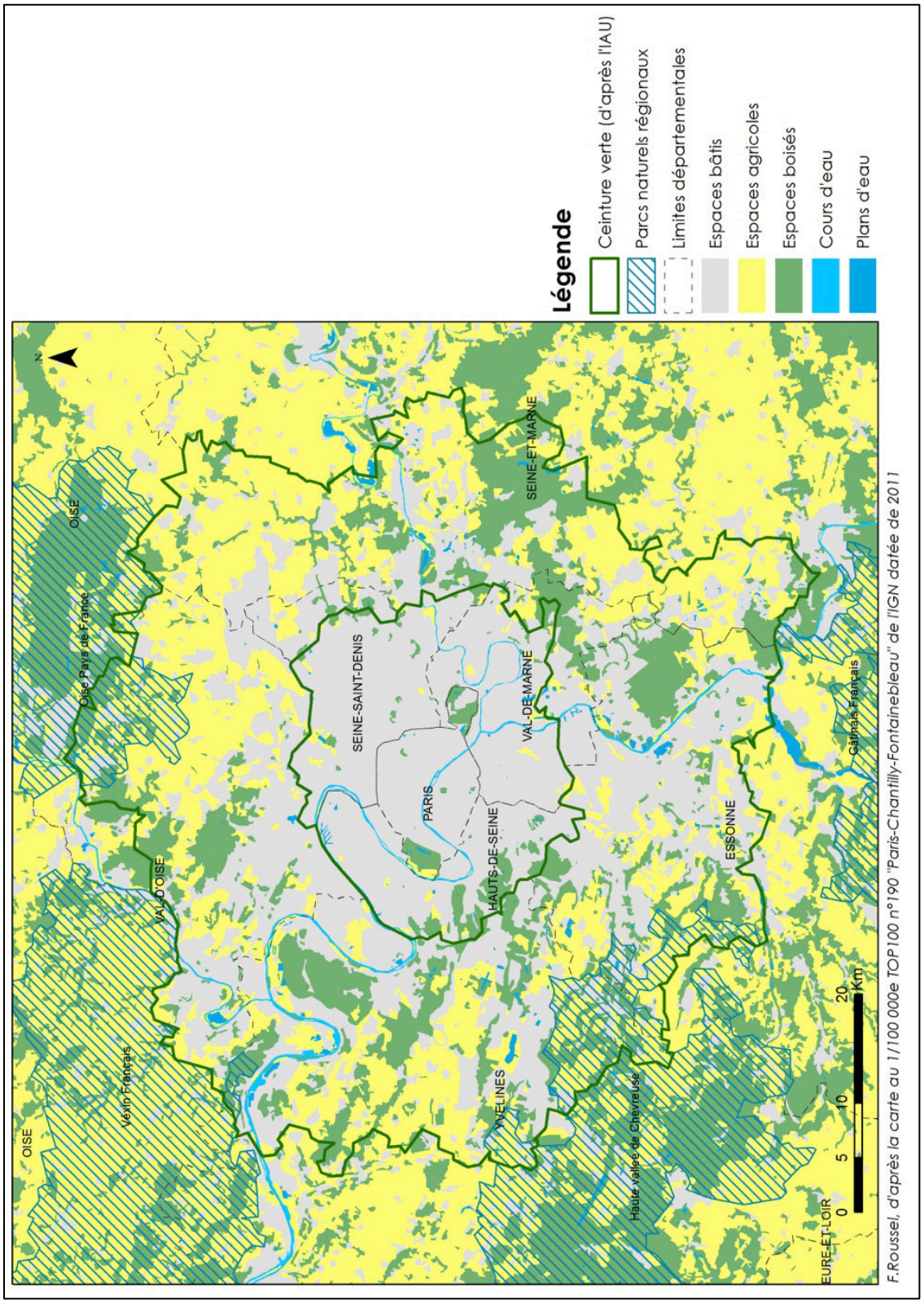
Carte I-1 : Situations des PNR existants ou en projet par rapport à la Ceinture verte francilienne de l'IAU ou de l'AEV (F. Roussel[10]).

L'heure n'est plus à la planification toute puissante des années 1960. L'AEV s'approprie en réalité le terme de ceinture verte pour légitimer ses interventions localement en matière d'acquisition foncière via les PRIF ; ce sont eux qui constituent « la moitié de la Ceinture verte » (voir figure I-9). Puisque les PRIF matérialisent le mieux l'esprit de la ceinture verte, il a sans doute semblé commode d'en étendre le périmètre là où s'étendent les PRIF, à savoir dans les vallées (voir figure I-9 et carte I-1). De leur côté, les aménageurs de l'IAU, également rencontrés en 2014, ne semblent guère prendre ombrage de cette largesse de leurs collègues. Il était d'ailleurs question en 2014 de discuter d'une modification du périmètre de la ceinture verte, tant sur le périmètre interne que sur le périmètre externe, ce qui n'a pour le moment abouti à aucune proposition concrète.

[10] Les limites de PNR en projets ont été dessinée d'après les cartes présentées sur les sites internet suivants : http ://www.projet-parc-bocage-gatinais.fr/le-projet-de-parc/mise-en-place-du-projet.html et https ://www.iau-idf.fr/savoir-faire/nos-travaux/edition/projet-de-parc-naturel-regional-de-la-brie-et-des-deux-morin.html

1.3.3. Un territoire à la fois urbain et rural

La carte I-2 permet d'avoir une vue d'ensemble de cette situation. Elle a été réalisée à partir de la carte TOP100 n°190 au 1/100 000e « Paris, Chantilly, Fontainebleau» de l'Institut National Géographique (IGN) datée de 2011. Son caractère standardisé et synthétique fait de la carte au 1/100 000e un outil tout à fait indiqué pour rendre compte du territoire à une échelle régionale, sans se perdre dans une profusion de détails et de modes d'occupation du sol. Pour appréhender de la façon la plus synthétique la question des arrangements spatiaux au sein de la Ceinture verte, nous nous limitons à quatre modes d'occupation du sol tels que la carte au 1/100 000e de l'IGN les définit : couverture boisée, occupation agricole, espace bâti, zones en eau (voir chapitre 5).



Carte I-2 : Modes d'occupation du sol dans la Ceinture verte de la Région Île-de-France en 2011 (F. Roussel).

Le calcul des surfaces occupées par ces quatre modes d'occupation permet de mettre en évidence le caractère mixte, à la fois urbain, agricole et boisé de la Ceinture verte.

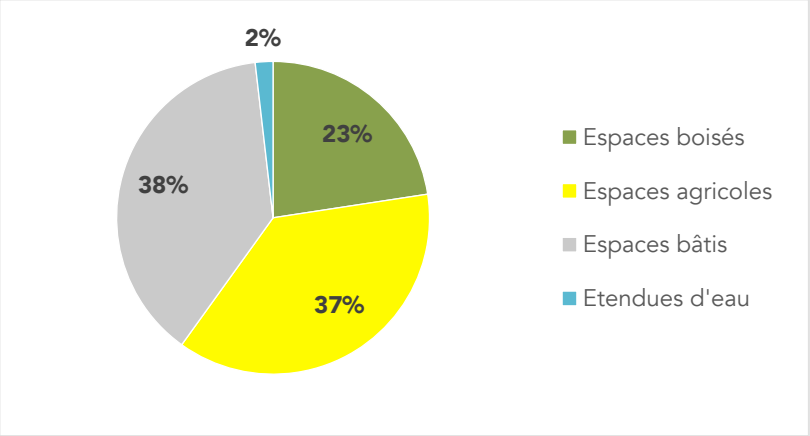


Figure I.11 : Part des principaux modes d'occupation du sol en Ceinture verte d'après la carte au 1/100 000e de l'IGN de 2011 (F. Roussel).

Les espaces bâtis dominent avec 38 % de la superficie totale. Pour l'essentiel, il s'agit de l'agglomération parisienne (l'unité urbaine au sens de l'INSEE). Celle-ci inclut les villes nouvelles qui ont vu le jour dans les années 1960 : Marne-la-Vallée, Cergy-Pontoise, Evry, Saint-Quentin-en-Yvelines. On trouve en outre dans ce périmètre les deux plus grandes infrastructures aéroportuaires françaises, formant plus largement le pôle de Roissy-Charles de Gaulle au nord et celui d'Orly au sud.

L'occupation agricole constitue le second mode dominant en Ceinture verte avec 37 % de la superficie. Elle s'y matérialise sous la forme de grandes étendues, plaines ou plateaux, parfois entièrement intégrées, tels le plateau de Saclay, la Plaine de Pierrelaye, la Plaine de Montesson, mais le plus souvent prémices d'espaces agricoles plus vastes, tels la Plaine de France au nord, la Brie à l'est, le Hurepoix au sud ou la Plaine de Versailles à l'Ouest. Tous ces espaces renvoient à une pratique de l'agriculture sur un mode intensif et globalisé sur des terres riches.

23 % de la superficie sont enfin couverts par des espaces boisés. Ces espaces sont d'abord et surtout des massifs forestiers étendus, gérés par l'Office National des Forêts (ONF) : massifs de Montmorency, de Sénart, de Notre-Dame, de Port-Royal, de l'Hautil, de Carnelle, de l'Isle-Adam ou encore de Saint-Germain-en-Laye (figure I-12). D'autres relèvent d'un statut régional telles les forêts de Ferrière ou de Rougeau, ou correspondent à un statut privé : bois de Brou, forêt des Alluets. Les grands massifs régionaux de Fontainebleau, de Rambouillet ou

de Chantilly sont exclus du périmètre de la Ceinture verte. Ils sont installés dans des contextes environnants à dominante rurale, au-delà de 30 km de Paris.

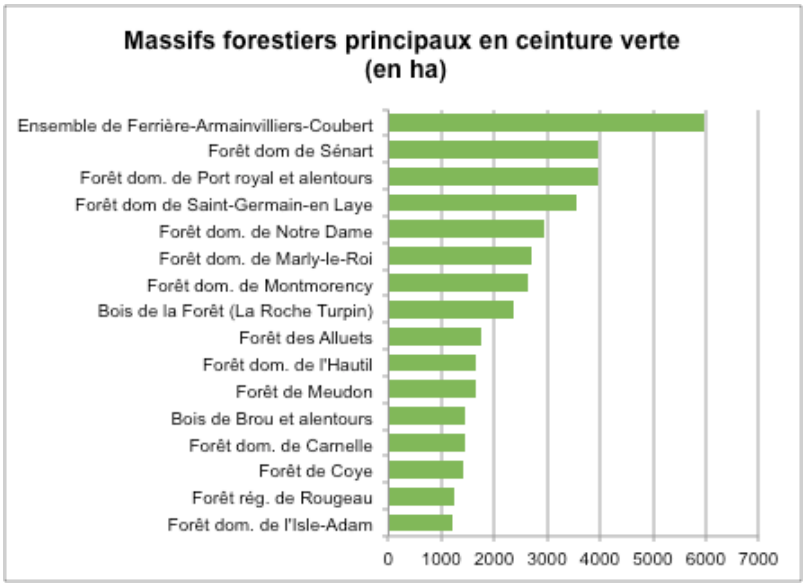
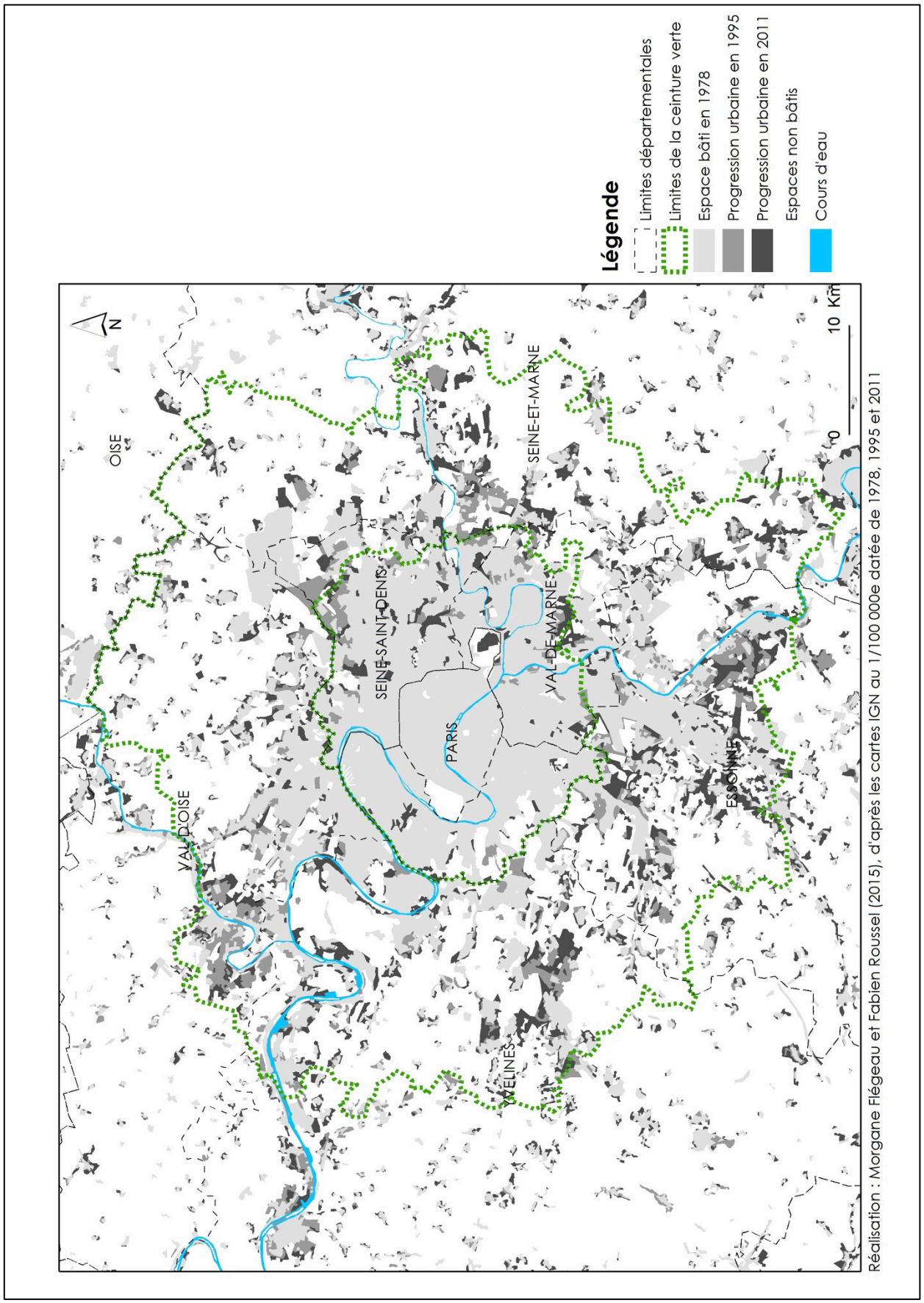


Figure I.12 : Principaux ensembles forestiers d'après la cartographie au 1/100 000e (F. Roussel). *Les entités mentionnées ne renvoient pas strictement aux périmètres officiels : les boisements adjacents y sont intégrés, certains massifs sont tronqués car situés en partie hors de la Ceinture verte (Carnelle, Coye, l'Isle-Adam, Meudon). L'ensemble des entités mentionnées ici constitue les deux-tiers de la couverture boisée en Ceinture verte.*

Pour finir, on relève l'importance spatiale des vallées. Elles ont constitué des axes favorables à l'urbanisation, tels les « pédoncules urbains » auxquels fait allusion Julien GRACQ (1985) pour Nantes : la Seine en amont et en aval, la Marne à l'Est, mais aussi l'Oise au Nord ou encore l'Yvette, l'Essonne, l'Yerres et l'Orge au sud de l'agglomération. Ces cours d'eau entaillent assez nettement les plateaux agricoles et contribuent à l'émergence de paysages singuliers.

1.3.4. Une évolution de l'occupation du sol en contradiction avec le sens initial du projet de ceinture verte

Une étude diachronique de l'évolution de l'occupation du sol depuis la fin des années 1970 montre que l'emprise du bâti et du viaire n'a cessé de prendre de l'ampleur. Pour montrer cette évolution, une cartographie a été réalisée à partir des cartes au 1/100 000e de l'IGN de 1978, 1995 et 2011. La première date coïncide avec l'émergence du projet de ceinture verte. La seconde correspond à son apogée, au travers du Plan Vert de la Région Île-de-France.



Carte I-3 : Evolution de la tâche urbaine parisienne entre 1978 et 2011 (F. Roussel et M.Flégeau).

La carte I-3 donne à voir la progression de l'espace bâti entre 1978 en gris clair, 1995, en gris foncé et 2011 en noir. Deux aspects marquants peuvent être relevés. Tout d'abord, le processus d'extension urbaine a eu lieu en priorité dans le périmètre de la Ceinture verte. Ce processus, d'une certaine façon, est logique. Il fait écho à la raison d'être du projet de ceinture verte qui vise à contenir l'étalement urbain dans la zone où il s'esprime le plus. La carte I-3 nous montre cependant que le projet n'a pas eu d'effets. Le second point marquant a trait à l'emplacement plus précis de cet étalement urbain : il a pour origine le cœur de l'agglomération parisienne mais aussi et surtout les villes nouvelles de Marne-la-Vallée, de Cergy-Pontoise, d'Evry et de Saint-Quentin-en-Yvelines, et ce dès la première phase 1978-1995, quand le projet de ceinture verte était au cœur du dispositif régional en matière de politique d'espaces verts. Le pôle de Roissy-Charles de Gaulle a lui aussi été source d'urbanisation dans le même laps de temps. Cela pose la question du bien-fondé des limites de la ceinture dès son instauration. Cela met surtout en évidence les hiérarchies institutionnelles et de compétence dans un contexte d'aménagement régional : durant cette période, le SDRIF était sous responsabilité de l'État quand la politique des espaces verts était confiée à la Région, alors naissante comme collectivité territoriale décentralisée.

En regardant plus précisément le partage des surfaces aux différentes dates, on constate que l'étalement urbain s'est surtout fait au détriment des espaces agricoles (au sens large de la carte IGN au 1/100 000e qui agrège ici tous types de modes d'occupation dès lors qu'ils ne sont pas urbains ou boisés, voir figure I-13).

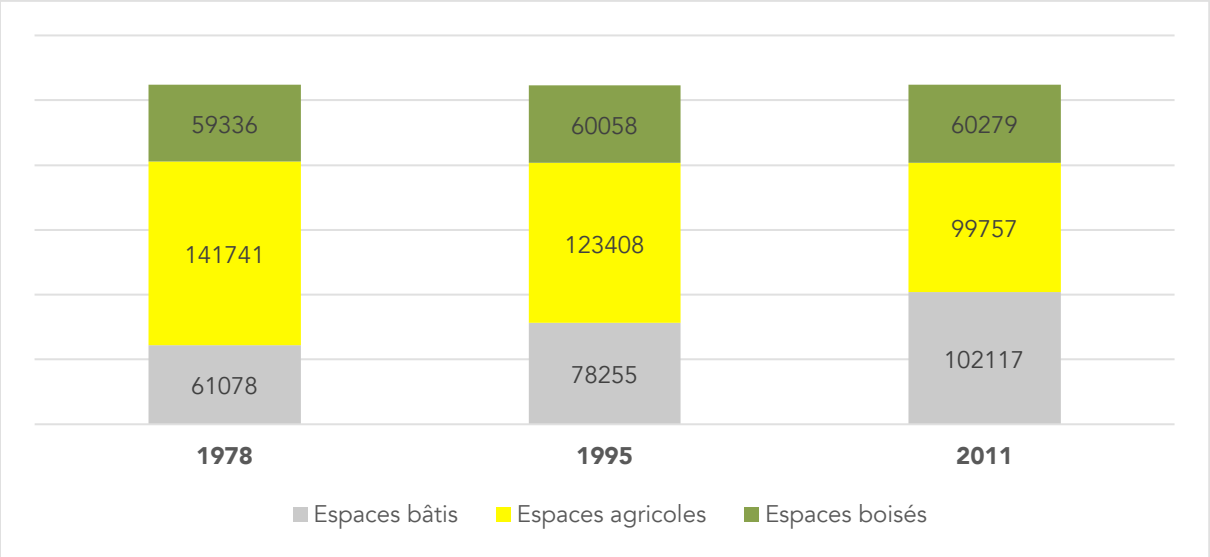


Figure I.13 : Évolution de l'occupation du sol dans la Ceinture verte entre 1978 et 2011 d'après les cartes au 1/100000e de l'IGN, en hectares (F. Roussel).

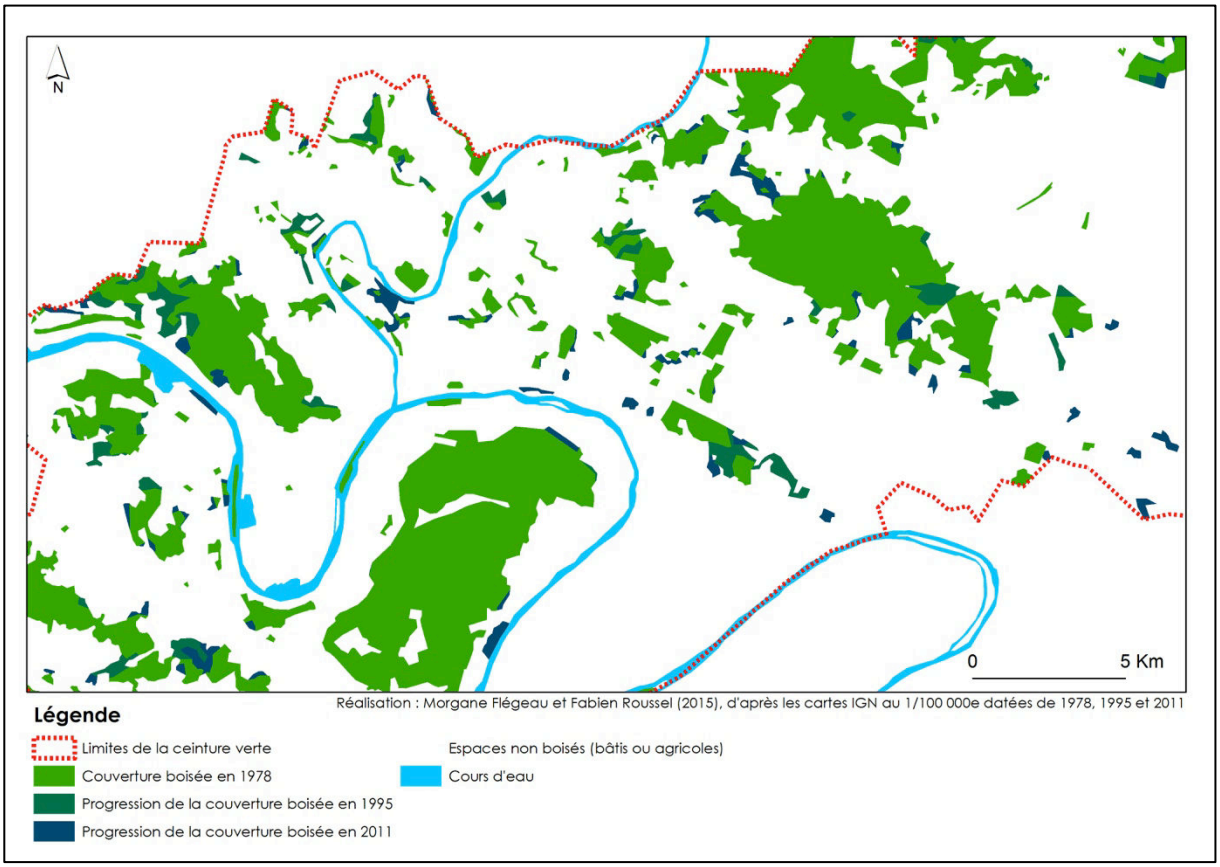
Le pourcentage des espaces agricoles et des espaces bâtis est de 54 % et 23 % respectivement en 1978. Il passe à 47 % et 30 % en 1995. En 2011, le rapport s'inverse et les espaces bâtis dépassent l'occupation agricole avec 39 % contre 38 %. L'émergence du projet du Grand Paris n'est pas prête de remettre en cause cette tendance.

Les espaces boisés se sont quant à eux maintenus, voire ont pu progresser légèrement. Par les statuts domaniaux qui prédominent en Ceinture verte, les forêts bénéficient ainsi d'une mesure de protection forte liée à la mainmise de l'État sur les massifs. On peut même remonter jusqu'au XVIII[e] siècle et la carte de Cassini (figure I-14) pour constater que l'emprise forestière n'a que peu bougé en Île-de-France, voire a augmenté (hormis en première couronne : on connaît le cas emblématique de la Forêt de Bondy depuis disparue).



Figure I.14 : Carte de Cassini en couleur, issue de l'exemplaire dit de « Marie-Antoinette » du XVIII[e] siècle avec les noms des principaux massifs forestiers (modifiée à partir de www.geoportail.gouv.fr).

La carte I-4 donne un aperçu des processus spatiaux à l'œuvre. Outre l'émergence de quelques espaces boisés nouveaux, il faut attribuer cette progression à l'augmentation des périmètres déjà existants. On le constate pour la forêt de l'Hautil à l'ouest sur la carte ou encore pour les Hauts du Parisis au centre de la carte.



Carte I-4 : Evolution de la couverture boisée dans le nord-ouest de la Ceinture verte entre 1978 et 2011 (F. Roussel et M. Flégeau).

Pour partie, le constat de l'étalement urbain traduit l'effacement du projet de ceinture verte. Les institutions régionales en ont fait elles-mêmes l'observation, sur des critères spatiaux similaires mais plus fournis (BARBIERI 2002). Pour une autre partie, ce constat est le reflet d'une ambition initiale particulière au projet francilien, en décalage avec le concept de ceinture verte tel qu'il a émergé dans le courant du 20e siècle : l'idée de valoriser, outre la préservation des espaces non-bâtis, la notion de cadre de vie. Dès lors, l'important n'est plus de limiter l'urbanisation, mais bien d'intégrer les espaces agricoles ou forestiers à celle-ci L'hybridation est ainsi assumée. L'institution régionale avaient-elles le choix d'ailleurs ? A voir la forme fort peu circulaire de la tache urbaine à la fin des années 1970, à faire le constat de la préexistence des villes nouvelles aussi, il semblait bien difficile de poser une ceinture stricte uniquement agricole et boisée. Il aurait fallu aller au-delà de cette périphérie proche, mais en couronne rurale les PNR allaient émerger dans le même temps et remplir les fonctions dévolues à la Ceinture verte (la création du premier PNR francilien, celui de la Haute Vallée de Chevreuse, date de 1985, mais les réflexions et travaux se sont engagés dix ans plus tôt). À cette confusion spatiale s'ajoute une confusion paysagère.

1.3.5. La traduction paysagère : un morceau de « France moche » ?

Dans une étude parue en 2012, N. LARUELLE et C. LEGENNE (2012) s'agacent des évolutions paysagères qu'a connues la Ceinture verte :

> L'intégration métropolitaine de la ceinture verte s'est faite depuis plus de trente ans par la juxtaposition souvent aussi aléatoire que brutale de modules standardisés et monofonctionnels. Ces modules sont, au moins autant que le lotissement, pavillonnaires [sic] : la zone d'activités économiques, le centre commercial, l'échangeur autoroutier, la déviation routière, le rond-point, le bassin de rétention d'eaux pluviales, la station d'épuration.

On a beaucoup écrit sur la qualité de vie dans le périurbain à la suite de l'article polémique paru en 2010 dans Télérama intitulé « Comment la France est devenue moche »[11] (voir par exemple DODIER *et al.* 2012). La Ceinture verte a été au cours des trente dernières années cet espace de prédilection des activités rejetées par l'agglomération parisienne, par manque de place ou pour cause de nuisances engendrées : stations d'épurations, bassins de rétention des eaux de pluie, mais aussi centres d'enfouissement des déchets, casses, postes électriques etc.



Photographie I-2 : Travaux de terrassement sur le centre d'enfouissement de déchets au Plessis-Gassot, en Plaine de France (F. Roussel, 2015).

Les pôles aéroportuaires préexistaient et ont pris de l'ampleur spatialement, en accueillant parkings, secteurs hôteliers, zones d'activités. Le joli film « Bird people » de Pascale Ferran réalisé en 2014 donne ainsi à voir, sans le savoir, cette réalité de la Ceinture verte, avec les paysages purement logistiques des alentours de l'Aéroport Charles de Gaulle dans lesquels survit tant bien que mal une population souvent précaire, le film prenant le parti d'une approche poétique. Ces espaces mondialisés évoquent l'idée de non-lieux (AUGÉ 1992), soit des espaces de passage où règne l'anonymat.

[11] http ://www.telerama.fr/monde/comment-la-france-est-devenue-moche,52457.php

La Ceinture verte c'est aussi le lieu de passage de l'ensemble du réseau routier et ferré qui converge vers ou autour de Paris, telle la route nationale 184 connue sous le nom de Francilienne, périphérique qui permet de contourner l'agglomération parisienne. Ces routes, autoroutes, voies ferrées contribuent au morcellement paysager. Zones d'activités, zones logistiques se greffent souvent à l'endroit des échangeurs, tel le célèbre secteur de la « patte d'oie » d'Herblay dans le val d'Oise.



Photographie I-3 : l'autoroute A3 en Plaine de France à proximité de l'Aéroport Charles de Gaulle (F. Roussel, 2015).

Les projets du Grand Paris en matière de transports sont partis pour contribuer à renforcer ce morcellement. L'Île-de-France n'en a pas non plus fini avec les projets de centres commerciaux surdimensionnés en témoigne celui d'*Europa city* sur le secteur dit du triangle de Gonesse, actuellement occupé par des cultures céréalières (LORTHIOIS et LOUP 2013).

L'espace de la Ceinture verte ne peut se résumer cependant à ce type de paysages dépréciés, tant s'y rencontrent aussi des paysages de nature valorisés. L'un des objectifs de la thèse est de voir si cette dépréciation ou cette valorisation se reflètent dans la végétation.

Conclusion du chapitre 1

La proposition d'une ceinture verte pour l'agglomération parisienne s'est faite à contretemps et à contre-emploi. À contretemps d'une part, du point de vue de l'outil lui-même, pensé comme un instrument de la modernité aménagiste au cours des années 1950 et 1960, période révolue au tournant des années 1980, mais aussi du point du vue spatial, tant l'agglomération parisienne a continué son travail de fragmentation des espaces agricoles de la Ceinture verte. À contre-emploi d'autre part, parce que les ceintures vertes n'ont jamais eu vocation à

répondre à des enjeux d'ordre environnemental. La Région Île-de-France a cherché au travers de la ceinture verte à donner une cohésion sociale, une qualité du cadre de vie, une identité à un espace d'entre-deux. Ces questions sont restées en suspend et justifient pleinement que l'on s'intéresse en 2017 à la Ceinture verte d'Île-de-France. Le choix de retenir la végétation comme angle d'étude s'impose en raison des enjeux environnementaux qui ont toujours été ceux du projet francilien – alors que la prise en compte de la végétation s'est avérée tardive et faible – mais aussi et surtout de la montée en puissance de cette question environnementale dans la société urbaine.

CHAPITRE 2 :
QU'ATTENDENT LES SOCIETES URBAINES CONTEMPORAINES DES ESPACES VEGETALISES ?

Introduction du chapitre 2

Le projet de ceinture verte timidement réaffirmé mais évidé, il reste cet entre-deux que nous venons de présenter. Si les espaces urbanisés – c'est-à-dire le bâti (habitat, industries, services etc.), le réseau viaire mais aussi les espaces verts construits – y occupent une place importante, les espaces boisés et agricoles continuent d'y être dominants et sous la pression de l'urbanisation, en particulier celle du réseau viaire (voir les projets relatifs au Grand Paris Express). En parallèle, les attentes socio-environnementales apparues au début des années 1970 ont pris de l'ampleur chez les habitants et ont été traduites aux différentes échelles des politiques d'aménagement suivies dans l'agglomération. La région dispose ainsi depuis 2013 d'un Schéma de cohérence écologique et même le Grand Paris, est né (certes, pas au premier plan) avec une ambition environnementale – la métropole durable – quitte à la renvoyer aux aménagements locaux.

L'espace dessiné par le projet de ceinture verte peut, dès lors, continuer à être scruté sous l'angle des attentes socio-environnementales et en premier lieu les espaces végétalisés. Ces attentes revêtent aujourd'hui plusieurs formes qui toutes sont une déclinaison d'un certain rapport à la naturalité de la végétation (2.1.) : préservation de la diversité biologique, mise en évidence de services fournis par les écosystèmes, qualité plus générale d'un cadre de vie où toute sa place est laissée aux artefacts de nature, considérés comme source de bien-être, *via* notamment les paysages qu'ils produisent. Au croisement de ces attentes et de l'ambition initiale de ceinture verte, il y a la végétation dont les formes spatiales se déclinent en divers types (2.2.). Le parti pris de cette thèse est de considérer son étude spatiale, paysagère et floristique comme un outil pertinent d'analyse des dynamiques socio-environnementales à l'œuvre en Ceinture verte, de faire la part, en défénitive, entre ce qui relève d'enjeux environnementaux et ce qui est guidé par des enjeux purement sociaux, liés à des modes d'habiter et d'aménager.

2.1. La végétation et l'idée de nature

2.1.1. La Ceinture verte et la végétation à l'heure de l'Anthropocène

Depuis une dizaine d'années, l'idée a émergé que l'impact des sociétés humaines sur l'environnement était tel que l'humanité toute entière pouvait être considérée comme une force géologique (FRESSOZ et BONNEUIL 2016). La question environnementale qui sous-tend ce principe part du constat que le mode de vie, notamment occidental, en partculier dans sa composante urbaine, fait peser une menace sur l'équilibre écologique de la planète. Cette question s'articule au constat scientifique de changements globaux, climatiques et biologiques qui mettent en péril la biosphère mais aussi ce mode de vie. Cette question environnementale est désormais déclinée à toutes les échelles. Les contextes urbains occidentaux n'y échappent pas (DORIER-APPRILL 2006). Les terme de ville et de nature ont même été réunis pour fonder la notion de ville-nature (CHALAS 2010).

Les espaces végétalisés de la Ceinture verte sont dès lors, eux aussi porteurs d'attentes environnementales. Ils participent désormais de la viabilisation de nos modes de vie urbains au travers d'enjeux tels que la préservation de la biodiversité, le maintien de continuités écologiques, l'accès à des services écosystémiques et la qualité plus générale du cadre de vie où s'exprimerait la nature. Il s'agit donc bien d'une question sociale. Le terme même de « nature » en relève pour partie. C'est le sens de la définition proposée par M. LUSSAULT (in LÉVY et LUSSAULT (éds.), 2013) :

> La nature est l'ensemble des phénomènes, des connaissances, des discours et des pratiques résultant d'un processus sélectif d'incorporation des processus physiques et biologiques par la société. Bien loin d'être une instance extérieure à la société, un système autonome, la nature est une construction sociale, et elle se trouve intégrée, sous différents aspects, dans le moindre objet de société et donc dans le moindre espace.

La nature est « un composant construit de la société », « chaque société [sélectionnant] ce qui est naturel et ce qui ne l'est pas ». C. LARRERE et R. LARRERE (1997) poussent le raisonnement plus loin, et valident cette double dimension :

> La nature, comme extériorité radicale, est certainement morte. À la place de la séparation qui renvoyait à deux types d'intelligibilité hétérogènes, selon la nature et selon l'histoire, nous avons maintenant les moyens de saisir un parcours continu, celui de l'interaction du naturel et du social.

Prenant une distance avec notre civilisation occidentale, l'anthropologue Ph. DESCOLA (2015) affirme même que la nature est un « fétiche qui nous est propre », entité admirée et invoquée par les sociétés occidentales pour dire leur rapport au non-humain.

Objectons à LUSSAULT, qu'il existe tout de même bel et bien, à côté du récit, des mécanismes, des dynamiques, des processus bio-physiques, bref un « *système autonome* », des objets de nature, faune, flore, régis par leur propres règles, indépendemment des interventions humaines. C'est cette dimension que recouvre notamment la notion de spontanéité que nous retenons dans la thèse (voir § 2.2.6.).

Dans nos sociétés occidentales urbaines, la végétation est au cœur des processus sociaux (BLANC *et al.* 2007) :

> La végétation constitue un nœud de communication entre différentes dimensions de l'espace urbain du social au morphologique, de l'économique à l'écologique, ainsi qu'entre différentes échelles, du micro au macro

Elle se veut en outre l'expression la plus parlante du naturel : le géranium sera toujours perçu comme étant plus naturel que la terre dans laquelle il pousse (BERGUES 2010), le moindre brin d'herbe sera toujours plus valorisé que le rat ou le cafard (BLANC 2003). La végétation est ainsi le révélateur du bien-être environnemental, des richesses biologiques ou des bénéfices que la société tire des écosystèmes. Il y a cependant derrière chacun de ces enjeux, des logiques de pouvoirs scientifiques, politiques, économiques et sociaux qui appuient leur prise en considération. Ces logiques nous invitent à conserver une posture critique à leur égard, à évaluer comment ils se manifestent sur les territoires étudiés et comment ils écologisent ou non la végétation que l'on y trouve. Notre approche sociale de la végétation se trouve ainsi légitimée.

2.1.2. La « nature » comme cadre de vie et de loisirs et l'idéal de la campagne

Sous l'angle du cadre de vie, la nature peut être considérée comme une « anti-ville » (GEORGE et VERGER 2013) : dans cette vision, tout ce qui n'est pas ville serait de la nature. RAYMOND et SIMON (2012) ont montré qu'il fallait nuancer cette opposition. Aux yeux des citadins cependant, la campagne rentre dans ce champ sémantique de l'anti-ville, quand bien même d'ailleurs les modes de vie y sont parfois parfaitement urbains. La campagne peut ici être considérée comme une invention citadine où le paysage rural n'est d'abord perçu que comme un décor de nature. Convoquons à nouveau ici J. GRACQ (1985), dont les évocations picturales sont sans pareil, quand il décrit les franges rurales nantaises :

> Mais, quand on s'avance, par une claire fin d'après-midi, jusqu'au pont de briques à arches étroites, construit en aqueduc, qui ferme le parc du côté de l'ouest et enjambe la Chézine, on a la surprise, en regardant à travers une arche, d'une *vue* aussi nettement cadrée, aussi dépaysante, aussi insolite, que celles que procuraient, enfants, les microphotographies

> enchâssées avec leur lentille dans nos porte-plumes d'écoliers. Un val s'étend au-delà du pont, balayé par la lumière jaune du couchant, avec sa coulée de prairies, et, de chaque côté, la clôture de ses versants assez raides couronnés de taillis compacts. Aussi solitaire, aussi inhabité, aussi silencieuse que pourrait l'être un vallon de la forêt d'Ardenne.

Comme évoqué en introduction, cette quête d'une campagne-nature est ancienne. J. VAN WAERBEKE (2006) nous le confirme :

> Le mot « campagne » convient pour désigner l'objet du désir de nature qui anime les bourgeois parisiens à l'époque du Second Empire. Au moment où la ville s'embelit, rejetant les populations modestes sur ses marges proches, le désir bourgeois se projette au-delà de cette première périphérie, vers des sites qu'il va convertir en lieux de promenades et de loisirs, voire en lotissement résidentiels. Les artistes accompagnent le mouvement.

Il est possible de remonter plus loin encore que le Second Empire. Nous tirons ici l'exemple de deux tableaux, réalisés à 70 ans d'écart, et présentés à l'exposition « Paysages, du romantisme à l'impressionnisme – les environs de Paris » tenue à Sceaux en 2016 : l'un depuis Sèvre par Alexandre Hyacinthe Dunouy (Figure II-1), et l'autre à Louveciennes par Auguste Renoir (Figure II-2). Ces toiles auxquelles on pourrait ajouter celles, nombreuses, peintes dans les environs d'Auvers-sur-Oise par Vincent Van Gogh, montrent des étendues qui appartiennent bien aujourd'hui à la Ceinture verte.



Figure II-1 : Alexandre Hyacinthe Dunouy, Saint-Cloud et la Seine vus de la hauteur de Brimborion à Sèvres, vers 1820-25. *Le tableau donne à voir un paysage classique où prennent place promeneurs mondains et peintres en exercice parmi les alentours boisés du château de Saint-Cloud. Il y alors une forme d'élitisme à ces pratiques de la « nature ».*



Figure II-2 : Auguste Renoir, route de Versailles à Louveciennes, 1895. *Un aspect champêtre et plus commun retiendra davantage l'attention des impressionnistes comme ici avec Renoir.*

A la fin des années 1970, les sociologues MARIE et VIARD (1988) ont montré comment la perte des usages proprement ruraux relatifs à la terre et à l'espace ont été supplantés par des usages urbains dont les réalisations paysagères trahissent une perte de sens rural :

> [Aux résidents temporaires], non dénué[s] d'ambiguïté, s'ajoutent les vrais *résidents secondaires* qui ont pour principale caractéristique d'acheter un morceau de terre et d'y circonscrire tous leur investissements. D'où la tendance que l'on constate souvent chez eux à s'enfermer, à se réfugier dans un code, dans une règle et par là même à ignorer tout ce que la loi écrite méconnait, c'est à dire les droits coutumiers qui dépassent les frontières de leur clôture : les droits de passages traditionnels, la circulation des tracteurs sur les champs voisins, les bruits inévitables des matériaux agricoles… C'est dans ce cadre étroit que commence la pose du grillage, l'édification de la maison et la plantation surchargée des arbres et des fleurs. La haie vient souvent renforcer la clôture ; plantée sur les quatre côtés de la parcelle, elle dénote, là encore une *perte de sens*.

Depuis, l'idéalisation de la campagne s'est accentuée, ce qui a conduit l'anthropologue J.-D. URBAIN (2008) à la qualifier non sans ironie de « paradis vert », soit un « autre univers sensoriel » de « soustraction sociale » aux vertus thérapeutiques qui trouverait ses origines, en Europe tout au moins, dans un mythe de la « pastorale », idéal de la vie aux champs, selon BERQUE *et al.* (2006). Sensorialité et ressourcement conduisent à rapprocher campagne et nature, les deux ayant en commun le végétal comme garantie paysagère.

Ce désir d'une nature-campagne est l'un des moteurs des parcours résidentiels que suivent bon nombre d'habitants de la région parisienne qui souhaitent un cadre de vie bucolique tout en ne s'éloignant pas trop de Paris comme cela a été montré pour le village de Chateaufort en vallée de Chevreuse (BACQUÉ *et al.* 2016). Le concept de ville-campagne a été évoqué (DONADIEU 2008), dont le caractère « insoutenable », c'est à dire contribuant à l'étalement urbain, a été débatu (BERQUE *et al.* 2006 ; CAVIN 2012). Au fil d'une enquête approfondie dans

le grand ouest de la Région Île-de-France, Monique POULOT (2013) nous éclaire sur les motivations de ces urbains de la campagne :

> Plus globalement, sur un panel de quelque deux cents personnes, les deux tiers environ lient parcours résidentiel et recherche d'un environnement rural afin de renouer avec des attaches anciennes ou des pratiques de vacances. Les occurrences les plus nombreuses retiennent de ces espaces ouverts l'impression de campagne avec "les arbres, la verdure, les champs et les bois", un paysage qui en appelle aux sens et donne "une sensation de liberté jamais éprouvée en ville"

Le rapport sur les territoires périurbains à l'initiative du Plan Urbanisme Construction Architecture (PUCA) (IAU-IDF *et al.* 2014) reprend les éléments de ces enquêtes et ajoute à la compréhension des liens esthétiques que les habitants entretiennent avec les espaces non-bâtis :

> Les principales occurrences utilisées pour caractériser l'environnement périurbain qui se déclinent sur tous nos terrains sont : « *nature* », « *verdure* », « *couleurs* », « *beaux paysages* », « *grands horizons* », « *panoramas* », « *changements de saisons* », « *vallonné* », « *pas de vis-à-vis* », « *superbe* ». Cet espace périurbain est donc apprécié par les habitants pour le visuel qu'il dégage, les grandes étendues naturelles avec de belles vues qu'ils n'auraient pas la chance d'avoir s'ils habitaient en ville dense.

De ce point de vue, le terme de campagne est devenu synonyme de nature et inversement, pourvu qu'il s'agisse d'un ailleurs autre qu'urbain. Cette naturalisation de la campagne relève d'une socialisation de l'espace rural voire agricole par des groupes sociaux porteurs d'idéaux, comme l'a montré Richard Raymond dans sa thèse sur le Vexin français (RAYMOND 2004). Des études ont en outre démontré l'importance du jardin, environnement privatif, clos et calme, dans les choix de vie des habitants des grandes agglomérations (FRILEUX 2010). La végétation et l'idée de nature qui s'exprime au travers du jardin peuvent être considérées comme des « formes environnementales », pour reprendre les termes de N. BLANC (2016) ; formes environnementales qui participent de l'habitabilité des lieux (BLANC 2010). Il s'agit d'une forme maîtrisée du végétal qui vise une esthétique particulière, bien perçue d'ailleurs par les habitants comme l'a montré le rapport PUCA (IAU-IDF *et al.* 2014) :

> La vue apparaît clairement comme un des sens les plus mobilisés dans ce vivre dans les espaces ouverts : il est appréhension de l'espace, des paysages, mais aussi des couleurs.

L'essor des loisirs et des pratiques sportives de fin de journée ou de fin de semaine, de même que l'importance économique croissante de l'activité touristique, ont aussi contribué à valoriser les espaces forestiers et agricoles des pourtours de l'agglomération parisienne. Le terme d'aménité, d'inspiration anglo-saxonne, correspond bien à cette dimension. J'ai eu l'occasion dans un travail déjà ancien de maîtrise de montrer l'importance des aménités dans la culture de l'aménagement environnemental anglo-saxon, notamment en République

d'Irlande. Le terme a aussi irrigué l'évolution des attentes en *Green belt* de Londres (AMATI et YOKOHARI 2006). S'il n'est pas utilisé dans le contexte francilien par les acteurs de l'aménagement, il nous semble bien recouvrir le sens que les espaces boisés ou agricoles prennent aux yeux des visiteurs citadins : celui d'un décor récréatif et reposant, nette coupure d'avec l'ambiance intense, heurtée, chaotique de l'agglomération. Le paysage est la grille de lecture première d'appréhension de ces aménités. Les citadins recherchent des « paysages en bonne et due forme » à la manière de F. MASPERO (2004), ou des « vues nettement cadrées » tel J. GRACQ (1985). C'est cette quête qui habite aussi J.-P. KAUFFMAN (2013) quand il s'agace de l'entêtement de la ville à maintenir son corset sur la Marne. Ce rapport citadin à la nature façonne l'aspect des paysages. Ceux-ci doivent correspondre aux attentes citadines en matière de paysage de campagne. La forêt n'échappe pas à ces injonctions. Les acteurs de l'aménagement de ces secteurs ne peuvent omettre cet impératif sous peine d'être incompris, de voir les espaces d'être délaissés, et *in fine* exposés à la pression du bâti, comme en témoignent les efforts de préservation foncière et d'aménagement de l'AEV, ou encore ceux de l'ONF à propos des forêts périurbaines (MOIGNEU 2005).

Cette dimension est essentielle pour comprendre les décisions d'aménagement qui ont été prises sur le territoire de la Ceinture verte. Lorsqu'ils aménagent la végétation en vallée de Chevreuse, en vallée de l'Oise, en forêt de Montmorency, les pouvoirs publics (PNR, intercommunalités, ONF) le font pour répondre à une demande de nature souvent mêlée d'un désir de campagne qui tous deux s'expriment aux yeux des citadins d'abord dans une dimension paysagère, esthétique. Ces aspects seront pleinement développés et illustrés aux chapitres 11 et 12 de la thèse.

2.1.3. Les enjeux territoriaux de la biodiversité entre « indicateur de durabilité » et « dispositif de gouvernementabilité »

Le souci de préservation de la biodiversité émane à l'origine des scientifiques investis dans le champ de la biologie de la conservation (CLAVEL 2012). Le terme apparu au cours des années 1980 désigne la diversité du vivant d'un point de vue génétique, spécifique ou des écosystèmes, dans une perspective évolutive. Sous l'effet de grandes manifestations à l'échelle internationale, au début des années 1990 notamment (conférence de Rio en 1992), la biodiversité est progressivement devenue un enjeu institutionnel et politique.

La déclinaison des politiques en faveur de la biodiversité sur le terrain a pris des directions très éloignées de l'ancrage très naturaliste qui était le sien au départ. Des initiatives ont ainsi mis en évidence l'importance et le rôle biologique d'une flore ordinaire (LIZET *et al.* 1999) alors que les premières ambitions internationales insistaient surtout sur les espèces fragilisées, voire en danger d'extinction à l'échelle du globe. Cette valorisation d'une biodiversité ordinaire fut une manière de décliner la notion à une échelle locale et dans des contextes déjà très anthropisés, voire urbanisés (BOURCIER 2012; CLERGEAU éd., 2011; MIMET 2012). Les écologues ont ainsi développé des indices qui en permettent la mesure dans des contextes urbains (MURATET *et al.* 2008). En géographie, les recherches sont nombreuses, qui depuis une dizaine d'années, se penchent sur la dimension territoriale de la biodiversité : il suffit pour s'en convaincre d'inscrire les mots clés « biodiversité + géographie », sur le portail thèses.fr. Nombre de ces travaux envisagent la biodiversité « comme un facteur du développement des territoires, comme un indicateur de durabilité » pour reprendre les termes de L. SIMON (2006). Une logique d'aide à la décision publique est parfois sous-jacente à ces travaux, ainsi la thèse en aménagement de Marion Brun annonce-t-elle : « Biodiversité végétale et délaissés dans l'aménagement urbain. Contribution potentielle des délaissés urbains aux continuités écologiques » (BRUN 2015).

ARNOULD *et al.* (2011) ont interrogé le bien fondé de la notion en milieu urbain, en soulevant notamment la dimension marketing des projets de nature en ville, liée au rayonnement national voire international des métropoles. Souvenons-nous ici des ambitions parisiennes de la fin du XIX^{e} siècle à propos du verdissement de la zone des fortifications : il s'agissait déjà de donner à voir au monde une image rayonnante de la ville. En 2017, une agglomération se doit désormais de mettre en évidence la richesse biologique de son territoire, comme l'a fait la ville de Paris avec son plan biodiversité (SCAPINO 2016).

Cherchant au départ à attirer l'attention sur la diversité du vivant et sur celle des milieux qu'il occupe, le terme a acquis une dimension globalisante, remplaçant petit à petit celui de nature (LEPART et MARTY 2010). Le rôle des écologues est primordial dans cette translation nous dit J. CLAVEL (2012) :

> S'il est important pour la recherche fondamentale en écologie de conserver une certaine autonomie, les biologistes de la conservation, les plus à même de comprendre l'urgence de la situation, ont progressivement accompagné leurs discours d'une réflexion éthique et se sont majoritairement engagés dans la cause écologiste. […] la biologie de la conservation est une discipline scientifique missionnaire qui porte une dimension normative.

A côté de la dimension purement scientifique, la biodiversité revêt une dimension morale voire affective. C'est alors que la translation s'opère (CLAVEL 2012) :

> Ainsi, une fois la scientifisation de la protection de la nature amorcée, de nouveaux discours scientifiques et politiques se sont développés, remplaçant le terme vernaculaire de « nature » par celui de « biodiversité »

Là où l'on pensait visiter un aquarium, on peut ainsi croiser à Banyuls-sur-Mer un « biodiversarium », vitrine de l'observatoire océanologique méditerranéen[12]. L'invocation de la biodiversité guide désormais les politiques publiques ayant pour objet la préservation de la nature faisant de la notion un « dispositif de gouvernementabilité » (CASTRO 2013). C'est ainsi qu'une agence française pour la biodiversité a vu le jour en 2016[13] à l'initiative du Président de la République, François Hollande. Preuve de cette emprise sémantique de la biodiversité sur la gestion de la nature en général, l'agence encadre désormais la politique des parcs nationaux. La biodiversité fait partie de ces concepts environnementaux, plus encore, en raison de son succés que ceux de continuité écologique et de service écosystémique, qui, favorisant une approche interdisciplinaire, se vident petit à petit de leur sens dans le champ scientifique et/ou politique globalisé. Le risque est réel que « [c]es concepts, ainsi vidés de leur sens, deviennent des instruments de communication au service d'actions annoncées avec éclat, mais sans suite » (PETIT *et al.* 2014).

Dans le contexte de l'espace compris dans la Ceinture verte, l'intérêt pour la biodiversité, sa recherche, sa préservation, sa valorisation, guident les interventions des gestionnaires. Le terme permet même une écologisation des territoires (FRANCHOMME *et al.* 2013). Les modes de gestion encouragent tantôt certaines espèces ou communautés végétales, tantôt se désintéressent d'autres types de communautés, empêchant du même coup des milieux, des espaces même, d'accéder à la qualification désirée. L'analyse de la végétation à laquelle nous avons procédé met en lumière ces trajectoires territoriales, et la reconnaissance ou le rejet qu'elles produisent vis-à vis de la flore ou du paysage.

2.1.4. Les trames vertes urbaines : une tentative de compromis entre enjeux écologiques et attentes sociales

Les trames vertes et bleues et leur déclinaison urbaine ontconnu un engouement important ces dix dernières années dans les politiques d'aménagements françaises. Peut-on les

[12] voir : http ://www.biodiversarium.fr/
[13] Décret n° 2016-1842 du 26 décembre 2016 relatif à l'Agence française pour la biodiversité

considérer comme un nouvel élan en faveur de la « vieille » notion de ceinture verte, ou, à l'inverse la ringardisent-ils définitivement ?

La question des continuités écologiques est intimement liée à l'enjeu de biodiversité. Elle en sous-tend spatialement la dynamique. Elle repose sur le postulat (qui mériterait pourtant d'être discuté car il ne prend guère en compte la concurrence entre espèces) que c'est en permettant aux espèces animales et végétales de se propager que l'on garantira leur préservation et leur diversité. À nouveau, le paysage est ici au cœur de la problématique. Cette fois-ci, c'est sa dimension matérielle qui prévaut, fondée sur les principes de l'écologie du paysage (FORMAN et GODRON 1986) discipline qui vise à spatialiser les phénomènes écologiques (voir chapitre 3, §3.2.2.), et revêt de ce fait une dimension géographique. Les trames vertes urbaines en sont l'expression dans l'espace urbain. Elles sont l'occasion d'un dialogue avec les citadins sur le bien-être auquel contribue la nature en ville (SIMON et GOELDNER-GIANELLA 2012). Depuis le Grenelle de l'environnement organisé en 2008, la question des trames vertes et bleues a eu tendance à embrasser l'ensemble des problématiques liées à la préservation et la valorisation de la nature en ville au sein des politiques urbaines, en témoigne cette phrase d'ouverture de l'ouvrage de référence de CLERGEAU et BLANC (2013) :

> Aujourd'hui, le système urbain appelle à un renforcement fort du compartiment environnement notamment dans l'objectif attendu d'une qualité du cadre de vie. Les enjeux sont à la fois une réduction des nuisances créées par l'homme et l'augmentation d'une nature dont on peut attendre plusieurs services écosytémiques, c'est à dire des services dont l'homme bénéficie. Le Grenelle de l'environnement a souligné d'une part l'importance de l'organisation des paysages dans le maintien et la sauvegarde de la biodiversité avec les projets de trames vertes et bleues, et d'autre part le développement nécessaire d'une nature dans la ville. Au croisement de ces deux objectifs, il y a la notion de trame verte urbaine qui est actuellement questionnées par de nombreuses collectivités.

Cadre de vie, biodiversité, paysages, services écosystémiques, on retrouve bien ici les enjeux auxquels cette thèse se confronte. La trame verte est présentée comme la synthèse de toutes ces questions, elle en est l'outil d'aménagement dans un contexte urbain. Pour certains auteurs, les trames vertes sont une nouvelle façon de penser les espaces verts (MEHDI *et al.* 2012) – notion en elle-même restrictive par rapport aux espaces végétalisés – voire une réponse aux enjeux du changement climatique (BERTRAND et SIMONET 2012). Nous avons vu que la Région Île-de-France en avait étendu les principes d'aménagement à l'ensemble du territoire francilien avec le SRCE (voir chapitre 1).

Dans les faits, la recherche a réfléchi au mariage entre enjeux écologiques et sociaux, alors que le concept de continuité écologique traduit au départ l'initiative des écologues, puisqu'il y

est d'abord question du rapport des populations animales et des peuplements végétaux à l'espace. Si les écologues ont gardé la main sur les aspects biologiques (voir notamment les travaux de Ph. Clergeau), les géographes se sont consacrés d'une part aux enjeux géomatiques pour interroger le réseau de la biodiversité dans les zones urbaines (AGUEJDAD 2009; BOURGET et LE DU-BLAYO 2010) ou à l'échelle régionale (BETBEDER 2015; GIRARDET 2013; HUBERT-MOY *et al.* 2012), et d'autre part à un travail d'enquête sociologique qui interroge le rapport des habitants à la biodiversité (CORMIER *et al.* 2012; GRÉSILLON *et al.* 2012; SIMON et GOELDNER-GIANELLA 2012). D'autres travaux, en aménagement, ont cherché à comprendre l'effet de cette conception spatiale sur les politiques publiques d'aménagement (DEBRAY 2015).

L'émergence de cette réflexion a conduit d'autres chercheurs à interroger la pertinence écologique des trames vertes dans un contexte urbain. C'est ainsi que ARNOULD *et al.* (2011) rappellent que « dans un environnement aussi contraint que la ville, la fonctionnalité de ces corridors écologiques relève du pari ». GODRON (2012) enfonce le clou :

> En France, le problème de la fragmentation des paysages a été bien vu lors du Grenelle de l'environnement. Malheureusement, le service chargé de la préparation de la trame verte et bleue a oublié que la fragmentation d'un habitat n'est pas la même pour toute les espèces et il a pensé que la connectivité se résumait à l'existence de corridors polyvalents à l'échelle de la région.

Pour dire les choses encore plus crûment, un trait vert sur un schéma d'urbanisme ne peut produire, miraculeusement, un corridor, élément d'u réseau écoogique.

Pourtant, les trames vertes urbaines ont connu un succès indéniable ces dernières années dans le sillage du Grenelle de l'environnement. Chaque collectivité a depuis cherché à en équiper son territoire, ce qui a, pour partie, ajouté à la confusion puisqu'elles ont alors été pensées à plusieurs échelles. De même que pour la biodiversité, l'instauration ne s'est pas toujours fait en réponse directe à l'impératif de vitalité biologique locale. Les trames vertes se sont souvent pliées aux enjeux esthétiques et urbains du végétal en ville, ce qui était concevable, tout en maintenant un argumentaire écologique nettement moins convaincant. Nous avons pu le vérifier à l'occasion d'un colloque organisé à Tours en mai 2016 sur le thème des services écosytémiques (voir §2.1.5.) durant lequel une sortie était organisée par le service des parcs et jardins de la ville de Tours : le cheminement « vert » que nous avons suivit depuis le centre vers la périphérie a d'abord été l'occasion de constater le savoir-faire paysager de la ville, moins la cohérence biologique des choix de plantes, davantage retenues pour leurs qualités esthétiques, d'entretien et de robustesse en milieux urbains que pour leur contribution à la biodiversité locale, l'ensemble étant pourtant bien présenté comme une

trame verte, entre parterres fleuris du square de la Préfecture, gazons de la ligne de tramway, arbres d'alignement le long de l'allée de la Bourdaisière et parcs paysagers du quartier de Sanitas. Les paysagistes se sont ainsi (ré)approprié le principe en le rapprochant davantage encore d'un enjeu d'aménagement (TOUBLANC et BONIN 2012), ce qu'il était bien à l'origine si l'on se souvient des premières tentatives de *parkways* de Frederic Law Olmsted à la fin du XIX^{e} siècle aux États-Unis (CLERGEAU et BLANC 2013).

La notion de trame verte prend place indifféremment dans l'espace, qu'il soit rural ou urbain, seules les modalités d'aménagement changeant. Les trames vertes ont rencontré un grand succès en raison de la malléabilité du principe quel que soit le contexte ou l'échelle. CLERGEAU et BLANC (2013) citent la définition que propose en 1990 C.E. Little des *greenways*, terme anglais pour désigner les continuités vertes :

> Un espace libre linéaire établi le long, soit d'un couloir naturel, comme un front de rivière, un cours d'eau, une vallée ou *ridgeline*, soit sur terre le long d'une voie de chemin de fer convertie aux loisirs, un canal une route pittoresque ou autre parcours

De la vallée à la ligne de chemin de fer, la notion de continuité à laquelle fait écho la trame verte ne renvoie pas à une échelle particulière. Elle peut conduire du reste dans un contexte urbain à créer *ex-nihilo* des infrastructures vertes pour compléter la maille du réseau écologique urbain comme en témoignent les réflexions de LINGLART *et al.* (2016) concernant la trame verte urbaine au sein de la communauté d'agglomération Plaine Commune :

> Il serait intéressant de se questionner par exemple sur la construction d'une armature d'espaces libres rejoignant à la fois des enjeux écologiques, de mobilité, ou de loisirs, et d'opérer des choix en fonction de leur superficie et de leur localisation.

On ne sait plus très bien du reste dans ce contexte de promotion de la trame verte où s'arrêtent et où commencent recherche scientifique et aide à la décision publique. Enfin, les programmes de recherche sur les trames verte urbaines en sont restés au principe de gradient de verdure dont nous discutons au paragaphe 2.2.2. et 2.2.6. Nous ne chercherons pas dans cette thèse à discuter des trames vertes présentes, ou potentielles, en Ceinture verte. On l'aura compris, les deux termes ne renvoient pas aux mêmes échelles ni au mêmes enjeux.

2.1.5. Les services écosytémiques, de nouvelles normes pour gouverner territoires ?

La notion de service écosystémique a été définie en 2005 dans le cadre du Millenium Ecosystem Assessment (MEA) comme les bénéfices que les hommes tirent des écosystèmes (MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT 2005) qu'il s'agisse de ressources (énergie,

matières premières), de moyens de régulation environnementaux (contre la pollution atmosphérique, les inondations, l'érosion etc.) ou de sources de bien-être (activités récréatives, valeurs esthétiques). La notion de services écoystémiques est émergente au niveau institutionnel. Si l'expression a déjà fait l'objet de remises en causes critiques (ARNAUD DE SARTRE *et al.* 2014; NORGAARD 2010), elle a toujours le vent en poupe, comme en témoigne le colloque organisé à Tours du 24 au 26 mai 2016 « Services écosytémiques : apports et pertinence dans les milieux urbains ». Ce colloque a donné lieu à une série de publications dans la revue Environnement Urbain / Urban environnement. Le chapitre 10 de cette thèse en reprend les données et analyses exposés dans l'article que j'ai proposé et qui a été publié dans ce numéro de revue (ROUSSEL 2017, voir annexe 3c).

Les écologues ont voulu établir un lien entre services écosystémiques et végétation, à l'échelle des plantes mais aussi à l'échelle des communautés végétales (DIAZ *et al.* 2007). Ces études ont donné lieu à des quantifications extrêmement précises et très localisées. Quelques études ont certes cherché à connecter ces études écologiques aux échelles paysagères (CROUZAT *et al.* 2015; HOMOLOVA *et al.* 2014) mais la complexité et la quantité des données à prendre en compte, de même que la spécificité des espaces auxquels elles se sont cantonnées – les pelouses d'alpage par exemple – rendent pour le moment impossible la transposition à des échelles plus larges (LAVOREL *et al.* 2017; LAVOREL *et al.* 2011).

La géographie de son côté s'est notamment saisie du terme pour évaluer, spatialiser et cartographier les services écosystémiques, sous l'impulsion de politiques scientifiques internationales, telle que la plateforme *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES[14]) ou européennes, tel que le programme *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* (MAES[15]). Spatialisation et cartographie participent d'un processus de transcription de la notion dans le champ des politiques environnementales. Cette logique a été précisément exposée par ARNAUD DE SARTRE *et al.* (2014) dans l'ouvrage collectif « *Politcal ecology* des services écosystémiques ». En France, ils sont au programme du Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer qui a engagé à partir de 2012 une « évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques » (Efese). L'un de ses objectifs :

[14] http ://www.ipbes.net/
[15] http ://biodiversity.europa.eu/maes

> […] vise à construire des outils robustes et cohérents pour que les enjeux de protection et de conservation des écosystèmes et de la biodiversité soient perçus par l'ensemble des acteurs [16].

Dans le même temps, les services écosystémiques continuent à être un objet d'étude important dans des programmes de recherche à l'échelle internationale. Il y a désormais une vocation affirmée d'aide à la décision publique. C'est le cas par exemple du programme soutenu par l'Union européenne « Operational Potential of Ecosystem Research Applications » 'OPERAs'[17] : « The project seeks to help stakeholders to apply the ecosystem services and natural capital concept into practice ».

J'ai eu l'occasion d'expérimenter ce cadre de recherche lors d'un séjour scientifique de trois mois au sein du laboratoire de géographie de l'environnement de la Vrije Universiteit d'Amsterdam aux Pays-Bas, impliqué dans le projet OPERAs. Les chercheurs en géographie y développent notamment des modèles visant à spatialiser les services écosystémiques. L'occasion m'a été donnée de tester l'application de ces modèles de spatialisation des services écosystémiques dans le contexte périurbain de la Ceinture verte de la Région Île-de-France. Les services écosystémiques ne fondent pas encore de politiques à l'échelle de l'Île-de-France, mais ils constituent l'un des enjeux de la préservation de la trame verte et bleue au sein du SRCE en lien avec la notion de multifonctionnalité. En ce sens, l'IAU a publié en 2011 une synthèse à l'attention des décideurs portant sur la multifonctionnalité de la trame verte et bleue en secteurs urbains et périurbains dans laquelle la notion de service écologique est mobilisée pour appuyer la préservation de la biodiversité, notamment végétale (DAVID 2011). Sans préjuger des développements qui seront proposés à l'avenir par les acteurs régionaux, il nous a semblé pertinent à mes collègues amstellodamois et moi-même d'évaluer le niveau de concordance des cartes issues de la modélisation de services écosystémiques avec des observations floristiques et paysagères de terrain, encouragés en cela par MALINGA *et al.* (2015) qui ont montré que la plupart des évaluations de services écosystémiques concernent des échelles municipales, assez fines donc (1 hectare), mais qu'elles ont recours à des données et des modèles généralistes pour ce faire. L'hypothèse est posée que ces méthodes classiques de spatialisation de services écosystémiques sont à même de produire des erreurs assez importantes dans le contexte paysager hétérogène de la Ceinture verte en ne tenant pas compte de la dimension territoriale des espaces végétalisés. Cette expérience scientifique à

[16] Voir : http ://www.developpement-durable.gouv.fr/levaluation-francaise-des-ecosystemes-et-des-services-ecosystemiques

[17] Voir : http ://operas-project.eu/

l'étranger a guidé notre manière d'aborder les services écosytémiques dans la thèse. Il s'agira de mieux comprendre les décalages encourus en prenant appui sur la végétation sur le terrain et les communautés végétales qui la constituent, l'espace périurbain et la végétation qui le caractérise étant un champ encore peu exploré de mise en application des modèles existants.

Ce travail a également donné lieu à un article pour la revue anglo-saxonne *Ecological Indicators* (ROUSSEL *et al.*, 2017, voir annexe 3d), sur des données identiques à celles de la revue EU/UE mais avec un propos plus consensuel, la ligne éditoriale de la revue ne permettant que modérément la critique, pas plus que les financements OPERAs de mes collègues d'Amsterdam. Nous reviendrons sur les implications de ce type de fonctionnement institutionnel au chapitre 10.

Que l'on aborde la végétation sous l'angle du cadre de vie de nature ou de campagne, de la préservation de la biodiversité, des services écosystémiques, on se confronte systématiquement à des discours, à une forme d'instrumentalisation des enjeux environnementale à des fins d'aménagement et de modes d'habiter. La dimension territoriale est sans cesse présente. Si certains espaces végétalisés tels que les espaces verts urbains ne laissent pas de doute sur les intentions urbanistiques, l'analyse est plus complexe du côté des espaces végétalisés moins cadrés. Pour lever le voile sur les dynamiques territoriales à l'œuvre, il faut donc observer la végétation spontanée que nous considérons comme un indicateur de la naturalité des lieux et donc du degré et du type des interventions anthropiques.

2.2. Une étude de la végétation spontanée

2.2.1. Les espaces ouverts, une notion vague du point de vue biogéographique

Au moment de dessiner les contours de la Ceinture verte au début des années 1980, la fragmentation spatiale de ces périphéries n'a pas été considérée par les institutions régionales. La notion d'espace ouvert a permis dans ce contexte une certaine souplesse dans la désignation des espaces : parcs et jardins, terrains de sports ou parcours de golf, cimetières sont des espaces ouverts au même titre que les terres agricoles, les forêts ou les friches et les terrains vagues. L'IAURIF propose une définition des espaces ouverts qui suit l'influence anglo-saxonne :

> Le concept d'espaces ouverts, traduction de l'anglais *open spaces* utilisée en France depuis la fin des années 1960, recouvre l'ensemble des espaces boisés, agricoles et naturels, c'est-à-dire ni bâtis ni imperméabilisés.

Le terme est toujours utilisé par les institutions régionales, en particulier par l'IAU qui lui consacre régulièrement une étude ou un propos dans ses publications sous l'angle d' « analyses fonctionnelles » (DE BIASI 2009; DE BIASI et CHARRE 2010; IAU-IDF 2011). Les espaces ouverts sont ainsi parmi les « fonctions vitales de l'Île-de-France » dans un documentaire vidéo de l'IAU-idf daté de 2015[18] ou supposent « une planification nécessaire » (HUART 2009). La géographie s'en est également saisie comme objet d'une dialectique avec l'espace urbain (BANZO 2015). De ce point de vue, le terme présente un caractère malléable utile au moment d'aborder ce qui ne relève pas de l'espace bâti dans l'espace périurbain (BANOS et SABATIER 2010; POULOT 2013). Son caractère flou et vague nuit cependant à l'analyse de la végétation. Les attentes socio-environnementales, en particulier l'impératif de préservation de la biodiversité, ainsi que la dimension paysagère, notamment l'idéal de nature qui la sous-tend ne peuvent être appréhendés par la notion d'espace ouvert. Ces deux dimensions concourent à mettre la végétation au cœur de l'analyse et à nuancer les catégories spatiales en place sur le plan végétal. La notion d'espace ouvert (car non bâti) est du reste trompeuse si on l'aborde sous l'angle paysager : la forêt est ainsi un paysage fermé et non ouvert !

2.2.2. Simple comme un gradient d'urbanité et/ou de verdure ?

Géographes et écologues se sont appuyés sur la notion de gradient d'urbanisation ou de gradient de verdure pour étudier la végétation des périphéries des agglomérations. Or, la situation d'entre-deux qui est celle de la Ceinture verte nous invite à « dépasser l'idée de transition comme interprétation du changement et [de] s'émanciper d'une logique centre/périphérie » nous disent LEGALL et ROUGÉ (2014).

Dans son ouvrage sur l'écologie des paysages urbains, Philippe CLERGEAU (2007) s'appuie sur des catégories spatiales figées qu'il reprend des travaux de MARZLUFF *et al.* (2001) sur l'avifaune en milieu urbain : un centre est ainsi caractérisé par une surface en végétation de l'ordre de 15 %, un péricentre avec 40 % de végétation, un suburbain couvert jusqu'à 70 % par

[18] voir : « Les espaces ouverts, fonctions vitales de l'Île-de-France » https ://www.youtube.com/watch?v=NhKMquToPRo

la végétation, un espace périurbain enfin associé par l'écologue au rural. Dix ans plus tôt,. Clergeau avait déjà fondé l'étude de l'avifaune dans l'agglomération de Rennes et ses alentours sur ces principes (CLERGEAU *et al.* 1997). Le programme de recherche ECORURB en a pris la suite cherchant plus largement à comprendre l'évolution des relations biologiques ville-campagne. L'objectif est de « déterminer si l'urbanisation peut jouer un rôle sélectif dans l'évolution des assemblages spécifique » (CLERGEAU *et al.* 2003). La méthode de collecte de données est fondée sur ce principe (*Ibid.*) :

> […] nous avons retenu des petits boisements d'environ un hectare sur un gradient d'urbanisation allant du centre-ville jusqu'à la campagne périurbaine très agricole ; au total 12 stations boisées ont été sélectionnées par site d'étude, certaines étant prochainement soumises à un phénomène d'urbanisation.

Les conclusions sur le plan spatial restent cependant assez générales :

> La conséquence directe de l'étalement urbain, au niveau de la petite ville comme de la mégapole, est la disparition d'espaces ruraux, ou à caractère plus naturel, au bénéfice de nouveaux espaces construits (zones de logements, zones d'activités, infrastructures routières…).

Le programme ECORURB a conduit à la publication de nombreux travaux, articles ou thèses dont certains ont permis d'observer les dynamiques biologiques relatives à la végétation telle la thèse de biologie de V. Pellissier « Conséquences de l'urbanisation sur la dynamique végétale » (PELLISSIER 2006). Des travaux géographiques ont cherché à préciser le gradient. La ville de Rennes a ainsi fait l'objet d'analyses quantitatives par télédétection (AGUEJDAD et HUBERT-MOY 2016) qui conduisent les auteurs à affirmer à la suite de Clergeau :

> Ces résultats confirment le constat selon lequel la ville, au fur et à mesure qu'elle s'étend, inclue de plus en plus de nature suivant un gradient de verdure qui s'observe depuis le centre-ville jusqu'à sa périphérie.

Toute la question est bien de savoir de quelle nature et de quelle verdure l'on parle et à quelle échelle on évalue cette nature et cette verdure. Une autre question tient à la taille respective des agglomérations de Rennes et Paris. Ce principe est-il directement transposable ?

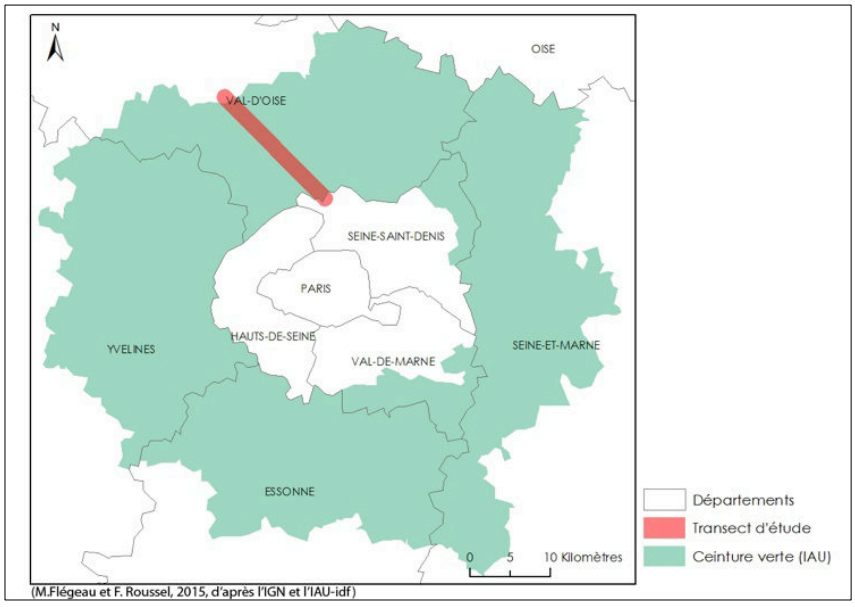
Pour montrer la diversité des espaces végétalisés et des situations observables selon que l'on se situe plus ou moins proche du cœur urbain ou de la couronne rurale, nous avons réalisé Morgane Flégeau et moi-même une enquête en Ceinture verte sous la forme d'un transect. Ce travail a été présenté lors d'un colloque organisé à Valenciennes du 23 au 25 septembre 2015 sur le thème « Nature des villes, nature des champs. Synergies et controverses ». Cette communication est en cours de publication aux Presses universitaires de Valenciennes sous le titre : « La ceinture verte de la Région Île-de-France : discontinuités, mises en valeur et

représentations » (FLÉGEAU et ROUSSEL 2017, voir annexe 3e). Les paragraphes qui suivent reprennent le contenu de cet article exploratoire et l'approfondissent en interrogeant davantage cette logique de gradient.

2.2.3. Un transect à travers la Ceinture verte : essai de typologie des espaces végétalisés et gradient d'urbanisation

2.2.3.1. La méthode retenue

Le transect retenu part de l'Université Paris 13, en face de laquelle on est censé entrer dans la Ceinture verte qui débute sur la commune de Montmagny, située dans un tissu urbain dense, et se termine sur les bords de l'Oise, aux portes du Parc naturel régional du Vexin, quant à lui caractérisé par sa forte dimension agricole. Sa longueur permet d'étudier une diversité de configurations entre espaces urbains et ruraux. Surtout, il couvre en totalité l'épaisseur de la Ceinture verte (carte II-1).



Carte II-1 : La Ceinture verte d'Île-de-France et le transect retenu (F. Roussel et M. Flégeau).

L'identification des espaces végétalisés s'est appuyée sur quatre critères : l'organisation spatiale, le paysage, les représentations et le statut réglementaire. Pour y parvenir, quatre étapes ont été élaborées.

La première s'est appuyée sur l'analyse et la cartographie de photographies aériennes de 2011 mises à disposition par l'Institut Géographique National (IGN), d'une résolution à 50

cm, également croisée avec la version 2012 du Mode d'occupation des sols (MOS) de l'IAU. Nous aurons l'occasion dans le chapitre 4 de développer ce point.

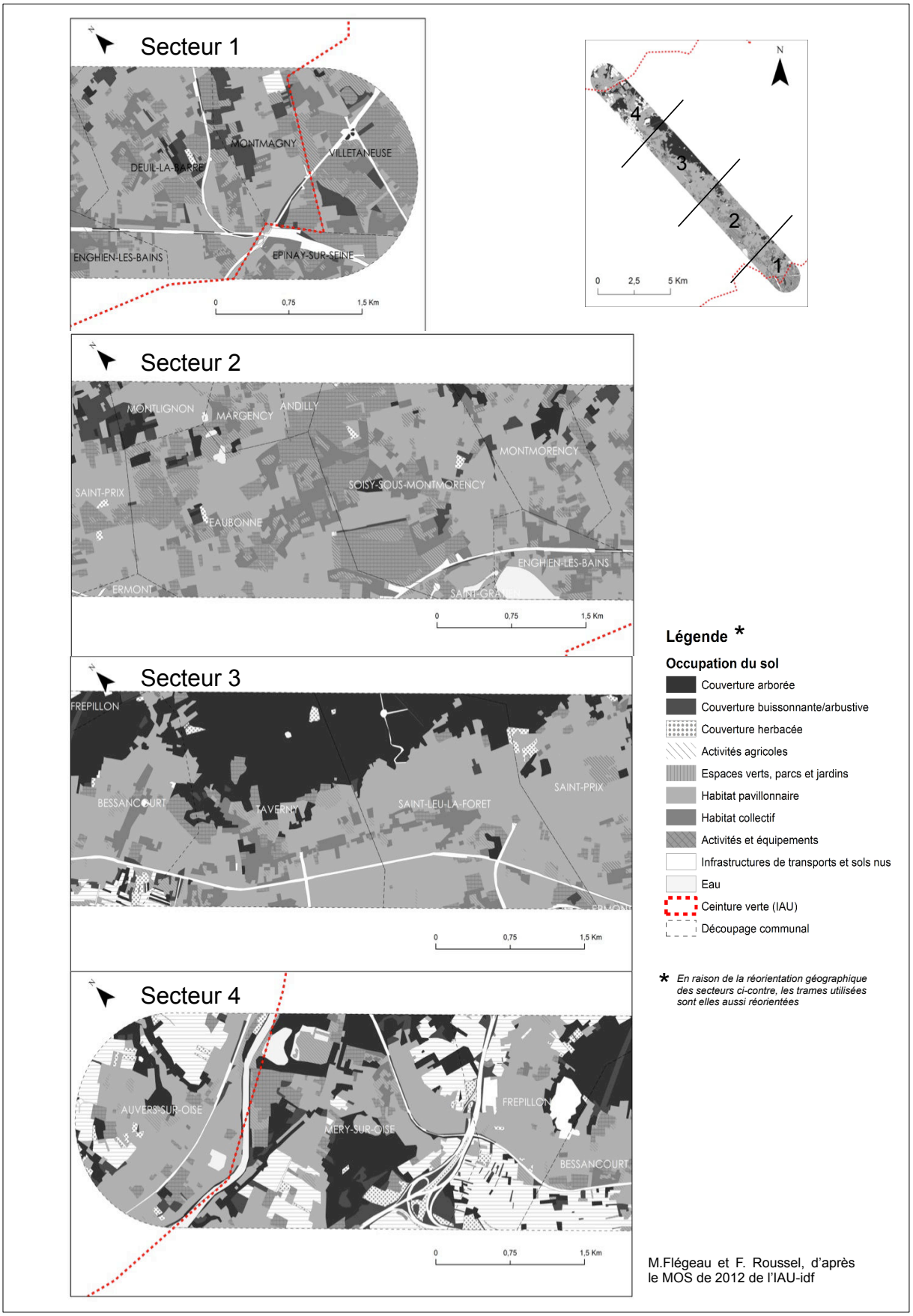
La seconde étape nous a conduits sur le terrain pour préciser la nature des paysages propres à chaque espace cartographié. Ce travail nous a permis de collecter des informations complémentaires sur l'ouverture ou la fermeture de ces espaces, leurs caractéristiques botaniques générales, leur degré de mise en valeur et enfin les fonctions auxquelles ils répondent. À ce stade, une première sélection d'espaces a été réalisée.

Une troisième étape a consisté en un travail d'enquête auprès des habitants de manière à approcher les perceptions et représentations sous un angle qualitatif. La grille d'entretien élaborée a privilégié des questions en nombre limité et les plus ouvertes possibles afin de laisser les personnes exprimer leurs perceptions. Les thèmes abordés concernaient les pratiques, l'accessibilité, la perception des lieux et de leurs fonctions, la perception des modes d'intervention et d'entretien, le rapport ville/campagne ainsi que la Ceinture verte. Treize entretiens ont été réalisés le long du parcours et ont fait l'objet d'une analyse plus approfondie de la part de Morgane Flégeau dans le cadre de sa thèse.

2.2.3.2. De Villetaneuse à Auvers-sur-Oise : un cheminement urbain

Le parcours, orienté sud-est / nord-ouest, est rythmé par plusieurs ensembles. La vallée de Montmorency, forme un couloir entre deux buttes, celle du Parisis et celle de Montmorency. Elle s'ouvre ensuite sur la vallée de l'Oise. Le transect invite à étudier les espaces végétalisés le long d'un axe de moins en moins densément urbanisé. Cependant, l'essentiel du territoire traversé est situé au sein de l'unité urbaine de Paris, au sens de l'INSEE[19], chacune des communes prises en compte faisant partie de ce que l'organisme définit comme la banlieue. La carte II-2 présente une cartographie des modes d'occupation des sols en quatre sections.

[19] L'INSEE définit l'unité urbaine selon les critères de continuité du bâti. L'unité urbaine de Paris regroupe 412 communes dont le tissu urbain ne possède pas plus de 200 m entre chaque bâtiment.



Carte II-2 : Cartographie des modes d'occupation du sol du transect étudié (F. Roussel et M.Flegeau, d'après IAU Île-de-France).

D'un point de vue de la morphologie urbaine, l'espace étudié peut être découpé en trois sous-ensembles. Le premier (sections 1 et 2) est situé en frange interne de la Ceinture verte. Ce sous-ensemble va de la commune de Montmagny à celle d'Eaubonne et présente un tissu urbain quasi continu, très dense et hétérogène, mêlant un bâti pavillonnaire et des ensembles d'habitat collectif avec de grands équipements sportifs, scolaires ou sociaux. Un deuxième sous-ensemble se dégage en poursuivant le cheminement vers l'Oise (section 3). Le tissu urbain y est plus discontinu, l'habitat caractérisé par une forte proportion de logements individuels. D'Eaubonne à Taverny, on longe la butte de Montmorency, bien visible dans le paysage avec sa couronne boisée. L'habitat y est relativement cossu, en particulier sur le coteau, comme dans l'ancien village de Saint-Prix. Enfin, à partir de la commune de Taverny et ce jusqu'aux bords de l'Oise (section 4), il s'agit d'une toute autre forme d'occupation de l'espace qui porte l'empreinte de l'activité agricole. Des noyaux villageois centraux hérités de l'histoire sont entourés de lotissements, qui sont eux-mêmes au contact direct des espaces de culture. Ces espaces encore largement ruraux ont connu une forte urbanisation dans les années 1990, en particulier avec la construction de zones d'activités, sous l'influence notamment du pôle économique de Cergy-Pontoise. Ce territoire reste fortement marqué par l'influence de l'agglomération au travers notamment des grandes infrastructures de transport routières et ferroviaires qui le traversent : la ligne H du « Transilien » qui relie Paris à Pontoise, l'autoroute A155 et la Francilienne. Ce territoire bascule définitivement dans l'espace rural en quittant Auvers-sur-Oise.

Ce sont donc trois ensembles territoriaux relativement cohérents que nous avons identifiés et qui donnent à voir une forme de gradient d'urbanisation.

2.2.4. Une diversité d'espaces végétalisés plus ou moins aménagés et appréciés

Pour une bonne partie d'entre eux, les espaces végétalisés participent de l'urbanisation et une pour une autre part de la ruralisation. Ils ne se rattachent à la nature qu'au sens où cette dernière est une construction sociale – hormis les formes végétales spontanées. Sept types d'espaces végétalisés ont ainsi été mis en lumière. Ils recoupent des catégories bien identifiées dans le champ de la recherche géographique : certains sont très construits, tels les jardins collectifs, les jardins pavillonnaires ou les parcs urbains, d'autres mêlent aménagements et formes végétales spontanées, tels les forêts domaniales, les espaces agricoles et les bords de

rivières aménagés, d'autres enfin sont laissés à l'abandon : les friches buissonnantes et arbustives ou boisements isolés.

2.2.4.1. Des espaces végétalisés construits

- *Les jardins collectifs*

Présents dès le début du cheminement, les jardins collectifs existent sous divers statuts, communal à Montmagny, associatif à Deuil-la-Barre. Ils participent généralement d'une mise en valeur urbaine d'anciennes parcelles maraîchères ou de vergers enfrichés. Dans cette catégorie, il faudrait aussi inclure les jardins potagers des marges de la plaine agricole de Pierrelaye, caractérisés par un flou réglementaire, entre parcelles privatives et usages informels. Ils relèvent pourtant de mécaniques sociales similaires de maintien du lien à la terre ou de soutien à la subsistance.



Photographie II-1 : Jardin collectif à Deuil-la-Barre (M. Flégeau et F. Roussel - 2015).

Les jardins collectifs ont connu un fort renouveau à partir des années 2000 en Île-de-France (DEMAILLY 2014). Ce type d'espaces répond à un nombre de fonctions accrues. Le besoin de nature et la demande de paysage sont les premiers éléments évoqués lors des enquêtes. Un locataire d'une parcelle à Deuil-la-Barre interrogé témoigne en ce sens : « Ça me ramène à la terre ». Ces jardins agissent pour leurs occupants comme des poches de bien-être, hors de la ville, autour de leurs pratiques agricoles amateurs. « J'ai besoin de la nature » exprime cet autre habitant. La dimension sociale est aussi primordiale et participe de leur appropriation. Les jardins collectifs contribuent au cadre de vie dans un contexte urbain dense (REYBURN 2002). Il s'agit alors bien d'une pratique urbaine de jardinage, qui peut aussi prendre dans les quartiers populaires la forme d'une véritable culture de subsistance.

- *Les jardins pavillonnaires*

La carte II-2 permet de constater l'importance des jardins pavillonnaires sur le transect parcouru. Le rapport des habitants à leur jardins, spécifique dans le mode d'habiter périurbain a été étudié et nuancé par ailleurs, au travers notamment du rôle tant social qu'écologique des haies (FRILEUX 2010). Si le jardin privé renvoie à d'importants enjeux en matière de préservation de la biodiversité, il est un lieu qui « appartient à l'habitant » et implique donc des logiques propres (RIBOULOT 2016).

- *Les parcs et espaces verts*

Le transect n'a montré qu'un nombre réduit de parcs et espaces verts. Les formations végétales y sont le fruit d'un aménagement contrôlé. Il s'agit de parcs ouverts sur la ville, équipés de bancs et d'un éclairage public comme c'est le cas à Soisy-sous-Montmorency (voir photographie II-2), ou d'équipements sportifs comme le Parc du Luat à Eaubonne. Nous sommes ici en présence d'espaces verts au sens de l'aménagement urbain (MEHDI *et al.* 2012). Les boisements sont contenus voire complétement dégagés et laissent alors place à de grands arbres au port champêtre, érables ou chênes. Les formations herbacées font quant à elles l'objet de tontes régulières et sont agrémentées de plantations et parterres de fleurs, les chemins sont larges et revêtus. Ce type d'espace végétalisé peut aussi être lié à un patrimoine bâti ancien, tels des châteaux dont les terrains ont pu cependant suivre des trajectoires foncières différentes. Utilisés à des fins de services sociaux et donc non accessibles au public (Centre d'accueil pour enfants dans l'ancienne propriété du Duc de Dino à Montmorency), rendus à l'usage public (le parc du château de Méry-sur-Oise), ou même fondus dans de nouveaux projets urbains (Parc du Val Joli à Eaubonne).



Photographie II-2 : Parc de Soisy-sous-Montmorency (M.Flégeau et F. Roussel – 2015).

Ce type d'espace végétalisé doit être considéré comme faisant partie intégrante de l'espace urbain tant la végétation y est construite et aménagée

2.2.4.2. *Des espaces végétalisés hybrides entre aménagement et spontanéité*

- *La forêt*

La forêt de Montmorency fait partie des grandes forêts périurbaines de l'agglomération parisienne aux côtés de celles de Saint-Germain, de Notre-Dame, ou encore de Sénart. Son statut foncier et réglementaire ainsi que l'activité sylvicole qui la caractérisent, la préservent des pressions urbaines. Le transect en longe les marges méridionales, sur la partie en contact direct avec l'agglomération. L'activité sylvicole y est bien visible, ouvrant largement des parcelles à la coupe forestière. Les larges allées de promenades, les parkings, la multitude de sentiers offrent également un espace compatible avec des pratiques récréatives, fortement présentes au sein de cette forêt, comme en témoigne ce jeune homme habitant de la vallée :

> Depuis que je suis petit, j'viens faire du vélo donc euh... ça fait ouais une bonne vingtaine d'années que je fais du vélo ici et euh j'fais aussi de la course à pied ici, et puis ben maintenant, j'ai le chien, je me balade quoi.

La promenade du chien est aussi l'un des prétextes des deux autres personnes rencontrées, un homme d'une cinquantaine d'années et une femme d'une soixantaine d'années. Cette dernière voit en outre dans la promenade en forêt une occasion de sociabilité :

> Ce qui est très agréable parce qu'on rencontre, comme je viens à heure régulière, on rencontre des gens, toujours réguliers aussi, et puis finalement on se fait des copains. Et du coup, ben on fait des petits groupes et puis on marche ensemble, suivant les jours.

La forêt apporte une autre temporalité dans un contexte quotidien urbain dense, ce que confirme cette même femme :

> On est complètement disponibles, on fait notre petit trajet, sans se préoccuper des bagnoles ou de... hein ou de ce qu'on a à faire en ville, on est là juste pour un moment bien quoi, donc on est ouverts aux autres.

La recherche du « sauvage » de la forêt est un autre point d'importance : lorsque la fréquentation est forte, notamment pendant les week-ends, le jeune-homme rencontré s'écarte ainsi des chemins jugés trop pratiqués. Ce « sauvage » s'exprime aussi en forêt par le contact avec la faune, jugé positif, et par une redécouverte des saisons : « quand il neige, c'est une autre... c'est une autre image, l'automne c'est les couleurs » nous dit cet homme. L'activité économique n'est pas toujours bien comprise, heurtant les attentes paysagères des promeneurs :

> L'année dernière, y'a deux ans, ils se sont mis à faire des coupes intempestives, on n'a pas bien compris, euh ce que les gens faisaient. D'ailleurs y'a eu des associations qui se sont montées je pense, pour que ça cesse.

Nous aurons l'occasion d'approfondir l'étude de la végétation de la forêt de Montmorency qui peut être considérée comme exemplaire des forêts au contact de l'agglomération, du point de vue des fonctions écologiques, économiques et récréatives auxquelles elle répond. Le gradient d'urbanisation ne s'exprime pas seulement dans le bâti mais aussi dans ce type d'espace. Plus loin en Ceinture verte et au-delà, en forêt de Carnelle ou de l'Isle-Adam, les choses ne sont déjà plus tout à fait les mêmes.



Photographie II-3 : Allée en forêt de Montmorency (M. Flégeau et F. Roussel – 2015).

- *Les espaces agricoles*

L'activité agricole apparaît sur le transect à partir de la commune de Bessancourt, présentant alors deux types de paysages selon que l'on se situe au nord ou au sud du transect. Au nord, l'agglomération parisienne s'efface. L'activité agricole s'y déploie en fonction de la topographie, les boisements occupant le haut des reliefs et l'activité agricole les bas de versants et le fond des vallons, certains versants étant occupé par des prairies de fauche (voir photographie II-4). Des randonneurs s'y promènent, empruntant les chemins de terre desservant l'espace. Au sud de notre axe, s'étend la Plaine de Pierrelaye plus homogène sur le plan topographique. Surtout, cette plaine est prise dans sa totalité au sein de l'agglomération : lignes à haute tension et autoroutes en marquent l'horizon, ensembles pavillonnaires et zones industrielles en délimitent les contours (voir photographie II-5). Quand le nord de la commune renvoie à l'idéal de campagne, sa partie septentrionale reste marquée par l'agglomération. Nous aurons l'occasion d'approfondir l'étude de la plaine de Pierrelaye.



Photographie II-4 : Vue depuis les Haras de St Jacques à Frépillon (M.Flégeau et F. Roussel, juillet 2015). *Prairie de fauche au premier plan et couverture forestière au loin laissent une impression champêtre forte, renforcée par l'absence de marqueurs urbains visibles.*



Photographie II-5 : En limite des zones pavillonnaires de Bessancourt, la Plaine de Pierrelaye (M. Flégeau et F. Roussel, juillet 2015). *Au loin, une ligne à très haute tension et l'autoroute A115.*

Les espaces agricoles possèdent un statut ambivalent. Ils représentent une activité économique de production alimentaire, qui permet également d'entretenir les paysages. Certains habitants en sont conscients, tel cet enquêté rencontré à Bessancourt : « L'agriculture entretient le paysage ; s'il n'y avait pas de cultures, ce serait le maquis ». De plus, lorsqu'ils répondent au « désir de campagne » identifié par DONADIEU (2008) et qu'ils paraissent agréables, ils sont fréquentés par des randonneurs. À une question sur le paysage typique de la campagne, l'un pense sans hésitation au Vexin : « une route départementale, un village, des champs, un peu de forêt » constituant sa vision du monde rural. D'autre part, la présence d'AMAP et de producteurs pratiquant la vente directe dans notre secteur d'étude, comme dans toute la Ceinture verte, montre que ce territoire est concerné par la revalorisation actuelle d'une agriculture de proximité, pour laquelle une nouvelle demande citadine s'ouvre (POULOT

2012). Ces deux aspects sont représentatifs du regain d'intérêt pour ce type d'espaces par le biais d'une transformation des fonctions au profit de pratiques urbaines. Les espaces agricoles restent toutefois fragiles face à la progression du bâti (voir chapitre 1).

- *Les bords de rivière*

L'Oise et ses rives constituent un type à part entière tant la rivière correspond à une mise en valeur patrimoniale forte. Comme le rappelle S.BONIN (2007), même s'il ne s'agit ici que d'une rivière : « la valorisation du fleuve en ville prend place effectivement au titre d'un visuel, et d'une symbolique vectrice d'identité ». C'est sur les rives de l'Oise que commence le Parc naturel régional du Vexin et que l'on pénètre sur la commune d'Auvers-sur-Oise, haut lieu de l'histoire de la peinture impressionniste. Les bords de la rivière sont aménagées de manière à accueillir les visiteurs : chemin, tonte des pelouses, bancs etc. mais laissent tout de même une place à la spontanéité végétale avec les ripisylves notamment. À la fréquentation touristique s'ajoutent les pratiques des habitants : promenade, pique-nique ou encore pêche. Le caractère « paisible » des bords de l'eau est un aspect récurrent de l'entretien que nous avons mené avec ce jeune apprenti pêcheur d'une vingtaine d'années, habitant de la commune et travaillant dans la zone d'activité de Saint-Ouen-l'Aumône, qui perçoit positivement du reste la dimension patrimoniale et touristique des lieux :

> Y'a beaucoup de peintres, y'a, euh, beaucoup de touristes, donc ils se promènent beaucoup et c'est, c'est assez animé, c'est assez joli, c'est assez paisible. On a, euh, beaucoup de bateaux. Donc ça fait plaisir de se balader au bord de l'Oise tout simplement, c'est surtout ça.



Photographie II-6 : Les bords de l'Oise à Auvers-sur-Oise (M.Flégeau et F. Roussel – 2015).

Ces trois types d'espaces donnent à voir des dynamiques végétales spontanées qui nous renseignent sur la qualité environnementale des espaces concernés et sur l'appropriation sociale de ces espaces.

2.2.4.3. *Des espaces regagnés par la végétation spontanée : le cas des friches*

Les vergers et autres parcelles maraîchères abandonnées constituent la majorité des friches. Les anciens vergers se rencontrent très tôt sur le parcours, dès la commune de Montmagny. Les cerisiers de Montmorency y occupaient une place centrale, aujourd'hui gagnée par les ronces, la clématite, les orties. Cornouillers sanguins, aubépines et sureaux s'y sont aussi faits une place, les érables sycomore et le lierre commencent à poindre. Tous indiquent la reprise végétale spontanée dans un contexte rudéral soumis désormais à des activités humaines non encadrées. L'aspect abandonné conduit ainsi certains habitants et artisans à y déverser gravats et détritus que le végétal attrape dans sa croissance. Autre conséquence de l'absence de fonction clairement identifiable par le public, les friches accueillent dans certains cas des personnes sans domicile fixe, avec, parfois, de beaux exemples de marginalité créatrice. Sur la commune de Deuil-la-Barre, à proximité immédiate des jardins collectifs évoqués plus haut, un homme de nationalité malienne s'est ainsi construit un lieu de vie, pour le moment toléré par la mairie, composé d'un chapiteau, fait de matériaux plastiques de récupération et d'assemblages de terre et de branchages, et autour duquel il cultive des légumes, élève des poules et s'est creusé un puits.



Photographie II-7 : Les Petits Noyers à Deuil-la-Barre : un exemple de délaissé sous pression anthropique (avec gravats et déchets au premier plan – M. Flégeau et F. Roussel, 2015).



Photographie II-8 : Les anciens vergers de Saint-Prix (M. Flégeau et F. Roussel, 2015). *On y distingue au second plan de vieux arbres fruitiers au milieu de la reprise spontanée de la végétation.*

Bien que délaissées par l'aménagement du territoire, elles constituent généralement des réserves foncières pour des futurs projets (JANIN et ANDRES 2008). Une partie de la friche proche de l'Université Paris 13 est classée en zone naturelle et l'autre en zone d'aménagement futur dans le plan de zonage du plan local d'urbanisme de la commune de Villetaneuse. Une ferme « universitaire » y a d'ailleurs été installée en 2016.

Certaines de ces friches peuvent aussi constituer des poches de respiration dans un milieu urbain dense. Cette dimension est bien perçue par cette habitante de Saint-Prix : « On est à 200 m de la... pas de la nationale mais de la départementale, où y'a 10 000 voitures par jour et on est au milieu de nulle part, c'est trop bien ». Elle fait de la friche tout à la fois un morceau de campagne et de « nature sauvage » (Photographie II-3). Certains des espaces enfrichés de l'agglomération ont fait l'objet d'une valorisation récente. Les vergers de Saint-Prix, où l'intervention humaine avait été très limitée depuis quelques décennies, ont été mis en valeur par des acteurs locaux et départementaux. La commune de Saint-Prix a classé cet espace non constructible dans son Plan d'Occupation des Sols (POS) dès 1993, au titre de la préservation de la biodiversité qui a conduit plus généralement les friches végétalisées à une nouvelle reconnaissance dans l'espace urbain (BONTHOUX *et al.* 2014; BRUN 2015). L'entretien et la gestion du site restent très limités afin de favoriser la richesse de la faune et de la flore locale. La revalorisation se fait également sur le plan patrimonial puisque l'on cherche à conserver les anciens vergers, typiques de l'ancienne ceinture maraîchère de Paris.

2.2.5. Un gradient dans les modes de gestion et les pratiques de l'espace plus qu'un gradient de verdure

L'agencement des grandes entités spatiales (villes, forêts, plaines agricoles) à l'échelle régionale a guidé les aménageurs au moment de faire la proposition d'une ceinture verte au début des années 1980. Elle renvoie à des ensembles paysagers forestiers et agricoles qui confèrent une forme de pourtour circulaire et « vert » à l'agglomération parisienne. De ce point de vue, la forêt de Montmorency ou le Plateau du Vexin constituent des formes de limites strictes à l'urbanisation, sur un mode discontinu. La forêt fonctionne en particulier comme une zone tampon : d'un côté la ville dense, de l'autre, le rural et ses villages. Elle s'appuie en cela sur des caractéristiques topographiques marquées (buttes) qui renforcent cette rupture paysagère. Dans le cas du Vexin, tant la topographie que le classement en Parc naturel régional contribuent à inscrire une discontinuité forte dans l'occupation du sol. Nous l'avons vu dans les entretiens, ces espaces d'envergure régionale sont des points de repère pour la population. Une personne interviewée en forêt de Montmorency, a pleinement conscience de ce poids régional : « Tous les franciliens ont dans leur coin une forêt qui n'est pas très loin ». Cette parenté fonctionnelle et paysagère avec d'autres grandes forêts domaniales ne se traduit pas par une continuité spatiale puisque ces massifs ne sont pas connectés entre eux, tendance récurente des massifs forestiers dans des contextes très anthropisés (GALOCHET 2009).

A l'inverse, les espaces végétalisés de petite superficie sont isolés dans l'urbain et apparaissent éparpillés sans cohérence aucune. Pourtant, contrairement aux espaces d'envergure régionale et malgré leur disposition en pas japonais, ceux-là semblent réagir davantage à une forme de gradient urbain. C'est en particulier le cas des friches maraîchères et des vergers abandonnés. Au début de notre transect, dans l'urbain dense, la mise en place de projets urbains ou paysagers (jardins collectifs ou parcs) semble une condition nécessaire pour ne pas les marginaliser. Lorsque l'on s'éloigne du cœur urbain, la mise à l'écart de ces friches prend davantage des allures de nature sauvage préservée. Les anciens vergers de Saint-Prix sont institués comme tels. La proximité de la forêt, le relâchement du tissu urbain les préservent davantage des pratiques disqualificatrices pour ces espaces. Dans un autre registre, les parcs urbains connaissent une transition similaire : plus on est proche du cœur d'agglomération plus ils sont utilisés par la ville à des fins d'aménagement urbain ou de fonctions sociales. Plus on s'écarte, plus ils sont conservés dans leur dimension paysagère et

patrimoniale. Il en va de même pour l'espace agricole et les forêts, plus ils sont proches de la ville, plus le besoin se fait sentir d'un aménagement urbain.

2.2.6. La spontanéité comme critère de naturalité

L'ambition de cette thèse est de révéler les processus de (dé)territorialisation environnementale en s'appuyant sur l'étude de la végétation spontanée. L'ambition originelle du principe de ceinture verte (préserver les espaces non-bâtis), les attentes socio-environnementales à l'égard de la nature, nous poussent à partir à la recherche des espaces végétalisés où le cadre n'est pas ostensiblement posé, là où le doute subsiste entre aménagement et naturalité. Il s'agit de lever le voile sur une dimension écologique qui ne dirait pas son nom ou, au contraire, le clamerait trop fort.

Le terme « semi-naturel » est parfois utilisé par les institutions régionales (au sein du MOS de l'IA-IdF par exemple) ou scientifiques. Il résonne comme une victoire du principe de réalité sur des aspirations au départ très idéalistes en considérant que la nature des villes et des campagnes n'est plus entièrement naturelle. Mais l'on sent bien malgré tout que c'est bien la nature qui en fait tout l'intérêt même à demi. C'est bien ce que sous-entendent Da Lage et Métailié dans leur dictionnaire de biogéographie végétale (DA LAGE et MÉTAILIÉ 2015), évoquant une végétation aux structures et peuplements vivants qui « diffèrent peu de leur état naturel ». Quel est ce « peu » qui diffère ? Est-il si négligeable qu'on puisse l'oublier au moment de faire des espaces végétalisés semi-naturels le réceptacle des ambitions écologiques ? L'expression dit bien le doute à l'œuvre : où et comment se manifestent la semi-naturalité, la semi-urbanité ? Ces questions sont au cœur de notre réflexion. On ne peut donc utiliser le terme sans donner l'impression de les esquiver.

La notion de spontanéité nous paraît alors plus juste. Elle évoque une implantation et/ou une dynamique de croissance de la végétation régie par des mécanismes biophysiques. Il ne faut pourtant pas perdre de vue la capacité de l'ingénierie agronomique et sylvicole à encadrer cette spontanéité, parfois avec force, sans que cela soit toujours perçu d'ailleurs par les citadins (l'exemple des futaies domaniales le montre bien). Les sciences naturelles associent davantage le terme à l'idée de naturalité en nous rappelant par exemple que certaines espèces peuvent être qualifiées de « subspontanées » quand elles s'échappent des lieux où les hommes les avaient d'abord cantonnées, voire de « naturalisées » quand l'implantation est durable. Nous

nous satisferons pour notre part de la notion d'espaces végétalisés spontanés pour désigner les objets spatiaux et la flore devant faire ici l'objet d'une étude approfondie.

Les espaces verts aménagés sont écartés de l'observation. Pour reprendre les termes de J. GRACQ (1985), l'espace vert, c'est d'abord cet espace « tondu, sablé, enclos, poncé, ratissé » qui « fait honneur aux normes modernes d'aménagement ». Leur appartenance à l'espace urbain ne fait aucun doute tant leur artificialisation est avérée d'un point de vue floristique et paysager (NOVARINA 2003). Certes, l'émergence du principe de gestion différenciée, ou de notions telles que le jardin « en mouvement » (CLÉMENT 2006), ou encore l'idéal de jardin naturel (LIZET 2010, COHEN *et al.* 2014), a permis de nuancer l'approche purement esthétique et normative, mais ces termes – « gestion », « jardin » – disent tout de même bien leur nom : celui d'un encadrement affirmé de la végétation, quand bien même de façon très contrôlée, on joue sur sa dynamique spontanée. Les jardins privatifs rentrent dans un cadre similaire et ne sont pas non plus inclus dans l'analyse.

Conclusion du chapitre 2

Recherche d'un cadre de vie ou de loisir de « nature », celle-ci étant associée à la campagne, préservation de la biodiversité, souci scientifique de connectivité spatiale pour préserver cette biodiversité, ou accès à des services écosystémiques, tels sont aujourd'hui les enjeux souvent ambigus voire contradictoires que porte la végétation, dans un contexte aussi complexe que celui de la Ceinture verte. La propension de ces enjeux à modéliser et donc simplifier les réalités de terrain est forte. Les espaces végétalisés sont très variés et diversement appréciés par les habitants. De la forêt à la plaine agricole en passant par les parcs et jardins et les friches, tous ne répondent pas de la même manière à ces enjeux et à ces attentes. Un critère de spontanéité est alors retenu pour l'analyse de la végétation, excluant les espaces entièrement aménagés et construits, parcs, jardins ou cultures. Cette végétation spontanée fait l'objet d'une mise en valeur ou au contraire d'un délaissement qui donnent à voir des paysages plus ou moins désirés. Pour lever le voile sur ces processus, il faut en revenir à des concepts classiques en géographie tels que le milieu, le paysage, le territoire dont la mise en pratique ne va pas de soi dans un contexte spatial aussi fragmenté et hétérogène.

CHAPITRE 3 :
MILIEU, TERRITOIRE, PAYSAGE, UNE GRILLE D'ANALYSE

Introduction au chapitre 3

Ce chapitre revient sur trois concepts classiques en géographie : le milieu, le paysage et le territoire que nous voudrions confronter à l'espace couvert par la Ceinture verte. Penser de façon intégrée ces trois facettes de la réalité géographique est une problématique ancienne de la discipline (JOLLIVET (éd.) 1992), renouvelée par la montée de la question environnementale dans les sociétés contemporaines (voir chapitre 2). Le milieu désigne le socle biophysique de cette réalité ; la flore en a été considérée comme l'expression, voir le reflet. Le paysage est à l'interface entre le milieu modifié par les sociétés et les représentations que ces dernières s'en font. La végétation joue ici le rôle d'indicateur visuel. Le territoire enfin est l'espace de vie des sociétés où s'expriment des pratiques, des usages, des modes d'habiter et d'aménager. Cette thèse s'appuie sur l'analyse de la végétation pour discuter de cette dimension territoriale. La position d'interface du paysage lui donne une importance particulière s'affirmant comme une « construction sociale à double dimension, matérielle, qui renvoie au support biophysique, et immatérielle qui, elle, fait référence aux représentations et aux perceptions » (BERLAND-DARQUÉ *et al.* 2007). Dans ce chapitre, nous présentons comment les principes de l'écologie du paysage sont retenus pour analyser la dimension matérielle et nous permettre *in fine* de rendre compte des dimensions biophysiques et territoriales de la végétation.

3.1. Réinterroger l'articulation des concepts autour de la question environnementale

3.1.1. Faire la part du physique et du social : les enseignements du système « Géosystème-Territoire-Paysage » de Georges Bertrand

La question environnementale pousse G. Bertrand à fonder dès les années 1970 une approche systémique des liens qui unissent société et espace, autour de concepts qui matérialisent ces relations : celui de géosystème pour évoquer l'espace comme source, celui de territoire pour dire le rapport à la ressource, celui du paysage enfin pour rendre compte de l'espace comme ressourcement (Figure III-1, BERTRAND et BERTRAND 2002). Même si je n'ai pas eu recours

dans cette thèse à une approche systémique, ces propositions sont utiles pour clarifier les phénomènes spatiaux et leurs dimensions sociales et biophysiques au travers de trois concepts distincts mais liés.

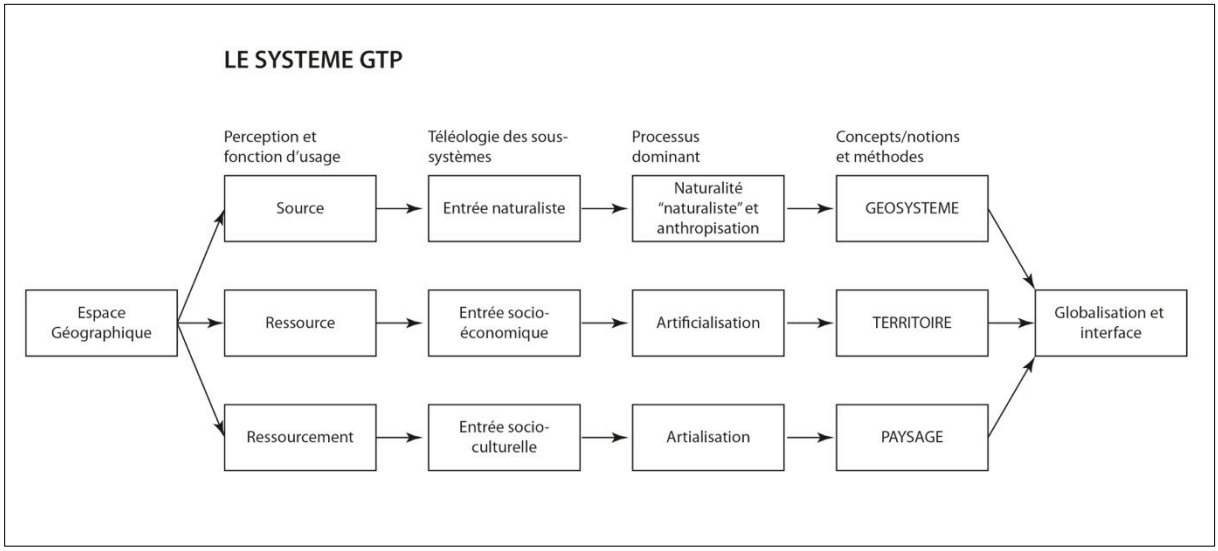


Figure III-1 : Schéma conceptuel des différentes facettes et composantes du système GTP selon G. Bertrand (F. Roussel, reproduit de Bertrand, 2002).

Chez G. Bertrand, il s'agit pour le géographe de se démarquer de l'écologue, dont les conceptions occupent une position dominante dans le traitement des problématiques environnementales alors que la dimension spatiale et les dynamiques d'interface nature/société qui s'y rattachent, lecture pourtant décisive, échappent à l'approche écologique. Il s'agit en outre pour la géographie d'hybrider approches biophysiques et humaines. On ne saurait mieux définir le cadre de recherche de cette thèse. Examinons cette approche terme à terme.

Le concept de géosystème a un peu perdu de son aura et fait davantage figure d'étape dans la réflexion systémique et, dans une perspective interdisciplinaire, on lui a préféré un temps en France le terme d'anthroposystème, produit du PIR Environnement, Vie et Sociétés[20] (LÉVÊQUE et MUXART 2004), jugé plus intégrateur du poids des activités humaines, et désormais, par référence aux recherches internationales, celui de socio-écosystème (FOLKE 2007). Par-delà la diversité des expressions, les questions relatives à l'agencement spatial des objets biophysiques, de leurs dynamiques et de leurs interactions avec les sociétés humaines,

[20] PIREVS dont Georges Bertrand a, du reste, assuré la présidence.

sous-jacentes au concept de géosystème, sont toujours pertinentes et ont été pour partie réappropriées par l'écologie des paysages, à la dimension systémique moins prononcée mais au caractère pratique plus affirmé. Pour désigner la manifestation spatiale de ces caractères biophysiques, nous en sommes quant à nous restés au terme de milieu, dont la végétation est une bonne expression notamment *via* sa dimension floristico-écologique (Chapitre 7).

Dans la pensée de G. Bertrand, le terme de territoire rend possible une étude sociétale, interne par conséquent à la géographie, des objets de nature. Il est donc un objectif à poursuivre dans l'analyse géographique. Pour y parvenir, il invite à explorer des «filières» conceptuelles et méthodologiques. C'est ici qu'il pose en définitive une forme de discipline scientifique à laquelle nous adhérons entièrement et que nous avons cherché à appliquer dans ce travail. Nous retiendrons en particulier ses propositions concernant les enjeux de spatialisation, d'anthropisation et d'hybridation qui touchent à l'environnement. La spatialisation doit aider la géographie à lever les confusions quant aux limites spatiales prédéfinies soit par les projets d'aménagement, soit par d'autres disciplines scientifiques, telle l'écologie, alors même qu'elles sont mal outillées pour cela. La question est particulièrement prégnante en Ceinture verte comme l'a montré le chapitre 1. L'anthropisation doit permettre à la géographie de définir la portée avérée des aménagements et interventions humaines dans des milieux dits naturels ou semi-naturels, sans en minimiser l'influence mais sans catastrophisme, deux écueils dans lesquels tombent régulièrement les approches écologiques. C'est ici un objectif plus général de la thèse. L'hybridation enfin vise à appréhender la confusion sémantique au moment de désigner les objets de nature, à l'aide de concepts mixtes dont le maniement, rappelle G. Bertrand, est plus aisé à la géographie qu'à toute autre discipline. Aux premiers rangs de ces concepts se présentent le paysage, le milieu ou encore le cadre de vie. On peut évidemment rajouter d'autres concepts, moins proprement géographiques tels la nature, la biodiversité ou les services écosystémiques évoqués dans le chapitre précédent.

Le paysage constitue en quelque sorte une propriété émergente du géosystème et du territoire associé. L'analyse paysagère chez Bertrand a une profondeur territoriale (BERTRAND et BERTRAND 2002) :

> A la confluence du géographique et de l'écologique peut s'élaborer une forme, parmi d'autres, d'analyse paysagère. Elle tourne autour de la notion de territoire et s'ouvre sur l'ensemble de la question de l'environnement et du développement.

L'homogénéité ou l'hétérogénéité paysagère doivent donc s'envisager en terme d'homogénéité ou d'hétérogénéité du territoire. L'analyse paysagère est donc au cœur de la réécriture géographique en Ceinture verte.

3.1.2. À la recherche du territoire

Les géographes ont beaucoup recours depuis une trentaine d'années au concept de territoire, sans qu'une définition définitive puisse satisfaire toutes les approches, tant le terme semble polysémique (ELISSALDE 2002). À ce titre, le dictionnaire de LÉVY et LUSSAULT (2013) fait le choix de proposer trois définitions. Celle de Bernard DEBARBIEUX nous semble la plus synthétique et la plus utile pour décrypter les logiques territoriales en Ceinture verte :

> Agencement de ressources matérielles et symboliques capable de structurer les conditions pratiques de l'existence d'un individu ou d'un collectif social et d'informer en retour cet individu et ce collectif sur sa propre identité.

Bernard ELISSALDE (2002), s'appuyant sur les propositions de Claude Raffestin, invite lui aussi à considérer cette dimension duale :

> Pour [Claude Raffestin], les processus d'organisation territoriale doivent s'analyser à deux niveaux distincts mais fonctionnant en interactions : celui de l'action des sociétés sur les supports matériels de leur existence et celui des systèmes de représentation. Puisque ce sont les idées qui guident les interventions humaines sur l'espace terrestre, les arrangements territoriaux résultent de la « sémiotisation » d'un espace progressivement « traduit » et transformé en territoire. Le territoire serait donc un édifice conceptuel reposant sur deux piliers complémentaires, souvent présentés comme antagonistes en géographie : le matériel et l'idéel.

Il ne me revient pas dans cette thèse de discuter de l' « idéel », des « ressources symboliques » et des « *systèmes de représentation* » associés, qui constituent l'un des grands objectifs de la thèse jumelle de Morgane Flégeau. Les méthodes qu'elle y développe répondent directement à cette ambition. De notre côté, nous nous focalisons sur « l'agencement de ressources matérielles » soit l'action des individus et/ou des collectifs sociaux sur leur espace physique. Notre approche se concentre donc sur la dimension matérielle du paysage, expression visible des processus territoriaux. Le paysage « ne relève pas seulement de l'esprit de géométrie » nous dise BERTRAND et BERTRAND (2002). Le paysage, c'est aussi :

> Le miroir que les sociétés se tendent à elles-mêmes et qui les reflète (…) sous le paysage, il y a le territoire, son organisation spatiale et son fonctionnement. Le complexe territoire-paysage est en quelque sorte l'environnement dans le regard des hommes, un environnement à visage humain.

Selon les acteurs que l'on considère, tout espace ne fait pas territoire, cependant : ce sont bien les individus ou leurs collectifs, l'appropriation qu'ils ont d'un espace et leurs intentions à l'égard de cet espace qu'il faut déceler (ELISSALDE 2002). Ce processus peut être initié ou entretenu par des discours mais aussi des modes d'habiter et d'aménager qui témoignent de pratiques et donc d'appropriation ou d'intentions.

Il faut nuancer cependant : telle portion d'espace peut faire territoire, en raison des intentions dont témoignent les aménagements et les pratiques reconnues, acceptées collectivement, telle autre portion de l'espace à l'inverse peut véhiculer l'absence de territorialité, tout au moins du point de vue collectif, laissant des activités et des pratiques informelles, minoritaires, non reconnues, déterminer la trajectoire territoriale sur d'autres critères. Cela peut aussi correspondre à un véritable retrait de la territorialité, dont il ne reste alors que les traces souvent issues du monde rural. Au nom des enjeux environnementaux, il y a donc des processus de territorialisation et de déterritorialisation selon qu'un espace remplit ou non les critères partagés par le plus grand nombre.

3.1.3. Territorialisation et déterritorialisation environnementale en Ceinture verte

La territorialisation des politiques environnementales revient souvent comme un enjeu de gouvernance environnementale (DE BELIZAL *et al.* 2017) : il s'agit de s'interroger sur les canaux décisionnels qui permettent de mettre en œuvre les politiques en faveur de l'environnement. On oppose alors des approches *top-down* pour lesquelles les décideurs politiques imposent les mesures aux populations locales, à des approches *bottom-up* pour lesquelles l'initiative émane des populations locales et pousse les décideurs politiques à agir. Dans le contexte de la Ceinture verte d'Île-de-France, fondée sur une décision d'un exécutif régional qui n'a jamais eu, face à l'État les coudées franches en matière d'aménagement régional, n'a pas eu les moyens de réussir. En lieu et place, on a donc eu une mosaïque d'initiatives qui fait écho à la mosaïque territoriale multiscalaire, témoin du « mille-feuilles » administratif français. Il faut donc partir du territoire pour comprendre la politique environnementale et non l'inverse. Il ne s'agit pas tant d'évaluer la territorialisation des politiques environnementales – dès lors que l'on a montré l'échec du projet de ceinture verte – que de voir comment les questions environnementales produisent des territoires, au gré des logiques d'appropriation sociale des espaces. On ne peut plus se satisfaire d'une simple analyse surplombante de la réussite ou non

des politiques environnementales, il faut déceler les logiques politiques (au sens de ce qui fonde les décisions collectives), sociales (quels groupes sont agissants, quels acteurs font valoir leur visions et les mettent en œuvre), comme s'attellent à le faire par exemple les tenants d'une *political ecology* (BENJAMINSEN et SVARSTAD 2012) et comme devrait chercher à le faire toute démarche géographique, à savoir, déceler « les déterminants économiques ou politiques qui interviennent directement sur les processus naturels » mais aussi une « déconstruction des discours qui justifient les actions de gestion de milieux » (CHARTIER et RODARY 2016).

En pareil contexte urbain et périurbain, les questions environnementales sont un argument supplémentaire pour la mise en valeur ou la préservation d'un cadre de vie. Elles peuvent aussi être un argument de vente que ce soit pour des programmes immobiliers ou pour de nouvelles offres de loisir, jusqu'à la caricature parfois : en Seine-et-Marne, un nouvel aménagement « Center Parcs » a vu le jour et se présente comme « Villages natures® Paris ». Les « cinq univers récréatifs […] : Aqualagon, Ferme BelleVie, Forêt des légendes, Jardins extraordinaires et Promenade du lac » créés pour l'occasion méritent indubitablement la propriété intellectuelle du terme « villages natures »[21] tant ils relèvent d'une construction purement commerciale d'enjeux environnementaux : le mythe de l'ile paradisiaque, la vie à la campagne, la forêt comme cadre de nature etc.

De manière plus subtile, on peut évoquer une forme d'instrumentalisation, que cela soit pour comprendre la territorialisation de certains espaces privilégiés – comme cela a été montré pour le Vexin français (DESPONDS 2007; RAYMOND 2004) – ou sa déterritorialisation, avec l'exemple des marges métropolitaines délaissées, parfois de superficie conséquente (la Plaine de Pierrelaye en est un exemple). Espaces marginaux rejetés pour leurs pratiques non encadrées tout autant que pour leurs paysages confus et leur végétation repoussoir (lianes, épines, herbes folles…). Leur « insalubrité sociale » déteint sur leur insalubrité environnementale et réciproquement. Environnement, verdure, poumon vert sont alors convoqués pour faire table rase du passé et purifier l'espace un peu sur le mode des hygiénistes de la fin du XIX^{e} siècle, avec d'autres prétextes mais de mêmes intentions : aménager, ordonner, clarifier tant l'espace que la société.

Là où il y a territoire, il nous semble y avoir l'expression d'un récit. On pourrait reprendre ici les termes d'ELISSALDE (2002) à propos de la démarche identitaire et communautariste qui

[21] Voir le site internet : https://www.centerparcs.fr/fr-fr/france/fp_VN_vacances-domaine-villages-nature-paris/quartier?hc=VN1002&duree=3&dated=2017-10-20&nba=2&nbc=0&nbb=0&nbh=1&flex=0

sous-tend le territoire : « son efficacité tient à sa capacité à dissimuler son origine humaine pour en faire une donnée de nature ». Cette logique poussée au maximum se lit dans le paysage, nous disent BERLAND-DARQUÉ *et al.* (2007) :

> Il se peut que le paysage d'identité s'affirme précisément lorsque le paysage de territoire ne va plus de soi, et que cette reconnaissance tende vers la mise en place d'un simple décor.

Il nous semble y avoir là matière à réflexion en ce qui concerne la mise en œuvre de la question environnementale dans l'espace de la Ceinture verte. La question environnementale est pour partie un récit qu'écrivent les individus ou les collectifs sur un espace donné en s'appuyant sur le paysage et en entraînant la végétation dans cette logique quitte à l'écologiser où à la rejeter (voir chapitre 12).

3.2. Le paysage comme objet d'étude matériel et multiscalaire

BERLAND-DARQUÉ *et al.* (2007) nous disent « […] le paysage est un assemblage d'éléments matériels de l'espace dont l'évolution tient à l'usage social qui en est fait […] ». Il faut donc, avant d'en arriver à la dimension sociale, comprendre l'organisation matérielle du paysage et la place qu'y occupe la végétation. Nous nous appuyons ici sur les propositions de l'écologie du paysage.

3.2.1. Végétation, flore et paysage

La dimension paysagère de la végétation a été explicitée de longue date en biogéographie au travers notamment d'ouvrages de référence au cours du XX^{e} siècle (ELHAÏ et MORAND 1974 ; GAUSSEN 1954 ; HUETZ DE LEMPS 1994). Elle est notamment présente au travers de la notion de formation végétale qui évoque directement la structure paysagère de la végétation déterminée par les types biologiques dominants et la stratification verticale et horizontale qu'ils produisent : forêts ou prairies sont des formations végétales, bien visibles dans le paysage.

Ce faisant, il y a une différence à faire entre la structure spatiale du paysage végétal et celle de la composition floristique. La flore ne suit pas nécessairement les variations paysagères comme F. Alexandre l'a montré pour l'étagement de la végétation dans les Alpes françaises (ALEXANDRE et GÉNIN 2011). Du reste, une formation végétale bien contrastée peut ne peut pas être très variée sur le plan floristique. Inversement, un paysage végétal monotone peut présenter une flore diversifiée (GODRON 1984). C'est ainsi qu'en s'arrêtant au paysage, on

oublie la flore et inversement, en se concentrant sur la flore, on fait peu de cas du paysage. Les La structure des paysages a un impact sur le type de diversité végétale, de même que les dynamiques paysagères (LEPART *et al.* 2007). Nous n'avons pas cependant recouru dans cette thèse à une analyse diachronique (voir introduction de la deuxième partie) qui donnerait à voir sans nul doute l'effet des transformations paysagères en Ceinture verte sur la biodiversité. Le paysage est pour nous un moyen d'analyse géographique et sera mis en regard de la flore pour évaluer la part des facteurs écologiques et celle des facteurs anthropiques (voir partie 3).

3.2.2. Retour sur quelques notions d'écologie du paysage

L'écologie du paysage a permis d'asseoir spatialement le paysage, de le ramener à deux dimensions, à la vue zénithale, à laquelle il n'est certes cependant pas réductible. Mais, sous cette forme, la notion de paysage donne à voir la structuration de l'espace autour d'objets qui en révèlent l'organisation et la dynamique. Le rôle des activités anthropiques sur la structure des paysages n'est pas ignoré. En interrogeant des enjeux comme la fragmentation paysagère ou l'hétérogénéité paysagère, la discipline se prête bien au contexte de la Ceinture verte.

Née au début des années 1950 sous la plume du géographe allemand Carl Troll, l'écologie du paysage a été investie par les écologues jusqu'à une mise en ordre conceptuelle et théorique au cours des années 1980 (FORMAN et GODRON 1986). En France, les géographes y ont peu eu recours, et lui ont préfèré une approche davantage systémique de l'espace biophysique et du paysage (BERTRAND et BERTRAND 2002). Pourtant, elle porte en elle une logique tout à fait géographique pour appréhender l'organisation des paysages végétaux (KENT 2007). Son vocabulaire s'articule autour des éléments du paysage déclinés en tâches, corridors et matrices. La tâche (*patch*) est « une surface non-linéaire à l'apparence différente de ce qui l'entoure » (traduit de FORMAN et GODRON 1986). En vue de comprendre les dynamiques écologiques d'un espace, on évalue leur nombre, leur forme, leur taille. Les corridors sont « des bandes étroites de terre qui diffèrent de la matrice sur leurs deux côtés » et « sont souvent attachée à des tâches » (*Ibid.*). La matrice enfin est « l'élément du paysage le plus étendu et le plus connecté, et joue donc le rôle dominant dans le fonctionnement du paysage » (*Ibid.*). Il n'est pas toujours aisé de distinguer la matrice paysagère dans des contextes paysagers très hétérogènes. Il faut alors s'en remettre à la surface relative, au degré de connectivité et au contrôle que la matrice exerce sur les dynamiques du paysage environnant. Cette façon de considérer la configuration paysagère offre une grande souplesse de mise en œuvre dans

différents contextes. L'écologie du paysage a ainsi fait ses preuves dans des contextes ruraux (BUREL et BAUDRY 1999) mais aussi urbains (CLERGEAU 2007). Nous l'avons évoqué, la notion de continuité écologique ou de trame verte renvoie directement à son champ sémantique. Dans un contexte tel que celui de la Ceinture verte, la discipline offre des outils pratiques pour objectiver la fragmentation à l'aide d'indices quantitatifs. Le logiciel Fragstat® a ainsi été développé dans cette perspective (MCGARIGAL 2015) et permet d'évaluer l'organisation spatiale des paysages à l'aide d'indices nombreux applicables à plusieurs échelles (paysages ou éléments des paysages). Nous y avons eu recours dans ce travail (voir chapitre 4, § 4.1.2 . et 4.1.3.).

3.2.3. L'échelle et le paysage

Michel Godron a par ailleurs proposé une réflexion fondée sur l'emboîtement des différentes échelles du paysage (GODRON 2012 ; GODRON et JOLY 2008). Les principes de ce système sont exposés dans un article paru en janvier 2016 dans la revue en ligne *Projets de paysage* (ROUSSEL 2016, voir annexe 3a) :

> « Michel Godron a enrichi les propositions initiales sur les éléments paysagers d'une réflexion proprement géographique sur l'emboîtement des paysages. S'inspirant de la systématique appliquée aux règnes animal et végétal ; il pose des types de paysages, puis des familles, des ordres, enfin des classes. Chaque échelle renvoie à des facteurs organisateurs spécifiques agissant eux-mêmes sur des durées particulières :
>
> - les classes de paysages sont gouvernées par les climats zonaux, à l'échelle du 1/10 000 000e (exemple en France : méditerranéen, atlantique, continental) ;
> - les ordres sont gouvernés par le climat régional et la géomorphologie, à l'échelle du 1/1 000 000e ;
> - les familles de paysages, de la dizaine à la centaine de kilomètres, sont gouvernées par le climat local et la géomorphologie, mais aussi par l'action de l'homme. Elles comportent des éléments analogues dans des proportions qui peuvent varier ;
> - les types de paysages, du kilomètre à la dizaine de kilomètres, réunissent des éléments similaires dans des proportions voisines ; le rôle de l'homme y est fort, capable de compenser les conditionnements précédents. La pédogénèse et la topographie continuent d'avoir un rôle important ;
> - le paysage lui-même ou l'unité paysagère, de l'hectomètre au kilomètre, où les facteurs humains prennent encore davantage de place ;
> - les éléments du paysage enfin, du décamètre à l'hectomètre, où seuls les facteurs humains sont réellement significatifs.
>
> Le paysage en tant que tel se manifeste à l'échelle du kilomètre. Il est alors une résultante des choix humains dans un contexte topographique donné. Cette approche reste marquée par la tradition de l'écologie du paysage : la dimension objective prévaut. L'analyse paysagère commence par l'étude des arrangements spatiaux et des dynamiques des modes d'occupation des sols couplée à des données topographiques ».

Michel Godron fonde cet emboîtement sur des réflexions menées dès 1984 à propos de la hiérarchie « des niveaux d'organisation typologiques » de la végétation développée par l'écologie russe (GODRON 1984). Il y est question de classes et de groupes de formations, d'associations, de phytoceonoses, de synusies à des échelles données. Ces catégories conduisent Godron à proposer des échelles écologiques et des facteurs qui permettent de comprendre la structure horizontale de la végétation pour chacune de ces échelles.

Au regard de ses réflexions de 1984, l'emboîtement du paysage qu'il a depuis proposé apparaît un peu figé, voire simpliste. Dans le dictionnaire de la géographie (2013), Jacques LÉVY nous met en garde quant à l'imbrication de niveaux scalaires :

> Un grand espace en *englobe* de plus petits mais ne les contient pas, car, dans chaque grain, il y a une certaine présence du Monde, que sa taille apparente ne suffit pas à indiquer, et un petit quelque chose en plus qui lui est propre. L'impossibilité d'une approche analytique (de type particule/atome/molécule/mole), qui ferait des unités élémentaires de simples éléments d'un ensemble plus vaste, contribue à rendre difficile l'identification de seuils scalaires ou *sauts d'échelles*, ou, entre ces seuils, des *niveaux* ou échelons invariables. C'est l'erreur naïve qu'ont commise ceux qui croyaient pouvoir définir des sauts d'échelles selon des seuils conventionnels euclidiens, mesurés en kilomètres ou en kilomètres-carrés

Dans la logique proposée par Godron, il y a donc bien une certaine confusion entre échelle géographique et échelle cartographique (ici sous entendue par la référence euclidienne).

J. Lévy nous invite en outre à considérer les critères qui déterminent les seuils. Selon le critère retenu, une étendue spatiale peut changer de niveau scalaire du tout au tout. Godron s'est assuré de cet écueil en associant des facteurs à chaque niveau. Il y a ici matière à discussion concernant le poids avéré de chacun des facteurs à chaque échelle paysagère : il nous semble que dans le contexte du Bassin parisien, qui correspond à une « famille de paysage » au sens de Godron, l'action de l'homme est un facteur plus déterminant que la géomorphologie ou le climat. L'anthropisation de cet espace remonte à plusieurs millénaires, l'urbanisation en étant le dernier épisode, le plus saillant sans aucun doute d'un point de vue paysager. Certes, la zone relève d'un climat tempéré sous influence océanique (comme en atteste la chorologie dominante de la flore collectée ; voir chapitre 7, § 7.1.4.), et les conditions topographiques, hydrographiques, pédologiques expliquent pour partie la mise en valeur précoce sur le plan agricole et urbain de la zone, mais cela ne suffit pas à les démarquer des « ordres » ou des « classes » de paysages qui s'appuient sur les mêmes facteurs. L'échelle du « type de paysage » nous semble plus malléable dans la mesure où les actions anthropiques déterminent pour l'essentiel l'aspect paysager dominant dans un contexte topographique donné. Il faut en fait la considérer comme une échelle supra-paysagère.

L'échelle des éléments du paysage renvoie quant à elle une échelle infra-paysagère. Il n'est pas sûr, contrairement à ce qu'affirme Godron, que seuls les facteurs anthropiques y soient significatifs. Les communautés végétales subissent fortement l'influence anthropique comme nous le verrons mais elles dépendent aussi pour partie de facteurs climatiques et édaphiques (voir chapitre 8). Entre les types de paysage et les éléments du paysage, Godron situe le paysage proprement dit à l'échelle du kilomètre. Au sens de l'écologie du paysage, il est tout à fait possible d'observer une homogénéité paysagère sur des étendues plus vastes. On pourrait ajouter que le paysage s'observe aussi de l'intérieur : voir un paysage dépend des obstacles qui s'offrent à la vue ; il peut donc s'étendre sur quelques dizaines de mètres alentours ou sur des distances bien plus petites ou plus grandes.

Cette approche est utilisée ci-après, non pas strictement, mais comme un cadre permettant un échantillonnage, entre ce qui relève d'une échelle supra-paysagère, paysagère ou infra-paysagère comme le suggère ALEXANDRE (2008), avec les correspondances existant entre ces trois échelles.

Conclusion du chapitre 3

Il s'agissait dans ce chapitre de poser les termes d'une discipline géographique pour appréhender la question environnementale en Ceinture verte en s'appuyant sur la végétation. Les propositions de G. Bertrand sont essentielles pour mettre en valeur les apports de la géographie dans ce contexte : lever les confusions quant aux limites spatiales, définir la portée avérée des aménagements et interventions humaines sur les milieux dits naturels ou semi-naturels, appréhender enfin la confusion sémantique au moment de désigner les objets de nature.

Le paysage est placé au cœur de l'analyse mais c'est bien le territoire que nous recherchons au travers de lui. Le territoire est l'expression des modes d'habiter et d'aménager l'espace géographique. L'absence de dimension territotiale est, quant à elle, le signe d'un abandon de cet espace. La (dé)terrirorialisation s'opère désormais selon des logiques environnementales. Les acteurs des territoires, habitants, élus, aménageurs, fondent un récit local de la question environnementale et l'instrumentalisent. L'analyse du paysage et de la végétation comme expression des activités humaines sur un milieu donné permet de décrypter ces logiques. Elle nous renseigne *in fine* sur la territorialité ou non des espaces. Le paysage est ici considéré comme un objet matériel d'étude qui s'exprime à diverses échelles : supra-paysagère pour

l'espace de la Ceinture verte dans son ensemble, paysagère pour les entités spatiales soumises ou non à une construction territoriale, infra-paysagère pour les espaces végétalisés sur lesquels se fondent les politiques et aménagements environnementaux. Cette analyse multiscalaire du paysage donne ainsi les clés pour engager une réécriture de la géographie de la Ceinture verte au prisme de la végétation. Elle milite en tout cas pour s'appuyer sur un échantillon de terrains d'étude.

Conclusion de la premiere partie

La ceinture verte est morte, vive la Ceinture verte, serait-on tenté de clamer. Le modèle souple voulu pour l'Île-de-France n'a pas pris et une forme plus stricte de ceinture verte n'est pas à l'ordre du jour. Il faut cependant différentier le projet ceinture verte, qui n'a pas fonctionné, et l'espace Ceinture verte, qui continue d'être dominé aux deux-tiers par l'occupation végétale, agricole et boisée confondues. Surtout, l'impossibilité d'advenir du projet dans ses termes initiaux – limiter l'étalement urbain tout un incluant la ville, dans un contexte de libéralisation de l'aménagement et en se focalisant sur des espaces un peu vagues du point de vu végétal – ne remet pas en cause les attentes environnementales citadines à l'égard des espaces végétalisés : cadre de vie et de loisir pour les habitants ou lieux d'enjeux écologiques pour les aménageurs. Pour éclairer sous un nouveau jour l'expression spatiale de cette question environnementale, en comprendre les fondements sociaux, les notions géographiques de paysage et de territoire sont à mobiliser. Elles doivent nous aider dans la réecriture géographique de la Ceinture verte. Dans une deuxième partie, nous partons donc à la recherche des paysages et des territoires, tout en gardant la végétation en ligne de mire.

2e partie :
Réécrire une géographie, les échelles paysagères de la végétation en Ceinture verte



Croquis 3 : Champ de blé et chemin rural menant au lieu dit «les Hameaux de Frépillon » sur la commune de Frépillon dans le Val d'Oise (F. Roussel).

INTRODUCTION DE LA DEUXIEME PARTIE

Une géographie à réécrire : c'est en ces termes que celui qui était alors éditeur, F. MASPERO (2004), connaisseur de la chose géographique pour avoir été à l'origine de l'édition de la revue Hérodote et être resté proche d'Yves Lacoste, se lance dans son entreprise de redécouverte des horizons de la ligne B du RER en 1989. L'écriture, la géographie la porte dans son étymologie. Celle des environs parisiens ni proches, ni lointains se serait brouillée, emmêlée pour finir par ne plus faire sens. Nous venons de montrer le processus de désagrégation de la Ceinture verte qui se manifeste dans son écriture géographique. Il faut prendre au sérieux l'invitation de François Maspero : la géographie a bien les outils nécessaires ainsi que la discipline requise pour procéder à cette réécriture. Mais une « géographie capable de saisir l'indéfini, le mutliple, l'espace ouvert, sans bornes et pluriel », pour reprendre les termes de CATTAN et BERROIR (2006) à l'issue d'une réflexion sur la perception de l'étalement urbain.

Le raisonnement multiscalaire, notamment, permet de clarifier les phénomènes et les dynamiques à l'œuvre sur un espace. Ces dynamiques ne seront cependant pas étudiées par le biais d'une analyse diachronique, mais en observant l'état actuel des lieux où l'on perçoit des indices de ces dynamiques. La thèse jumelle de Morgane Flégeau aborde cet enjeu de façon plus précise en particulier sous l'angle urbain.

Nous venons également de montrer pourquoi cette question était salutaire d'un point de vue théorique pour penser l'entre-deux paysager qu'est la Ceinture verte. Il est temps ici de présenter les modalités de la réécriture par le jeu des échelles (Chapitre 4), en mettant en évidence des ensembles paysagers tout d'abord à l'échelle supra-paysagère (Chapitre 5) pour ensuite faire ressortir des facettes paysagères particulières au sein de ces ensembles; facettes dont il faudra discuter de la dimension territoriale pour mieux les rattacher aux pratiques, aux usages, aux modes de d'habiter et d'aménager (Chapitre 6).

CHAPITRE 4 :
CHOIX METHODOLOGIQUES POUR L'ANALYSE DE LA VEGETATION SPONTANEE

Introduction du chapitre 4

Comment qualifier sur le plan paysager et territorial l'entre-deux qu'est l'espace de la Ceinture verte en recourant à une analyse qui emprunte une bonne partie de sa méthode à la biogéographie végétale ? Quelles échelles considérer ? Le spectre scalaire présente deux extrémités : l'espace de la Ceinture verte d'un côté, de dimension régionale, les communautés végétales de l'autre, d'échelle très locale. L'enjeu est de connecter l'une et l'autre. La question de l'échelle est un enjeu majeur de la géographie. Comme le note Jacques Lévy (in LÉVY et LUSSAULT 2013) : « parler d'échelle, c'est (…) admettre qu'autre chose que la taille change quand change la taille ». Cette « autre chose » qui change, ce sera en particulier ici l'expression des attentes socio-environnementales selon que l'on se situe à l'échelle supra-paysagère, paysagère ou infra-paysagère.

4.1. Une approche multiscalaire

4.1.1. Principes

Le principe de l'emboîtement des échelles du paysage rend possible la mise en place d'un échantillonnage stratifié à chaque niveau scalaire. M. GODRON et Ph. DAGET (1982) rappellent que : « […] L'échantillonnage est apparu comme une procédure dont l'objectif est de poser des questions précises à la Nature ». Toute méthode est guidée par des objectifs eux-mêmes définis en fonction d'enjeux géographiques et sociaux spécifiques, dont nous venons de faire l'exposé (chapitre 2). Ils sont autant de questions posées à la « Nature ».

Il existe plusieurs types d'échantillonnage que GODRON et DAGET (1982) rassemblent en deux catégories : les types probabilistes d'un côté, c'est-à-dire fondés sur une représentativité statistiquement vérifiable, les types non probabilistes de l'autre. Ceux-ci renvoient, dans le pire des cas, à un choix irrationnel ou, ce qui peut davantage se justifier, à une sélection orientée. La conséquence pour les deux écologues est de taille :

> […] si l'échantillon n'est pas probabiliste, il n'est pas permis d'inférer de la station écologique à la région écologique.

Ils la nuancent cependant immédiatement :

> En fait, les écologues qui se laissent guider par leur intuition pour placer leurs relevés sur le terrain effectuent implicitement, quand ils sont consciencieux, un échantillonnage stratifié correct et leurs résultats sont donc dignes de foi.

Les méthodes probabilistes réunissent les échantillonnages aléatoires, systématiques et stratifiés. Pour donner des résultats, le premier demanderait que soit réaliser un nombre considérable de relevés dans un contexte aussi complexe que celui de la Ceinture verte. Il faudrait considérer tous le territoire et procéder à une sélection aléatoire d'espaces végétaux. L'échantillonnage systématique invite à poser un réseau régulier de points ou de lignes espacés régulièrement. Compte tenu de la diversité des contextes, cette manière de procéder ne permet pas une approche géographique intelligible et et son coût est sans doute aussi élevé que pour l'échantillonnage aléatoire avec des résultats tout aussi incertains. Elle aurait été adaptée si nous avions cherché à travailler sur un gradient d'urbanité par exemple, à l'aide de transects. C'est dans cette optique que Morgane Flégeau a réalisé un travail photographique le long de transects dans le cadre de sa thèse, une photo étant prise à chaque kilomètre. Il faut aussi prendre en compte le fait que les relevés ponctuels exigent que l'on se place au cœur de la végétation explorée, ce qui en contexte urbain et périurbain pose le problème de l'accès aux parcelles désignées aléatoirement.

L'échantillonnage stratifié « souple », adapté aux obstacles engendrés par ce contexte urbain, s'est imposé comme la meilleure solution pour la Ceinture verte et pour répondre à notre objectif. Il consiste à retenir pour l'analyse un nombre d'objets représentatif au sein de chacune des échelles paysagères. Des critères d'occupation du sol et de topographie ont ici été utilisés. Le premier niveau correspond à l'échelle supra-paysagère, à l'échelle de la Ceinture verte. Il est fondé sur les modes d'occupation généraux à l'échelle du 1/100 000^{e} et sur la topographie à cette même échelle (voir § 4.1.2.). Le second est celui des paysages. Il est fondé sur les modes d'occupation du sol plus précis, cartographiés à l'aide de photographies aériennes et sur la topographie (voir § 4.1.3.). Le troisième et dernier est celui des éléments du paysage (voir § 4.1.4.) tels que définis par l'écologie du paysage (échelle infra-paysagère). Elle s'appuie sur les tâches, les corridors ou la matrice qui caractérisent les paysages. Les éléments du paysage constituent les stations où sont effectués les relevés.

4.1.2. L'échelle supra-paysagère : des ensembles paysagers

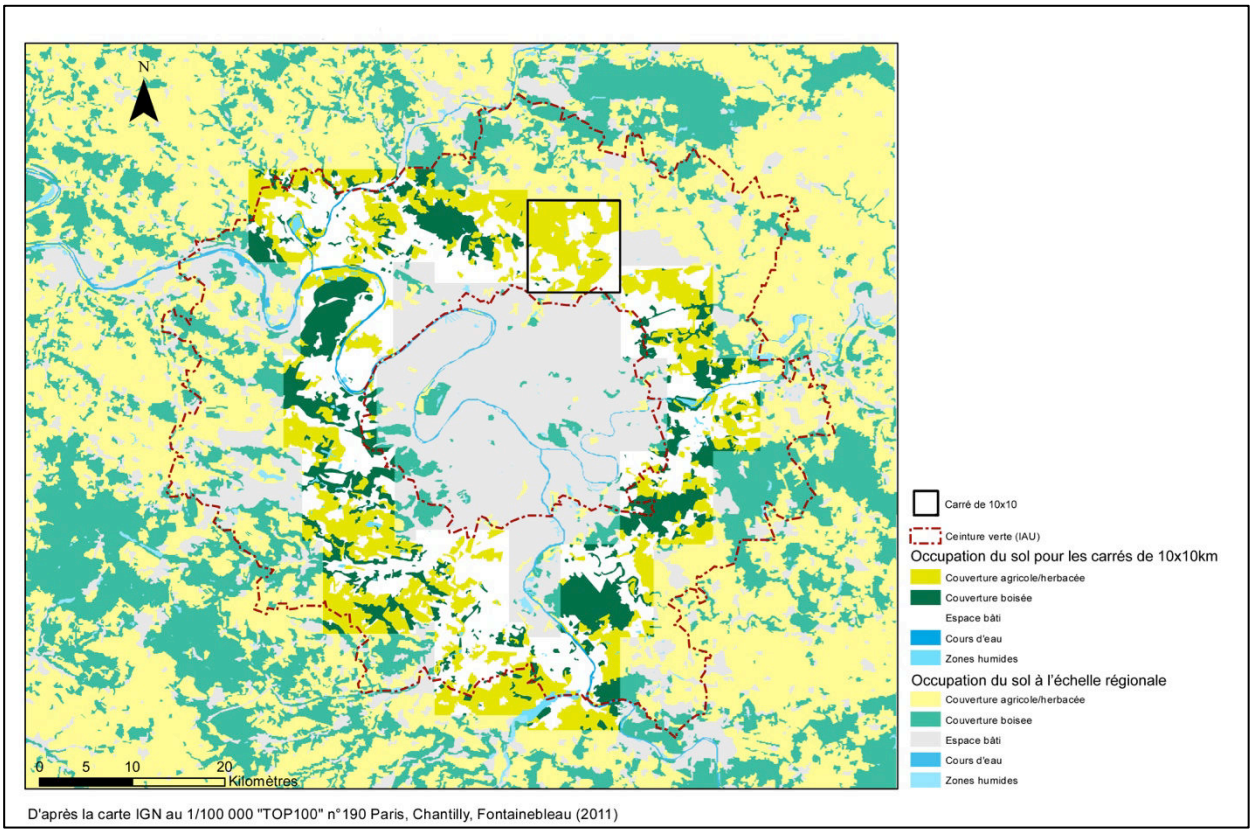
Pour éviter toute confusion sémantique ou scalaire, j'ai préféré substituer au « type de paysage » de M. Godron l'expression « ensemble paysager ». Ce niveau scalaire renvoie à des dimensions spatiales, du kilomètre à la dizaine de kilomètres, qui font référence, d'après M. Godron, au rôle de l'homme sans faire disparaître le poids des arrangements topographiques. Deux types de données sont utilisés pour répondre à ces deux facteurs et mettre en évidence une typologie :

1. L'étude des modes d'occupation du sol tout d'abord comme reflet du rôle de l'homme ; nous avons déjà eu l'occasion de présenter la cartographie des modes d'occupation des sols à partir de la carte IGN au 1/100 000e. Elle est à nouveau convoquée ici.
2. L'étude de la topographie ensuite ; nous recourons ici à un modèle numérique de terrain issu de la base de données en ligne *Earth Explorer* mise à disposition par l'agence américaine d'observation géologique (USGS). Les données ont été produites en 2011 par le satellite de la NASA *Advanced Spaceborne Thermal Emission and Reflection Radiometer* (ASTER) à une résolution de 30 m.

A la lecture de la carte au 1/100 000e de l'IGN (voire carte I-2) nous formulons l'hypothèse de quatre grands types de contextes : des secteurs structurés par des vallées, des secteurs de plateaux dominés par l'activité agricole, des secteurs dominés par la couverture forestière et enfin des secteurs hétérogènes. Nous avons tenté de faire ressortir ces grands types de paysages d'un point de vue quantitatif en nous appuyant sur le traitement des données d'occupation du sol et les données topographiques, via un logiciel de système d'information géographique (ArcGIS®).

Nous avons fait coulisser un polygone de 10x10km sur les pourtours de l'agglomération parisienne (voir carte IV-1). La dimension du polygone correspond à la proposition scalaire de Gordon pour les « types de paysage ». Le positionnement fait quant à lui écho à la situation de la Ceinture verte, à cheval entre l'agglomération dense et la couronne rurale, en référence donc à la logique de l'entre-deux. Il était donc cohérent de poser notre regard là où la ville cède sa place à d'autres modes d'occupation de l'espace. Il était donc cohérent de poser notre regard là où la ville cède sa place à d'autres modes d'occupation de l'espace, soit les premiers espaces qui s'offrent aux attentes paysagères et écologiques des habitants et des citadins venus de l'urbain dense. L'échantillon est alors constitué par un certain de ces carrés, choisis en

fonction de la stratification croisant la topographie et le grand type d'occupation du sol (agricole, forestier, urbain)



Carte IV-1 : Position des carrés de 10x10 km autour de l'agglomération parisienne et occupation du sol (F. Roussel, d'après IGN 2011).

4.1.3. L'échelle paysagère

Il s'agit à l'échelle de chacun des ensembles paysagers retenus d'identifier les paysages qui les constituent. Pour y parvenir, nous nous appuyons sur les modes d'occupation du sol établis à une échelle locale par photo-interprétation et sur la topographie, en utilisant à nouveau les données de MNT.

4.1.3.1. Occupation du sol : le choix d'une nomenclature simple

L'espace de l'Île-de-France dispose d'une représentation cartographique détaillée développée par l'IAU-Idf, appelée MOS (Mode d'Occupation des Sols), dont la dernière version date de 2012. Le MOS offre différents niveaux de nomenclature des modes d'occupation des sols : 11, 24, 47 ou 81 postes. Développé pour la première fois en 1982 – des mises à jour ont été effectuées au moment des recensements généraux de la population jusqu'en 1999, puis tous les 4 à 5 ans depuis lors – le MOS est un inventaire cartographique réalisé à l'aide de campagnes

de photographies aériennes menées par l'IGN (FOULARD et ZIEGLER 2013). La mise à jour de 2012 s'appuie sur des photographies d'une résolution de 12,5 cm. Notre travail de cartographie des modes d'occupation des sols à l'échelle de nos territoires d'étude a pris pour point de départ les propositions du MOS[22] dans la nomenclature à 11 postes, en les confrontant à des ortho photographies de l'IGN, et en les adaptant à notre objet d'étude qu'est la végétation. Certes, des nuances sont bien apportées à ce propos dans les nomenclatures les plus détaillées, mais la profusion des postes, notamment dans le purement urbain, nuit à la clarté de la cartographie et à la pertinence de l'information pour l'objectif fixé à ce travail. La couche de données à 11 postes qui permet des choix non ambigus a donc été retenue..

L'IAU a en outre développé en partenariat avec l'association Natureparif une nomenclature de 148 postes sur une base purement écologique inspirée de CORINE Biotopes. Cette nomenclature nommée ECOMOS a par la suite été complétée par ECOLINE pour les formes écologiques linéaires. Nous ne nous sommes pas non plus appuyés sur cette entrée car l'ECOMOS ne rend pas compte de la vue paysagère zénithale retenue ici pour le travail de typologie paysagère. Il s'agit d'une base de données croisant diverses sources : des qualificatifs tels que « prairies humides », « prairies mésophiles », « friche », « jachère », «feuillus denses xéro à mésophiles » etc. relèvent en effet d'analyses de terrain alliant données biologiques, pédologiques, climatiques et modes de gestion. Notre volonté était de faire un état des lieux paysagers préalable aux études de terrain.

4.1.3.2. Un travail de photo-interprétation couplé à une analyse topographique

Nous avons eu recours aux orthophotographies en couleur de l'IGN datées de 2011[23], d'une résolution de 50 cm, dans le système de projection Lambert-93[24]. La photo-interprétation s'est imposée aux dépends d'autres méthodes de télédétection en raison de la qualité des données disponibles et de la précision avec laquelle les modes d'occupation végétale peuvent y être observés.

---

[22] Le fichier informatique du MOS nous a été transmis par l'IAU-Idf dans le cadre d'une convention partenariale.

[23] On aura noté que la date n'est pas la même entre les données IGN (2011) et le MOS (2012). Cette année d'écart n'est pas suffisante pour engendrer des décalages significatifs.

[24] Ces documents sont accessibles gratuitement pour la recherche universitaire, une fois une convention signée avec l'organisme public.

Les cartes IGN au 1/25 000e nous ont été par ailleurs utiles à la mise en évidence de la topographie, information également délivrée par le MNT. Les cartes IGN sont cependant trop succinctes sur les informations fournies par les surfaces végétalisées : elles conservent une dialectique binaire du blanc (agricole) et du vert (boisement), peu nuancée : vignes et vergers sont représentés le cas échéant et la catégorie « broussailles » constitue la seule alternative aux boisements.

En cherchant malgré tout à conserver le parti pris de simplicité, les cartes produites retiennent 3 types de formation végétale :

1. Boisements : la texture grumeleuse associée à une couleur vert-sombre et une structure homogène des arbres les rendent bien visibles ;
2. Formations buissonnantes/arbustives : la structure est ici plus dispersée et la texture davantage granuleuse ;
3. Formations herbacées : d'une texture lisse, ces formations sont aussi d'une couleur verte plus claire.

Nous avons conservé les « espaces agricoles » et les « espaces en eau » du MOS. Les cinq entrées urbaines du MOS (habitat individuel, habitat collectif, équipements, activités, axes de transports) ont été réunies en une seule catégorie, plus lisible sur le plan cartographique. Seul le poste « carrières/décharges/chantiers » a été maintenu car il renseigne sur les dynamiques urbaines à l'œuvre. Un travail de révision a été mené pour les espaces végétalisés construits. Le terme d' « espaces verts urbains » a été préféré à celui employé par l'IAU « Espaces ouverts artificialisés » qui réunit parcs, jardins, terrains de sports, bas-côtés des routes, cimetières etc., autant d'objets qui ne disent pas la même chose d'un point de vue végétal. Terrains de sport et cimetières ont notamment été déplacées sous l'étiquette urbaine. Une entité « jardins privatifs » a en outre été ajoutée, l'étendue spatiale de ces jardins ayant été largement mésestimée par les 11 postes du MOS. La photo-interprétation les distingue nettement des jardins publics en raison de leur texture nettement plus granuleuse et du contexte d'habitation dans lequel ils s'insèrent. Les jardins pavillonnaires y occupent une large place mais ils correspondent aussi aux jardins partagés et autres parcelles jardinées dans les contextes plus ruraux.

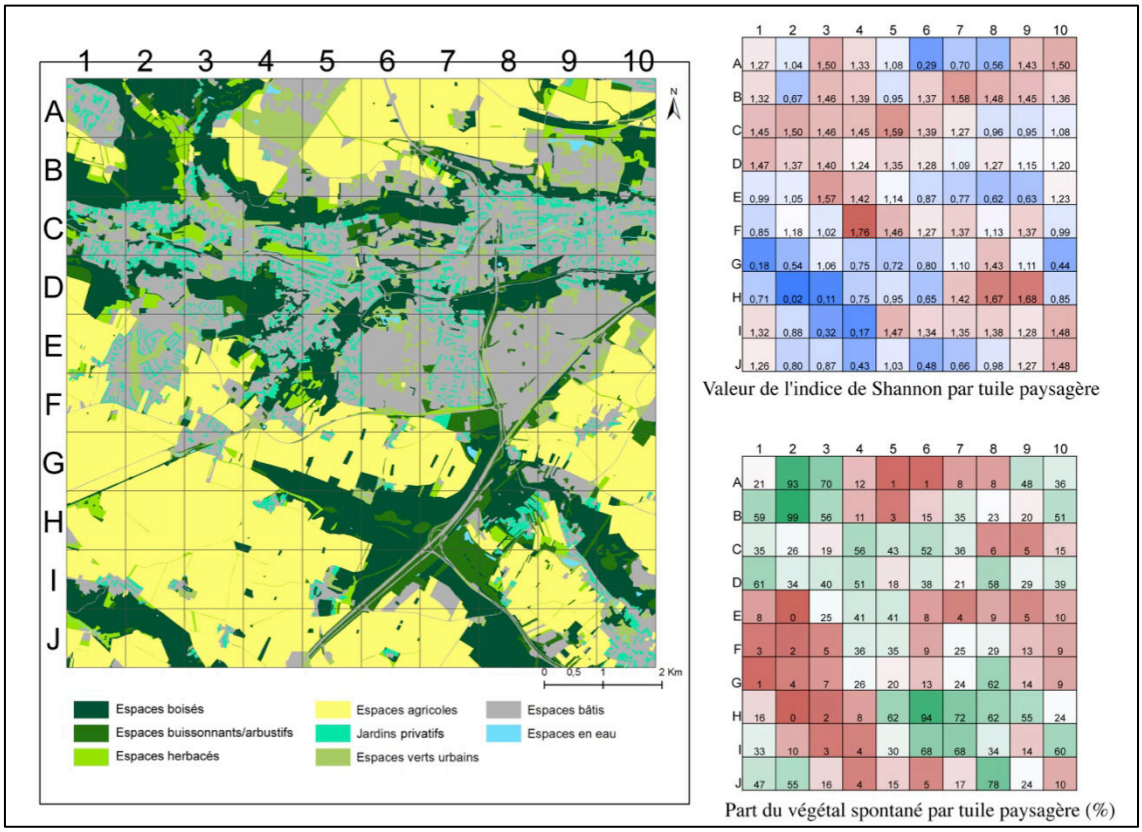
Pour la topographie, je me suis appuyé sur le MNT (voir § 4.1.2.). Vallées et buttes ont été délimitées en considérant les hauts (pour les vallées) ou les bas des versants (pour les buttes) et en y ajoutant une zone tampon de 100 m pour ne pas rompre la logique d'occupation spatiale sur ces zones de transition topographique.

Ce travail assez simple d'analyse s'est largement fondé sur une analyse visuelle. C'est parfois l'occupation du sol qui délimite ainsi uniquement les facettes paysagères – en particulier l'occupation végétale de l'espace – mais plus souvent l'occupation du sol associée au relief quand le MNT donnait à voir des formes bien marquées à l'échelle des trois terrains : vallées, buttes, plaines, plateaux. Une approche strictement quantitative aurait pu être privilégiée. Nous en discutons les tenants et les aboutissants dans le paragraphe ci-après.

4.1.3.3. Une sélection par grille paysagère ?

Une approche quantitative d'identification des paysages, en suivant les principes de l'écologie du paysage et la proposition de M. Godron relative à l'échelle paysagère du kilomètre a été testée (carte IV-2). Pour ce faire, nous nous sommes appuyés sur la cartographie des modes d'occupation des sols réalisée à partir de photographies aériennes de l'IGN et du MOS. Nous avons ensuite disposé sur la carte une grille composée de 100 carrés de 1km^2 chacun. La procédure a consisté à évaluer pour chacun d'entre eux la part de l'occupation du sol par la végétation en pourcentage de surface ainsi que l'hétérogénéité paysagère via l'indice de Shannon[25].

[25] L'indice de Shannon est couramment utilisé en écologie du paysage. Il est une mesure de l' « information » par individus, ou ici par *patch,* en référence à la théorie mathématique de l'information développée par Claude Shannon dans les années 1950. L'amplitude de l'indice n'est pas significative ; c'est un indice relatif sur le quel on porte une analyse en comparant plusieurs résultats. L'indice augmente quand le nombre et les types de *patches* augmentent et/ou quand leurs distributions deviennent de plus en plus équitables (Mc Garigal 2015).



Carte IV-2 : Analyse paysagère du secteur de la vallée de Chevreuse à l'aide d'une grille d'échelle kilométrique dans laquelle a été calculé un indice d'hétérogénéité (indice de Shannon) et un indice de prédominance surfacique (par du végétal spontané) pour chaque tuile paysagère (F. Roussel d'après les photographies aériennes de l'IGN datées de 2011).

La grille qui concerne la part de la végétation spontanée par « tuile » kilométrique met en évidence les plateaux agricoles particulièrement démunis de ce point de vue, le Hurepoix au sud et celui de Saclay au nord. Certains secteurs urbains ressortent également sur les hauteurs méridionales de la vallée de l'Yvette (E2, E6, E7 etc.) comme étant particulièrement peu végétalisés, mais également en aval de la vallée (C8 et C9). L'emprise forestière ressort quant à elle assez bien au nord de Saint-Rémy-lès-Chevreuse, associée aux prairies pâturées de la vallée de la Mérantaise (cases A2 et B2), dans la partie amont de la vallée de la Salmouille (cases H5, H6, H7, H8) et sur les coteaux en aval de cette même vallée (J8, I10 par exemple). Les contextes paysagers sont en revanche mixtes en amont de la vallée et sur ces coteaux (lignes C et D), témoignant ici de paysages urbains peu denses laissant une place importante aux formations végétales.

Pour juger de l'homogénéité de ces premières entités paysagères, une grille colorée avec les valeurs des indices de Shannon a été produite. Elle confirme notamment l'homogénéité paysagère des plateaux agricoles du Hurepoix et de Saclay de même que celle des secteurs très urbanisés déjà évoqués (ligne E). Les secteurs dominés par la forêt ressortent ici aussi assez

logiquement. Le caractère fragmenté de la vallée en amont est confirmé par les indices élevés sur les lignes C et D. Cette grille révèle en outre une forte hétérogénéité des paysages sur les hauts de versant de la vallée de l'Yvette (lignes B et D, E3 et F4) mais aussi ceux du fond de vallée de la Salmouille en aval, dans des contextes à dominante agricole mais fortement fragmentés (H8 et H9).

Il ressort de l'analyse de cet exemple que le recours à pareille grille de mesure donne des résultats intéressants en termes de caractérisation globale d'un ensemble paysager. Cependant, on constate que les entités paysagères sont, le plus souvent, soit plus vastes, soit plus réduites que la simple échelle kilométrique. Une telle grille s'avère évidemment beaucoup trop sommaire pour les délimiter et les cartographier précisément.

4.1.4. L'échelle infra-paysagère

Nous avons ici cherché à identifier les éléments qui composent le paysage en nous appuyant sur les propositions de l'écologie du paysage distinguant, au sein d'un paysage, la matrice, les tâches, les corridors. C'est sur ces éléments du paysage qu'ont été échantillonnés les relevés botaniques. Cette sélection pourrait faire l'objet d'une approche quantitative et statistique où chaque élément du paysage est comptabilisé de sorte que les stations retenues soient représentatives des proportions observées. La nécessité de ne pas retarder les relevés floristiques au-delà de la saison favorable à l'identification des espèces nous a contraint à partir sur le terrain avant de pouvoir réaliser un tel travail. Réalisée *a posteriori*, l'étude de la représentativité paysagère des relevés montre cependant que celle-ci est convenable (voir chapitre 7, § 7.1.1., tableau VII-3). Ceci montre l'importance de la pratique du terrain où se forge la compréhension du paysage. Se joue là une lecture assez différente de celle permise par la photographie aérienne et des évaluations quantitatives. Le paysage prend sens, il n'est plus seulement la juxtaposition spatiale de modes d'occupation du sol, il est ce qui s'offre au regard. L'approche générale préalable par la cartographie a permis cependant d'évaluer la proportion générale des divers éléments qui composent les paysages.

L'évaluation quantitative semble difficile à mieux préciser dans le contexte très fragmenté, hétérogène et très aménagé de la Ceinture verte qui révèle bien souvent des nuances importantes une fois sur le terrain et conduit à y prendre les décisions à mesure qu'on le parcourt. Dans un tel contexte des parcelles de petite superficie, mal perçues par la photo-interprétation deviennent visible. Des milieux homogènes sur le plan paysager, comme les

massifs forestiers, sont parcourus de voies et layons, et présentent de nombreuses nuances en sous-bois, imperceptibles à la photo-interprétation. Il faut aussi tenir compte du caractère accessible des éléments identifiés. La densité, l'inhospitalité de certains peuplements végétaux et le caractère privatif de certaines parcelles ont constitué un obstacle proportionnel à la hauteur, l'opacité ou au gardiennage d'éventuelles clôtures.

4.2. Collecte de la donnée botanique : enjeux et méthodes

Nous avons cherché à rendre compte des assemblages végétaux en les mettant en regard des données du milieux et donc des dynamiques écologiques et anthropiques.

4.2.1. La logique de l'aire minimale au service de l'analyse des milieux

Tous les types biologiques ont été pris en compte, qu'ils renvoient à des plantes ligneuses (phanérophytes, chaméphytes) herbacées vivaces (hémicryptophytes ou géophytes) ou annuelles (thérophytes). Seuls les bryophytes (mousses) ont été exclus de nos relevés.

La méthode dite de l'aire minimale, empruntée à la phytosiologie sigmatiste élaboré par Braun-Blanquet (GUINOCHET 1973, DAGET et GODRON 1982), est ainsi la plus adaptée : en prenant position au centre des espaces végétalisés/éléments du paysage, nous relevons les espèces (la présence d'un seul individu suffit) en nous éloignant par cercles concentriques de notre point de départ. La progression se poursuit tant que de nouvelles espèces sont rencontrées. Si aucune nouvelle espèce ne croise notre route, alors le relevé s'arrête. De même, si nous atteignons les lisières de la parcelle et que le cortège floristique change en conséquence, nous interrompons le relevé : nous sommes dans une autre parcelle, ou alors dans une situation d'écotone. Il s'agit bien de garder une certaine homogénéité du relevé en lien avec le milieu concerné. C'est en ce sens qu'il faut entendre le terme d'« aire minimale », une zone où pour un groupement végétal donné, la quasi-totalité des espèces a été relevée (GUINOCHET 1973). Certains relevés ont toutefois été réalisés en situation d'écotones lorsque ceux-ci prenaient une importance significative sur le plan paysager : friche étendue entre boisement et milieu ouvert, bande buissonnante/herbacée en limite de parcelle forestière, haie ou bande herbeuse en secteur agricole. Dans les cas de formations végétales étroites et linéaires telles que les bandes herbeuses ou les haies, les cercles concentriques sont remplacés

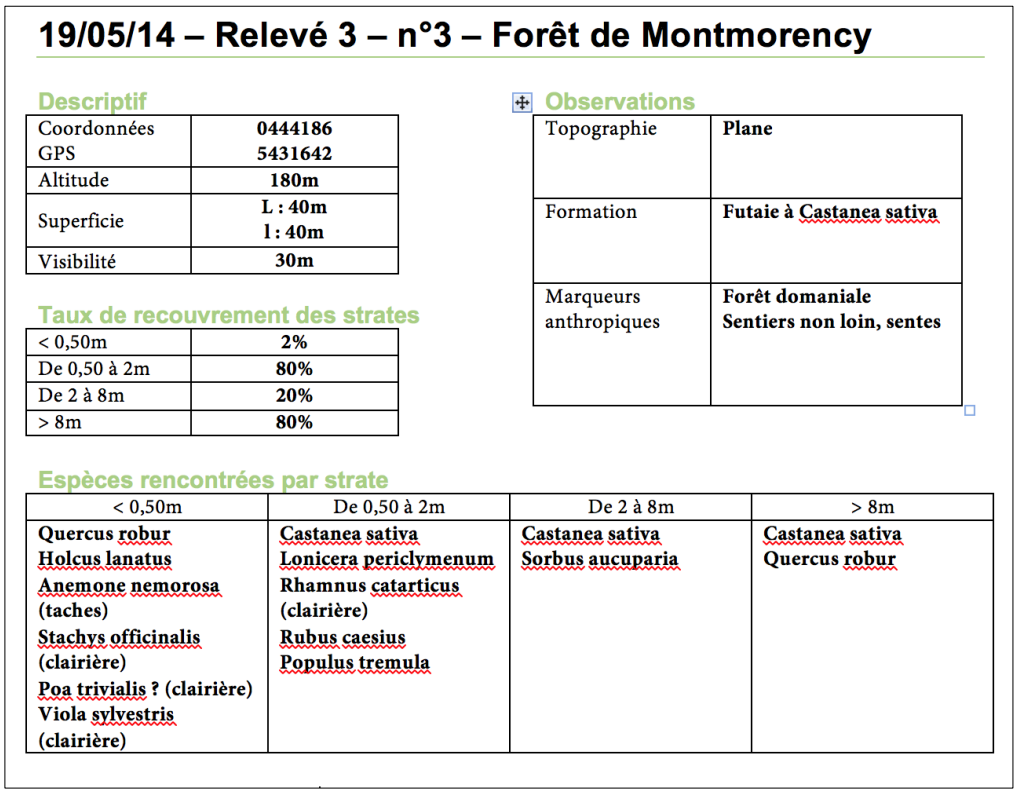
par un parcours linéaire jusqu'à atteindre l'extrémité de la formation concernée ou à changer complètement de cortège floristique.

La question de la micro-hétérogénéité introduite par des synusies doit être posée, ainsi dans les trouées au sein du couvert forestier où se déploie une flore plus héliophile. La question peut aussi se poser en cas de petites zones plus humides pour lesquelles la flore sera différente. Les espèces qui peuplent ces synusies ont été ajoutées à la liste botanique, mais leur singularité notée dans la fiche du relevé. Elles sont une caractéristique de la station observée, de son hétérogénéité mésologique.

La supeficie des relevés varie selon la taille et la forme des éléments du paysage concernés mais aussi selon le type de formation végétale étudié. Les relevés réalisés dans des formations forestières sont ainsi plus étendus que ceux des formations prairiales par exemple (GUINOCHET 1973). Le principe même de l'aire minimale commande cette logique. En forêt, les espèces arborées occupent de plus grandes étendues alors que les herbacées sont beaucoup plus concentrées dans des formations de type prairial (MEDDOUR 2011). À dire vrai, nous nous sommes fiés à l'allure des éléments du paysage retenus plus qu'à des valeurs prédéfinies. En définitive, la moyenne obtenue de 1957m^2 a trait à l'élément du paysage ou à la parcelle investiguée plus qu'à la surface réellement parcourue pour effectuer les relevés. Une alternative aurait été de procéder selon un principe fixe de quadrats, tous de même taille. Un test de correlation (Pearson) a été effectué sur les relevés du premier terrain d'étude, au nombre de 101, pour vérifier si la variabilité des surperficies avait un effet sur le nombre d'espèces collectées. Il n'en est rien. Le coefficient de détérmination R^2 obtenu est de 0,036 et montre par conséquent qu'il n'y a pas de correlation entre superficie des relevés et nombre d'espèces.

4.2.2. Autres informations relatives aux relevés

D'autres paramètres ont été notés devant servir à cerner le contexte paysager, les modes de gestion ou leur absence ainsi que les dynamiques écologiques à l'œuvre. La fiche suivante a été systématiquement employée, sous un format manuscrit.



19/05/14 – Relevé 3 – n°3 – Forêt de Montmorency

Descriptif

Coordonnées GPS	**0444186 5431642**
Altitude	**180m**
Superficie	**L : 40m l : 40m**
Visibilité	**30m**

Observations

Topographie	**Plane**
Formation	**Futaie à Castanea sativa**
Marqueurs anthropiques	**Forêt domaniale Sentiers non loin, sentes**

Taux de recouvrement des strates

< 0,50m	**2%**
De 0,50 à 2m	**80%**
De 2 à 8m	**20%**
> 8m	**80%**

Espèces rencontrées par strate

< 0,50m	De 0,50 à 2m	De 2 à 8m	> 8m
Quercus robur **Holcus lanatus** **Anemone nemorosa (taches)** **Stachys officinalis (clairière)** **Poa trivialis ? (clairière)** **Viola sylvestris (clairière)**	**Castanea sativa** **Lonicera periclymenum** **Rhamnus catarticus (clairière)** **Rubus caesius** **Populus tremula**	**Castanea sativa** **Sorbus aucuparia**	**Castanea sativa** **Quercus robur**

Figure IV-1 : Exemple de fiche de relevé utilisé pour la campagne de relevés botaniques (F. Roussel). *Le format imprimé a été rapidement abandonné au profit d'une prise de note sur un carnet puis d'enregistrements vocaux. La numérotation des relevés a également été modifiée au profit d'un code reprenant les trois premières lettres de l'espace occupé : ici MON3 pour Montmorency n°3.*

Tout d'abord, la présence et la couverture des strates a fait l'objet d'une attention particulière : quatre ont été retenues qui correspondent aux strates herbacées (inférieures à 0,50m), buissonnantes (comprises entre 0,50 et 2m), arbustives (de 2 à 8m) et arborées (supérieures à 8m). La stratification verticale et horizontale est un indicateur de la dynamique végétale de même que du degré d'intervention humaine. Plus la parcelle est aménagée, la végétation contrôlée, moins les strates sont complexes. La topographie, en particulier l'altitude, la pente et son exposition peuvent par ailleurs avoir une influence sur les cortèges floristiques. Compte tenu de la modestie des formes du relief, l'exposition joue peu. Les pentes peuvent cependant être assez prononcées sur les marges des plateaux ou des buttes donnant à voir les couches pédologiques successives. Les marques anthropiques ont notées – présence sur place de déchets, d'aménagements etc. – de même que le type et l'intensité des modes de gestion, ou encore la fréquentation (accessibilité, existence de sentiers). Nous avons par ailleurs noté la visibilité depuis la station, en mètres, comme indicateur de fermeture ou d'ouverture du paysage. L'observation fait écho à la stratification mais aussi à la topographie et aux interventions humaines. Enfin, la superficie du relevé en mètres carrés a été notée de manière

à évaluer l'importance spatiale des stations et à mesurer le grain de la végétation dans un contexte paysager donné.

4.2.3. Des limites inhérentes au principe de relevé

DAGET et GODRON (1982) ont évoqué les limites qu'il faut avoir en tête au moment de traiter l'information livrée par les relevés botaniques. Tout d'abord, la notion d'espèce est fragile scientifiquement ; cela ne nuit que dans le détail à l'analyse si l'on considère que les espèces sont pour la plupart différentes sur le plan morphologique et que ce critère morphologique a été retenu tout au long de la collecte. Du reste, les botanistes s'appuient sur une systématique en perpétuelle redéfinition. Il faut prendre garde dans les cas litigieux que l'identification ne mette en jeu des espèces aux milieux complètement différents. Ensuite, un relevé pour être absolument exhaustif devrait avoir lieu en continu sur l'année pour capter l'effet saisonnier avec l'apparition de certaines espèces et parfois de synusies temporaires (cas de l'apparition de la flore vernale qui disparaît lorsque les feuillus retrouvent leur feuillage). Ce point induit directement le suivant : dans le sol subsistent quantité de graines, racines ou tubercules en attente de germination que le relevé ne peut comptabiliser. Autrement dit, qu'une espèce ne soit pas rencontrée dans une station ne signifie pas qu'elle ne peut pas s'y trouver et qui, parfois, ne donne pas lieu à un développement aérien chaque année. Autrement dit, qu'une espèce ne soit pas apparente dans une station ne signifie pas qu'elle ne s'y trouve pas. Enfin, la surface réellement parcourue lors du relevé n'est pas celle de toute la station. Il est probable que l'on passe à côté de quelques espèces moins fréquentes. Il aurait fallu recourir à la logique des quadras mais celle-ci se serait avérée bien trop chronophage et assez peu adaptée du reste à la complexité paysagère voire stationnelle.

À ces limites, tout en insistant sur l'importance d'un échantillonnage de qualité, DAGET et GODRON (*Ibid.*) répondent avec honnêteté : « Tout le travail scientifique implique un « découpage » du réel, et les disciplines les plus rigoureuses n'échappent pas à cette imperfection ». À condition « de décrire clairement son protocole », et donc les limites du matériel collecté, il n'est pas interdit selon eux de qualifier les résultats de scientifiques.

Ce désir d'exhaustivité ne doit pas être surévalué pour une étude géographique comme la nôtre. L'essentiel, pour nous, est qu'un nombre suffisant de relevés conduits dans des conditions similaires soit réalisés pour pallier ce défaut.

4.2.4. L'identification des espèces

Nous ne sommes pas entrés dans les débats scientifiques de la taxonomie et de la systématique du vivant, souhaitant simplement utiliser une information floristique uniforme pour notre dition. Les spécialistes de la systématique travaillent sur une classification qui restre très évolutive en raison de la prise en compte de l'information génétique qui bouscule le jeu ces dernières décennies. Les géographes font reposer leur étude sur un caractère discutable – mais qui finalement fonctionne pour la plus grande partie de la flore – de la définition des espèces : la ressemblance entre individus appartenant à une même espèce à partir de quelques critères visuellement discernables. Reconnaître une plante et la nommer exige un sens de l'observation, de la patience et de la persévérance ainsi qu'une loupe et des flores adéquates. Nous n'avons pas négligé les ouvrages déjà anciens comme la *Flore de France* coordonnée par l'Abbé Coste qui a livré au début du 20e siècle un panorama illustré exhaustif et toujours pertinent de la flore française (COSTE 1937). Des initiatives plus récentes ont permis d'intégrer les avancées scientifiques et de proposer des synthèses partielles comme la *Flore forestière* (RAMEAU *et al.* 1989). L'Île-de-France s'est vue quant à elle offrir sa propre flore à l'initiative de JAUZEIN et NAWROT (2011) qui nous a également été d'une grande utilité, la reconnaissance reposant ici sur la photographie. Le site *Tela botanica* a pu aussi aider à lever certains doutes mais aussi à recourir aux noms les plus récemment arrêtés pour désigner certaines plantes. Entre temps, les flores à l'attention du grand public se sont aussi multipliées, très utiles pour une première détermination sur le terrain (SCHAUER et CASPARI 2013).

Près de 520 espèces ont été identifiées à l'occasion de deux campagnes de relevés en 2014 et 2015 entre mi-mai et fin juillet. Pour certains genres et certaines espèces, la détermination a pu soulever quelques interrogations. Nous les passons ici en revue en explicitant les choix auxquels nous avons procédé pour contourner les incertitudes. Cela permet d'illustrer certains aspects décrits évoqués ci-dessus : parvenir à une saisie homogène sur l'ensemble de la dition, prendre garde à la saisonnalité, se confronter aux incertitudes et aux tâtonnements de la science botanique, à l'hybridation de certaines espèces, mais aussi parfois, il faut l'avouer, à nos propres limites.

Voici les principaux choix effectués :

Arctium – La Bardane est une herbacée vivace très communes des secteurs agricoles. Nous avons rassemblé l'ensemble des individus rencontrés sous le nom *Arctium lappa* (Grande Bardane). L'espèce *minus* est elle aussi présente en Île-de-France. Faute

d'une inflorescence ou d'une fructification nécessaire à l'identification, la différence n'a pu être systématiquement faite entre les deux espèces. Toutes deux occupent cependant la même niche écologique. La confusion n'est donc pas préjudiciable.

Bromus - Le genre *Bromus* (Bromes) est bien représenté en Île-de-France. Si certaines espèces de cette Poacée sont aisées à déterminer, d'autres exigent des compétences botaniques plus poussées et des exemplaires en bon état. C'est le cas des espèces présentant des glumes longuement aristées : *B. sterilis, B. maximus, B. tectorum*. Toutes ont été rassemblées sous *Bromus sterilis* (Brome stérile). Là encore, cette simplification ne porte pas préjudice à l'analyse, ces espèces occupant les mêmes types de milieux.

Cerastium - La sécheresse qui a sévi en juin et juillet 2015 a rendu difficile, cette année-là, l'identification du genre *Cerastium* (Céraistes), regroupant de petites caryophyllacées des milieux ouverts. Seuls des individus très desséchés ont été collectés. Compte tenu de la présence régulière de l'espèce *C. glomeratum* (Céraiste aggloméré) en début de campagne de relevés et de la proximité mésologique des diverses espèces, nous avons conservé cette dénomination.

Epilobium - La proximité physionomique entre les espèces *E. tetragonum* (Épilobe à quatre angles) et *E. ciliatum* (Épilobe ciliée) de cette onagracée souvent vivace, a posé quelques problèmes. Nous nous sommes appuyés sur la plus grande sensibilité aux contextes humides de *E. ciliatum* pour différencier les deux, sans que ce critère soit strictement discriminant … Quant à *E. lanceolatum,* (Épilobe à feuilles lancéolées) identifié lors de la première campagne de relevés, la flore d'Île-de-France de JAUZEIN et NAWROT (2011) le qualifie de très rare et laisse planer un doute sur les individus identifiés.

Ficaria - *Ficaria verna* (Renoncule ficaire), comme son nom scientifique l'indique, est une espèce vernale des sous-bois qui disparaît très tôt, dès le début du mois de juin. Ne pas l'avoir observée plus tard dans l'été ne signifie pas qu'elle est absente des territoires parcourus plus tardivement.

Lactuca - La classification au sein du genre *Lactuca* (Laitue) est fluctuante selon les flores. Trois espèces, toutes thérophytes, désignent en effet des individus qui occupent les mêmes milieux et sont parfois regroupés sous le même taxon, *L. sativa* (Laitue scarole) englobant alors *L. scariola* et *L. virosa*. Nous avons retenu cette option.

Myosotis - Les *Myosotis* sont particulièrement complexes à différencier. Les espèces *M. arvensis* et *M. sylvatica*, les plus courantes, présentent des caractéristiques fort similaires et ne s'en tiennent pas à leurs milieux supposés (milieux herbacés / milieux forestiers). Malgré tout, nous avons décidé de suivre cette tendance générale des deux espèces.

Pyrus - Le genre *Pyrus*, le Poirier, voit s'hybrider ses espèces. Si *P. pyraster* (Poirier sauvage) est aisé à discriminer, les incertitudes qui concernent l'espèce qui a été désignée dans nos relevés sous le nom *Pyrus cordata* (Poirier à feuilles en cœur) n'ont pu être levées. Si l'allure générale de la plante correspond, force est de constater certaines divergences dans la morphologie des feuilles notamment. L'espèce est du reste réputée très rare dans les flores régionales ... Faute de fruits et de fleurs cependant, nous avons maintenu ce nom tout au long de notre campagne avec la certitude qu'il s'agissait toujours de la même plante.

Quercus - Le problème de l'hybridation se pose aussi pour le genre *Quercus* (Chênes), ce qui concerne les deux espèces dominantes de notre territoire d'étude, *Q. robur* (Chêne pédonculé) et *Q. petraea* (Chêne sessile). Le contexte nous a alors guidé selon que nous étions en présence d'un substrat acide et donc favorable à *Q. petraea* (*Q. robur* n'étant pas totalement à exclure cependant…), plus régulièrement associé donc au Châtaignier (*Castanea sativa*).

Rubus - Le genre *Rubus* (Ronces) est lui aussi fortement caractérisé par l'hybridation, en particulier entre *R. caesius* (Ronce bleuâtre) et *R. fruticosus* (Ronce commune). Le premier, plus sensible à l'ombre, a tendance à s'épanouir dans les milieux forestiers alors que le second est davantage une espèce de lumière. Cependant, les deux se mêlent. Le nombre de folioles a pu être un critère discriminant (jamais plus de trois pour *R. caesius*, contre trois à cinq pour *R. fruticosus*).

Orobanches – Le genre *Orobanche* désigne des herbacées parasites qui se fixent sur les racines d'autres herbacées. Chaque espèce d'Orobanche est inféodée strictement à certaines plantes. Nous n'avons pu les spécifier, faute d'une appréciation correcte au moment des relevés. L'espèce la plus commune en Île-de-France est l'Orobanche de la picride (*Orobanche picridis*), parasite de plusieurs astéracées, notamment *Picris hieracioides*. Nous avons cependant dû rester au niveau du genre ; les individus ont été notés *Orobanche sp*.

Autres remarques

Dans le genre *Holcus* (la Houlque, une graminée), la deuxième session de relevés a permis de mettre en évidence l'espèce *H. mollis* (Houlque molle), à la ligule plus arrondie que *H. lanatus* (Houlque laineuse), quant à elle non déchirée. Elle était peut-être présente l'année d'avant malgré tout.

Dans le genre *Centaurea* (Centaurée), nous avons identifié une seule fois l'espèce *C. pratensis* la première année alors que nous nous sommes rabattus sur *C. jacea*, beaucoup plus courante, la seconde année.

Nous ne nous sommes pas montrés suffisamment précis pour le genre *Hypericum* (Millepertuis) dans la différenciation entre *H. perforatum* et *H. maculatum*, le second étant davantage présent dans les milieux plus humides. Nous avons fait l'effort d'identifier *H. maculatum* la seconde année.

Concernant le genre *Equisetum* (Prêles), il se peut que nous ayons mêlé l'espèce *palustre* à *arvense*… Confusion induite par le fait que ces deux espèces peuvent cohabiter.

Alors que la flore de JAUZEIN et NAWROT (2011) met en évidence l'espèce *Urtica urens*, assez commune, nous ne l'avons pas différenciée de *Urtica dioica*.

Nous avons identifié sur notre premier terrain deux espèces du genre *Trifolium* (Trèfles) : *T. medium* et *T. ochroleucon,* que la flore de Jauzein et Nawrot qualifie d'assez rare et très rare. Il subsiste donc un doute.

Conclusion du chapitre 4

L'objectif de cette approche méthodologique multiscalaire est de lier l'espace régional de la Ceinture verte avec le paysage et la flore, en connectant la petite et la grande échelle. Il y a en jeu une question de représentativité des terrains d'étude retenus, ce que le chapitre 5 expose, mais aussi une réflexion sur le poids des activités anthropiques sur la végétation, comment cette dernière s'inscrit dans des espaces valorisés faisant territoire ou au contraire des espaces délaissés (chapitre 6). La technique du relevé botanique est au fondement de cette démarche et la source de données floristiques originales. Elle doit nous conduire à porter un regard sur la dimension floristico-écologique de la végétation (troisième partie) mais aussi et surtout sur sa dimension sociale (quatrième partie).

CHAPITRE 5 :
LA VARIATION SPATIALE DES ENSEMBLES PAYSAGERS DE CEINTURE VERTE

Introduction au chapitre 5

L'espace de la Ceinture verte n'est pas homogène sur le plan paysager. Ce constat s'opère dès le premier niveau scalaire, supra-paysager. Nous avons retenus deux critères de différenciation des ensembles paysagers : les modes d'occupation du sol que sont les boisements, l'agriculture et le bâti d'une part, associés à la topographie d'autre part. Le premier critère s'appuie sur la carte au 1/100 000e de l'IGN datée de 2011 et le second sur un modèle numérique de terrain. Un découpage de la Ceinture verte en mailles de 100 km² est réalisé et fait l'objet d'un traitement géomatique (5.1). Il s'agit d'objectiver des ensembles paysagers sur la base d'indicateurs spatiaux et sociaux économiques (5.2.) pour mieux retenir *in fine* des secteurs d'etudes représentatifs (5.3).

5.1. Eléments méthodologiques

5.1.1. Un échantillon de 15 secteurs d'étude à l'échelle supra-paysagère

En posant un carré de 100 km² à cheval sur l'agglomération dense et la couronne rurale et en le faisant coulisser, nous avons fait ressortir 15 entités spatiales adjacentes (carte V-1). Ce nombre aléatoire est le résultat d'une procédure spécifique de déplacement du carré.

Le premier carré a été positionné arbitrairement au nord-ouest de l'Université Paris 13, située à Villetaneuse, sur l'espace agricole de la Plaine de Pierrelaye. Par la suite, pour ne pas saisir deux fois les mêmes espaces, un principe d'adjacence a été respecté, les carrés successifs prenant place dans le sens des aiguilles d'une montre sur la marge extérieure de l'agglomération. Le dernier carré, numéro 15, prend position sur la ville nouvelle de Cergy-Pontoise. Si le recours à la carte IGN au 1/100 000e aide à faire ressortir la limite de l'agglomération, la forme de cette dernière reste complexe, d'où le choix d'un positionnement inévitablement arbitraire : nous avons cherché à saisir les premiers espaces non bâtis agricoles ou forestiers, quitte à délaisser la zone intérieure très bâtie de la Ceinture verte dans sa délimitation « officielle » et à ignorer les parties les plus éloignées, les plus rurales. En outre, la

ville de Saint-Quentin-en-Yvelines, ou encore la vallée de la Seine, ne sont pas incluses car elles sont situées à plus de 200m de l'agglomération centrale, en tout cas, si l'on s'en tient à la carte IGN au 1/100 000e. Ce choix est discutable du point de vue des dynamiques urbaines à l'œuvre et de la délimitation de l'unité urbaine d'après l'INSEE mais il nous permet de mieux circonscrire l'agglomération parisienne.

5.1.2. Les informations de la carte IGN au 1/100 000e

Les cartes au 1/100 000e ont connu des évolutions depuis leur apparition en 1950. Dans leur dernière version, elles s'adressent expressément à un domaine, celui du tourisme, auquel elles ont été associées dès 1968 (LECORDIX 2007). La problématique de communication, intrinsèque à cette ambition, n'a cessé de s'affirmer : s'adresser au plus grand nombre et le guider vers les points d'intérêt du territoire. En découlent des choix graphiques qu'il est intéressant d'exposer. La carte au 1/100 000e, par ses simplifications et raccourcis n'est pas pour autant disqualifiée pour traiter des questions de paysages végétaux. Bien au contraire, elle nous semble la plus indiquée pour répondre à ces questions, son caractère simplifié rendant justement possible une analyse régionale qui tienne bien son cap : à savoir révéler des grandes structures spatiales, sans se perdre dans une profusion de détails et de modes d'occupation du sol. À ce niveau scalaire, des catégories très simples ont été retenues (voir figure V-1) :

1. *Les espaces agricoles* (en jaune sur la carte V-1). Au sein des espaces agricoles (en blanc sur la carte IGN), l'IGN a choisi de représenter les hameaux par des pictogrammes, sans valeur du point de vue des surfaces occupées. Nous avons décidé d'ignorer ces indications, l'emprise spatiale exacte étant absente. La carte révèle par ailleurs des zones dites de broussailles en vert clair : potentiellement agricoles, celles-ci ont été intégrées à cette catégorie.
2. *Les espaces boisés.* Les limites ont ici été respectées et reprennent le code couleur de la carte IGN (vert).
3. *Les espaces bâtis* (en gris clair sur la carte V-1). L'IGN différencie les zones habitées (en orange) des zones d'activités (en jaune clair). Nous avons regroupé les deux dans une seule et même catégorie car toutes deux relèvent de l'espace bâti. La carte IGN représente également les infrastructures de transport. Nous n'avons pas pris en compte ces dernières. En effet, leur emprise cartographique est volontairement exagérée (LECORDIX 2007).

4. *Les surfaces en eau* (en bleu sur la carte V-1). Nous avons pris le parti d'associer les cours d'eau dont l'emprise spatiale est suffisante pour apparaître précisément sur la carte (les simples lignes bleues ne sont pas prises en compte), les plans d'eau (artificiels ou naturels) ainsi que les zones humides/marécageuses sous la même dénomination.

Il faut enfin relever une difficulté de lecture induite par les positionnements de la toponymie. Ce biais ne nuit pas néanmoins à la cartographie d'ensemble

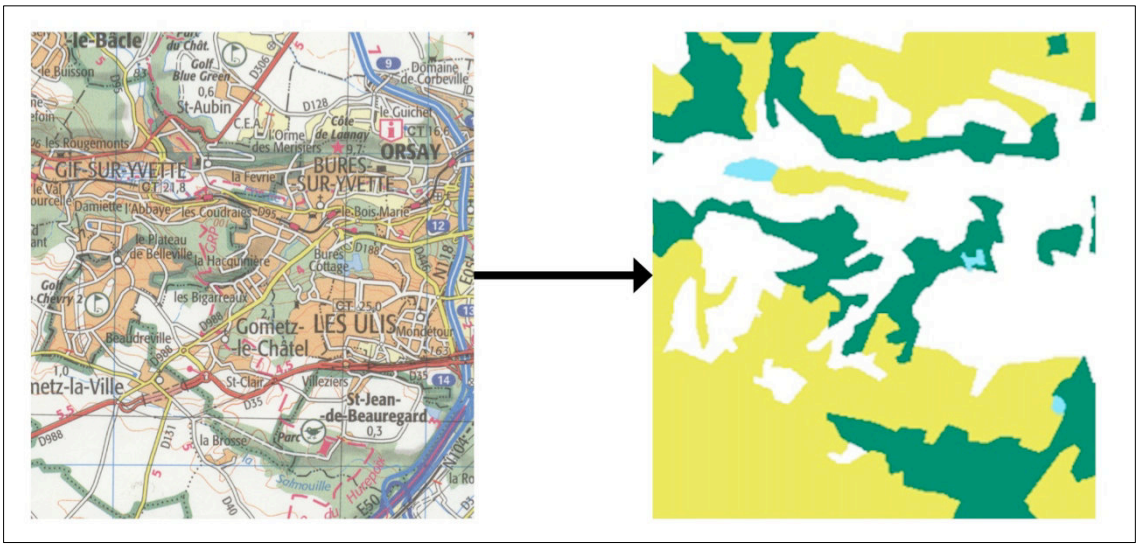
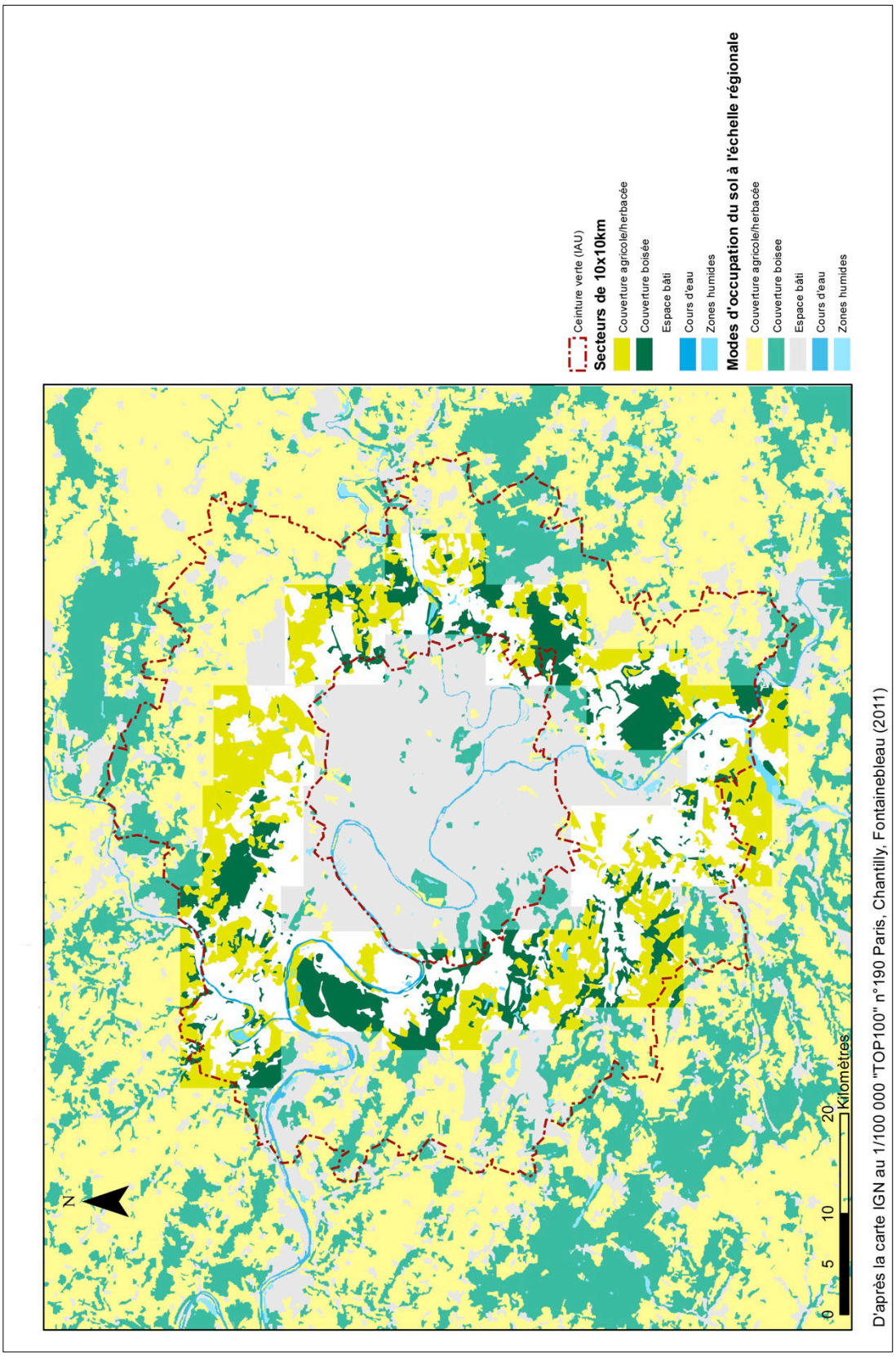


Figure V-1 : Vectorisation et simplification de la carte IGN au 1/100 000e de 2011 (F. Roussel).



Carte V-1 : Localisation des 15 carrés de 100 km^2 constitutifs de la Ceinture verte de la Région Île-de-France (F. Roussel)

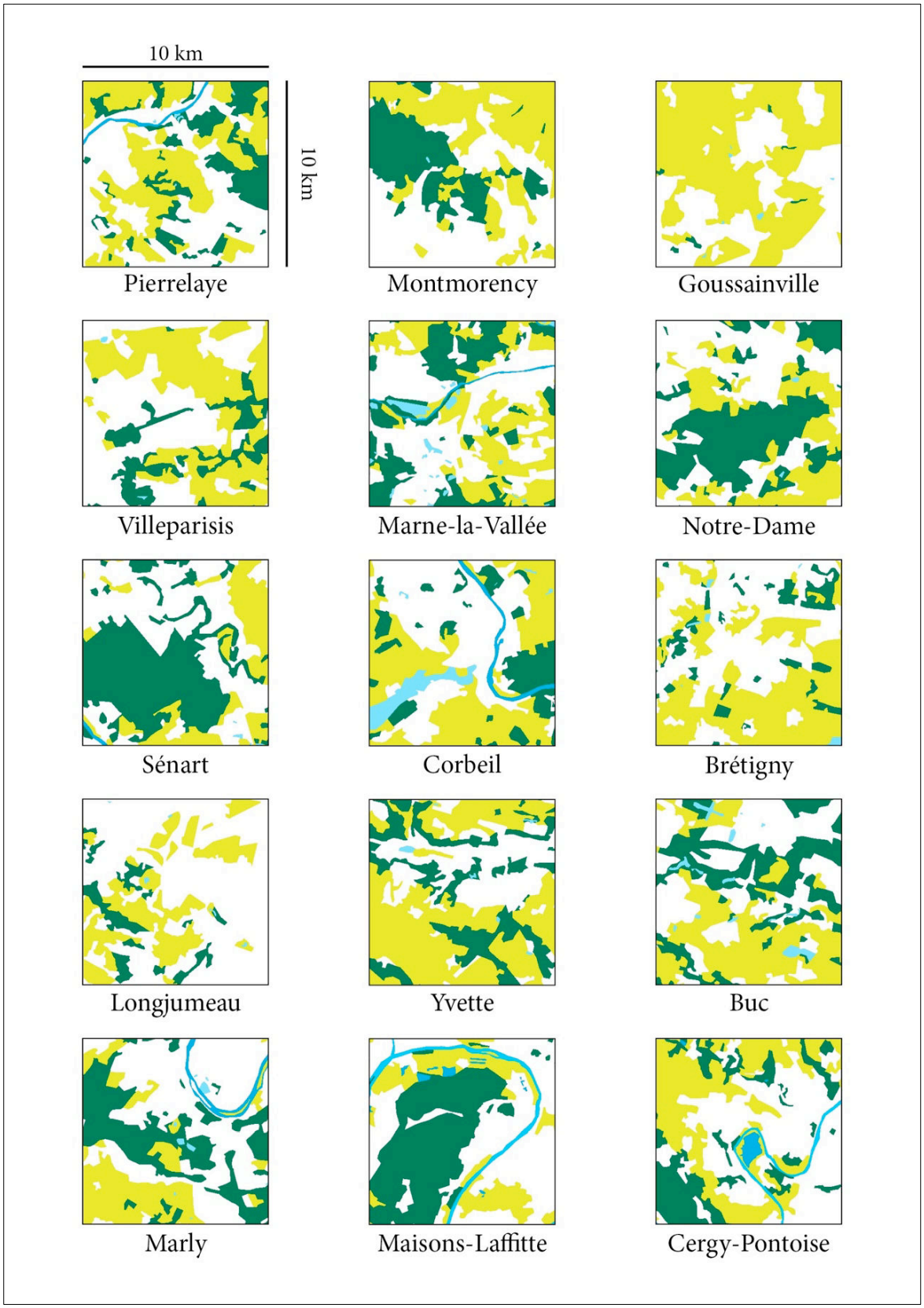


Figure V-2 : Occupation du sol en 2011 au sein des 15 secteurs d'étude retenus (F. Roussel)

5.2. Les ensembles paysagers en Ceinture verte

Une première lecture rapide des 15 secteurs donne à voir des contextes récurrents (voir figure V-3) : à plusieurs reprises, on voit la couverture forestière dominer (Montmorency, Notre-Dame, Sénart, Maisons-Laffitte) ; ailleurs c'est à l'inverse la faiblesse de la couverture boisée qui est marquante (Goussainville, Brétigny, Longjumeau) ; enfin, il faut noter la répétition des cours d'eau (Pierrelaye, Marne-la-Vallée, Corbeil, Marly, Maisons-Laffitte, Cergy-Pontoise).

Il s'agit ici de confronter ces intuitions à des critères quantitatifs : la superficie occupée par les différents modes d'occupation du sol permet de qualifier les secteurs observés, de même que la taille des plus grands polygones qui en occupent l'espace ; le nombre de polygones cartographiés renvoie à la fragmentation de l'occupation du sol, l'indice de Shannon donne une indication sur l'hétérogénéité paysagère à l'œuvre. Enfin, les écarts-types en terme d'altitude nous renseignent sur les contextes topographiques de chacune de ces 15 entités. *In fine*, il s'agit de valider notre intuition première voire de discuter de la pertinence des critères quantitatifs retenus. Ce qui se voit se mesure-t-il précisément ?

5.2.1. Occupations du sol dominantes

Une première approche consiste à évaluer la surface concernée par chaque mode d'occupation au sein de chacun des 15 secteurs.

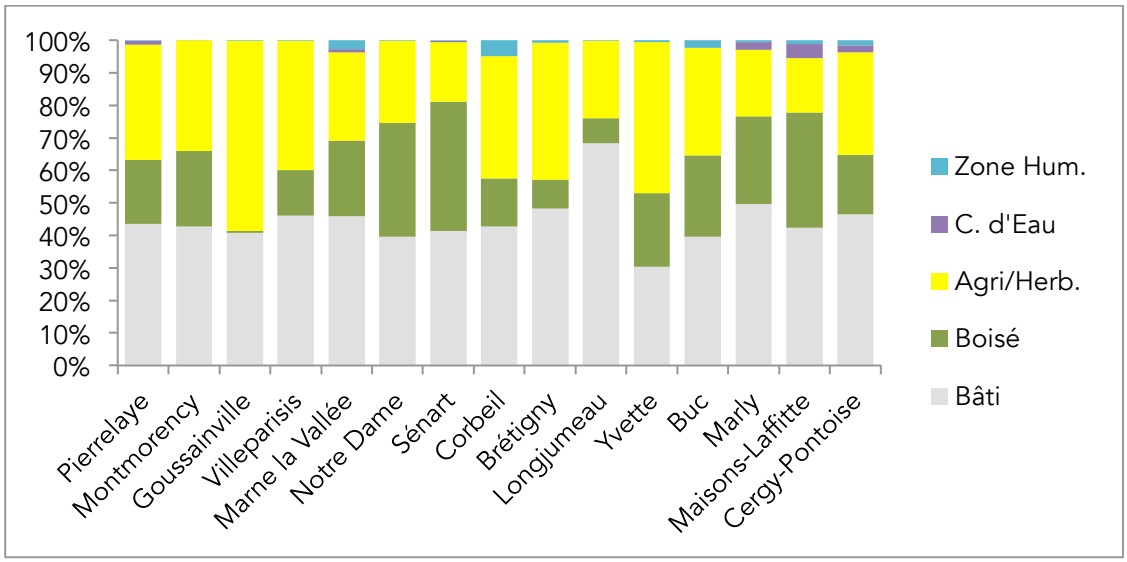


Figure V-3 : Répartition des modes d'occupation du sol en pourcentage de surface occupée pour chacun des 15 secteurs retenus (F. Roussel).

Au regard de la figure V-3, la couverture boisée apparaît comme une variable de différenciation importante entre les secteurs. Elle est très peu présente pour les secteurs de Goussainville, de Brétigny et de Longjumeau. À l'inverse, elle s'impose davantage pour les secteurs de Notre-Dame, Sénart et Maisons-Laffitte. Le carré attrape ici tout ou partie des grandes forêts situées dans la couronne d'agglomération, déjà évoquées plus haut : Notre Dame, Sénart et Saint-Germain-en-Laye. Dans une moindre mesure, les secteurs de Pierrelaye et Montmorency (forêt de Montmorency), Marne-la-Vallée (boisements au nord de la Marne), de Buc (forêt de Meudon) et de Marly (forêt de Marly) mettent aussi en évidence cette dimension boisée.

Le choix ayant été fait, conformément à la délimitation de la Ceinture verte, de poser le carré à cheval entre agglomération dense et couronne rurale, il est logique de voir l'espace bâti dominer bien souvent. C'est très marqué pour le secteur de Longjumeau, un peu moins pour le secteur de la vallée de l'Yvette. L'espace agricole est quant à lui plus variable : parfois très réduit comme dans les secteurs de Sénart, Marly ou Maisons-Laffitte, il fait jeu égal avec l'espace bâti pour le secteur de Goussainville.

Ces rapports de forces sont confirmés en mettant en évidence les polygones qui occupent le plus de surface. Chaque secteur couvrant 10 000 ha, il est aisé de transposer les données en pourcentage (pour le secteur 1 par exemple, le polygone le plus grand occupe 2208 ha soit 22,1 % de la surface du secteur).

Tableau V-1 : Polygones les plus étendus pour chacun des secteurs étudiés (en pourcentage d'occupation ; F. Roussel)

	Polygone le plus grand	2e polygone le plus grand	3e polygone le plus grand
Pierrelaye	Bâti (22,1%)	Agri (18,6%)	Bâti (12%)
Montmorency	Bâti (39,7%)	Agri (24,4%)	Bois (19,9%)
Goussainville	Agri (55,1%)	Bâti (27,9%)	Bâti (8,6%)
Villeparisis	Bâti (43,8%)	Agri (19,6%)	Agri (16%)
Marne la Vallée	Bâti (25,2%)	Agri (15,5%)	Bâti (9,8%)
Notre Dame	Bâti (32,8%)	Bois (24,7%)	Agri (9%)
Sénart	Bois (35,7%)	Bâti (27,3%)	Agri (14,1%)
Corbeil	Bâti (27,8%)	Agri (26,1%)	Agri (8,4%)
Brétigny	Bâti (44,8%)	Agri (34,1%)	Agri (3,3%)
Longjumeau	Bâti (65,7%)	Agri (9,1%)	Agri (5,3%)
Yvette	Agri (25,9%)	Bâti (21,9%)	Agri (9,3%)
Buc	Agri (24,5%)	Bâti (19,6%)	Bois (15,4%)
Marly	Bâti (34,9%)	Bois (17,3%)	Agri (15,6%)
Maisons-Laffitte	Bois (33,7%)	Bâti (20,1%)	Bâti (10,5%)
Cergy-Pontoise	Bâti (28,2%)	Agri (27%)	Bâti (11,5 %)

Le tableau V-1 met en évidence la part importante des espaces bâtis. Sur 9 des 15 secteurs étudiés, c'est la tache de l'agglomération parisienne qui constitue le polygone le plus grand. Dans deux cas, la couverture boisée prévaut : le secteur de Sénart avec la forêt domaniale du même nom et le secteur de Maisons-Laffitte avec la forêt domaniale de Saint-Germain-en-Laye. Pour trois autres secteurs, la couverture agricole prédomine : la plaine de France pour le secteur de Goussainville, le plateau du Hurepoix pour le secteur de l'Yvette et celui de Saclay pour le secteur de Buc.

Il faut nuancer la part de l'emprise urbaine sur les neuf secteurs en observant les 2e et 3e polygones les plus grands. Pour quatre d'entre eux, l'emprise agricole est également importante : le plateau agricole du Hurepoix a une importance certaine pour les secteurs de Corbeil-Essonnes et Brétigny (moins pour celui de Longjumeau, les polygones étant de petites taille), la Plaine de France marque quant à elle le paysage du secteur de Villeparisis. Pour trois autres, l'emprise forestière est par ailleurs déterminante : la forêt domaniale de Notre-Dame, la forêt domaniale de Montmorency et la forêt de Marly pour les secteurs du même nom.

Cette analyse est certes dépendante de la position aléatoire du carroyage, plus ou moins à cheval sur l'agglomération. Ainsi, les modes sont parfois équilibrés (secteurs de Pierrelaye, de

Corbeil-Essonnes et de Cergy-Pontoise) ou au contraire à forte dominante urbaine (Villeparisis, Marne-la-Vallée, Brétigny et Longjumeau), là où la tache urbaine principale est incluse de façon massive. Chaque mode d'occupation retenu possède cependant ses secteurs de prédilection.

5.2.2. Fragmentation et hétérogénéité spatiales

Le nombre de polygones de chacun des 15 secteurs est un premier critère qui nous renseigne sur la fragmentation de l'occupation du sol aux portes de l'agglomération et qui nuance les observations précédentes.

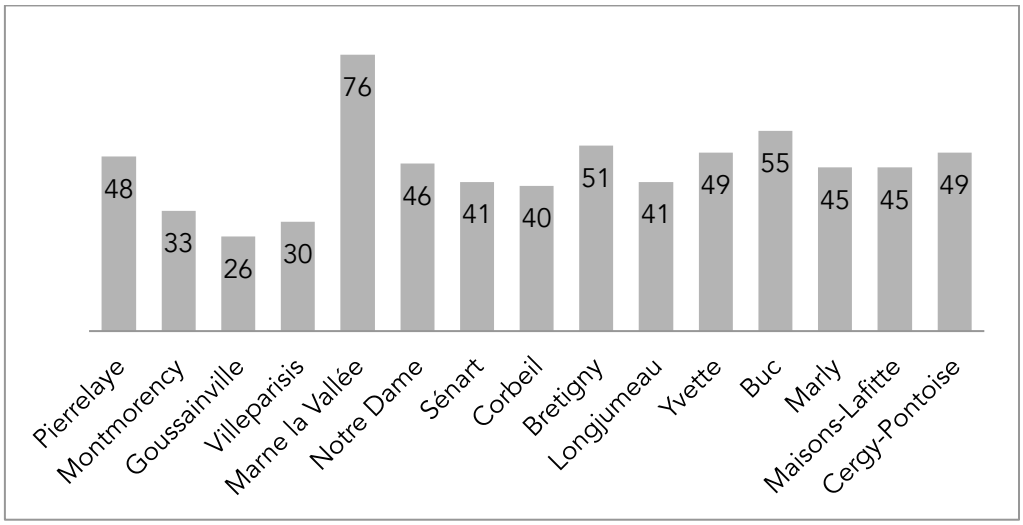


Figure V-4 : Nombre de polygones par secteur de 100 km² (F. Roussel)

Le secteur de Marne la Vallée est celui qui se compose du plus grand nombre de polygones (76). Il est donc le plus fragmenté. Six autres secteurs se dégagent ensuite légèrement, à savoir Pierrelaye, Brétigny, Yvette, Buc et Cergy-Pontoise. Ils recouvrent des zones d'extension récentes de l'agglomération le long de vallées ou en lien avec des villes nouvelles : Pierrelaye (vers l'Oise et Cergy), Brétigny (Vallée de l'Orge), Yvette (Vallée de l'Yvette), Buc (Vallée de la Bièvre vers Saint-Quentin-en-Yvelines), Cergy-Pontoise (Vallée de l'Oise). La fragmentation qui les touche est à peine plus importante cependant que celle des autres secteurs hormis ceux de Montmorency, Goussainville et Villeparisis, plus homogènes. S'il y a une relative uniformité sur ce point autour de l'agglomération, il faut noter le rôle des vallées dans la fragmentation paysagère.

Une moindre fragmentation s'observe donc pour les secteurs de Montmorency, Goussainville et Villeparisis tous trois centrés sur la Plaine de France au Nord-Est de l'agglomération. La transition avec l'espace agricole y est plus franche qu'ailleurs, malgré l'aéroport Charles de Gaulle et le mitage urbain. Ce point est corrélé avec le critère précédent sur les modes d'occupation dominants.

Le nombre de polygones par mode d'occupation du sol permet de préciser la fragmentation pour chacun d'entre eux (figure V-5).

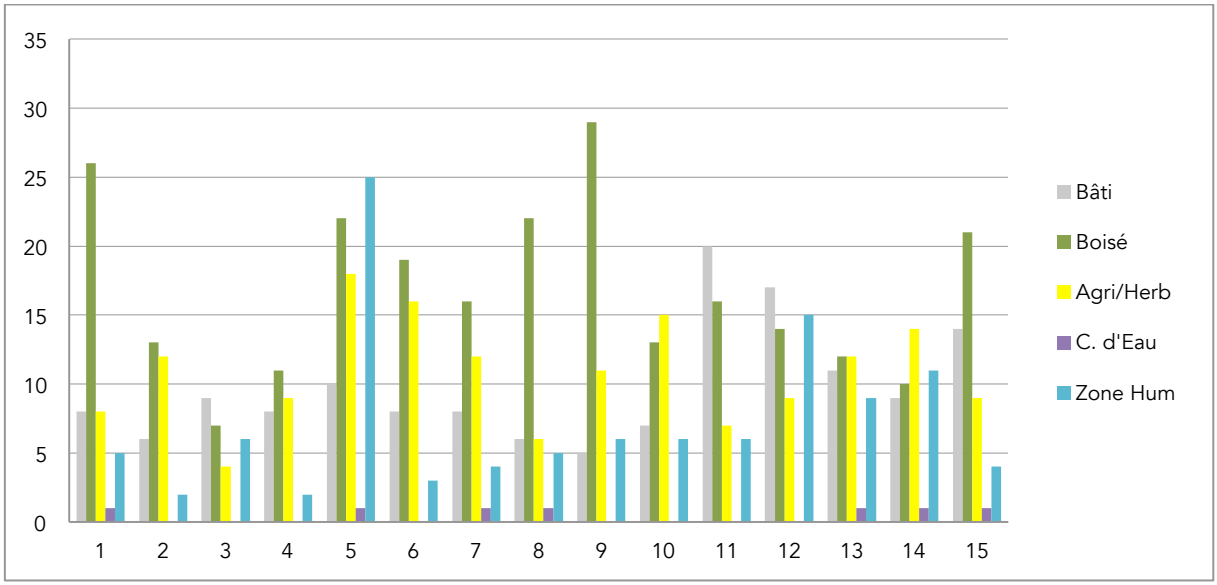


Figure V-5 : Part de chaque mode d'occupation du sol par secteur (en pourcentage de nombre de polygones ; F. Roussel)

La figure V-5 met en évidence une certaine fragmentation des espaces boisés : comme nous l'avons vu, elle remonte à plusieurs siècles dans l'histoire de l'Île-de-France (Chapitre 1). Elle n'en reste pas moins un trait caractéristique. L'occupation agricole à l'inverse apparaît globalement plus compacte (à l'exception des secteurs 5 et 6). Le mitage dont fait l'objet l'espace agricole se mesure plutôt au travers de sa fragmentation dans l'espace urbanisé, visible pour les secteurs 11 et 12 notamment. Enfin, il faut relever la particularité du secteur 5 qui connaît un nombre important de zones humides éparpillées le long de la Marne.

La question de l'hétérogénéité paysagère peut être évaluée par le biais du calcul d'un indice d'hétérogénéité du paysage, celui de Shannon, à l'aide du logiciel Fragstad®).

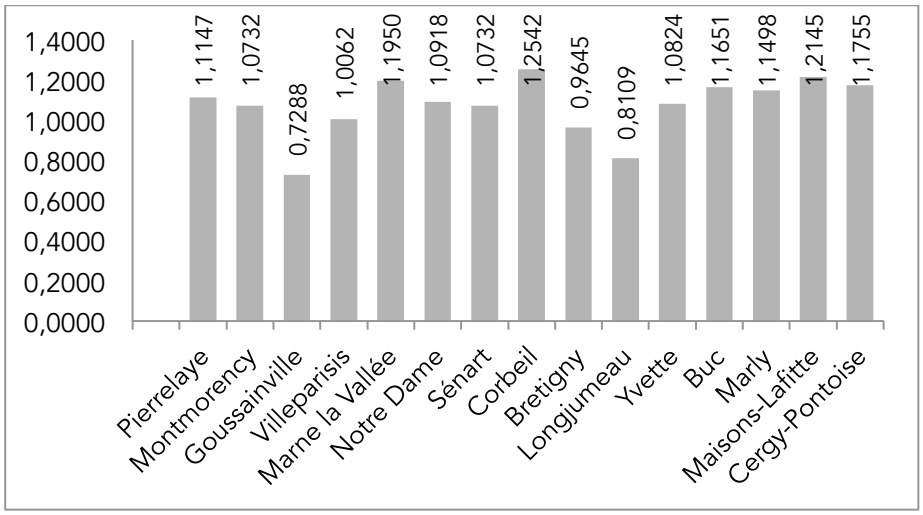


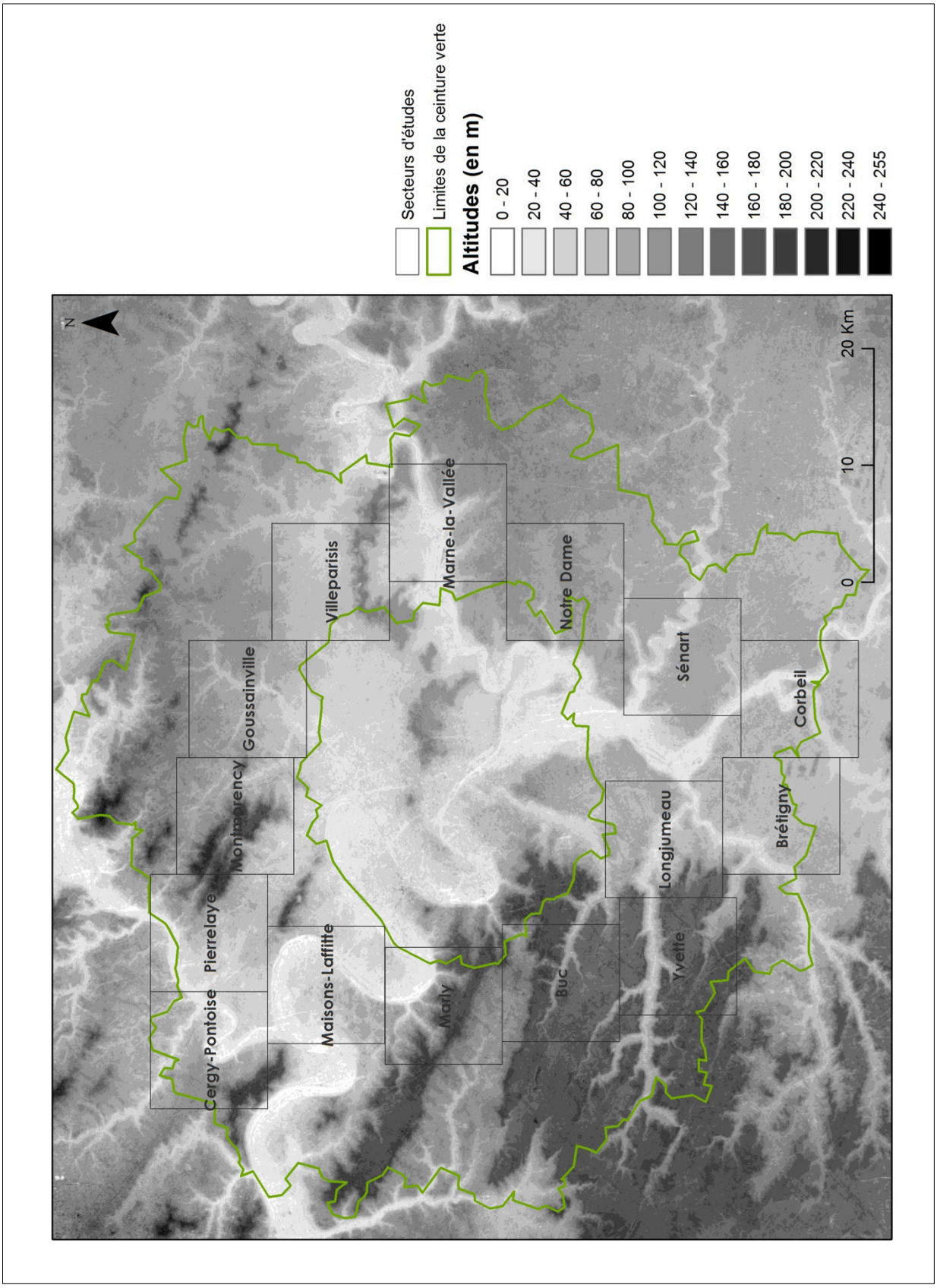
Figure V-6 : Calcul de l'indice de diversité de Shannon pour les 15 secteurs étudiés (F. Roussel)

L'indice de Shannon met bien en évidence les secteurs de Goussainville et de Longjumeau comme étant peu hétérogènes (0,7288 et 0,8109) ; ce sont une nouvelle fois des secteurs où prédominent de grands ensembles agricoles. La majorité des indices se situe cependant autour de 1,1 avec un maximum de 1,2542 atteint pour le secteur de Corbeil-Essonnes qui correspond à la vallée de la Seine en amont de l'agglomération et à une partie de la ville nouvelle d'Évry. Cette configuration couplant ville nouvelle et vallée a déjà été mise en exergue par le critère de la fragmentation. Elle s'observe aussi pour le secteur 5, celui de Marne-la-Vallée (indice de 1,1950), le secteur de Maisons-Laffitte sans ville nouvelle mais dans la partie aval de la vallée de la Seine (indice de 1,2145) et le secteur de Cergy-Pontoise avec la ville nouvelle et la vallée de l'Oise (indice de 1,1755).

Nombre de polygones et indice de Shannon sont cependant assez faiblement corrélés : il existe des secteurs fragmentés hétérogènes (Marne-la-Vallée), des secteurs moins fragmentés mais tout aussi hétérogènes (Corbeil-Essonnes), des secteurs peu fragmentés mais hétérogènes (Montmorency et Villeparisis), etc. À ce stade, les secteurs où domine une plaine agricole émergent tout de même comme cas des particuliers. Dans une moindre mesure si l'on se fie aux résultats quantitafis, les logiques de vallée couplées ou non avec des villes nouvelles semblent également jouer un rôle. L'analyse de la topographie nous permet préciser les choses sur ce dernier point.

5.2.3. Arrangements topographiques

Le modèle numérique de terrain (voir § 4.1.2.) a été mis à profit pour évaluer les contextes topographiques des 15 secteurs d'étude (voir carte 2). Le tableau V-2 présente pour chacun d'entre eux, les altitudes minimales et maximales, la moyenne ainsi que l'écart type. Cette dernière information est utile pour mettre en évidence les secteurs dont le relief est plus marqué.



Carte V-2 : Modèle numérique de terrain des 15 secteurs étudiés en ceinture verte de la Région Île-de-France (F. Roussel).

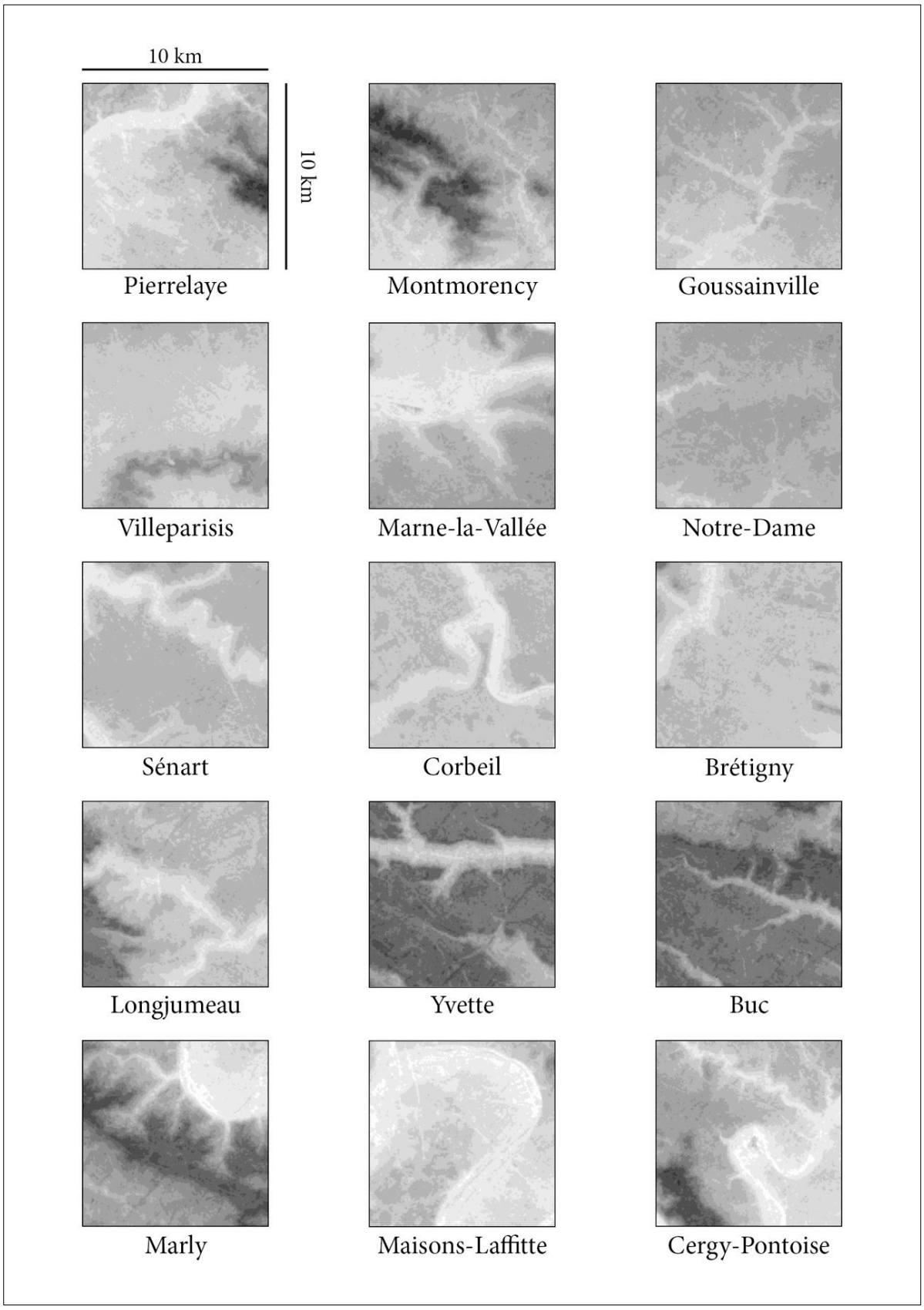


Figure V-7 : Topographie des 15 secteurs d'étude retenus (F. Roussel)

Quatre secteurs se détachent nettement par leur caractère accidenté (tableau V-2) : Pierrelaye et Montmorency en raison de la présence de la butte de Montmorency qui culmine à 219 m, soit l'altitude la plus élevée des 15 secteurs (voir figure V-7) ; les secteurs de Marly et de Cergy-Pontoise incluent le cours de la Seine, situé une ou deux dizaines de mètres au-dessus du niveau de la mer, ainsi que des coteaux en bordure de ce cours, dépassant 200 m (tableau V-2). D'autres secteurs de vallée ressortent au travers des écarts-types : celui de Longjumeau avec la vallée de l'Yvette, celui de la Bièvre et jouxte aussi celui de la Seine, le tout à proximité des plateaux de Saclay et du Hurepoix ; celui de l'Yvette justement marqué par la rivière du même nom dans le même contexte de plateau plus en amont ; celui de Maisons-Laffitte enfin qui couvre un méandre de la Seine.

Les secteurs plus homogènes du point de vue altitudinal concernent le pourtour oriental de la Ceinture verte, de la Plaine de France au nord jusqu'au secteur sud de Brétigny. Les cours d'eau dans cette zone sont nombreux (Marne, Yerres, Orge, Seine) mais coulent dans un contexte relativement plat.

Tableau V-2 : Profils altimétriques des 15 secteurs d'étude (F. Roussel)

Secteurs	N°	Alt. Max	Alt. Min	Moyenne	Ecart type
Pierrelaye	1	214	9	111,5	59,46
Montmorency	2	219	24	121,47	56,05
Goussainville	3	152	30	89,58	34,77
Villeparisis	4	145	25	86,83	34,04
Marne la vallée	5	137	17	77,98	34,38
Notre Dame	6	130	39	84,5	26,55
Sénart	7	129	13	72,42	33,04
Corbeil	8	117	12	64,5	30,59
Brétigny	9	161	20	90,99	40,16
Longjumeau	10	185	12	98	49,39
Yvette	11	208	43	123,54	46,84
Buc	12	203	68	134,02	38,43
Marly	13	209	0	104,5	60,62
Maisons-Laffitte	14	161	0	76,67	44,75
Cergy	15	206	0	103	59,75

5.2.4. Des contrastes socio-économiques marqués

Les territoires qui composent la Ceinture verte sont très fortement contrastés du point de vue de leur intégration métropolitaine mais aussi du point de vue du niveau de vie des populations. En cela, ils sont représentatifs des contextes variés que l'on rencontre au sein de

la banlieue parisienne et du périurbain francilien (BACQUE *et al.* 2016; BERGER 2004). Il y a des territoires aux populations aisées, avec de hauts revenus, d'autres économiquement plus faibles, rassemblant des populations avec des revenus moindres. On pourra en avoir une étude exhaustive, on se reportera à la thèse de Morgane Flégeau. Pour s'en donner une idée, j'ai conçu un graphique qui reprend la médiane du niveau de vie en 2013 d'après l'INSEE[26] des communes traversées par le GR de pays de la Ceinture verte (figure V-8). Certes, le GR ne suit pas strictement le périmètre de la Ceinture verte (voir introduction) ni même celui de nos carrés de 100km^2 mais il offre un échantillon de communes plus réduit qui rend bien compte des contrastes. S'il serpente considérablement sur le plan de son tracé, le niveau de vie donne lui aussi à voir une trajectoire sinueuses et accidentée. Le vert de Clichy-sous-Bois en Seine-Saint-Denis (niveau de vie médian le plus bas de la figure V-8, inférieur à 15 000 euros) n'est pas celui de Fourqueux dans les Yvelines (niveau de vie médian le plus élevé de l'ordre de 40 000 euros).

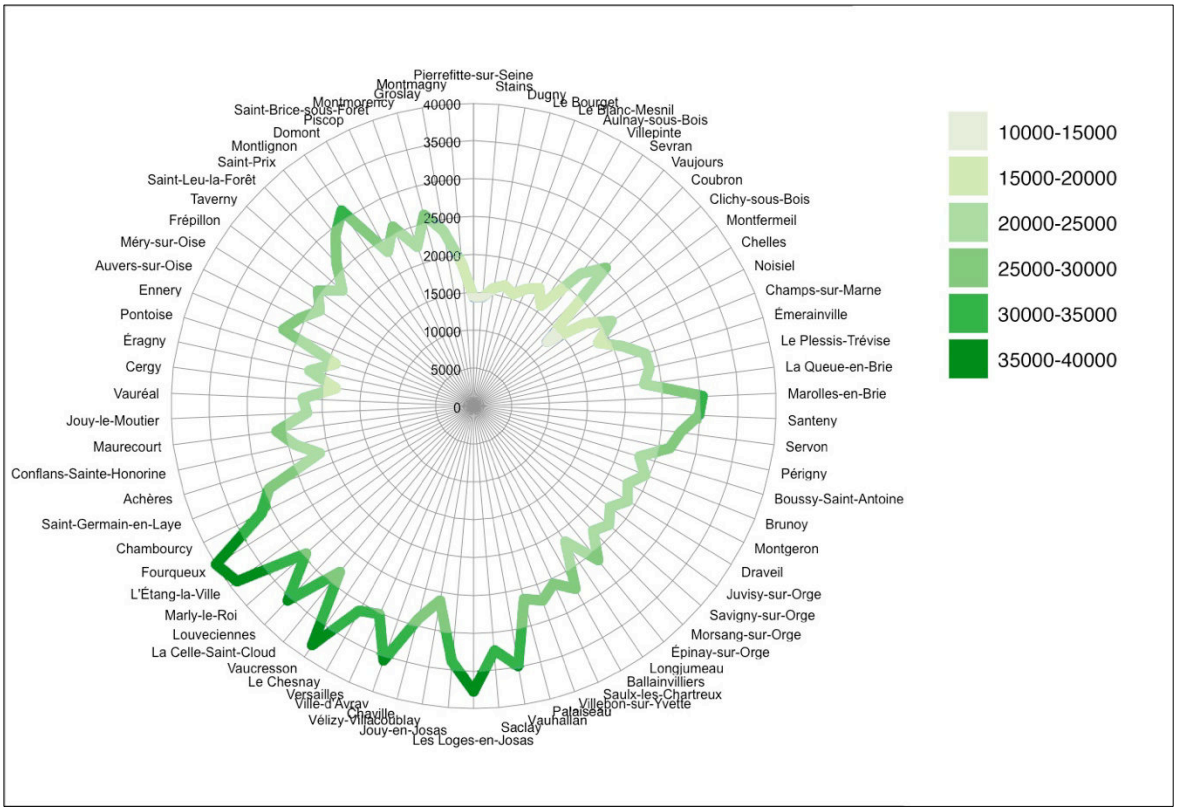


Figure V-8 : Niveau de vie médian par commune d'après l'INSEE (en euros) sur le tracé du GR de Pays de la Ceinture verte (F. Roussel 2017). *Le graphique a été orienté de manière à respecter au mieux la position géographique des communes par rapport au centre de Paris. Comme le tracé du GR n'est pas circulaire, cette position n'est pas tout à fait exacte.*

[26] https ://www.insee.fr/fr/statistiques/1370899

On retrouve la nette opposition bien connue entre le sud-ouest de l'agglomération parisienne et le nord-est. Cela se traduit sur le mode d'habiter mais aussi sur la manière d'aménager et de pratiquer les espaces végétalisés.

5.3. Le choix de trois ensembles paysagers

Au regard de cette analyse des 15 carrés de 10x10 km, quatre terrains devraient idéalement être retenus : un secteur dominé par l'agriculture, un secteur forestier, un secteur à la topographie marquée, un secteur enfin emblématique de la fragmentation/hétérogénéité spatiale et parmi ceux-là un secteur aux revenus élevés et un autre aux revenus faibles. Souvenons-nous ici que cette définition d'ensembles paysagers s'inscrit dans une démarche méthodologique mutiscalaire qui doit nous mener vers la collecte de l'information floristique sur le terrain, information floristique dans laquelle on cherchera à mesurer la place des différents facteurs évoqués. Le temps requis pour mener les campagnes de relevés et les contraintes de la saison végétative a conduit à réduire à trois les terrains d'étude :

1. *Le secteur de Pierrelaye, de la vallée de l'Oise et de la forêt de Montmorency* se démarque par la diversité des contextes auquel il renvoie. Il présente une hétérogénéité importante tant sur le plan de l'occupation du sol, du relief que sur le plan socio-économique. Sur ce point, le niveau de vie médian est évalué par l'INSEE à 19 084 euros pour Pierrelaye contre 28 511 euros à Villiers-Adam. Le secteur de Marne-la-Vallée aussi aurait pu être retenu, mais celui de Pierrelaye présentait l'avantage pratique d'être géographiquement proche de l'Université Paris 13, lieu de mon contrat doctoral.
2. *Le secteur de la Plaine de France* est quant à lui particulièrement représentatif des contextes où l'occupation agricole domine en situation de plateau, dans un secteur assez homogène sur le plan socio-économique avec des communes au niveau de vie médian parmi les plus bas (13 434 euros pour Garges-lès-Gonesse, 16 322 pour Goussainville par exemple).
3. *La vallée de Chevreuse* enfin, nous est apparue caractéristique des situations de vallées, insérées dans des plateaux agricoles. Ce secteur recoupe en outre le périmètre du Parc naturel régional de la Haute Vallée de Chevreuse et donne à voir un contexte socio-économique privilégié : 32 938 euros pour la commune de Gif-sur-Yvette ou 30 598 pour Orsay.

Faute de temps, aucun secteur dominé par un massif forestier n'a été retenu ; mais cette dimension est prise en compte au sein du secteur de Pierrelaye via la forêt de Montmorency. C'est pourquoi la zone de 100 km^2 a été étendue vers l'est (voir chapitre 6, carte VI-1). Une étude spécifique de massifs forestiers urbains et périurbains serait une piste de recherche à approfondir dans un prolongement éventuel de cette étude. Lorsque des recherches ont concerné les massifs forestiers périurbains, c'est en s'éloignant de l'agglomération, du côté de Fontainebleau particulièrement (ARNOULD 2002; ARNOULD et CIESLAK 2010; HOTYAT 2003). Les forêts évoquées dans cette thèse nous semblent relever de pratiques, de mises en valeur, d'exploitations différentes, de même que de contextes floristiques et paysagers particuliers. Le seul cas de la forêt de Montmorency n'est pourtant pas suffisant pour étayer précisément cette hypothèse, sa représentativité ne pouvant être testée.

CHAPITRE 6 :
LA PLACE DE LA VEGETATION DANS LA MOSAÏQUE PAYSAGERE ET TERRITORIALE DE LA CEINTURE VERTE

Introduction du chapitre 6

Au terme du chapitre précédent, nous avons décidé de retenir trois terrains d'étude comme représentatifs de grands ensembles d'échelle supra-paysagère en Ceinture verte. Glissons ici d'un cran dans l'emboîtement des échelles pour identifier et analyser les paysages en tant que tels. On privilégiera le terme de facettes paysagères, le paysage qui est avant tout affaire de point de vue, ne se prêtant guère à une délimitation précise d'entités qui participent en réalité d'un tout. Ce chapitre s'interroge également sur la dimension territoriale de ces paysages et sur les processus de territorialisation ou de déterritorialisation à l'œuvre par le biais des aménagements qu'on y observe ou du délaissement dont ils sont l'objet. Cette dimension territoriale est importante car elle nous renseigne sur la fréquentation ou les évitements des habitants à l'égard de la végétation et la façon dont les politiques de l'aménagement consolident ou non l'espace sur une base environnementale. Comme discuté au chapitre 4, nous n'avons pas procédé à une analyse quantitative des facettes paysagères. Notre approche est qualitative et s'appuie sur l'occupation du sol ainsi que sur les caractéristiques topographiques mais aussi la pratique de terrain.

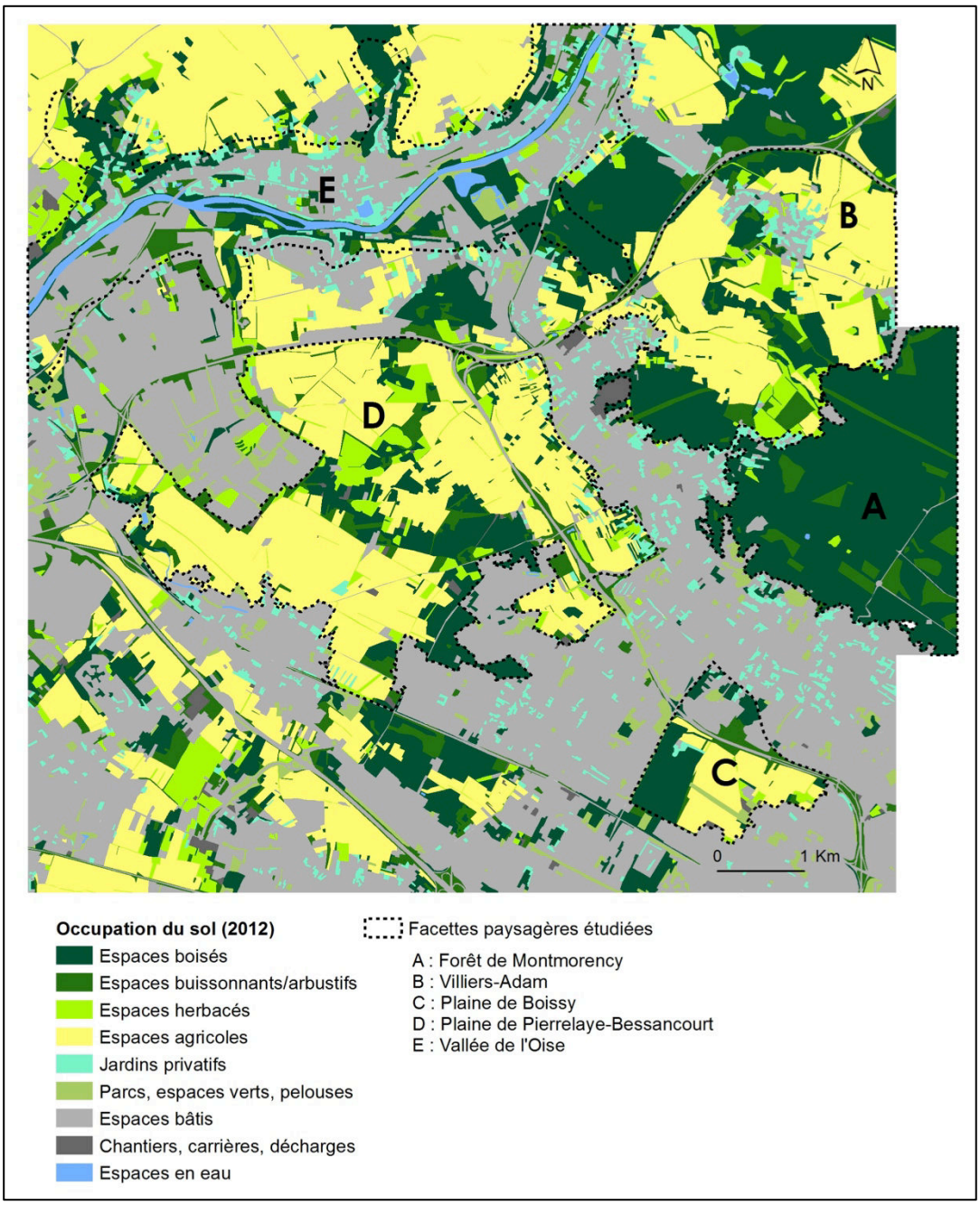
6.1. Le secteur Pierrelaye-Vallée de l'Oise-Forêt de Montmorency

6.1.1. Présentation générale

Cinq facettes paysagères (hors urbain dense) ont été retenues pour le secteur Pierrelaye-Montmorency-Oise (voir carte VI-1) : la forêt domaniale de Montmorency, les étendues agricoles autour du village de Villers-Adam, la plaine agricole enclavée de Boissy, la Plaine de Pierrelaye-Bessancourt et enfin la vallée de l'Oise.

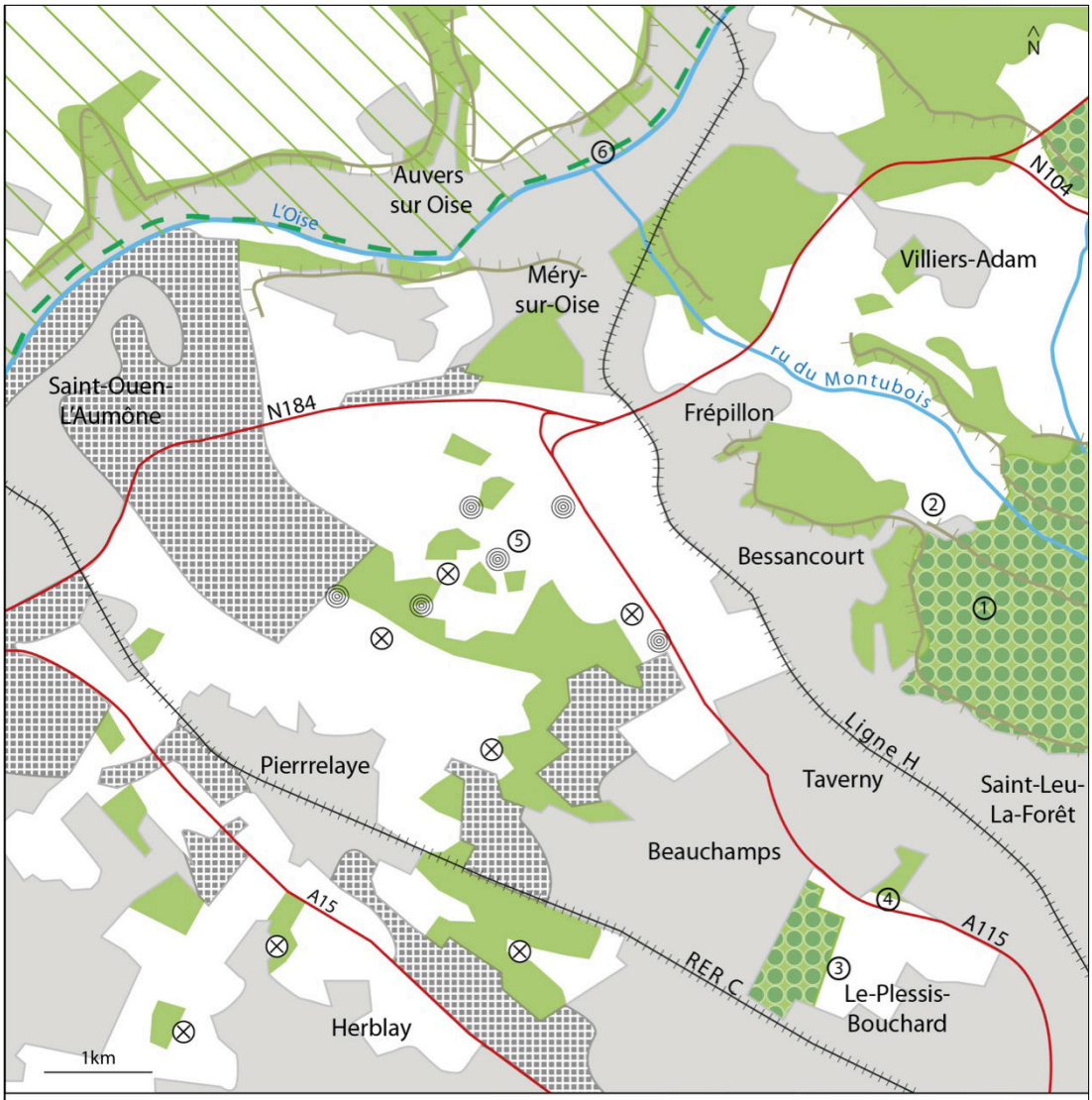
Il faut évoquer aussi le plateau agricole du Vexin, bien visible sur la carte VI-1. Ce secteur est en dehors du périmètre de la Ceinture verte – ce qui, compte tenu de la fragilité des critères de délimitations, n'est pas un argument décisif – mais surtout, il est couvert par le Parc naturel régional du Vexin Français dont les paysages agricoles bien structurés

mériteraient une étude dans leur ensemble, la zone ici visible ne constituant qu'une infime part de sa superficie totale. Une autre facette paysagère est visible au nord de Villiers-Adam, centrée sur les massifs forestiers de l'Ile-Adam et Carnelle. Je n'ai pu étudier cette partie faute de temps mais sa couverture forestière de même que ces espaces agricoles ressemblent à ce que l'on observe autour de Villiers-Adam et en Forêt de Montmorency. Le sud de la Plaine de Pierrelaye-Bessancourt, davantage morcelé et souvent difficile d'accès n'a pas été retenu pour la campagne de relevés botaniques. Nous lui avons préféré la partie nord, plus étendue.



Carte VI-1 : Carte des facettes paysagères retenues pour l'étude du secteur Pierrelaye-Montmorency-Oise (F .Roussel d'après les photographies aériennes de l'IGN datées de 2011 et le MOS de l'IAU daté de 2012).

Ce terrain d'étude a été retenu en raison de la fragmentation et de l'hétérogénéité spatiale qui le caractérisent. De fait, fragmentation et hétérogénéité renvoient à une diversité de paysages, sujets à une mise en territoire ou à l'inverse à une déterritorialisation, insérés dans un ensemble mixte plus vaste. Trois logiques y guident l'organisation spatiale et peuvent être considérées comme à l'origine de cette hétérogénéité : le secteur est tout d'abord pris dans une maille de l'agglomération parisienne qui présente un tentacule (Vallée de l'Oise), des boursouflures (agglomération de Cergy-Pontoise) ou se propage de manière assez confuse, fragmentant l'espace agricole ; le secteur est aussi marqué par la présence de statuts de gestion ou de protection d'échelles variables qui s'appuient néanmoins sur des marqueurs topographiques et biophysiques forts.



Légende

1-Un espace pris dans les mailles de l'agglomération parisienne

- Espace bâti
- Zones d'activités
- Axes routiers principaux
- Voies ferrées principales
- Limite externe de la ceinture verte

2- Des terres agricoles fragmentées

- Espace agricole
- Espaces boisés
- Dépots de déchets sauvages
- Campements de gens du voyage

3-Des statuts de protection appuyés sur des marqueurs paysagers forts

- Réseau hydrographique
- Hauts de versant
- Parc naturel régional du Vexin Français
- Forêts domaniales

① Emplacement des photographies numérotées sur la planche photographique

Carte VI-2 : Croquis de synthèse des dynamiques spatiales à l'œuvre dans le secteur de Pierrelaye-Montmorency-Oise (F. Roussel).

6.1.2. La forêt domaniale de Montmorency, un territoire végétal ?

Le secteur de la forêt de Montmorency (A sur la carte VI-I) constitue une facette paysagère bien identifiable tant par l'occupation du sol – l'espace est entièrement boisé avec quelques poches de végétation plus basses – que par la topographie – la forêt s'est maintenue sur une butte qui culmine à 214 m. Nous avons étendu le périmètre d'étude en dehors de la zone de 100 km^2 pour en saisir au mieux les caractéristiques.

La forêt domaniale de Montmorency s'étend sur 1970 ha. Elle fait partie des grandes forêts domaniales situées en lisière de l'agglomération parisienne, au même titre que celle de Saint-Germain-en-Laye, de Sénart ou de Notre-Dame. Dans ce secteur nord-ouest de la région, les massifs de Carnelle et de l'Isle-Adam, plus éloignés, lui font aussi écho. Tous trois occupent des buttes, nettement détachées sur l'horizon régional, sur des sols siliceux, acides, peu riches en éléments nutritifs. C'est la raison principale du maintien de l'occupation forestière dans des contextes par ailleurs mis en valeur de longue date sur le plan agricole, comme en atteste la carte de Cassini datée du 18^e siècle (voir chapitre 1).

Le statut domanial de la forêt a aussi contribué à ce maintien. L'ONF y est seul décideur de son aménagement.

La proximité urbaine et l'engouement des populations pour les activités de nature a poussé l'ONF à y déployer un triple mode de gestion, sous le sceau de la multifonctionnalité, comme d'ailleurs sur l'ensemble du territoire (DEHEZ 2012) : aux côtés de l'activité économique classique d'exploitation du bois, toujours bien visible avec les parcelles de coupe, nombre d'aménagements répondent quant à eux à l'accueil des citadins (parkings, panneaux informatifs, larges promenades etc.) alors que certaines zones font écho aux enjeux de préservation biologique et écologique. Pour les parcelles exploitées économiquement, situées plus au centre du massif, le traitement forestier est celui de la futaie équienne. À l'inverse, les marges à proximité de la ville ont vu les anciens taillis ou taillis sous futaie prospérer sous la forme de bouquets de châtaigniers, parfois ponctués de vieux chênes sessiles, témoins de la patrimonialisation de la forêt au travers de la notion d'arbre remarquable. Le sous-bois est dégagé, voire entretenu à proximité des zones d'accueil. La fonction écologique de la forêt est peu mise en avant. Il faut s'enfoncer au cœur du massif, là où de faibles ruisseaux (ruisseau des fonds, ruisseau de la Cailleuse, ruisseau du petit Moulin) ont creusé la butte pour trouver des espaces mis en valeur sur le plan écologique, classés en Zones naturelles d'intérêt

écologique faunistique et floristique (ZNIEFF) de type 1. Il y a bien ici une forme de territorialisation environnementale qui mêle dimension récréative, écologique et économique.

6.1.3. Un idéal de campagne : les vallons agricoles autour de Villiers-Adam

Le secteur de Villiers-Adam (B) mêle les deux aspects, occupation du sol et relief : la butte s'y prolonge sous la forme de deux collines de part et d'autre d'un ru ; une occupation agricole s'y étend en outre, cloisonnée au nord par une infrastructure de transport et au sud par la forêt de Montmorency ; au centre, on peut observer l'espace bâti autour de l'ancien village de Villers-Adam.

De part et d'autre du Ru du Montubois et du Ruisseau des Coutumes, sur les communes de Bessancourt, Frépillon, Béthemont-la-Forêt et Villiers-Adam, se déploie un paysage vallonné, marqué par la mise en valeur agricole dans le bas des versants et par le maintien de la couverture boisée en hauteur. L'ensemble renvoie l'image d'un paysage champêtre duquel la ville est absente. Nous sommes de l'autre côté de la butte de Montmorency. L'occupation humaine prend l'allure de petits villages centrés sur leurs églises, au bâti ancien, vestiges d'anciennes fermes avec cours, depuis réaménagées en logements. Rien ne traduit la proximité avec l'agglomération parisienne. L'activité agricole s'y déploie sur un mode semi-intensif, les parcelles céréalières côtoyant, comme à Villiers-Adam ou Bessancourt, des prairies pâturées par des chevaux. Sur les bords du Ru du Montubois, des haies arborées ont été maintenues. Les boisements relèvent quant à eux de la propriété privée. Leur allure rappelle parfois celle des forêts domaniales, comme sur les hauteurs de Bessancourt, mais elle illustre le plus souvent l'abandon des traitements forestiers, voire de tout type de gestion.

Les différentes strates verticales y sont plus couvrantes, les lisières sont plus larges, la couverture horizontale plus naturelle car échappant peu à peu à la mise en ordre des forestiers. Ce territoire évoque la campagne telle qu'elle est désirée par les citadins. Les multiples chemins de randonnée, mais aussi et surtout les randonneurs qui les parcourent, confirment l'attractivité de pareils espaces à proximité de Paris, desservis par la ligne H du Transilien. On ne pourrait circonscrire un territoire aux seuls espaces parcourus autour de Villiers-Adam, tant cette organisation spatiale et ces paysages s'étendent davantage vers le nord. Le terrain parcouru doit être considéré comme un témoin.

6.1.4. Un enchevêtrement de paysages : les enclaves boisées et agricoles de la plaine de Boissy

La plaine de Boissy (C) est une enclave agricole et boisée au sein de la zone bâtie agglomérée, sans spécificité topographique qui la démarquerait du reste de la plaine environnante mais bien délimitée cependant par son caractère végétalisé.

Cet espace est en situation d'enclave dans la ville. Il est coupé en deux par l'autoroute A115. La partie nord est marquée par de petits boisements enserrés dans le tissu urbain et des zones ouvertes en voie d'enfrichement le long de l'autoroute. Le ville est ici caractéristique des marges spatiales de l'agglomération parisienne : lotissements, parcs de loisirs, terrains de sport, centres commerciaux et parkings en sont l'illustration. Les boisements sont parcourus de nombreuses sentes, comme autant de voies de passage d'une zone habitée à l'autre. Leur allure est pourtant confuse, entres zones victimes de piétinements et d'autres laissées aux dynamiques spontanées, plus sombres et impénétrables. La friche est quant à elle dominée par les herbacées et ponctuée d'arbustes. Elle est un résidu délaissé de la plaine agricole, séparée par la construction de l'autoroute A115 auquel la ville tourne le dos.

Au sud de l'A115, s'étend la plaine de Boissy à proprement parler, zone agricole hybride entre activités maraichères ou céréalières persistantes et mises en valeur récréatives et patrimoniales. Un quart de l'espace est occupé par un bois aménagé et géré comme un parc forestier par l'ONF. De larges allées en étoile, des chênes et châtaigniers aux longs fûts y évoquent les forêts domaniales de la région, sur un mode cependant très urbain, tant les aménagements sont nombreux et l'intensité du piétinement forte, paysages forestiers frappants par le nettoyage du sous-bois devant accroitre le sentiment de sécurité des promeneurs en évitant les lieux isolés, fantasmes (même s'ils sont avérés ailleurs à l'échelle francilienne) de trafics, voire d'agressions. L'espace agricole est quant à lui parcouru de chemins de desserte en terre ou goudronnés, souvent herbacés sur les bas côtés. Quelques parcelles sont destinées au pâturage de chevaux. Au nord de la plaine, un chapelet de petits boisements bas, très denses, en marque la limite avec l'A115. Au centre, l'Agence des espaces verts (AEV) a aménagé une promenade plantée de 900 m avec pelouses, bancs et jeunes chênes sessiles plantés, reliant ce bois au bourg du Plessis-Bouchard.

Ce petit espace, bien que scindé par l'A115 doit son unité à un Périmètre régional d'intervention foncière (PRIF) porté par l'AEV[27]. Fonctionnant sur un mode contractuel avec les communes concernées, les 54 PRIF que comptait la région en 2013 (AGENCE DES ESPACES VERTS DE LA REGION ÎLE-DE-FRANCE 2014) ont pour objectif de soustraire à la construction les terres agricoles ou les espaces de nature. Destinés à être mis en œuvre à l'échelle régionale, ils concernent dans les faits essentiellement des terrains situés en Ceinture verte, là où la pression est la plus forte. De ce fait, ils sont la manifestation la plus concrète de la politique régionale en faveur de la préservation des « espaces ouverts », agricoles ou « naturels » en Ceinture verte. Reste qu'il est difficile de parler de cette enclave comme d'un territoire à proprement parler, tant les facettes paysagères qui le composent sont multiples. Il faut davantage le considérer comme un microcosme de tout ce qui se joue dans le contexte de Ceinture verte, telle une vitrine paysagère où l'on passerait de la forêt à la plaine agricole. Sa territorialisation est en cours sous l'effet de la politique de l'AEV et du récit en cours de consolidation, bien visible sur l'un des panneaux qui accueille le promeneur : « un petit coin de campagne au milieu des villes » (Photographie VI-1).



Photographie VI-1 : Panneau d'accueil de l'AEV en plaine de Boissy « dévoilant » un « petit coin de campagne au milieu des villes » (F. Roussel, 2014).

6.1.5. La déterritorialisation à l'œuvre : la Plaine de Pierrelaye-Bessancourt

Il pourrait en aller de même pour la plaine de Pierrelaye Bessancourt (D), d'une superficie nettement plus étendue (2000 ha), mais elle aussi en situation d'enclave agricole et boisée sur

[27] Voir : http ://www.aev-iledefrance.fr/les-missions/amenager-le-territoire/les-perimetres-regionaux-d-intervention-fonciere/prif-boissy

une topographie relativement plane. La plaine s'étend par ailleurs au sud de la ville de Pierrelaye. Pour des raisons évoquées plus haut, nous avons décidé d'en circonscrire l'étude à la zone la plus étendue.

L'espace de la Plaine de Pierrelaye-Bessancourt est marqué par une grande fragmentation des espaces végétalisés. Le secteur, à dominante agricole, est encerclé par l'agglomération parisienne, pris en étau entre les infrastructures de transport lourdes (A15), des zones d'activité économiques étendues (Saint-Ouen-l'Aumône) et les bourgs anciens marqués par l'étalement urbain (Pierrelaye, Bessancourt, Méry-sur-Oise). La couverture végétale quant à elle y est constituée de boisements de faible superficie, en écho au parcellaire cadastral très morcelé. Ces boisements sont isolés des espaces forestiers proches (la forêt de Montmorency, les Hauts du Parisis). Les infrastructures de transport d'énergie les ont en outre scindés. La couverture herbacée se maintient en certains endroits, alternant avec des parcelles buissonnantes. Les cultures restent prédominantes et intensives, ne tolérant qu'un mince réseau viaire enherbé et quelques parcelles enfrichées. La plaine est en outre un lieu de prédilection pour des usages informels, dépôts de déchets sauvages des artisans ne souhaitant pas payer le dépôt en déchèterie (les bordereaux d'évacuation des matériaux retrouvés sur place sont là pour en témoigner, voir photographie VI-2), voire rejetés par la ville, camps de gens du voyages encadrés par les collectivités ou squats de parcelles agricoles abandonnées par des populations Roms nouvellement arrivées. En cela, elle est emblématique d'une situation de marge urbaine d'un point de vue socioéconomique, urbain et paysager (ROUSSEL *et al.* 2016, voir annexe 3b).



Photographie VI-2 : zone de dépôt de déchets au cœur des boisements de la Plaine de Pierrelaye-Bessancourt (F. Roussel, 2014). *Les traces de roues sur le sol dénudé sont dues au passage des camionnettes des artisans du bâtiment mais aussi à celui des véhicules des Gens du voyage.*

Cette marginalité trouve son explication dans le fait qu'il s'agit de la zone d'épandage des boues d'assainissement de Paris qui a eu lieu sur la Plaine pendant une bonne partie du XX^{e} siècle. Les sols restent chargés en métaux lourds, interdisant toute construction, et la ressource agricole, impropre à la consommation humaine, n'est destinée qu'à la consommation animale. Après l'abandon du maraîchage au début du XX^{e} siècle et le recul actuel des cultures céréalière ou oléagineuse, la plaine donne l'occasion d'assister à un processus de déterritorialisation de la part des acteurs métropolitains et mêmes des riverains, qui ne la fréquentent guère. Il y aurait sans doute des nuances à faire à ce propos en étudiant la manière dont s'en sont emparées les populations de Gens de voyage, Roms arrivés récemment, ou Gitans installés ici depuis plus d'un siècle.

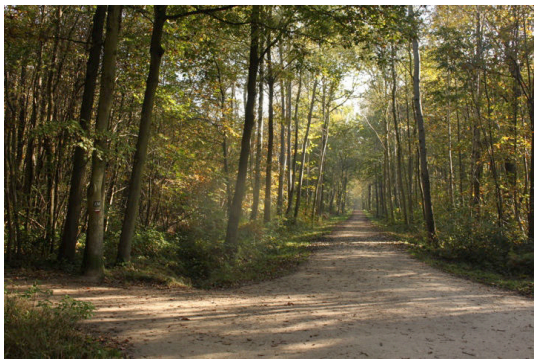
Un projet de forêt, désormais estampillé « Grand Paris », est en discussion depuis plusieurs années, seul à même d'après les élus locaux de requalifier la zone. Ce projet montre comment l'environnement est mis à profit pour servir le récit écologique de la ville durable, à même de changer l'image du territoire de la Plaine, en quelque sorte de la re-territorialiser par le biais de la question environnementale.

6.1.6. La vallée de l'Oise

La vallée de l'Oise (E) se distingue très nettement du reste du site d'étude sous l'effet du relief, le fond de la vallée étant densément bâti alors que les coteaux conservent de minces boisements, en particulier au nord. Les pentes plus douces en rive gauche ont moins influé sur l'occupation du sol alternant occupation urbaine, agricole et boisée.

La vallée de l'Oise offre par sa topographie et la présence de l'eau un paysage original et valorisé de longue date sur le plan patrimonial. Les formations végétales arborées des berges présentent des caractéristiques paysagères uniques, entre ripisylves et promenades aménagées le long de l'Oise, en arrière de jardins pavillonnaires ou de poches végétales arborées ou herbacées. L'urbanisation de la vallée est ancienne est s'est maintenue selon un mode lâche qui laisse certaines parcelles non bâties. La présence du Parc naturel régional du Vexin Français est venue renforcer la dimension patrimoniale de villes comme Auvers-sur-Oise, très imprégnées de l'histoire artistique autour notamment de la figure de Vincent Van Gogh. Des bandes boisées se sont maintenues sur les coteaux qui mènent au plateau du Vexin et marque visuellement la limite avec l'urbanisation de la vallée. Ces boisements foisonnants ne sont que très rarement accessibles, parfois sur de fortes pentes. Il y a ici une assise patrimoniale,

culturelle et environnementale à ce territoire à l'identité forte et à l'appropriation marquée et ancienne.



Photographie n°1 : Un exemple de multifonctionnalité en forêt de Montmorency. Les allées servent à la fois au débardage du bois et à la promenade. Le traitement forestier mêle bouquets de châtaigniers (taillis), fûts d'âges différents et surtout le maintient des individus les plus beaux en bordure de chemin pour préserver l'aspect forestier attendu.



Photographie n°2 : La vue sur le vallon du Montubois depuis le lieu dit « Le Haras de Saint Jacques ». S'y mêlent prairies de fauche au premier plan, activité agricole en fond de vallon (non visible) et boisements privés sur les hauteurs (arrière plan). Le tout constitue un paysage tout à fait champêtre.



Photographie n°3 : La Plaine de Boissy, enclave agricole dans l'agglomération, a conservé son activité maraichère, avec l'appui d'un PRIF.



Photographie n°4 : Au nord de la Plaine de Boissy, le passage de l'autoroute A115 a isolé des zones depuis reconquises par les friches et sur lesquels ont progressé des lotissements.



Photographie n°5 : Au cœur de la Plaine de Pierrelaye-Bessancourt, non loin du lieu dit à la connotation particulièrement mal entretenue, « Les Belles Vues », tant l'ensemble est une vaste zone de dépôts sauvages de déchets aux formations végétales rudérales.



Photographie n°6 : Par contraste avec la photographie précédente, le territoire de la Vallée de l'Oise est celui d'une mise en valeur patrimoniale, fréquenté à une échelle internationale pour son histoire liée à la peinture impressionniste.

Planche photographique VI-1 : Les différentes facettes paysagères du secteur d'étude Pierrelaye-Montmorency-Oise (F. Roussel, 2014, 2015 et 2016).

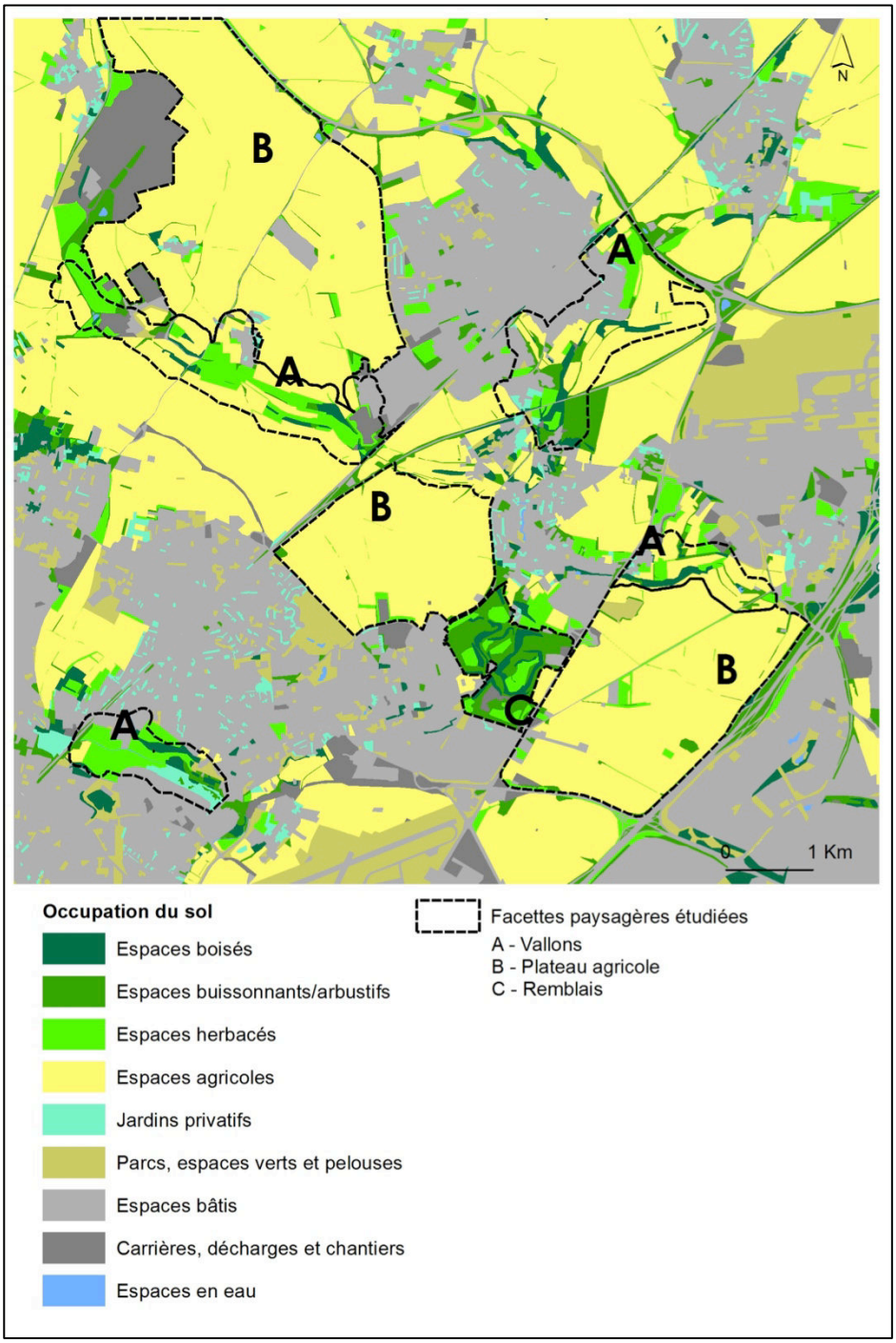
6.2. La Plaine de France : un espace agricole fragile soumis à la métropolisation

6.2.1. Présentation générale

Trois facettes paysagères ont retenu notre attention dans le secteur de la Plaine de France. Les étendues agricoles en constituent une première. Nous nous sommes cantonnés à trois zones : le triangle de Gonesse au sud-est, la zone entre Gonesse et Goussainville au centre de la carte, l'espace entre Goussainville et les secteurs d'enfouissement des déchets au nord-ouest enfin. Ce choix a été contraint par les difficultés de déplacement et d'accessibilité sur le terrain. La zone au nord de la N104, autour de Louvres correspond cependant au même profil paysager de même la zone au nord d'Arnouville-lès-Gonesse.

Les vallons qui incisent le plateau sont une autre caractéristique paysagère de ce secteur. Nous en avons retenu quatre pour la campagne de relevés – le vallon au sud de Bouqueval, celui entre Arnouville-lès-Gonesse et Garges-lès-Gonesse, celui de Vaudherland, celui à l'est de Goussainville enfin – auxquels il faut ajouter les vallons situés au nord de Goussainville, l'un en direction de Louvres à l'est et l'autre en direction de Fontenay-en-Parisis à l'ouest.

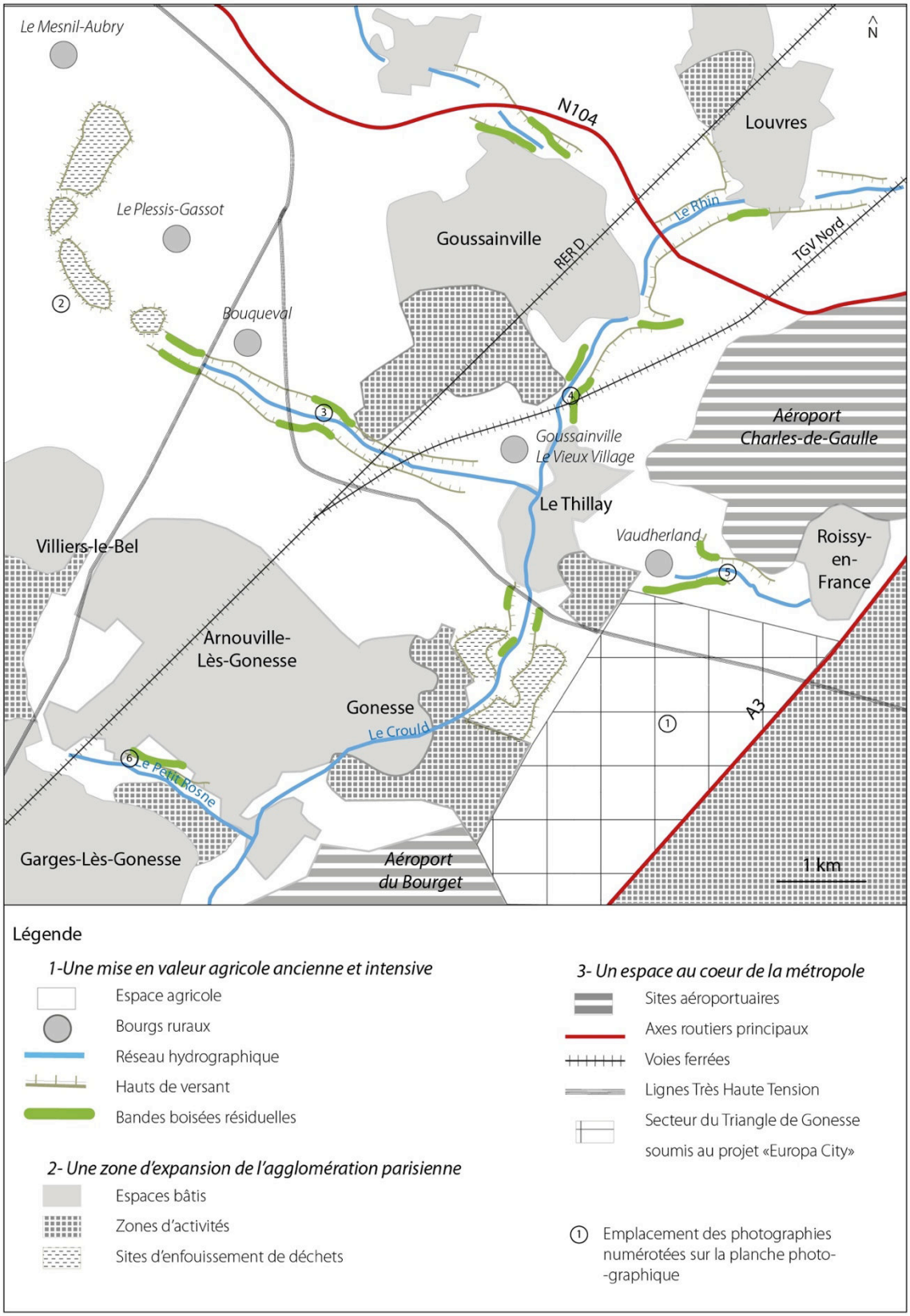
La zone de remblais au nord de Gonesse instituée comme parc de la Patte d'oie constitue une dernière facette paysagère notable, symptomatique des effets paysagers de l'enfouissement des déchets dans le secteur, et la seule accessible, les autres, situées au sud du Mesnil-Aubry étant fermées au public par des clôtures.



Carte VI-3 : Carte des facettes paysagères retenues pour l'étude du secteur de la Plaine de France (F .Roussel d'après les photographies aériennes de l'IGN datées de 2011 et le MOS de l'IAU daté de 2012).

Ce secteur situé au nord-est de l'agglomération parisienne est représentatif des grandes plaines agricoles qui occupent la couronne rurale, au même titre que la Beauce ou la Brie, mais ici de façon plus réduite et morcelée. La zone ici couverte ne comprend que la partie occidentale de la Plaine de France, à l'ouest de l'aéroport Charles de Gaulle. À l'inverse du secteur précédent, elle est marquée par une plus grande homogénéité sur le plan des activités, des modes d'occupation du sol et des paysages produits. Nous pourrions parler là de territoire

agricole si des nuances paysagères n'étaient pas bien visibles, témoignant de rapports à l'espace qui ne relèvent plus seulement de ces pratiques agricoles. Au final, se superposent dans cet espace des logiques spatiales qui ne dialoguent pas : la dimension métropolitaine ne fait que peu de cas de la logique agricole, les habitants des villes locales sont peu connectés aux infrastructures métropolitaines, pas plus qu'aux espaces en culture qu'ils fréquentent très peu. De la même manière, les espaces cultivés continuent à être exploités, sans que s'y développe un intérêt pour l'accueil des citadins. Ils ne sont pas intégrés à l'agglomération. L'ensemble donne à voir des pratiques et aménagements, sans cohérence d'ensemble.



Carte VI-4 : Croquis de synthèse des dynamiques spatiales à l'œuvre dans le secteur de la Plaine de France (F. Roussel).

6.2.2. Une plaine d'agriculture intensive ancienne

Les parcelles agricoles sont de grande superficie, l'agriculture s'y exerce sur un mode intensif à destination de l'industrie agro-alimentaire dans le cadre de la mondialisation. Le paysage est celui d'un openfield. Les terres agricoles ne sont que difficilement accessibles et sans aucun aménagement pour les activités récréatives citadines. L'accès des chemins de terre que seuls les exploitant empruntent est le plus souvent fermé par des barrières. Cultures du blé, du maïs, du colza dominent le paysage. Quelques spécificités émergent ça et là comme au nord de Gonesse, où certaines parcelles accueillent de l'arboriculture. Les formations végétales spontanées sont cantonnées aux interstices agricoles : bas-côtés de chemins, jachères, quelques bosquets isolés. L'ancienne implantation rurale de la population reste visible au travers de petits bourgs clairsemés sur le plateau : Le Mesnil-Aubry, le Plessis-Gassot, Bouqueval, ou encore Vaudherland pour lesquels les habitants se comptent en centaines plutôt qu'en milliers. Cette facette paysagère est en décalage avec le contexte métropolitain. Cette absence de lien possible est sans aucun doute à l'origine de la prédation urbaine dont a fait objet la plaine agricole. Son assise agricole est fragile et sa territorialité en voie de mutation sous l'effet notamment du Grand Paris.

6.2.3. Un paysage soumis à la pression urbaine et métropolitaine

La plaine de France est aussi caractérisée par la pression urbaine qu'elle subit. Elle a été la cible de grandes opérations de construction dans les années 1970 sur des communes depuis incluses dans l'agglomération parisienne : Villiers-le-Bel, Gonesse, Arnouville, Garges, îles urbaines coalescentes avec l'agglomération parisienne, sur le mode des « pédoncules urbains » (Julien GRACQ, *op. cit.*). La zone aéroportuaire de Roissy-Charles de Gaulle en constitue un pôle d'attraction fort autour de laquelle des zones d'activités au rayonnement régional, national voire international se sont progressivement installées (voir l'immense zone d'activité Paris Nord). L'espace reste directement exposé aux projets de développements urbains liés au Grand Paris et convoitant la clientèle internationale qui transite par l'aéroport. La zone agricole connue sous le nom de Triangle de Gonesse fait ainsi l'objet du fameux et très controversé (en raison de son ambition pharaonique) projet de développement baptisé *Europa City* (LORTHIOIS et LOUP 2013). Il vise à déployer ici un centre commercial à

rayonnement international, sous couvert de « quartier culturel et de loisir du Grand-Paris»[28]. L'étalement urbain s'y produit aussi à partir des communes de la Plaine, pour le moment isolées de l'agglomération, telles que Goussainville ou Louvres. Ces pôles urbains secondaires contribuent au mitage de l'espace agricole (GRISON 2012). L'ensemble est en outre quadrillé par des infrastructures de transport multiples : Autoroute A3, N104 mais aussi transports d'électricité comme en témoigne l'imposant poste électrique du Plessis-Gassot à l'ouest de Goussainville. Enfin, l'espace de la Plaine a aussi accueilli des sites très étendus d'enfouissement de déchets dont les buttes, petit à petit réaménagées en espaces verts, sont bien visibles dans le paysage, comme au nord du centre ville de Gonesse avec le parc de la Patte d'Oie, ou à l'ouest du Plessis-Gassot.

6.2.4. Un réseau de petits vallons plus ou moins mis en valeur

Le plateau agricole est parcouru d'un modeste réseau hydrique formé par des rus qui constituent une caractéristique discrète de ce territoire mais essentielle quant à la topographie et à la couverture végétale. Ces cours d'eau au débit réduit, le Crould, le Petit Rosne, le Rhin, passent, malgré leur nom évocateur, inaperçus dans le paysage d'ensemble mais les vallonnements qu'ils ont induits rompent cependant la monotonie. Les noms de certains rus, au débit extrêmement faible, se sont perdus, comme au sud de Bouqueval ou à l'est de Vaudherland. Ils n'en ont pas moins eux-aussi tous façonnés de petits vallons à la faible dénivellation (guère plus de 20 m). D'étroits boisements se sont ainsi maintenus sur leurs pentes tandis que l'activité agricole s'est insinuée dans le fond.

Certains de ces vallons ont fait l'objet de mise en valeur particulière en écho à des pratiques urbaines de l'espace. Au nord de Garges-lès-Gonesse, une poche s'est ainsi maintenue de part et d'autre du petit Rosne, autour d'une ferme qui a poursuivi une activité d'élevage, davantage dans une logique pédagogique à l'attention des citadins qu'activité agricole à proprement parler. La « vallée verte » sur le territoire de la communauté de communes de Roissy-Porte-de-France constitue quant à lui un cas de mise en parc de l'espace agricole. Ce petit vallon à l'ouest de l'aéroport Charles de Gaulle, où coule un modeste ru au débit discontinu donne à voir un paysage champêtre aménagé à des fins récréatives. S'y déploient parcours sportif et circuit d'orientation parmi des parcelles cultivées et de petits boisements. Le contexte est

[28] Voir le communiqué de presse du 24 mars 2016 « EuropaCity invite les franciliens à co-construire le futur quartier culturel et de loisirs du Grand-Paris » (http ://www.europacity.com/)

cependant plus excentré que celui de Garges-lès-Gonesse. La « vallée verte », avec sa piste de vélo goudronnée, marque de façon subtile une présence urbaine dans un contexte environnant agricole.

A l'inverse de ces deux exemples, le vallon du Crould à l'est de Goussainville est totalement délaissé, en particulier au lieu dit « Le Trou du Diable ». On y retrouve les stigmates des espaces marginaux tels que nous les avons rencontrés aux alentours de Pierrelaye : dépôts sauvages de déchets, campements non encadrés de gens du voyage, impact paysager des lourdes infrastructure de transport de l'agglomération parisienne (la ligne de TGV Nord). Sans être mis en valeur, le vallon au sud de Bouqueval a, quant à lui, maintenu son aspect agricole, dans un contexte de pression urbaine moindre.

Ces facettes paysagères sont trop éparses, diversement aménagées, et d'étendues trop modestes pour contribuer à la territorialisation de cet espace de plaine agricole. Elles participent de la recomposition en ordre dispersé qui semble toucher l'ensemble de la zone, livrée depuis cinquante ans aux appétits fluctuants de l'agglomération parisienne (LORTHOIS et LOUP *op. cit.* ; GRISON *op. cit.*)



Photographie n°1 : La zone du triangle de Gonesse est emblématique de l'activité agricole de la Plaine de France. La végétation spontanée (ici des orties) y est de faible étendue au contraire des parcelles agricoles, soumises à la pression de nouveaux projets de développements commerciaux (« Europacity » doit voir le jour sur les étendues ici photographiées)



Photographie n°2 : La Plaine de France a accueilli des sites d'enfouissement des déchets dont les buttes en cours de végétalisation, marquent assez fortement le paysage, comme ici à l'ouest de la commune du Plessis-Gassot.



Photographie n°3 : Au sud de la commune de Bouqueval, un mince cours d'eau a façonné un petit vallon à la dénivellation douce. Une majorité des vues du secteur révèle tôt ou tard la présence de lignes à très haute tension.



Photographie n°4 : La voie du TGV Nord coupe le vallon du Crould à l'est de Goussainville et contribue à marginaliser cette zone, lieux de pratiques informelles.



Photographie n°5 : l'espace dit de « la Vallée Verte » fait l'objet d'un aménagement à des fins d'agrément et de pratique sportive. Il constitue une mise en parc de l'espace agricole dont l'activité se maintient en son sein.



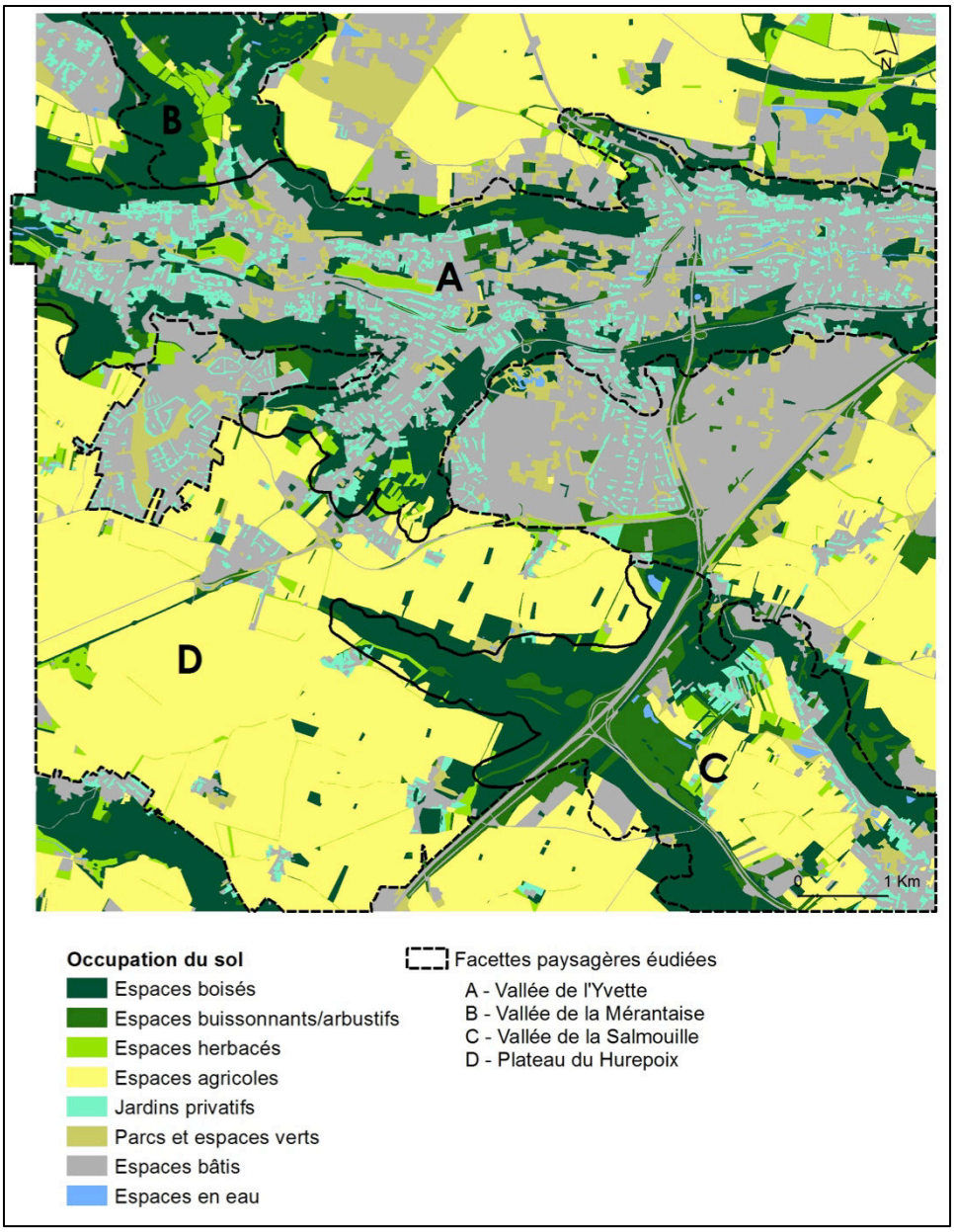
Photographie n°6 : l'activité d'élevage du vallon du Petit Rosne à Garges-Lès-Gonesse est complètement enserrée dans la ville. En arrière plan, la zone d'activité de la Muette.

Planche photographique VI-2 : Les différentes facettes paysagères du secteur d'étude de la Plaine de France (F. Roussel, 2015).

6.3. L'environnement au service du territoire : le secteur de la vallée de Chevreuse

6.3.1. Présentation générale

Quatre facettes paysagère ont retenu notre attention dans le secteur de la vallée de Chevreuse : la vallée urbanisée de l'Yvette et ses coteaux boisés tout d'abord, la vallée plus agricole de la Mérantaise au nord-ouest, le vallon de la Salmouille au sud-est coupé en deux par l'autoroute A10 et enfin le plateau agricole du Hurepoix.



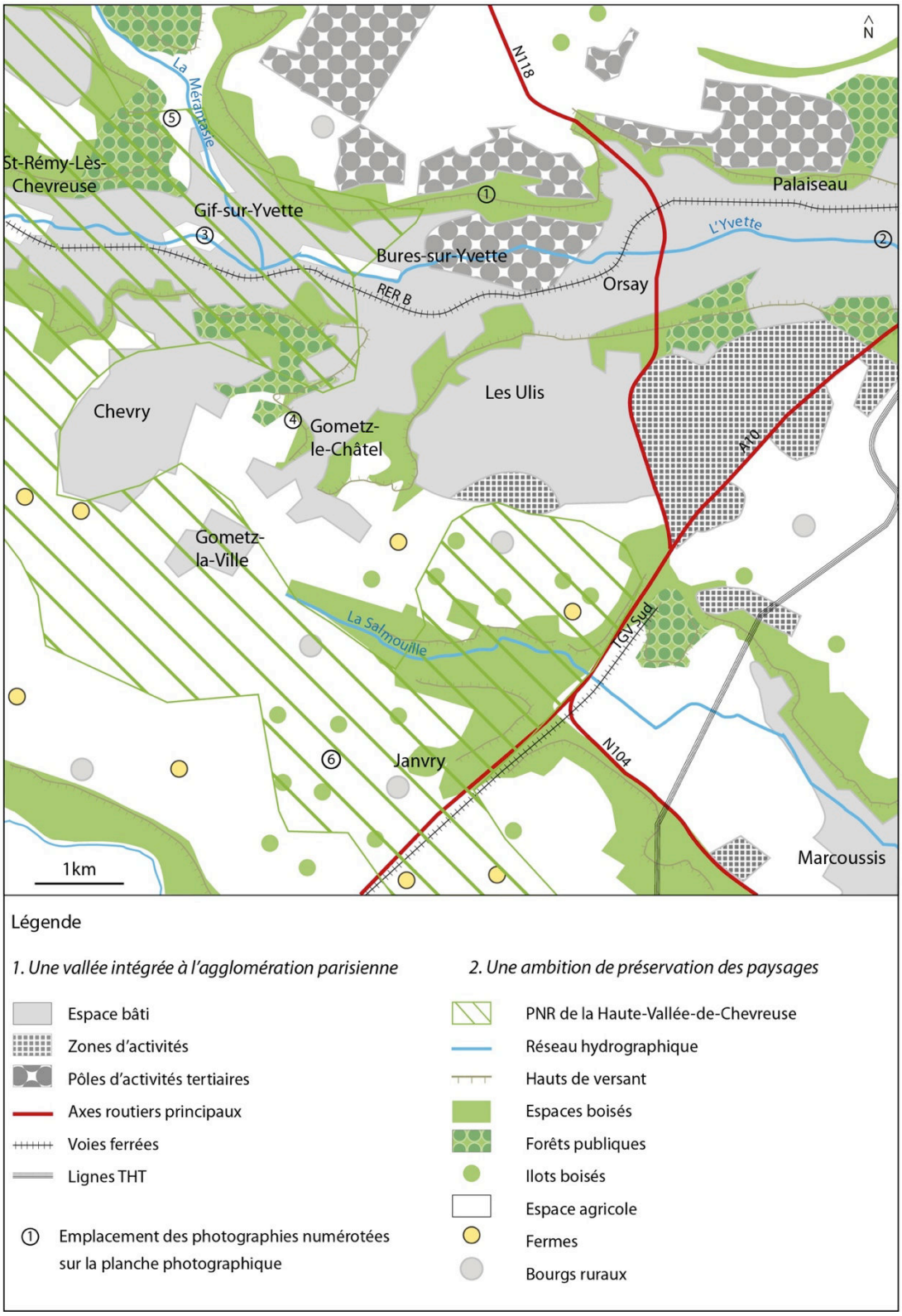
Carte VI-5 : Carte des facettes paysagères retenues pour l'étude du secteur de la vallée de Chevreuse (F .Roussel d'après les photographies aériennes de l'IGN datées de 2011 et le MOS de l'IAU daté de 2012).

Ce secteur est aussi marqué par le plateau de Saclay au nord, par la zone agricole au sud-est de la zone d'activité de Courtaboeuf à l'est. Le coin sud-ouest de la carte donne à voir une partie de la vallée et des coteaux boisés de la Prédecelle au niveau de la ville de Limours.

L'Yvette est un petit cours d'eau à l'échelle francilienne qui prend sa source sur la commune des Essarts-Le-Roi dans le département des Yvelines et se jette quelque 40km plus loin dans l'Orge, elle-même affluent de la Seine, au niveau de la commune de Savigny-sur-Orge. L'Yvette n'en est pas moins à l'origine d'une vallée bien marquée au sud ouest de l'agglomération parisienne, entre les plateaux de Saclay, notamment, sur son versant septentrional, et le plateaux du Hurepoix sur son versant méridional.

La vallée tire son nom de la ville de Chevreuse située dans sa partie amont, et siège du Parc naturel régional de la Haute Vallée de Chevreuse, créé en 1985 en réponse aux pressions urbaines et à l'ambition de préservation du patrimoine rural. La présence du PNR constitue une particularité de ce terrain d'étude : dans les autres cas, comme on l'a vu avec le Vexin Français, les PNR sont situés en bordure externe de la Ceinture verte. Le territoire du parc est encadré par une charte qui engage les collectivités signataires sur un projet qui mêle préservation des paysages, du patrimoine bâti et naturel mais aussi développement local des activités économiques selon les critères du développement durable.

Sur le secteur d'étude retenu, le PNR concerne la partie amont de la vallée, avec les communes de Gif-sur-Yvette et de Saint-Rémy-lès-Chevreuse, assez urbanisées, ainsi qu'une part du plateau du Hurepoix, avec les communes de Gometz-la-Ville et de Janvry, beaucoup plus agricoles. Toutes ces communes se situent à l'est de la zone couverte par le parc qui s'étend essentiellement sur le massif forestier de Rambouillet plus en amont de la vallée. Les limites du Parc ont été dessinées au gré des engagements des communes de la zone et donnent à voir un découpage pour le moins tortueux qui laisse des trouées dans le territoire réel, en particulier dans le secteur que nous étudions. De ce fait, l'emprise spatiale du PNR rend mal compte des entités territoriales observables. La carte accolée à la charte de territoire pour la période 2013-2023 fait d'ailleurs fi de ces trouées et en propose une cartographie identique au reste, tout en indiquant le caractère non contractuel des propositions pour les communes concernées.



Carte VI-6 : Croquis de synthèse des dynamiques spatiales à l'œuvre dans le secteur de la vallée de Chevreuse (F. Roussel).

6.3.2. La vallée en aval de Saint-Rémy-lès-Chevreuse : un territoire privilégié

Il s'agit là d'une entité fortement individualisée, marquée par la vigueur de la dénivellation : les pentes de la vallée sont parfois fortes, l'altitude passant par endroit de 160 m à 90 m en moins de 150 m. Cette partie de la vallée connaît une urbanisation ancienne. L'habitat y est cossu, donnant une large place aux pavillons avec jardins, alternant avec des cœurs de ville ou de village aux belles demeures, en particulier sur les communes de Villebon-sur-Yvette, Orsay, Bures-sur-Yvette, Gif-sur-Yvette, ou encore Saint-Rémy-lès-Chevreuse. L'urbanisation de la vallée est peu dense, avec une présence forte de la végétation au sein même du tissu urbain.

En dehors de cette vallée préservée, l'urbanisation a toutefois progressé, surtout dans les années 1960 et 1970. Au sud tout d'abord, avec la création de la commune des Ulis, qui préfigurait les villes nouvelles, où domine le mode d'habitat collectif, ou avec le développement de la zone d'activité de Courtabœuf le long de l'autoroute A10 et de la nationale N118. L'urbanisation a également progressé au nord de Chevreuse, de façon plus lâche, dans le quartier du Plateau de Beauplan par exemple. Elle a pris une autre forme sur le plateau de Saclay avec le développement d'installations tertiaires : pôles universitaires (École Polytechnique, INRA, Faculté d'Orsay) ou de recherche (Centre d'études nucléaires). Cette présence universitaire est aussi marquée dans la vallée sur les communes de Bures-sur-Yvette et d'Orsay, le campus universitaire y occupant une superficie conséquente.

Les coteaux de part et d'autre de la vallée ont conservé leurs boisements. Le cours de l'Yvette sans carcan urbain en amont, laissant de large prairies humides, faisant parfois office de bassins de rétention des eaux, où se mêlent opérations de génie écologique et de préservation des milieux, comme à Gif-sur-Yvette.

6.3.3. La vallée de la Mérantaise, un territoire « à la manière » rurale

L'Yvette reçoit en affluents de multiples petits cours d'eau qui ont pour certains profondément entaillé les plateaux. Sur le versant nord, c'est le cas du Rhodon qui rejoint l'Yvette à Saint-Rémy-Lès-Chevreuse mais qui n'est pas inclus dans notre secteur d'étude, au contraire de la Mérantaise, au nord de Gif-sur-Yvette. La Mérantaise forme un vallon allongé sur 13 km pouvant atteindre 800 m de largeur pour une dénivellation parfois forte.

Cet espace constitue un territoire à part entière marqué par l'élevage des chevaux dans un contexte paysager d'apparence champêtre où se sont maintenues de vielles fermes (la Tuilerie, la Fontaine Billehou, la Petite Barrerie, le Val des Genêts). Les coteaux sont boisés de même

que certains abords immédiats des plateaux adjacents : ainsi les bois communaux des Grais ou d'Aigrefoin, la forêt départementale de la Tête ronde, ou encore la forêt domaniale de Port Royal en amont de la Mérantaise. La couverture herbacée domine le fond de vallée sous forme de pâturages et prend par endroits un caractère hygrophile prononcé.

6.3.4. Le plateau du Hurepoix : une activité agricole préservée

Au sud de la vallée s'étend le plateau agricole du Hurepoix et présente une double facette paysagère qui dans les deux cas confère une forme d'isolement par rapport à l'agglomération parisienne.

L'une donne à voir des terres de grande culture parsemées d'ilots boisés de bonne taille. Les bourgs de Janvry, de Saint-Jean-de-Beauregard, de La Brosse ou de Chante-Coq ont ainsi conservé un aspect rural. De grandes fermes parsèment le plateau comme aux lieux-dits de Grivery, Villeziers, la Grange aux Moines ou Frileuse.

L'autre est caractérisée par la persistance de massifs forestiers au statut privé là où la topographie est marquée par des vallons creusés dans le plateau : la rivière de la Salmouille, affluent de l'Orge, sur la commune de Janvry ou celui de la Prédecelle plus au sud, sur la commune de Limours. La zone forestière du vallon de la Salmouille est dominée par le domaine du Château de Saint-Jean-de-Beauregard qui en assure l'exploitation forestière, via notamment certaines parcelles enrésinées ou d'autres plantées en peupliers.

L'impression d'isolement est renforcée par les infrastructures de transport, ainsi l'Autoroute A10 et la ligne de TGV Sud-Ouest qui coupent le vallon de la Salmouille. L'entaille de la Salmouille se poursuit sur 17 km déterminant la Plaine de Beauvert sur la commune de Marcoussis. Cette plaine offre un paysage agricole davantage marqué par l'urbanisation, plus fragmenté et hétérogène quant à la mise en valeur des parcelles agricoles. S'y mêlent en particulier des zones humides, certaines mises en valeur à des fins récréatives tel l'étang du Gué, d'autres beaucoup moins lisibles dans le paysage et couvertes de végétation dense. Les coteaux de part et d'autre de la plaine ont comme souvent dans le contexte agricole de l'Île-de-France conservé des boisements.



Photographie n°1 : Vue en direction du sud depuis le bois de la Guyonnerie sur la commune de Bures-sur-Yvette. Le territoire de la vallée de Chevreuse est assez densément boisé, en particulier sur ses versants. La superficie des jardins pavillonnaires leur permet également de recevoir de nombreux arbres qui contribuent à l'aspect arboré de l'ensemble.



Photographie n°2 : Les bords de l'Yvette sont à maintes reprises mis en valeur sur le plan paysager. Les berges font l'objet d'une gestion écologique alors que les abords sont aménagés sous la forme de parcs urbains, comme ici au lieu-dit des Chandeliers sur la commune de Palaiseau, en aval de la vallée.



Photographie n°3 : Plus en amont, à Gif-sur-Yvette, sur le territoire du Parc naturel régional, des prairies humides ont été préservées de l'urbanisation et se voient attribuer un rôle dans la régulation des crues (bassin de rétention des eaux de pluie).



Photographie n°4 : Vue vers l'est depuis les hauteurs de Gometz-le-Châtel. Au loin, l'habitat collectif de la ville des Ulis, sur le plateau du Hurepoix, qui tranche nettement avec l'architecture pavillonnaire de la vallée et de ses contreforts.



Photographie n°5 : La vallée de la Mérantaise a été préservée de l'urbanisation. Elle est dominée par l'activité d'élevage et de pâturage de chevaux.



Photographie n°6 : Le plateau du Hurepoix sur la commune de Janvry où dominent de vastes parcelles de cultures de blé parsemées d'îlots boisés. Janvry est intégré au PNR de la Haute Vallée de Chevreuse.

Planche photographique VI-3 : Les différentes facettes paysagères du secteur de la vallée de l'Yvette et des plateaux alentours (F. Roussel, 2015).

6.4. Synthèse : des paysages végétaux contrastés sur le plan de l'aménagement et de l'intégration aux logiques métropolitaines

6.4.1. Mises en valeur paysagères : des initiatives dispersées

Un point commun aux terrains d'étude retenus est de donner à voir le rôle des Parcs naturels régionaux comme limitation effective de l'expansion de l'agglomération parisienne. C'est véritablement sur les communes concernées par des PNR que s'observe, à l'échelle de l'agglomération, une moindre densité du bâti. Au sein du PNR du Vexin Français ou de celui de la Haute Vallée de Chevreuse, une autre organisation spatiale est visible pour laquelle un décor rural s'exprime davantage : présence de bourgs anciens, de fermes, maintien d'ilots boisés, de prairies etc. À l'inverse, en Ceinture verte, les logiques d'aménagement à des fins environnementales ou paysagères renvoient à des initiatives locales, éparpillées, s'appuyant tantôt sur les statuts domaniaux des forêts, tantôt sur des initiatives de contractualisation via les PRIF, ou des propositions intercommunales d'aménagement à des fins récréatives, le tout sans connexions ni concertation et à des échelles variables. Ces divers statuts ne répondent pas tous en outre aux mêmes ambitions. La préservation du patrimoine rural, qu'il soit paysager ou bâti, en opposition à la ville, est l'objectif assumé des PNR et s'exprime par exemple en vallée de Chevreuse, en vallée de l'Oise ou sur le plateau du Hurepoix. Les projets portés en Ceinture verte se confrontent, quant à eux, à l'hybridation urbaine pour se rapprocher au final du principe d'aménité, telles les infrastructures d'accueil en forêt domaniale ou les logiques de mise en parc en plaine de Boissy. Dans ce maelstrom, les facteurs topographiques voire physiques n'ont pas cessé d'influencer les projets. Vallées, plateaux, buttes, cours d'eau, substrats géologiques ou pédologiques continuent de guider la mise en valeur environnementale et paysagère.

6.4.2. Des vulnérabilités entre pleins et vides

Si l'on devait retenir des tendances communes à nos trois secteurs, il faudrait insister sur la récurrence des infrastructures lourdes de transport qui en quadrillent l'espace. C'est en particulier le cas de la N104, ou Francilienne, commune aux trois terrains, ou des lignes de RER dont on approche ici les extrémités. S'y déploient aussi des infrastructures d'échelle nationale, autoroutes ou lignes TGV. Ces espaces ont en commun également d'accueillir ce

que l'agglomération rejette par manque d'espace ou par refus : centres d'enfouissement des déchets, postes électriques et lignes THT, zones d'activités/zones industrielles. Chaque terrain a la sienne : Paris Nord pour le secteur de la Plaine de France, Courtabœuf pour celui de la vallée de Chevreuse, Saint-Ouen-l'Aumône pour celui de Pierrelaye, toujours situées à proximité des infrastructures de transport constituant ainsi de larges pôles commerciaux et logistiques. En écho à ces « pleins » produits par l'agglomération sous l'effet de la métropolisation, on peut aussi observer des « vides » produits par les mêmes logiques. Une situation de marge s'est ainsi installée par endroits sur des surfaces parfois très étendues comme en atteste le cas de la plaine de Pierrelaye-Bessancourt. Cette marginalité est visible par les activités et populations que la ville rejette dans ce que l'on peut qualifier d'angles morts de l'agglomération. Les terrains occupés par ces infrastructures (transport, énergie, économie, logistique etc.) et la marginalité qu'elles engendrent en creux, sont bien ceux de la Ceinture verte comme en témoigne la position de la limite externe de celle-ci sur les trois cartes présentées (elle n'apparaît pas sur la carte du secteur de la Plaine de France parce que la zone est entièrement incluse dedans).

Conclusion du chapitre 6

Les trois terrains d'étude retenus ont été choisis selon des critères d'occupation du sol, de topographie, et de contexte socio-économique. On retrouve bien à l'échelle paysagère ces caractéristiques : poches paysagères multiples et contrastées pour le secteur Pierrelaye-Vallée de l'Oise-Forêt de Montmorency, étendues agricoles entrecoupées de vallons végétalisés dans un contexte social modeste pour le secteur de la Plaine de France, vallées bien incisées pour le secteur de la vallée de Chevreuse, sur fond de Parc naturel régional et de contexte socio-économique privilégié. Ces facettes paysagères évoquent une diversité de logiques territoriales, en particulier en ce qui concerne la gestion des espaces végétalisés, leur mise en valeur ou leur délaissement qu'il convient désormais de confronter aux caractéristiqus floristico-écologiques de la végétation.

CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE

L'analyse paysagère à plusieures échelles se proposait de réaliser une écriture géographique renouvelée de l'espace de la Ceinture verte. Le renouvellement s'est opéré tout d'abord par la méthode retenue. Celle-ci s'appuie sur l'emboîtement des échelles du paysage. La mise en application des propositions de M. Godron et leur discussion est une entrée originale de ce point de vue.

La focalisation sur les espaces végétalisés s'effectue par une approche méthodologique multiscalaire fondée sur les échelles supra-paysagères, paysagères et infra-paysagères. Ceci constitue un second aspet de la réécriture géographique, avec les conséquences que l'on a vu sur l'échantillonnage paysager.

Le renouvellement s'est ainsi opéré par le biais d'une objectivation de grands ensembles paysagers en Ceinture verte. Celle-ci est marquée par une hétérogénéité des modes d'occupation du sol dominants, par des contrastes topographiques et par des populations aux profils sociaux-éconimiques variés. Trois terrains d'étude de 100 km^2 chacun ont été retenus : l'un centré sur la Plaine de Pierrelaye, la forêt de Montmorency et la vallée de l'Oise, l'autre sur la Plaine de France autour de la ville de Goussainville, le dernier sur la vallée de Chevreuse en aval de Saint-Rémy-lès-Chevreuse.

La réécriture s'opère enfin en montrant la diversité des trajectoires territoriales que ces trois terrains connaissent, entre mise en valeur et délaissement. C'est donc bien une mosaïque spatiale, paysagère et territoriale qu'il faut considérer au moment d'approcher ces paysages par leur contenu floristico-écologique.

3e partie :

La végétation de la Ceinture verte, expression de dynamiques floristico-écologiques ?



Croquis 4 : Sous-bois d'un îlot boisé en Plaine de France sur la commune de Bouqueval (F. Roussel).

INTRODUCTION DE LA TROISIEME PARTIE

De quels types de milieux la végétation est-elle l'expression en Ceinture verte ? Quel sont les facteurs qui permettent de comprende l'organisation spatiale de la flore ? La dimension écologique, à laquelle se rattache la question de la biodiversité notamment, est-elle prépondérante ?

La géographie a une tradition ancienne de collecte et de traitement de données botaniques de terrain (ROUGERIE 2006). Cette tradition s'est appuyée sur le développement de la phytogéographie (Flahault), puis de la cartographie de la végétation en vue de l'aménagement du territoire (Gaussen), de la phytosociologie également, travaillant à une échelle plus fine, avec Braun-Blanquet et Guinochet (MEDDOUR 2011). Or, les études floristiques ont perdu ces dernières années leur dimension spatiale (ALEXANDRE et GÉNIN 2016). Tandis que les sciences naturelles n'ont jamais autant guidé le débat public, la géographie, tout en affirmant son rôle dans la compréhension des enjeux environnementaux, n'a finalement que rarement recours à des données originales. L'écologie ne nous a certes pas attendu pour dresser le portrait de la flore dans des contextes très urbanisés (LIZET *et al.* 1999), ni même pour chercher à comprendre la transition à l'œuvre entre ville et campagne : des programmes ont été montés autour de ces questions tel le programme ECORURB (CLERGEAU *et al.* 2003). Mais la flore n'y fait pas l'objet d'une approche géographique. Il s'agit d'abord de comprendre le fonctionnement des écosystèmes. Quand les géographes sont convoqués, c'est pour mettre au jour les mécanismes spatiaux de l'étalement urbain (AGUEJDAD 2009; AGUEJDAD et HUBERT-MOY 2016) ou déceler les logiques sociales de l'appropriation des espaces de nature (CORMIER *et al.* 2012; SIMON et GOELDNER-GIANELLA 2012). Or, il y a une lecture géographique de la flore qui ne répond pas qu'à des enjeux écologiques mais aussi à des enjeux sociaux comme en témoignent les recherches récentes sur les paysages viticoles et oléicoles par exemple (ANGLES 2014; COHEN *et al.* 2015). Les espèces botaniques doivent alors être considérées comme le reflet d'un fonctionnement territorial, de pratiques et d'usages. Une transposition de cette approche vers les espaces urbains et péri-urbains paraît possible quoique ces espaces soient plus complexes.

Nous avons ainsi posé les jalons d'une approche proprement géographique de la végétation en Ceinture verte en bâtissant une méthode de collecte des données qui s'appuie sur les échelles des paysages. Cette approche permet de nuancer les catégories spatiales trop figées

retenues par les écologues pour traiter des espaces de l'entre-deux, en particulier le principe de gradient de verdure (voir chapitre 2). Nous venons de montrer que la fragmentation spatiale et la diversité paysagère en Ceinture verte agissent de manière bien plus complexe, en mêlant en particulier des territoires d'échelles et de logiques variables.

S'il est utile de porter un regard sur la diversité floristique d'ensemble (Chapitre 7), l'approche géographique consiste avant tout à déceler dans la donnée botanique des principes d'organisation spatiale (Chapitre 8). Pour y parvenir, les analyses multivariées sont un outil statistique qui a fait ses preuves en biogéographie, en particulier l'analyse factorielle des correspondances (AFC). Nous avons l'occasion ici de la mettre en application dans un contexte très urbain. Ce contexte nous amène enfin à discuter de la géographie des communautés végétales en Ceinture verte (Chapitre 9).

CHAPITRE 7 :
CARACTERISATION FLORISTICO-ECOLOGIQUE DE LA CEINTURE VERTE

Introduction du chapitre 7

Les 252 relevés botaniques ont donné lieu à 7756 comptages floristiques soit une moyenne de 31 espèces par relevés, le minimum étant de 6, le maximum de 82. 517 espèces ont été précisément identifiées (se reporter à l'annexe 1 pour la liste complète), auxquelles il faut ajouter 15 identifications au niveau du genre (qui correspondent à 43 observations soit 0,5 % du total des observations). Si l'on s'en tient aux travaux de JAUZEIN et NAWROT (2011) portant sur la Région Île-de-France, ces 517 espèces représentent 32 % des 1620 espèces que les botanistes ont identifiées en Île-de-France. Cette thèse fait le pari de s'appuyer sur des méthodes classiques en écologie pour y détecter la façon dont la végétation est regardée par les habitants et les visiteurs et sur l'impact que ce regard a sur la gestion et l'aménagement des espaces végétalisés spontanés. Il s'agit ici de porter un regard sur la végétation, ses caractéristiques floristico-écologiques générales et la façon dont celles-ci se déclinent à l'échelle des terrains d'études retenus et de leurs facettes paysagères.

7.1. Portrait d'ensemble

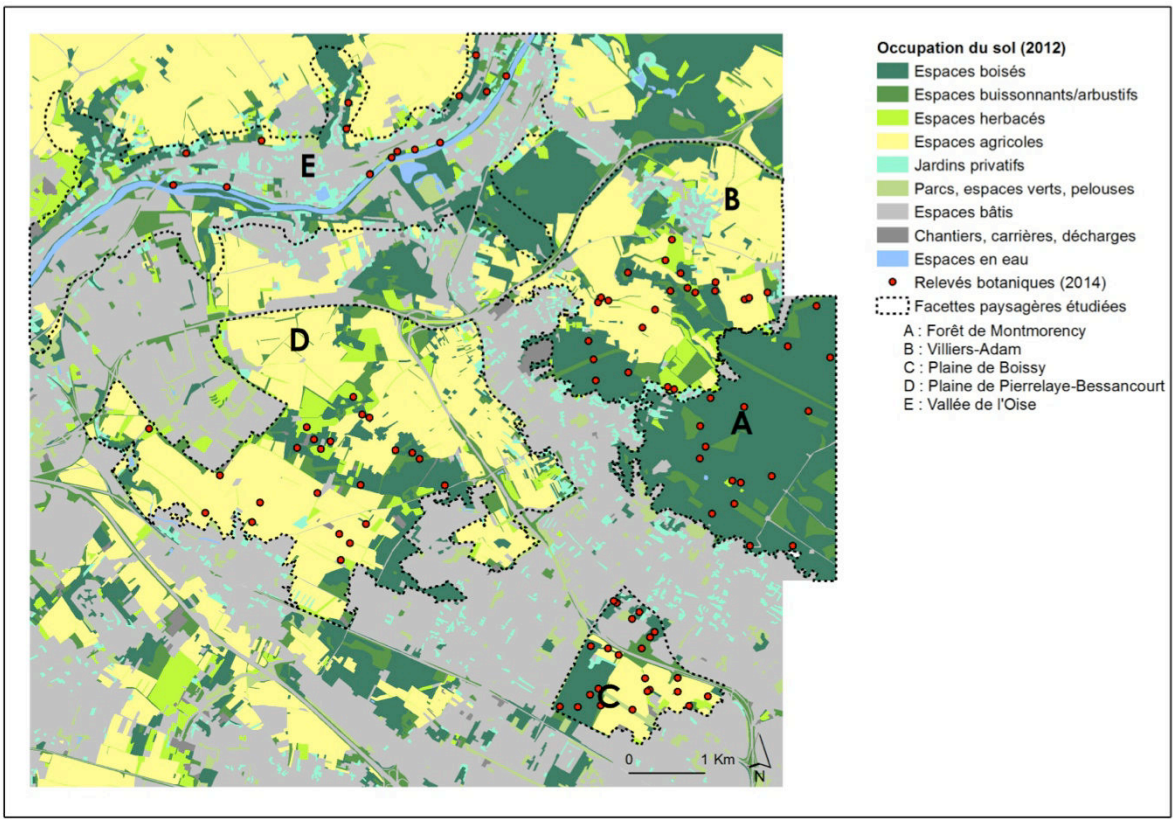
7.1.1. De quoi les relevés botaniques effectués sont-ils représentatifs ?

Les 252 relevés botaniques ont été réalisés entre mai et juillet 2014 puis sur la même période en 2015. L'annexe 2 montre l'ensemble de ces relevés par le biais de photographies pour chaque facette paysagère. L'objectif était de suivre la logique de l'échantillonnage stratifié, les stations retenues devant être représentatives des facettes paysagères retenues et des éléments du paysage qui les composent. Compte tenu de l'impératif saisonnier, la campagne de relevés a dû être initiée avant que le travail de cartographie soit terminé. La cartographie a permis de vérifier la qualité de l'échantillonnage, tout en révélant quelques difficultés sur lesquelles il nous faut ici revenir. Nous nous sommes efforcés sur le terrain de tenir les principes de la stratégie d'échantillonnage, sans qu'il soit possible d'éviter une part d'empirisme liée à

l'accessibilité des lieux d'une part, et à ce que révèle l'observation de terrain d'autre part, en terme de compréhension des paysages (voir chapitre 4). Certains éléments sont peu visibles sur les photographies aériennes, alors qu'ils ont leur importance sur le plan paysager : il en va ainsi des paysages agricoles. Si les cultures n'ont pas fait l'objet de relevés, les dynamiques spontanées n'en sont pourtant pas absentes – les espèces qui les composent étant rassemblées sous le terme de messicoles –, mais ces parcelles ont été considérées comme explicitement soumises à la gestion humaine. En contexte agricole, ce sont les interstices qui ont retenu l'attention : chemins, bordures, haies, îlots boisés, jachères. En forêt, la stratégie a été un peu différente, les parcelles plantées laissant beaucoup plus place à la spontanéité floristique, au sein de la strate herbacée notamment, davantage visible sur le plan paysager.

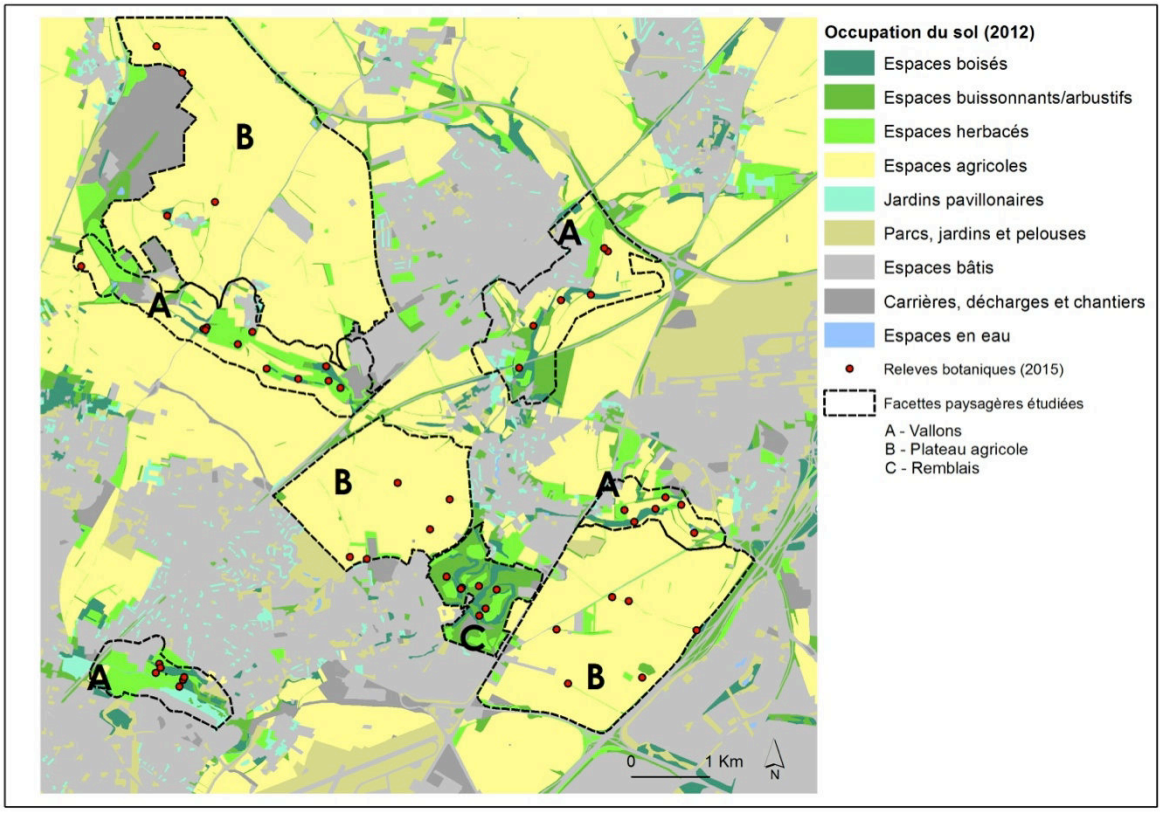
Nous n'avons pas cherché à visiter tous les éléments du paysage composant chaque facette paysagère. Pour cette raison, les relevés ne sont pas répartis équitablement sur les cartes ci-après.

Le secteur de Pierrelaye-Montmorency-Oise a fait l'objet de 100 relevés en 2014, répartis comme suit selon les facettes paysagères : 17 relevés ont été effectués en forêt de Montmorency, 22 dans le secteur agricole de Villiers-Adam, 23 en plaine de Boissy, 23 en plaine de Pierrelaye-Bessancourt et pour finir 16 en Vallée de l'Oise (voir annexe 2).



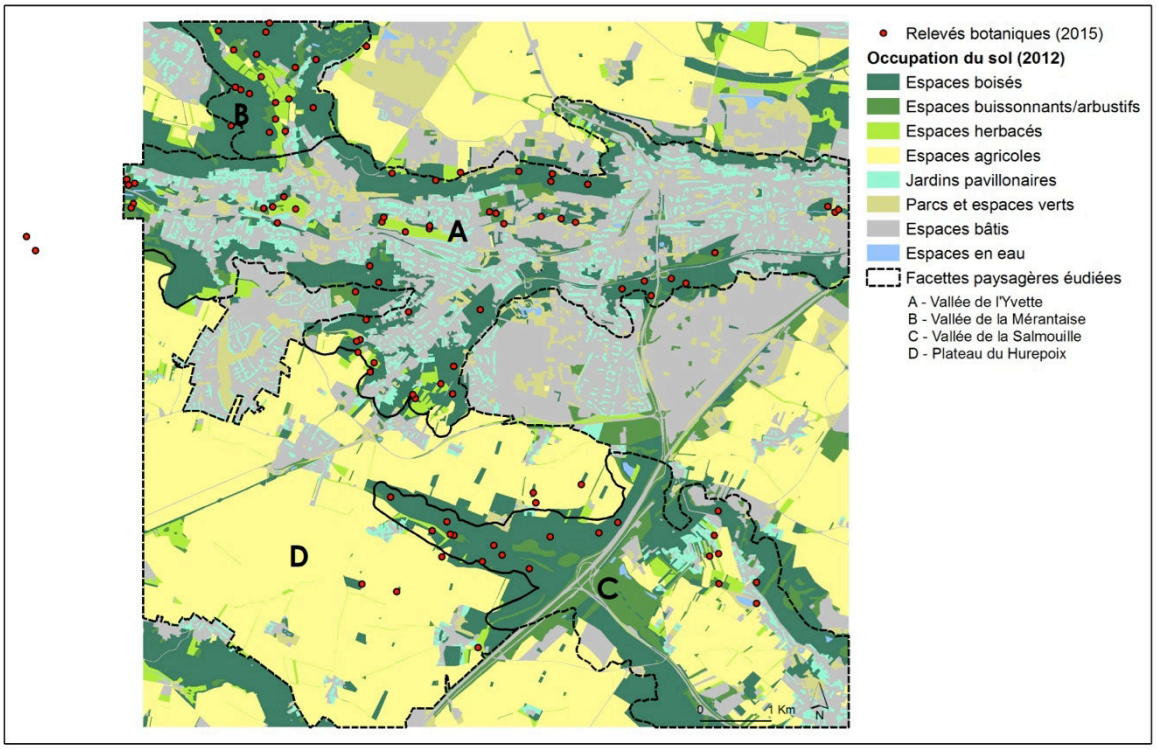
Carte VII-1 : Emplacement des relevés botaniques dans le secteur Pierrelaye-Oise-Montmorency (F. Roussel).

Le secteur de la Plaine de France n'a fait l'objet que de 51 relevés en 2015, la part du couvert végétal spontané y étant bien moindre. Les relevés sont davantage concentrés dans les vallées et vallons, à la végétation plus abondante, que dans les terres agricoles. 27 relevés y ont été effectués : 10 dans le vallon de Bouqueval, 6 dans l'enclave du Petit Rosne à Garges-lès-Gonesse, 6 dans le vallon de Vaudherland, 6 au sein du vallon du Crould à Goussainville. 16 relevés ont été effectués au sein des espaces agricoles : 5 autour du Mesnil Aubry et 11 autour de Gonesse. 7 relevés ont enfin été menés sur le site d'enfouissement des déchets, aujourd'hui revégétalisé et nommé « Parc de la Patte d'Oie », au nord de Gonesse de part et d'autre du Crould (voir annexe 2).



Carte VII-2 : Emplacement des relevés botaniques dans le secteur de la Plaine de France (F. Roussel).

Le secteur de la vallée de Chevreuse, enfin, a fait l'objet de 101 relevés. Nous en avons mené 55 dans la vallée de l'Yvette : 31 sur les coteaux et 24 en fond de vallée. 19 autres relevés ont pris position dans la vallée de la Mérantaise. 26 relevés enfin ont été effectués sur le plateau du Hurepoix : 7 sur le plateau lui-même, 12 dans en amont de la vallée de la Salmouille et 7 en aval de la vallée de la Salmouille dans le secteur de la Plaine de Beauvert (voir annexe 2).



Carte VII-3 : Emplacement des relevés botaniques dans le secteur de la Vallée de Chevreuse (F. Roussel).

Le tableau VII-1 montre la relative proportionnalité entre les relevés effectués dans chacun des types d'éléments du paysage et l'étendue des types de couvertures végétales spontanées dans chaque terrain d'étude. Cette proportionnalité recherchée est essentiellement rompue par la volonté d'explorer la flore interstitielle des espaces agricoles.

Tableau VII-1 : Le type de couverture végétale des relevés botaniques en regard du type de couverture végétale globale de chaque terrain d'étude (F. Roussel).

		Terrain 1		**Terrain 2**		**Terrain 3**	
		% de relevés	% de la couv. végétale	% de relevés	% de la couv. végétale	% de relevés	% de la couv. végétale
Végétation spontanée	Arborée	53	64	20	21	66	71
	Buissonnante/arbustive	13	22	25	40	11	18
	Herbacée	16	14	29	39	14	11
Autre occup.	Agricole	11	-	24	-	4	-
	Espaces verts urbains	2	-	2	-	5	-
	Jardins privatifs	1	-	-	-	-	-
	Chantier/décharge/carrière	1	-	-	-	-	-
	Eau	3	-	-	-	-	-
Totaux (%)		*100*	*100*	*100*	*100*	*100*	*100*

Dans le détail, pour le premier terrain (Pierrelaye-Montmorency-Oise), la part de la couverture buissonnante dans les relevés est un peu plus faible qu'attendue dans le cadre d'un échantillonnage stratifié quantitatif. Ce décalage est à relier aux 11 relevés botaniques qui correspondent à une occupation agricole de l'espace. Dans ce cas, le terrain a permis de révéler des éléments du paysage, de type friches buissonnantes ou herbacées, qui n'étaient pas décelables sur la photographie aérienne. La faible taille de certaines stations révèle également la micro-hétérogénéité introduite par les occupations urbaines ou l'hydrographie. Cette question des éléments paysagers de toute petite taille pris dans une matrice plus vaste est aussi soulevée par le deuxième terrain (Plaine de France) pour lequel 24 % des relevés botaniques sont réalisés sur une occupation agricole. Ils correspondent en réalité à des occupations herbacées ou buissonnantes de moins vastes étendues que celles observées à la photo-interprétation. Le troisième terrain (Vallée de Chevreuse) s'étant moins focalisé sur les espaces agricoles, la variation est moindre et les proportions davantage respectées. Globalement, le tableau VII-3 montre donc bien que les relevés botaniques rendent assez fidèlement compte de la part et des types d'espaces végétalisés mis en évidence par la photo-interprétation.

7.1.2. Types biologiques et familles : le poids des espèces herbacées

L'ensemble du panel des types biologiques (RAUNKIAER 1934), est observable dans la flore collectée. La figure ci-dessous l'illustre et met en évidence la forte proportion des hémicryptophytes et des thérophytes (suivant les indications données par JAUZEIN et NAWROT (2011)). Les espèces herbacées (vivaces ou annuelles) occupent donc une part prépondérante dans la diversité floristique globale.

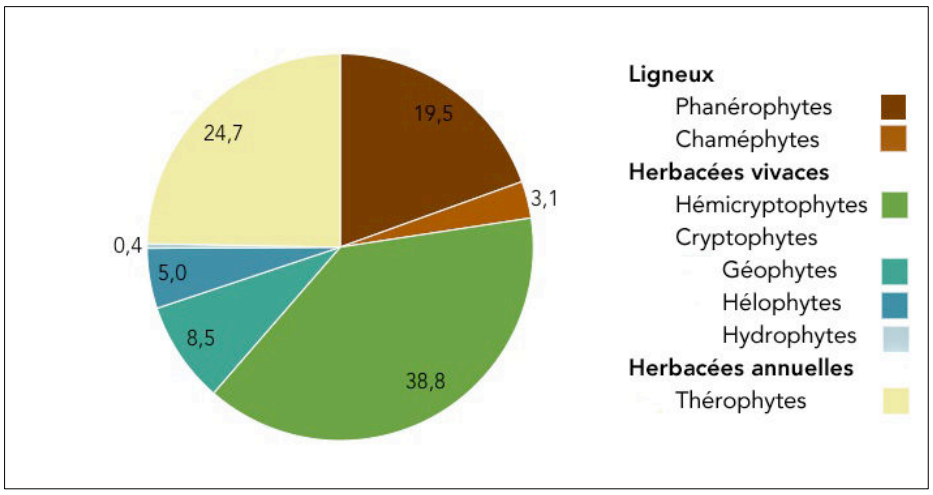


Figure VII-1 : Proportion des types biologiques dans les 518 taxons collectés (F. Roussel).

Au total, 81 familles sont représentées sur les 118 que compte la flore d'Île-de-France. Les Astéracées (ex composées) et les Poacées (ex graminées) sont les plus présentes avec 11 % d'espèces chacune (58 sur 532). Fabacées (6,7 %) et Rosacées (6,1 %) arrivent ensuite. Ce sont logiquement les familles où la plupart des espèces sont herbacées qui sont les mieux représentées, hormis les Rosacées qui comptent nombre de phanérophytes et de chaméphytes. À l'inverse, la faible diversité des macrophanérophytes explique la relative discrétion dans ce tableau VII-2 de familles comme les Acéracées, les Fagacées, ou les Pinacées, dont les représentants sont pourtant très structurants dans le paysage.

Tableau VII-2: Nombre d'espèces collectées par famille (F. Roussel).

Familles	Nombre d'espèces collectées par famille	Part en %
Astéracées	58	11,1
Poacées	58	11,1
Fabacées	35	6,7
Rosacées	32	6,1
Brassicacées	23	4,4
Lamiacées	22	4,2
Caryophyllacées	19	3,6
Cypéracées	19	3,6
Plantaginacées	17	3,3
Apiacées	16	3,1
Polygonacées	15	2,9
Renonculacées	13	2,5
Joncacées	10	1,9
Salicacées	10	1,9
Géraniacées	9	1,7
Boraginacées	8	1,5
Onagracées	7	1,3
Rubiacées	7	1,3
Betulacées	6	1,2
Malvacées	6	1,2
Orchidacées	6	1,2
Acéracées	5	1,0
Adoxacées	5	1,0
Asparagacées	5	1,0
Euphorbiacées	5	1,0
Oléacées	5	1,0

Scrophulariacées	5	1,0
Caprifoliacées	4	0,8
Pinacées	4	0,8
Primulacées	4	0,8
Amarantacées	3	0,6
Cornacée	3	0,6
Dryopteridacées	3	0,6
Ericacées	3	0,6
Hypericacées	3	0,6
Papavéracées	3	0,6
Solanacées	3	0,6
Violacées	3	0,6
Amaryllidacée	2	0,4
Apocynacées	2	0,4
Aracées	2	0,4
Aspleniacées	2	0,4
Convolvulacées	2	0,4
Crassulacées	2	0,4
Cupressacées	2	0,4
Dipsacacées	2	0,4
Equisétacées	2	0,4
Grossulariacées	2	0,4
Orobanchacées	2	0,4
Résédacées	2	0,4
Rhamnacées	2	0,4
Typhacées	2	0,4
Ulmacées	2	0,4
Urticacées	2	0,4
Aquifoliacées	1	0,2
Araliacées	1	0,2
Athyriacées	1	0,2
Buxacées	1	0,2
Campanulacées	1	0,2
Cannabacées	1	0,2
Celastracées	1	0,2
Cucurbitacées	1	0,2
Dennstaedtiacées	1	0,2
Dioscoréacées	1	0,2

Elaeagnacées	1	0,2
Gentianacées	1	0,2
Hippocastanacées	1	0,2
Hyacinthacées	1	0,2
Iridacées	1	0,2
Juglandacées	1	0,2
Lythracées	1	0,2
Moracée	1	0,2
Oxalidacées	1	0,2
Phytolaccacées	1	0,2
Platanacées	1	0,2
Simaroubacées	1	0,2
Taxacées	1	0,2
Thyméléacées	1	0,2
Valérianacées	1	0,2
Verbénacées	1	0,2
Vitacées	1	0,2

Il faut évoquer ici le rôle de la saisonnalité dans l'appréhension paysagère et esthétique de la végétation par les citadins. Ce sont les phanérophytes qui expriment le mieux cette saisonnalité sur le plan paysager. Les formations forestières et boisées de l'Île-de-France sont pour l'essentiel composées de feuillus caducifoliés qui perdent, donc, leurs feuilles en hiver. A de très rares exceptions – deux ou trois cas de plantations de pins noirs et pins sylvestres – nos observations relèvent de boisements de feuillus. La réponse saisonnière de ces derniers varie néanmoins selon les espèces qui les composent (Planche photographique VII-1). La qualité et l'étendue des stratifications verticales et horizontales jouent ici un rôle primordial, notamment la présence d'une strate herbacée plus ou moins riche. La saisonnalité des paysages de futaie est néanmoins celle à laquelle les promeneurs sont les plus sensibles (voir nos enqûetes au chapitre 2).

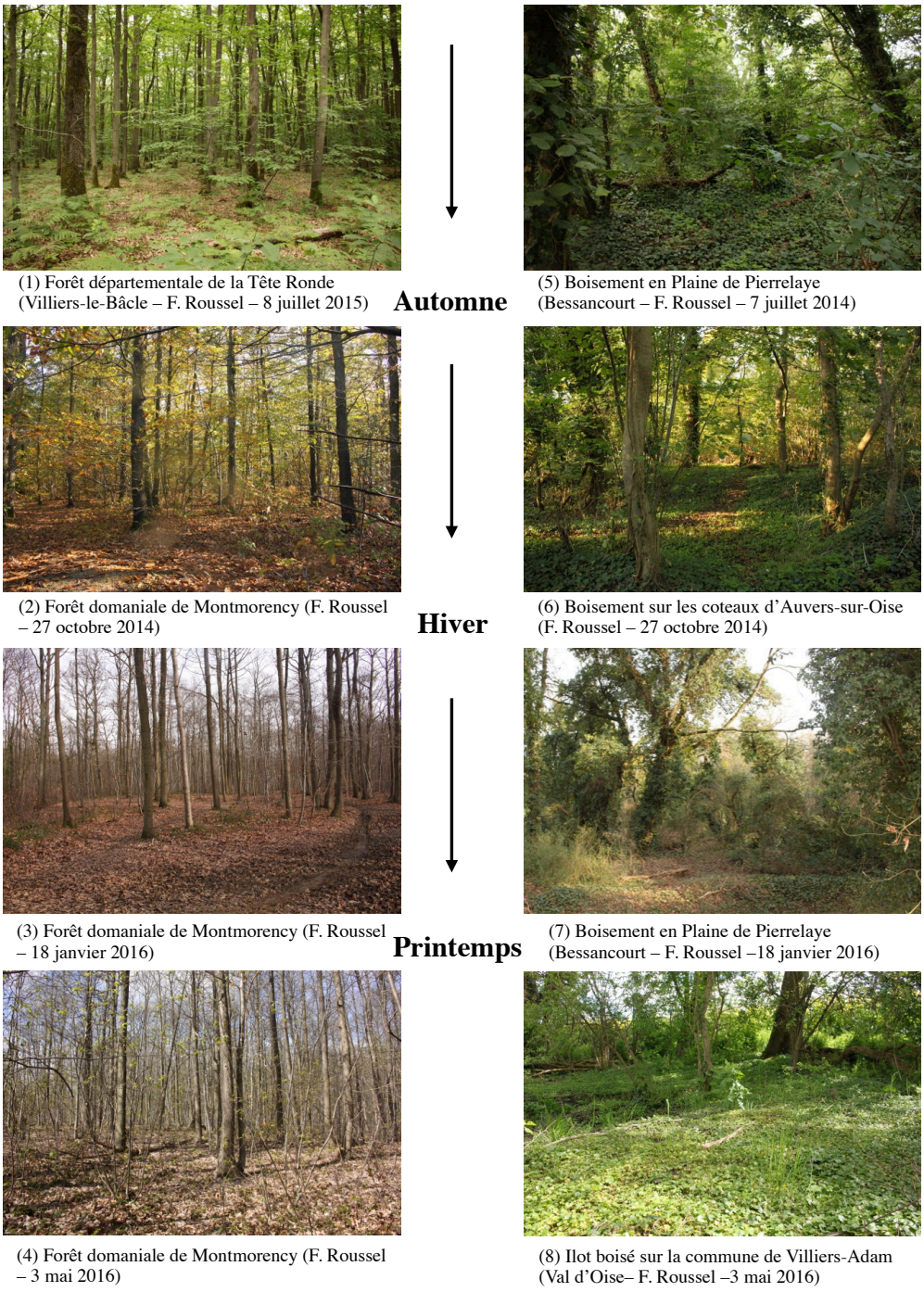


Planche photographique VII-1 : Variabilité saisonnière de deux types de formations arborées (F. Roussel). *Les forêts de châtaigniers, sur des substrats acides, offrent à la vue un changement de coloration des feuilles (2), puis leur chute (3). Ces arbres sont cependant sujets à un débourrage tardif au printemps (4). En comparaison, les boisements à érables et frênes (5 et 6), souvent accompagnés de Lierre, espèce sempervirente (7), sur des sols plus riches, présentent une plus grande diversité de types biologiques et donc une végétation plus variée au printemps, au travers de la flore vernale (8 : parterre de renoncules ficaires) et de la floraison plus spectaculaire des phanérophytes qu'ils accueillent (les aubépines notamment).*

7.1.3. Fréquence des espèces : le poids de l'anthropisation

De nombreuses espèces n'ont été rencontrées qu'une seule fois : elles sont 104 sur les 517 espèces soit près de 20 %. Si l'on ajoute les espèces rencontrées deux ou trois fois on obtient un total de 204 espèces de faible fréquence soit près de 40 % (voir § 5.1.5. et 5.2.3.).

On constate, à l'inverse, de l'autre côté du spectre la récurrence très forte de 14 espèces, présentes dans plus du tiers des relevés, dont trois sont présentes dans plus de la moitié des relevés. Elles dessinent d'emblée le tableau d'une flore fortement marquée par l'anthropisation.

Tableau VII-3: Liste des espèces les plus fréquemment collectées (F. Roussel).

Noms scientifiques	Famille	Noms communs	Relevés dans laquelle l'espèce est présente (nombre et %)
Urtica dioica	Urticacées	Ortie dioïque	151 (59,92)
Fraxinus excelsior	Oléacées	Frêne commun	134 (53,17)
Rubus cæsius	Rosacées	Ronce bleuâtre	129 (51,19)
Galium aparine	Rubiacées	Gaillet gratteron	117 (46,43)
Hedera helix	Araliacées	Lierre	117 (46,43)
Acer pseudoplatanus	Acéracées	Érable sycomore	116 (46,03)
Cratægus monogyna	Rosacées	Aubépine monogyne	114 (45,24)
Rubus fruticosus	Rosacées	Ronce commune	113 (44,84)
Geum urbanum	Rosacées	Benoite commune	108 (42,86)
Corylus avellana	Betulacées	Noisetier	88 (34,92)
Dactylis glomerata	Poacées	Dactyle aggloméré	87 (34,52)
Sambucus nigra	Adoxacées	Sureau noir	87 (34,52)
Cirsium arvense	Astéracées	Cirse des champs	85 (33,73)
Glechoma hederacea	Lamiacées	Lierre terrestre	84 (33,33)

Ces espèces ont en effet pour point commun leur plasticité écologique – c'est en particulier le cas des herbacées mentionnées ici : *Dactylis glomerata, Glechoma hederacea*, *Geum urbanum* – leur capacité à pousser dans des milieux perturbés – les espèces ligneuses ou sous-ligneuses en particulier sont fréquentes dans les milieux rudéralisés : *Fraxinus excelsior, Rubus cæsius, Acer pseudoplatanus, Hedera helix, Cratægus monogyna, Rubus fruticosus, Corylus avellana, Sambucus nigra.* C'est aussi le cas de *Cirsium arvense* pour les espèces herbacées – voire mêlant les deux caractéristiques avec une tendance à la prolifération dans les milieux à forte présence de nitrates : *Urtica dioica* et *Galium aparine*. Toutes sont des marqueurs de l'anthropisation. Ce sont du reste des espèces autochtones, parfois envahissantes (Lierre,

Gaillet gratteron, Ortie, les deux ronces) quand le contexte rudéral leur est favorable, à savoir des sols remués ou modifiés.

Ces espèces ont souvent mauvaise réputation auprès des citadins. Ce sont des plantes urticantes (Ortie), piquantes (Ronce bleuâtre, Ronce commune, Aubépine, Cirse), ou accrochantes (Gaillet gratteron). Elles ont souvent un caractère foisonnant voire envahissant – c'est particulièrement vrai du Lierre (*Hedera helix*), de la Ronce bleuâtre (*Rubus caesius*), du Ronce commune (*Rubus fruticosus*), de l'Ortie (*Urtica dioica*) ou du Gaillet gratteron (*Galium aparine*). La plupart ont un port confus, buissonnant, impénétrable tels les ronces bleuâtres (*Rubus caesius*), les ronces communes (*Rubus fruticosus*), les arbustes que sont les aubépines (*Crataegus monogyna*) ou les sureaux (*Sambucus nigra*) dont les pieds se démultiplient lorsqu'ils sont coupés. Les arbres qui composent cette liste – Frêne (*Fraxinus excelsior*) et Érable sycomore (*Acer pseudoplatanus*) – peuvent-être de belle taille mais croissent dans des contextes rudéraux, à l'accès difficile, sans valorisation économique. Les herbacées, quant à elles, sont faiblement perçues dans le paysage. Avec sa discrète petite fleur aux étroits pétales jaune-vert, son allure dégingandée, la Benoîte commune (*Geum urbanum*) laisse indifférent. Malgré de jolies fleurs bleu-mauve zygomorphes, le lierre rampant (*Glechoma hederacea*), reste, comme son nom l'indique, près du sol et se remarque peu. Le Dactyle aggloméré (*Dactylis glomerata*), comme nombre de graminées, n'attire guère l'attention avec ses épis vert-ocre (Planche photographique VII-2)



Photographie 1 : Benoite commune (*Geum urbanum*) - source : www.tela-botanica.org.



Photographie 2 : Dactyle aggloméré (*Dactylis glomerata*) - source : www.tela-botanica.org.



Photographie 3 : Le lierre rampant (*Glechoma hederacera*).

Planche photographique VII-2 : Des espèces herbacées très fréqentes mais discrètes (F. Roussel).

Quelques unes de ces espèces sont plus reconnues des habitants et des visiteurs : la Ronce commune (*Rubus fructicosus*) offre à la cueillette ses mûres qui compensent par le goût le désordre visuel et le toucher agressif de la plante. Le Noisetier (*Corylus avellana*) se signale par ses fruits quoique qu'il se fasse peu remarquer, tant les boisements dans lesquels il croît de

manière éparse sont peu mis en valeur. L'Aubépine (*Cratægus monogyna*) enfin offre, dès les premières semaines du printemps, les couleurs et les fragrances de ses fleurs aux promeneurs, mais ses buissons peu avenants retournent vite à l'anonymat. S'esquisse ainsi le portrait d'une flore à laquelle colle l'étiquette de la banalité, bien adaptée aux conditions locales néanmoins, ne faisant que peu écho aux critères esthétiques et sensoriels des citadins en quête de nature. Très répandues, ces espèces ne participent guère à la biodiversité et seulement de façon fugace (les buissons d'Aubépine au printemps) ou confuse aux paysages espérés. Plus encore, ces espèces banales, synonymes d'abandon et de manque d'entretien (ronces, orties, lierres), perturbent, aux yeux de l'aménageur comme du promeneur, l'harmonie de ce paysage (Planche photographique VII-3).



Photographie 1 : Cette friche arbustives au coeur de la plaine de Pierrelaye-Bessancourt réunit 10 des 14 espèces les plus rencontrées, dont les 6 premières : *Urtica dioica*, *Fraxinus excelsior*, *Rubus cæsius*, *Galium aparine*, *Hedera helix*, *Acer pseudoplatanus* et *Cratægus monogyn*a, auxquelles s'ajoutent *Geum urbanum*, *Corylus avellana*, *Sambucus nigra*.



Photographie 2 : Les petits bois qui parsèment nos terrains, ici sur les marges de la ville de Goussainville, constituent un exemple type de milieux où l'on trouve les espèces les plus courantes. Le lierre (*Hedera helix)* y est souvent très couvrant, la strate arborée est dominée par les érables sycomores (*Acer pseudoplatanus*) et les frênes (*Fraxinus excelsior*)



Photographie 3 : L'Ortie (*Urtica dioica*) prend un caractère envahissant dans des contextes de cultures intensives, aux sols chargés en nitrates, comme ici en Plaine de France.

Planche photographique VII-3 : La confusion paysagère produite par les espèces banalisées (F. Roussel 2014-2015).

7.1.4. Chorologie : une prédominance d'espèces autochtones couplée à une présence plus discrète d'espèces introduites, mais parfois envahissantes

7.1.4.1. Données d'ensemble

La base floristique en ligne issue du programme de recherche CATMINAT ("Catalogue des Milieux Naturels") en accès libre sur Internet[29] et portée par le biologiste Philippe JULVE

[29] http ://philippe.julve.pagesperso-orange.fr/catminat.htm

(1998) qui fonde son approche sur la phytosociologie, nous livre la chorologie des espèces collectées (figure VII-2).

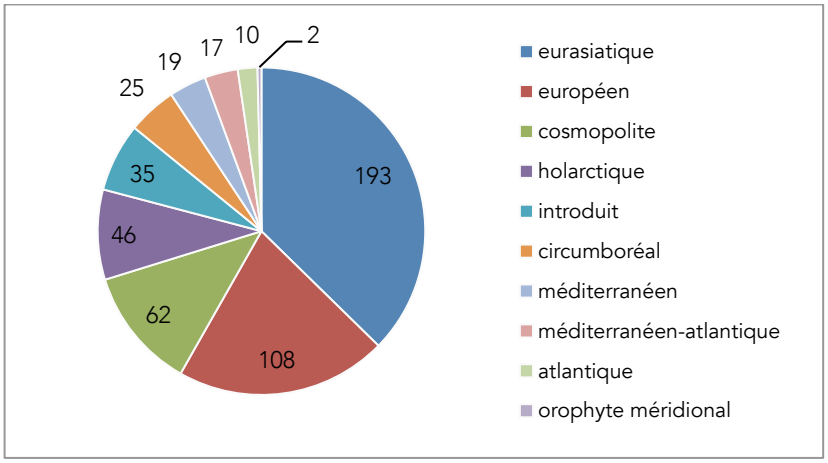


Figure VII-2 : Chorologie des 532 espèces collectées (nombre d'espèces ; F. Roussel).

12 % des espèces (dont l'Ortie) sont cosmopolites et confirment le poids des facteurs anthropiques dans la structuration de la flore des périphéries parisiennes, notamment la propension à favoriser des espèces plastiques sur le plan écologique, ce que sous entend la chorologie cosmopolite. Ceci est confirmé par le fait que 49 % des espèces ont une très large aire de répartition eurasiatique ou européenne dont la plupart des espèces très fréquentes. 16 % des espèces atteignent en Île-de-France leur limite méridionale (circumboréales ou holarctiques) ou orientale (atlantiques) sans que cela constitue une anomalie biogéographique. 7 % l'outrepassent à l'échelle continentale, ici les espèces d'origine méditerranéenne, peut-être en relation avec le milieu urbain. 7 % sont introduites et participent plus clairement encore à cette urbanisation du cortège floristique.

Le caractère invasif [30] reconnu à certaines espèces (MULLER 2004) revient souvent parmi les enjeux biologiques d'importance dans des contextes urbains (voir par exemple MOTARD *et al.* (2011) à propos de l'Ailante (*Ailanthus altissima*), MAUREL *et al.* (2010) concernant la Rénouée du Japon (*Reynoutria japonica*), ou TALLENT-HALSELL et WATT (2009) pour l'Arbre aux papillons (*Buddleja davidii*)). Nous dressons ici une liste des taxons introduits qui n'ont pas toutes, d'ailleurs, un caractère envahissant reconnu, en suivant les indications de CATMINAT. Sur les 35 espèces introduites, 10 n'ont été rencontrées qu'une seule fois et ne sont pas mentionnées dans le tableau[31].

[30] Il n'est pas central pour notre propos de revenir sur les polémiques entourant ce terme

[31] *Pseudotsuga menziesii, Quercus rubra, Acer saccharinum, Ficus carica, Prunus cerasus, Cotoneaster salsifolius, Artemisia verlotiorum, Ligustrum ovalifolium, Alcea rosea, Geranium striatum*

Tableau VII-4 : Chorologie des espèces introduites rencontrées plus d'une fois (F. Roussel).

Nom scientifique	Famille	Nom commun	Chorologie	Nombre d'observations
Robinia pseudacacia	Fabacées	Robinier faux acacia	Amérique du Nord	43
Solidago canadensis	Astéracées	Solidage du Canada	Amérique du Nord	31
Prunus serotina	Rosacées	Cerisier tardif	Amérique du Nord	21
Solidago gigantea	Astéracées	Solidage géant	Amérique du Nord	20
Reynoutria japonica	Polygonacées	Renouée du Japon	Asie Orientale	19
Aesculus hippocastanum	Hippocastanacées	Marronnier	Balkans	14
Œnothera biennis	Onagracées	Onagre bisannuelle	Amérique du Nord	13
Buddleja davidii	Scrophulariacées	Buddleia (« Arbre aux papillons »)	Asie	12
Epilobium ciliatum	Onagracées	Épilobe cilié	Amérique du Nord	11
Parthenocissus quinquefolia	Vitacées	Vigne vierge	Amérique du Nord	9
Prunus cerasifera	Rosacées	Myrobolan	Asie occidentale	8
Triticum aestivum	Poacées	Blé	Asie occidentale	7
Potentilla indica	Rosacées	Fraisier des Indes	Asie	6
Cornus sericea	Cornacée	Cornouiller soyeux	Amérique du Nord	5
Ailanthus altissima	Simaroubacées	Ailante	Asie Orientale	4
Lonicera pileata	Caprifoliacées	Chèvrefeuille à cupule	Asie Orientale	4
Cotoneaster lacteus	Rosacées	Cotonéaster laiteux	Asie Orientale	3
Phytolacca americana	Phytolaccacées	Raisin d'Amérique	Amérique du Nord	3
Senecio inaequidens	Astéracées	Séneçon du Cap	Afrique du Sud	3
Symphoricarpos albus	Caprifoliacées	Symphorine blanche	Amérique du Nord	3
Acer negeto	Acéracées	Érable negeto	Amérique du Nord	2
Erigeron annuus	Astéracées	Érigéron annuel	Amérique du Nord	2
Galinsoga parviflora	Astéracées	Galinsoga à petites fleurs	Amérique du Sud	2
Thuja sp	Cupressacées	Thuya	Amérique du Nord	2
Viburnum rhytidophyllum	Adoxacées	Viorne à feuilles ridées	Asie Orientale	2

Le caractère invasif n'est, en fait, reconnu que pour quelques espèces : le Robinier faux acacia (*Robinia pseudacacia*), le Solidage du Canada (*Solidago canadensis*), le Cerisier tardif (*Prunus serotina*), le Solidage géant (*Solidago gigantea*), la Renouée du Japon (*Reynoutria japonica*) – soit les cinq espèces les plus couramment rencontrées – mais aussi le Buddleia ou « arbre aux papillons » (*Buddleja davidii*), l'Ailante (*Ailanthus altissima*), le Raisin d'Amérique (*Phytolacca americana*) et le Séneçon du Cap (*Senecio inaequidens*). Les autres peuvent être

des espèces issues d'espaces verts tels le Marronnier (*Aesculus hippocastanum*), le Cornouiller soyeux (*Cornus sericea*), le Chèvrefeuille à cupule (*Lonicera pileata*), le Cotonéaster laiteux (*Cotoneaster lacteus*), la Symphorine blanche (*Symphoricarpos* albus) ou encore le Thuya (*Thuja* sp) et la Viorne à feuilles ridées (*Viburnum rhytidophyllum*). Elles débordent peu des lieux où elles ont été plantées. D'autres se sont naturalisées sans perturber outre mesure les équilibres en place telle l'Onagre bisannuelle (*Œnothera biennis*), l'Épilobe cilié (*Epilobium ciliatum*) ou le Fraisier des Indes (*Potentilla indica*).

7.1.4.2. Des espèces invasives qui prolifèrent dans des contextes rudéraux

La fréquence relative des espèces les plus rencontrées est importante : 17 % pour le Robinier (*Robinia pseudacacia*), 12 % pour le Solidage du Canada (*Solidago canadensis*) mais les pourtours de l'agglomération ne peuvent être résumés à ces espèces auxquelles on les associe parfois trop hâtivement. Les deux-tiers des relevés (151 sur 252) accueillent bien une espèce introduite mais 82 n'en possèdent qu'une seule. 9 relevés seulement en contiennent 4, un seul 5.

MULLER (2004) affirme à propos de la Renouée du Japon (*Reynoutria japonica*) : « [Elle] apparaî[t] donc davantage comme une conséquence plutôt qu'une cause des altérations du milieu naturel… » ce dont conviennent les écologues TEYSSEDRE et BARBAULT (2009) en lien avec le caractère généraliste des espèces invasives. C'est bien visible avec le Robinier (*Robinia pseudacacia*). S'il a été rencontré au sein de toutes les facettes paysagères étudiées, il est plus courant dans les contextes au cœur du tissu urbain : 5 des 7 relevés effectués au nord de la Plaine de Boissy, entre lotissements pavillonnaires, centre commercial et autoroute ; 6 des 9 relevés réalisés en aval de la vallée de Chevreuse dans les boisements de part et d'autre de la N118 sur la commune d'Orsay, au nord de la zone d'activité de Courtaboeuf . À l'inverse, il n'a été observé que 3 fois sur les 30 relevés effectués en amont de la vallée, à Bures-sur-Yvette, Gif-sur-Yvette ou Saint-Rémy-lès-Chevreuse. Sur les 17 relevés réalisés en forêt de Montmorency, le Robinier (*Robinia pseudacacia*) a été comptabilisé à trois reprises, en limite méridionale du massif forestier ou au sein d'une coupe forestière au stade arbustif.

De même, les dix relevés qui contiennent 4 ou 5 espèces introduites sont tous à proximité de la ville, sur des parcelles anthropisées, « altérées » dirait MULLER (2004), et possèdent tous au moins une espèce considérée comme invasive :

- Quatre sont situés dans le secteur de Pierrelaye-Montmorency-Oise (voir les pastilles rouges sur la carte VII-4) : un dans une friche buissonnante au contact immédiat de la

ville de Pierrelaye (les deux Solidages, l'Ailante, la Renouée du Japon s'y trouvent), deux sur les bords très aménagés de l'Oise à Auvers-sur-Oise (Buddleia, Renouée du Japon, Solidages, Ailante), un dernier sur une friche herbacée-arbustive sur les bords de l'autoroute A115 au nord de la Plaine de Boissy (Solidage du Canada).

- Trois se situent dans le secteur de la Vallée de Chevreuse (voir les pastilles rouges sur la carte VII-4) : une lisière forestière sur les coteaux de Gometz-le-Châtel au contact de prairies fauchées (Cerisier tardif, Robinier, Solidage du Canada), deux dans des boisements rudéraux à Gif-sur-Yvette et Bures-sur-Yvette en fond de vallée (Robinier, Solidage du Canada, Renouée du Japon).
- Trois autres enfin se situent dans le secteur de la Plaine de France : tous dans la zone du parc de la Patte d'oie à Gonesse (Renouée du Japon, Robinier, Solidage du Canada). Le relevé qui en comptabilise le plus grand nombre (en violet sur la carte VII-4) doit ce résultat, en plus de la présence du Cerisier tardif, à des espèces introduites non invasives, plantées (*Cornus sericea*) ou échappées de jardin (*Cotoneaster lacteus*, *Cotoneaster salsifolius*, *Viburnum rhytidophyllum*).

Les espèces invasives, quand elles sont présentes, ne sont pas nécessairement dominantes en nombre d'individus (voir la photographie n°3 de la planche photographique VII-3). À dire vrai, seuls quelques relevés les voient proliférer (voir les photographies n°1 et 2 de la planche photographique VII-4).



Photographie 1 : une parcelle de coupe forestière envahie par les jeunes robiniers (*Robinia pseudacacia*) sur le secteur du bois des grais sur les hauteurs de la vallée de la Mérantaise dans le secteur de la vallée de Chevreuse.

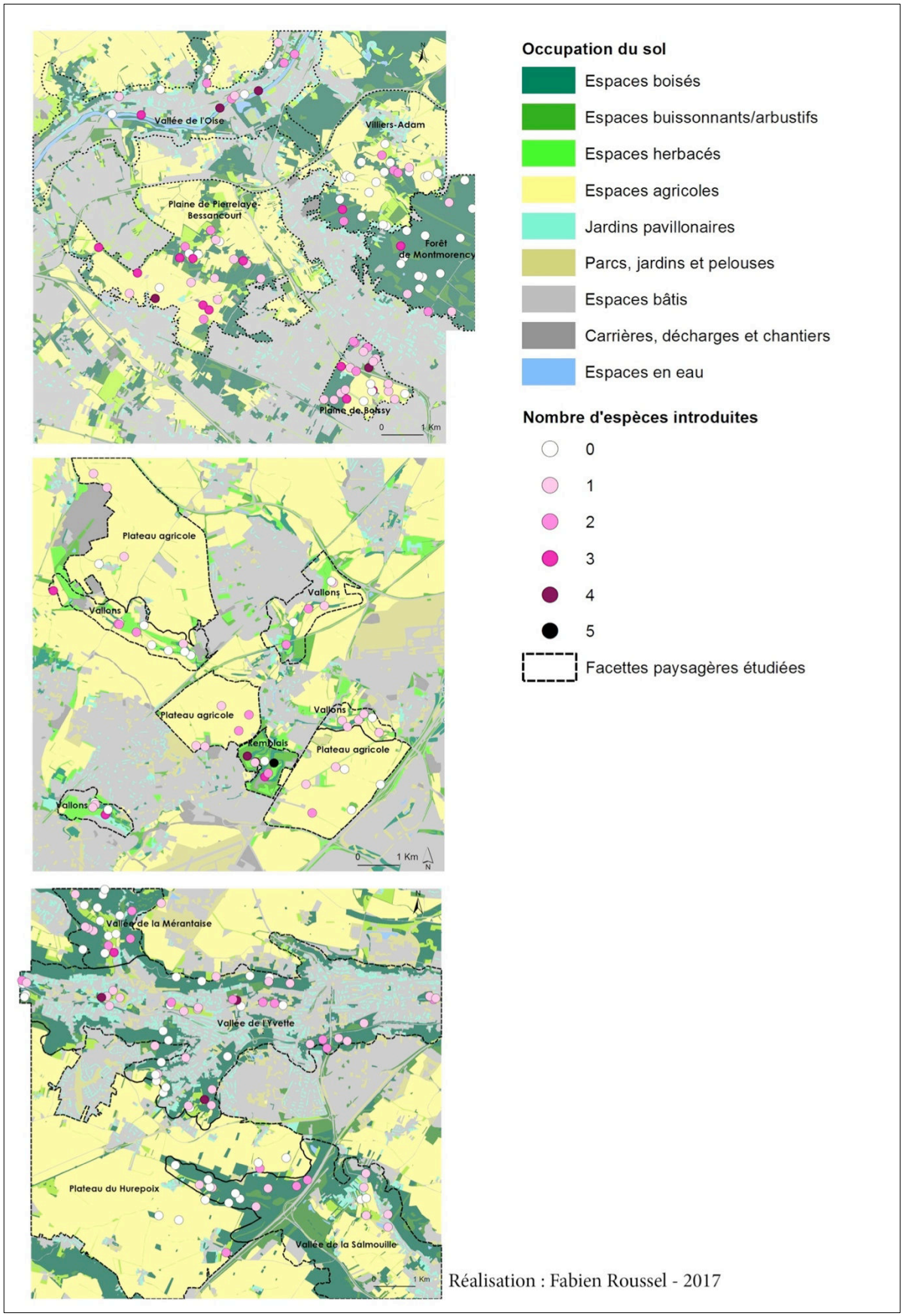


Photographie 2 : la Rénouée du Japon (*Reynoutria japonica)* créé d'imposants buissons, comme ici sur la commune de Villiers-Adam. Les arbustes qui émergent en arrière plan sont des robiniers (*Robinia pseudacacia*).



Photographie 3 : cette parcelle en herbe, délaissée, sur la commune de Gif-sur-Yvette réunit 4 des 5 espèces introduites les plus courantes, toutes considérées comme invasives sans que leur présence ne se fasse clairement ressentir dans le paysage : *Robinia pseudacacia*, *Solidago canadensis*, *Solidago gigantea*, *Reynoutria japonica*.

Planche photographique VII-4 : Exemples d'espaces végétalisés où l'on rencontre des espèces invasives (F. Roussel 2014-2015).



Carte VII-4 : Nombre d'espèces introduites par relevés sur les trois terrains d'étude (F. Roussel).

7.1.5. Le degré de rareté des espèces à l'échelle de l'Île-de-France

JAUZEIN et NAWROT (2011) ont qualifié la rareté des espèces à l'échelle de l'Île-de-France. Nous avons classé celles que nous avons rencontrées selon leur nomenclature (figure VII-3). Celle-ci est fondée sur un indice de présence des taxons parmi 1 318 communes ou entités assimilées, pondéré pour les communes les plus étendues.

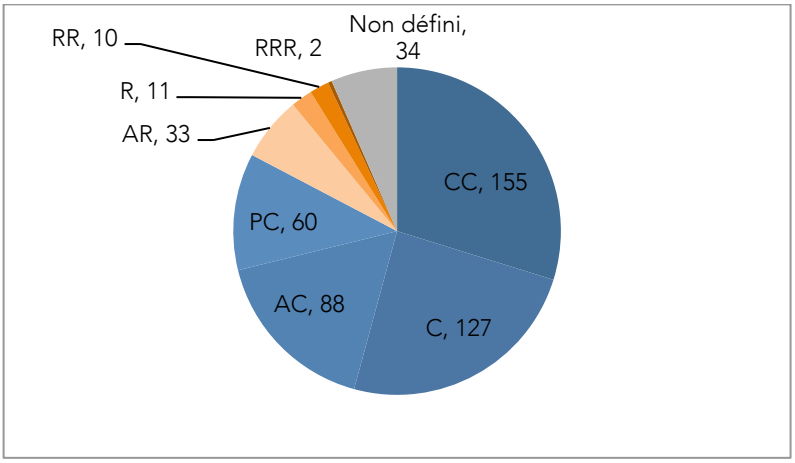


Figure VII-3 : Rareté des espèces collectées à l'échelle de l'Île-de-France : exceptionnel (RRR), très rare (RR), rare (R), assez rare (AR), peu commun (PC), assez commun (AC), commun (C), très commun (CC).

Tableau VII-3 : Liste des espèces rencontrées les plus rares : exceptionnel (RRR), très rare (RR), rare (R) (d'après la nomenclature de JAUZEIN et NAWROT, 2011).

Nom scientifique	Rareté (Île-de-France)	Fréquence (nb)	Fréquence (%)	Chorologie (CATMINAT)	Habitat (CATMINAT)
Carex digitata	RRR	1	0,4	eurasiatique	sous-bois herbacés médioeuropéens, planitiaires à montagnards
Catabrosa aquatica	RRR	1	0,4	circumboréal	cressonnières flottantes holarctiques
Atropa belladona	RR	1	0,4	européen	clairières vivaces médioeuropéennes, eutrophiles, mésohydriques, neutrophiles, pionnières
Carex rostrata	RR	3	1,2	holarctique	tremblants tourbeux primaires
Crepis bursifolia	RR	2	0,8	méditerranéen occidental	friches vivaces xérophiles, méditerranéennes, provençales
Crepis pulchra *	RR	2	0,8	méditerranéen	annuelles commensales des cultures sarclées basophiles, médioeuropéennes, mésothermes
Epilobium lanceolatum	RR	3	1,2	atlantique	éboulis médioeuropéens, acidophiles, planitiaires-collinéens
Isopyrum thalictroides *	RR	1	0,4	atlantique	sous-bois herbacés médioeuropéens, basophiles, hygrophiles à mésohygrophiles
Ranunculus nemorosus *	RR	12	4,8	orophyte méridional	éboulis médioeuropéens, basophiles
Rumex patientia	RR	1	0,4	européen oriental	friches vivaces médioeuropéennes, eutrophiles, mésohydriques, héliophiles

Sisymbrium altissimum	RR	1	0,4	européen oriental	friches annuelles vernales à préestivales, subnitrophiles à nitrophiles, médioeuropéennes, des sols à texture fine à moyenne
*Trifolium ochroleucon**	RR	1	0,4	européen	pelouses basophiles médioeuropéennes occidentales, mésohydriques
Alcea rosea	R	1	0,4	introduit (Asie)	friches vivaces mésoxérophiles, subméditerranéennes
Carex echinata	R	2	0,8	holarctique	tourbières basses médioeuropéennes à boréo-subalpines, acidophiles
Elytrigia campestris	R	1	0,4	méditerranéen-atlantique	friches vivaces rudérales pionnières, mésoxérophiles, médioeuropéennes
Lamium maculatum	R	6	2,4	eurasiatique	ourlets externes médioeuropéens, eutrophiles, mésohydriques
Ononis spinosa	R	2	0,8	européen	pelouses basophiles médioeuropéennes occidentales, mésohydriques
Petasites hybridus	R	4	1,6	eurasiatique	mégaphorbiaies eutrophisées, montagnardes, médioeuropéennes plutôt orientales
Prunus cerasus	R	1	0,4	introduit (Asie occ.)	fourrés arbustifs médioeuropéens, planitiaires-montagnards, méso à eutrophiles
Rostrata cristata	R	1	0,4	méditerranéen	tonsures annuelles basophiles, aéroxérophiles, thermophiles, mésoméditerranéennes, de l'intérieur des terres
Sisymbrium loeselii	R	1	0,4	européen méridional	friches annuelles vernales à préestivales, subnitrophiles à nitrophiles, médioeuropéennes, des sols à texture fine à moyenne
Vaccinium myrtillus	R	4	1,6	eurasiatique septentrional	landes psychrophiles laurasiennes
*Vicia varia**	R	4	1,6	méditerranéen	annuelles commensales des cultures basophiles

* La détermination de ces espèces n'a pu être faite avec certitude. Elles sont mentionnées mais n'ont pas été intégrées aux commentaires de ce paragraphe.

Quand certaines de ces espèces renvoient à des habitats rares, d'autres croissent dans des milieux assez communs. De même, quand certaines espèces connaissent un déclin, d'autres connaissent des dynamiques positives. De ce fait, la projection cartographique des relevés en fonction du nombre d'espèces rares, ne renvoie pas à une logique spatiale clairement lisible.

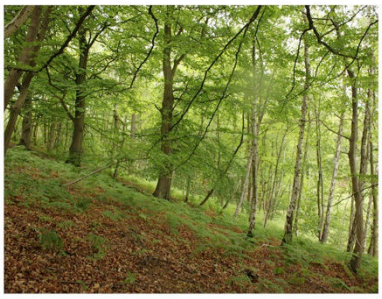
Les deux espèces rencontrées classées « exceptionnelles » (RRR, recensées dans 1 à 6 entités communales sur les 1318 par JAUZEIN et NAWROT(2011)) sont fragiles : la Laîche digitée (*Carex digitata*), essentiellement présente en forêt de Fontainebleau à l'échelle de l'Île-de-France, très sensible à l'exploitation forestière (*Ibid.*) et rencontrée dans une petite clairière des coteaux boisés de la vallée de l'Oise ; le Catabrose aquatique (*Catabrosa aquatica*), très sensible aux drainages des prairies ou à la rectification des cours d'eau, restreinte aux milieux humides de la vallée de l'Yvette d'après Jauzein et Nawrot (*op. cit.*) mais rencontrée sur une

zone humide à Roseau commun (*Phragmites australis*) sur les bords du Crould au nord de Gonesse en Plaine de France.

Parmi les 10 espèces classées très rares (RR, recensées dans 7 à 19 entités communales), la Laîche à ampoules (*Carex rostrata*), espèce hygrophile, a elle aussi des exigences spécifiques, en lien avec des habitats rares dans le contexte francilien : on la trouve sur des substrats tourbeux pauvres en éléments nutritifs, où elle peut pâtir de l'eutrophisation. Rencontrée en vallée de Chevreuse, comme identifié par Jauzein et Nawrot (*op. cit.*). Il en va de même pour la Laîche étoilée (*Carex echinata*) classée rare. Le Pétasite hybride (*Petasites hybridus*) affectionne d'autres types de milieux humides, riches en nutriments, bourrelets alluviaux ou mégaphorbiaies. La myrtille (*Vaccinium myrtillus*) est quant à elle circonscrite aux landes sur des substrats superficiels à mésoclimats froids, au dessus de 180m : elle ne se rencontre que sur la butte de Montmorency, où nous l'avons observés, et sur les buttes du Vexin.



Photographie 1 : Prairie humide en vallée de Chevreuse, sur les bords de l'Yvette où ont été observés la Laîche à ampoules (*Carex rostrata*) et la Laîche étoilée (*Carex echinata*)



Photographie 2 : L'une des quatre stations où nous avons relevé la présence de la Myrtille (*Vaccinium myrtillus*). Il s'agit du versant Nord de la butte de Montmorency, à une altitude de 180m environ dans un contexte de lisière forestière interne.

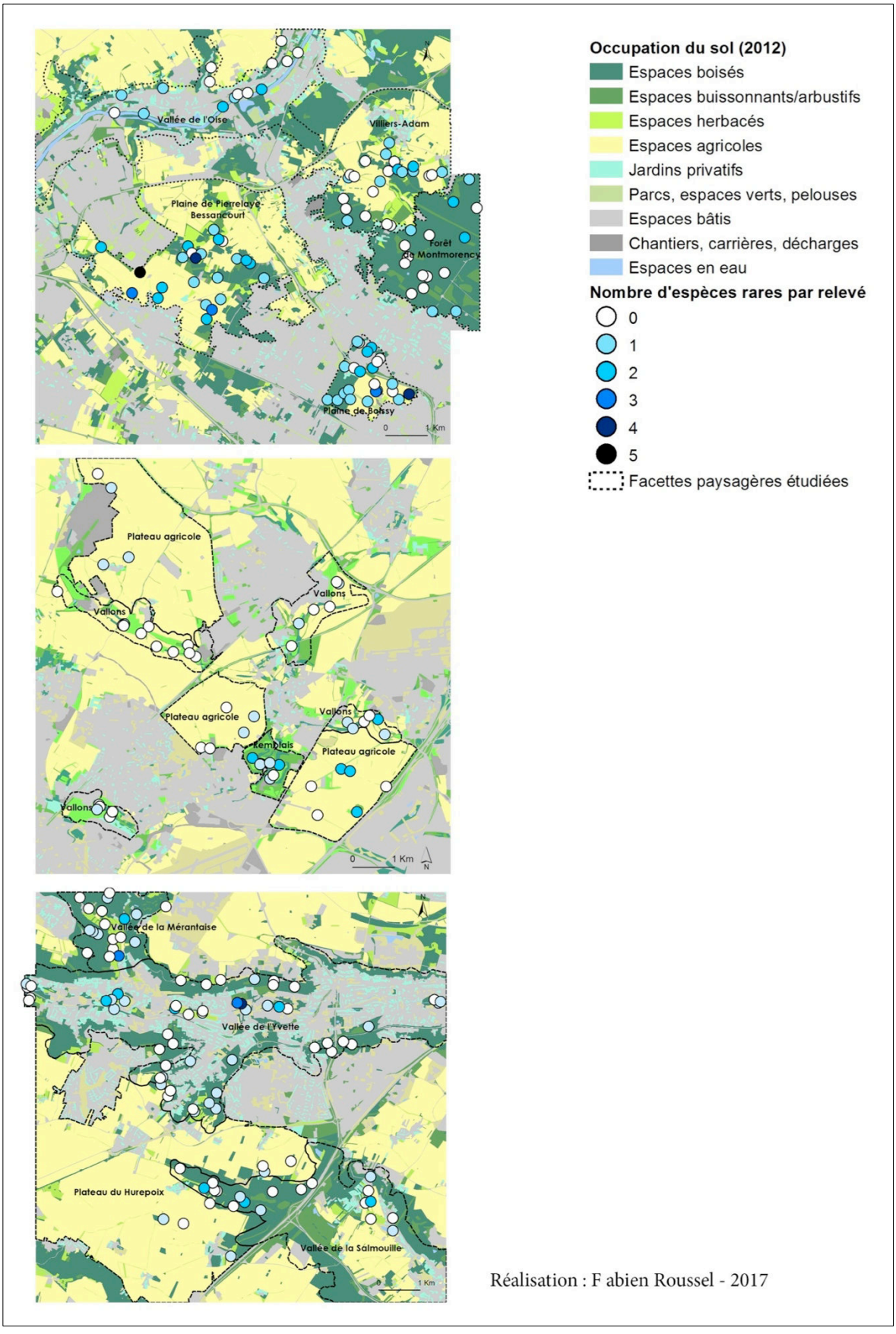


Photographie 3 : Le Pétasite hybride (*Petasites hybridus*) a notamment été rencontré sur les bords de cet étang aménagé sur la commune de Marcoussis dans la vallée de la Salmouille.

Planche photographique VII-5 : Trois sites de relevés où ont été observées des espèces classées rares à l'échelle de l'Île-de-France (F. Roussel 2014-2015).

A l'inverse, nombre d'espèces ici évoquées croissent dans des milieux ordinaires dans le contexte francilien : la Belladone (*Atropa belladona*) par exemple, peu répandue en Île-de-France, est présente dans les clairières vivaces et les lisières forestières. Il en va de même pour les friches mésophiles dans lesquelles se rencontre la Patience des moines (*Rumex patientia*), subspontanée dans le contexte francilien. Le Crépis à feuille de capselle (*Crepis bursifolia*) s'étend, quant à lui, en provenance de la méditerranéen, facilitée par son caractère rudéral : friches xérophiles, gazons dégradés, enrochements sont ses habitats de prédilection. De manière plus significative encore, le Sisymbre élevé (*Sisymbrium altissimum*), amateur des friches urbaines, est présent dans le cœur urbain de l'agglomération parisienne. Les habitats

des espèces suivantes, classées rares, sont également communs : friches rudérales pour le Chiendent des champs (*Elytrigia campestris*), eurasiatique, ou le Sisymbre de Loesel (*Sisymbrium loeselii*) d'origine européenne méridionale, quand la Rose trémière (*Alcea rosea*), introduite, est une échappée de jardin. Pour les cinq dernières espèces citées, c'est bien le contexte anthropique, voire urbain, qui joue en leur faveur et les engage dans leur installation dans de nouveaux lieux.



Carte VII-5 : Nombre d'espèces rares par relevés sur les trois terrains d'étude (F. Roussel).

7.2. Approche de la biodiversité par les indices

7.2.1. Richesse, équitabilité, disparité et autres paramètres

Il existe de nombreux indicateurs pour mesurer la diversité biologique. La littérature scientifique sur le sujet s'entend néanmoins pour rendre compte de trois aspects bien distincts : la richesse, l'équitabilité et la disparité (MARCON 2016). Le premier a trait au nombre d'espèces différentes au sein d'un même relevé, le second prête attention à la proportion de chaque espèce au sein d'un même relevé, le dernier enfin observe la différence entre les espèces selon qu'elle sont de genres ou de familles différentes. Si nous n'avons pas fait le décompte des individus de chaque espèce sur chaque station, le critère d'équitabilité a pu être appréhendé de manière qualitative avec les espèces dominantes.

Certains chercheurs ont développé des indices synthétiques rendant compte de la biodiversité en intégrant de multiples paramètres. L'un des plus élaboré est l'indice d'intérêt floristique (IFI en anglais) (MURATET *et al.* 2008) qui associe dans une même formule la richesse relative du relevé (Rich.), la typicité relative des espèces (Typ.), le degré relatif d'indigénat des espèces (Ind.), son niveau de rareté relatif (Rar.) enfin :

$$IFI = 1/4(Rich/Rich_{max}+Typic/Typic_{max}+Ind/Ind_{max}+Rar/Rar_{max})$$

Les auteurs de l'indice l'ont appliqué sur le département des Hauts-de-Seine, dans un contexte géographique similaire au notre, bien que plus proche du cœur de l'agglomération parisienne. La mise en application de l'IFI ne nous a cependant pas semblé aller de soi dans notre contexte de recherche, dans lequel il s'agit de porter un regard nouveau sur les attentes environnementales portées par des espaces encore mal identifiés et variables sur le temps court.

Certaines des quantifications auxquelles recourt l'indice nous semblent en outre faire débat. Ainsi, la question de l'indigénat des espèces est-elle loin d'être toujours tranchée. L'indigénat a été défini à partir des informations floristiques du Conservatoire Botanique National du Bassin Parisien (CBNBP). Une seule nuance a été faite, opposant les espèces indigènes aux espèces naturalisées. Mais où commence l'un et où s'arrête l'autre ? Pour le CBNBP (FILOCHE *et al.* 2014), le statut d'indigénat est valable pour les plantes présentes avant 1492, date repère où le grand brassage mondial des taxons est sensé avoir débuté. Ce qui vient après est donc naturalisé. Si l'on s'en tient à l'indice, il faut donc qu'une espèce soit présente

depuis plus de 500 ans pour prétendre influer sur le niveau d'intérêt floristique d'une station. On sait le caractère très polémique du terme invasif appliqué aux plantes exotiques (LEVEQUE *et al.* 2012), certains y voyant une richesse (CLEMENT 2014) quand d'autres y voient un risque (MULLER 2004). Que dire alors quand il faut 500 années à une espèce pour prétendre être locale ? Et la durée augmente ! Combien d'années les érables planes et sycomores, omniprésents dans nos paysages et de longue date spontanés sur une bonne partie du territoire français, devront-ils attendre pour contribuer à l'intérêt floristique d'une station ? Par ailleurs, mettre sur le même plan des espèces qui ne correspondent pas du tout aux mêmes dynamiques paysagères ni dans le temps, ni dans l'espace peut prêter à débat. En quoi les espèces naturalisées du XVI^{e} siècle sont-elles comparables avec celles du début du XX^{e} siècle ? Les logiques sont-elles semblables ? Les paysages produits relèvent-ils de dynamiques similaires ? Autant d'interrogations qui expriment nos doutes sur la pertinence des chiffres entrés pour constituer l'IFI.

Ensuite, la question de la typicité se réfère au type d'habitat dans lequel une espèce est présente. Moins elle concerne d'habitats plus elle est typique. Pour intégrer cette valeur, il faut connaître au préalable lesdits habitats. Dans l'article paru en 2008, la référence était faite *a priori* au *Guide des groupements végétaux de la Région parisienne* (BOURNERIAS *et al.* 2001). La réalisation de relevés botaniques est plutôt partie de l'objectif d'affiner notre connaissance sur les combinaisons d'espèces concrètement rencontrées sur le terrain plutôt que de chercher à les forcer à coller à des types préétablis. Dans le contexte urbain où l'hybridation voire l'émergence d'habitats nouveaux, et conséquemment de groupements végétaux nouveaux, est la règle (voir chapitre 9), l'ambition paraît valide et mérite qu'on tente d'analyser les stations floristiques avant de leur attribuer un qualificatif.

7.2.2. La richesse floristique

Une première approche de la diversité biologique observée à l'échelle de chaque relevé consiste à comptabiliser le nombre d'espèces. Cette indication simple donne un aperçu de la richesse floristique rencontrée. En moyenne, 31 espèces ont été collectées par relevé. Un premier niveau d'analyse consiste à ramener cette moyenne à l'échelle des trois terrains d'étude en la mettant en perspective de la gamme des valeurs obtenues sur l'ensemble des relevés de chacun des terrains (figure VII-4). La diversité rencontrée augmente régulièrement du premier terrain jusqu'au troisième, médiane et moyenne s'accordant assez bien : pour le

secteur de Pierrelaye-Montmorency-Oise nous avons obtenu en moyenne 26 espèces par relevé, pour celui de la Plaine de France, une moyenne de 32 espèces et pour le secteur de la vallée de Chevreuse une moyenne de 36 espèces.

Pour mémoire, le secteur de Pierrelaye-Montmorency-Oise a été retenu pour son hétérogénéité spatiale, celui de la Plaine de France pour la prédominance de l'occupation agricole, celui de l'Yvette pour la présence d'une vallée bien marquée dans la topographie. Ce dernier présente les valeurs les plus disparates : le nombre d'espèces rencontrées par relevé varie de 9 à 82. Celui de la Plaine de France présente le profil le plus homogène avec une fourchette de valeurs s'échelonnant entre 16 et 54 espèces par relevé. Le premier terrain est un peu plus étendu (entre 6 et 55).

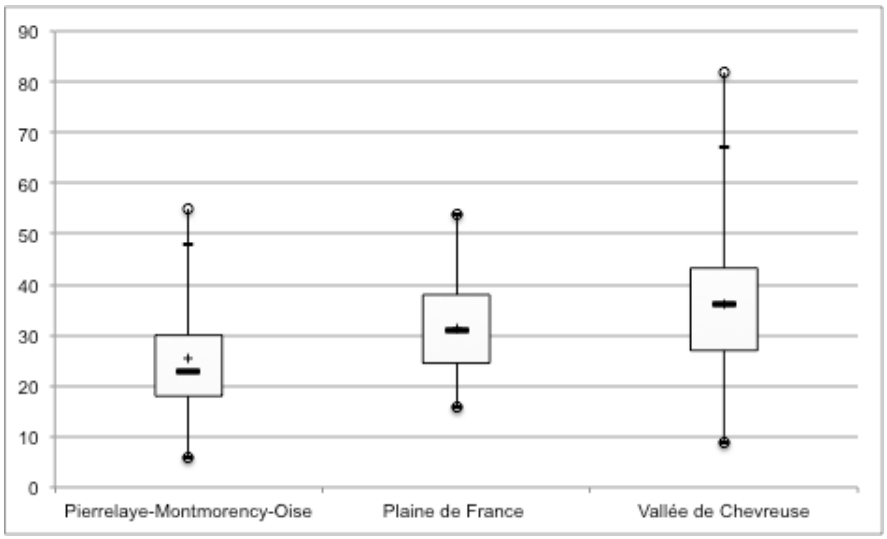


Figure VII-4 : Richesse floristique selon le type de terrain (F. Roussel). *La moyenne est représentée par le signe « + » ; la médiane par la barre noire ; les boites délimitent les quartiles 1 et 3 ; les extrémités inférieures et supérieures des moustaches sont représentées par les petits tirets noirs ; les valeurs extrêmes sont représentées par les bulles blanches ; la bulle blanche isolée constitue une valeur atypique.*

Un premier niveau de lecture consisterait donc à dire que le premier terrain est le moins diversifié, le second le plus homogène, le troisième le plus diversifié. Cela rejoint certaines conclusions déjà tirées par ailleurs : les secteurs agricoles favorisent l'homogénéité floristique alors que les secteurs de vallée de par la variété topographique qu'ils offrent sont les plus diversifiés. Cependant, le critère de l'hétérogénéité spatiale devrait produire également de la diversité si l'on suit les règles généralement admises en écologie du paysage. Ce n'est pas le cas ici. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées. Tout d'abord, ce terrain était le premier, celui où nous avons initié les méthodes et techniques de collecte. Il a pu en résulter une moindre

efficacité de notre part dans la collecte et la détermination des espèces. Il faut noter cependant des valeurs supérieures qui ne déparent pas avec le second terrain. Deuxième hypothèse, l'hétérogénéité mesurée dans le secteur de la vallée de l'Yvette est assez proche de celle du premier secteur (l'indice de Shannon indique 1,1147 pour ce dernier contre 1,0824 pour celui de l'Yvette, voir chapitre 5) : il y a donc bien une forme d'hétérogénéité qui joue en faveur du dernier secteur. En outre, si le premier terrain présente un paysage de vallée avec l'Oise, celui-ci est davantage urbanisé que le celui de la vallée de l'Yvette qui donne à voir davantage de diversité dans les types d'habitats. Dernière hypothèse, la présence de la forêt de Montmorency joue en la défaveur du premier secteur : les relevés réalisés sur ce territoire étant particulièrement peu fournis en espèces. Un deuxième niveau d'évaluation, à l'échelle des facettes paysagères permet de valider ces pistes ou non. La figure VII-5 montre les valeurs obtenues pour chaque facette retenue dans l'échantillonnage.

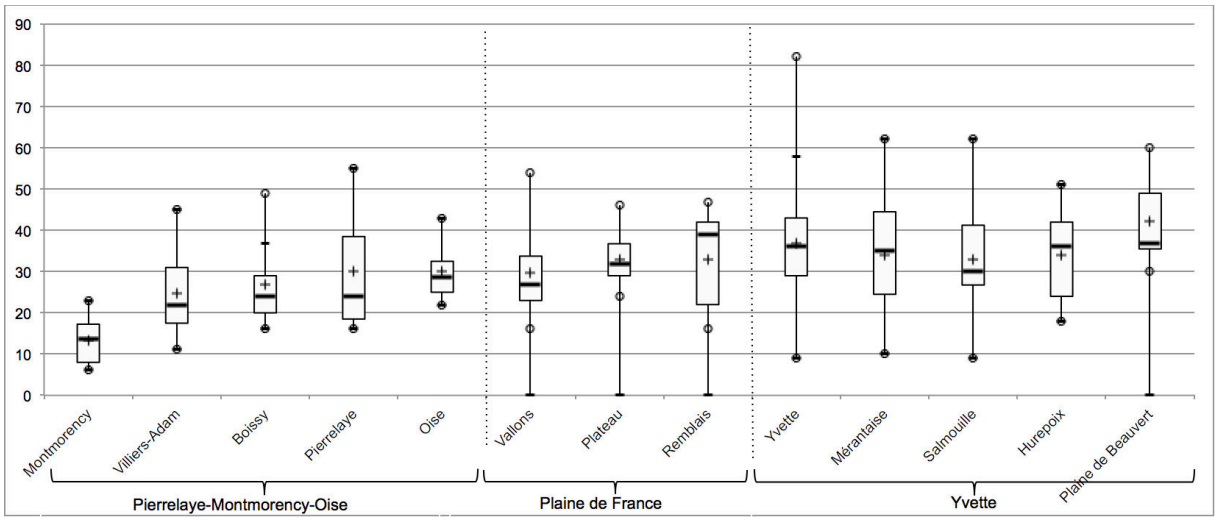


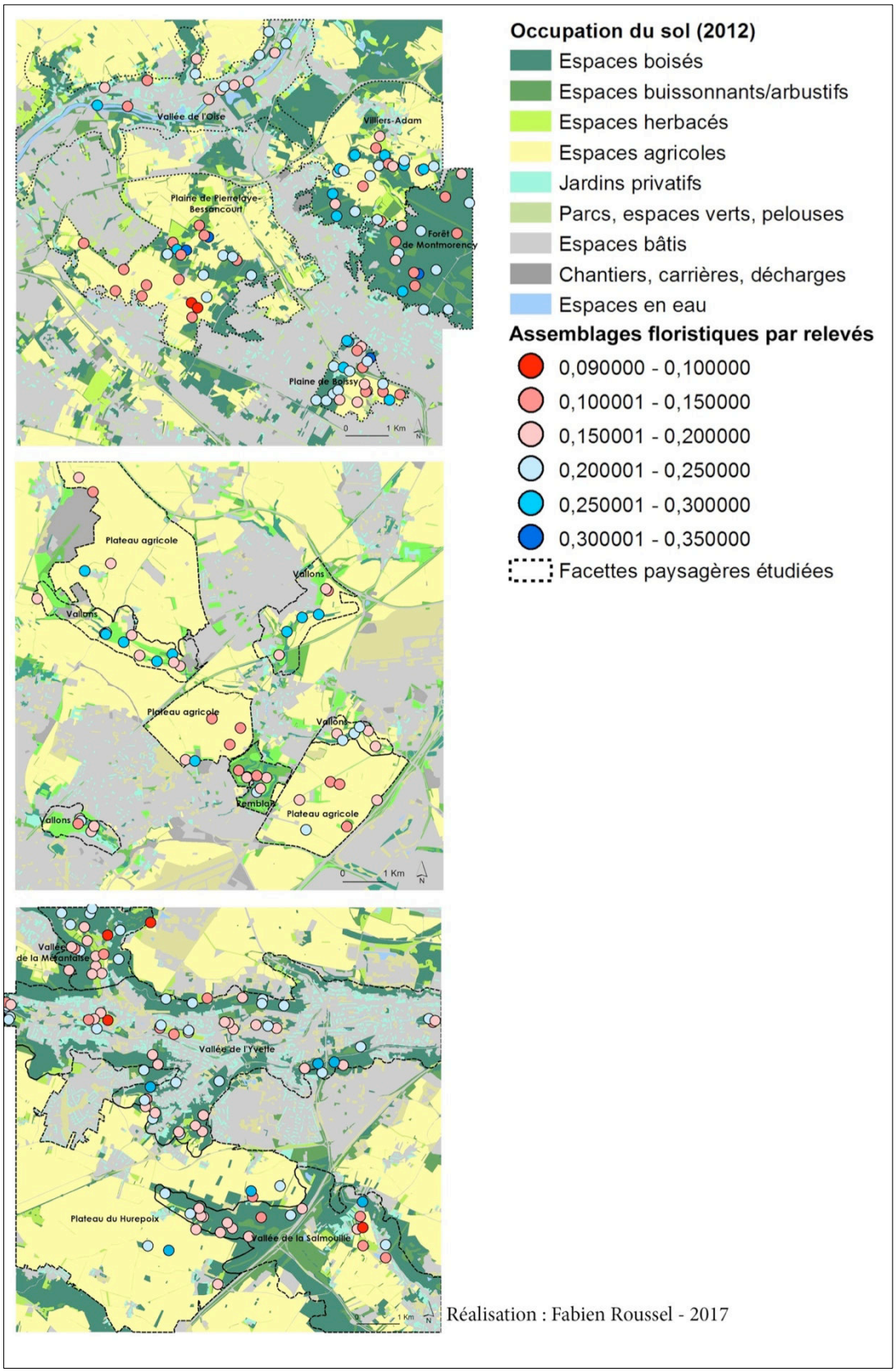
Figure VII-5 : Richesse floristique selon les facettes paysagères (F. Roussel). *La moyenne est représentée par le signe « + » ; la médiane par la barre noire ; les boites délimitent les quartiles 1 et 3 ; les extrémités inférieures et supérieures des moustaches sont représentées par les petits tirets noirs ; les valeurs extrêmes sont représentées par les bulles blanches ; la bulle blanche isolée constitue une valeur atypique.*

La figure VII-5 confirme certaines de nos hypothèses. Les relevés réalisés en forêt de Montmorency sont ainsi particulièrement peu diversifiés en espèces. Aucune autre facette paysagère n'obtient des valeurs similaires, le niveau supérieur de la boite de ce territoire ne rejoignant pas le niveau inférieur d'autres boites. Cette facette montre son originalité également par son caractère très homogène. L'écart-type y est faible. D'autres ont un profil similaire, c'est à dire relativement homogène, avec cependant une diversité plus grande : celle de la Plaine de Boissy (pour lequel un nombre atypique supérieur est cependant observable),

de la vallée de l'Oise, du plateau agricole de la Plaine de France. À l'inverse, la plupart des autres facettes présente une plus grande dispersion des valeurs, en écho à une plus grande hétérogénéité spatiale et floristique : c'est en particulier visible pour la Plaine de Pierrelaye, la zone de remblais à Gonesse, la vallée de la Mérantaise, de la Salmouille, le plateau du Hurepoix. Ces entités sont très hétérogènes en termes de valeurs, indiquant ici une hétérogénéité floristique plus forte. Pour celles-ci, il semble indispensable de différencier des sous-ensembles, en considérant des types d'habitats.

7.2.3. Rareté des assemblages floristiques

Une évaluation de la rareté des espèces a été réalisée sur l'ensemble des observations en se focalisant sur la fréquence d'une espèce, ce qui nous donne une valeur comprise entre 0 et 1, soit une espèce qui serait présente dans 252 cas sur 252. Ainsi, par exemple, l'Ortie présente dans 151 relevés a une fréquence de 151/252 soit 0,6. À l'inverse, la Linaire élatine (*Kickxia elatine*) présente dans un seul cas possède une fréquence de 1/252 soit 0,004. Ces calculs sont redondants avec le classement établi précédemment (voir tableau VII-4). Ici, nous avons calculé la moyenne obtenue pour chaque site de façon à faire ressortir les assemblages les plus rares par rapport aux plus courants. La moyenne pour l'ensemble des relevés est de 0,198. Le maximum, de 0,346, soit la communauté végétale supposée la plus ordinaire (voir photographie 1 de la planche photographique VII-5), est atteint par un relevé réalisé au nord de la Plaine de Pierrelaye dans un boisement très ouvert où l'on retrouve 10 des 14 espèces les plus rencontrées, dont les 7 premières (voir tableau VII-4). Le minimum est de 0,092 soit en théorie la communauté végétale la plus originale. Deux relevés sont dans ce cas. L'un d'entre eux a été réalisé au sud de la Plaine de Pierrelaye, sur un chemin herbacé, l'autre sur les hauteurs de la vallée de Chevreuse dans une friche agricole en bordure du plateau de Saclay. Ces deux relevés ne contiennent aucune des espèces les plus présentes, sans que des espèces particulièrement rares ne les composent. Leur caractère très anthropique est frappant.



Carte VII-6 : Assemblages floristiques par relevés sur les trois terrains d'étude (F. Roussel).



Photographie 1 : Chemin agricole herbacé en Plaine de Pierrelaye - Source : FR 2014



Photographie 2 : Jachère sur le plateau de Saclay - Source : FR 2015.

Planche photographique VII-6 : Deux sites présentant des assemblages floristiques rares (F. Roussel 2014-2015).

Un autre relevé réalisé sur la commune de Gif-sur-Yvette obtient le score de 0,093 (voir photographie 2 de la planche VII-6). Sur les 51 espèces qui le composent, 14 espèces sont présentes moins de 5 fois au total, dont trois une seule fois seulement. Son caractère de rareté est donc plus affirmé.

Nous avons appliqué cette logique aux facettes paysagères étudiées en séparant au sein de certaines facettes des sous-ensembles relatifs à des milieux différenciables par la topographie ou l'occupation du sol : les coteaux de la vallée de Chevreuse par opposition au fond de vallée, de la même manière pour la vallée de l'Oise, l'amont de la vallée de la Salmouille par rapport à l'aval, la partie boisée de la plaine de Pierrelaye par rapport à sa partie agricole et enfin, la partie agricole de la Plaine de Boissy par rapport à sa partie urbanisée.

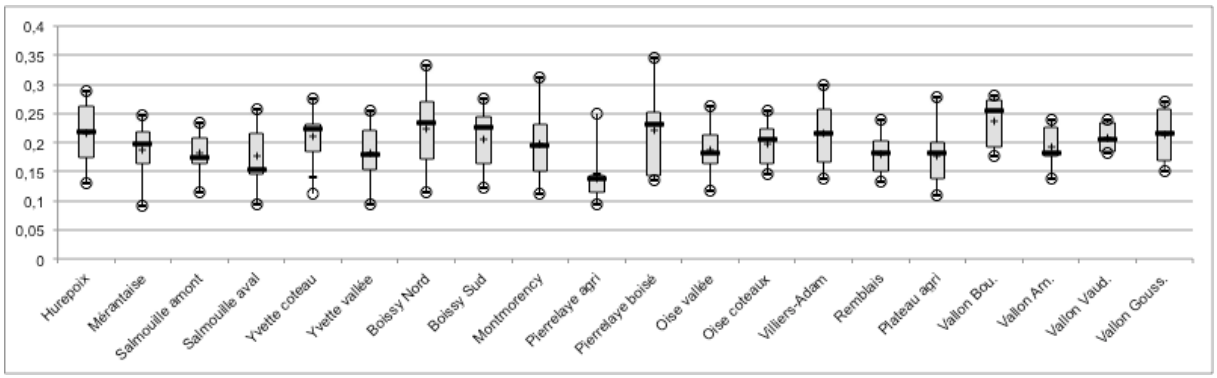


Figure VII-6 : Indices de rareté par facette paysagères et sous-ensembles (F. Roussel). *La moyenne est représentée par le signe « + » ; la médiane par la barre noire ; les boites délimitent les quartiles 1 et 3 ; les extrémités inférieures et supérieures des moustaches sont représentées par les petits tirets noirs ; les valeurs extrêmes sont représentées par les bulles blanches ; la bulle blanche isolée constitue une valeur atypique.*

La plaine de Pierrelaye ressort à double titre : elle possède à la fois les stations les plus originales dans la partie agricole et les stations les plus ordinaires dans le secteur boisé. Ce dernier secteur cependant est très hétérogène comme en atteste l'étendue de la boite à moustache : des assemblages plus rares s'y trouvent également.

Les secteurs de la Plaine de Boissy, de Villiers-Adam, des vallons en Plaine de France de même que le plateau agricole du Hurepoix sont aussi marqués par des stations aux assemblages assez courants, tous possédant un indice supérieur à 0,21. Aucun ne s'approche véritablement par contre du secteur agricole de Pierrelaye. De façon générale, les formations arborées sont plus ordinaires en comparaison des formations herbacées, aux assemblages plus variés.

De telles évaluations cachent en vérité de nombreuses nuances et ne disent rien des caractéristiques écologiques des relevés. Pour cela, nous avons observé la sensibilité des espèces à certains paramètres édaphiques et climatiques.

7.3. La diversité écologique de la flore de la Ceinture verte

7.3.1. Étude de la sensibilité des espèces par rapport aux paramètres édaphiques et climatiques

7.3.1.1. Présentation des données

La flore de France a fait l'objet d'une évaluation au sein du programme CATMINAT concernant la sensibilité des espèces face à un certain nombre de paramètres écologiques de chaque espèce (JULVE 1998). Nous en avons extrait la base de données « végétation » (« baseveg »). Neuf indicateurs y sont étudiés. La sensibilité des espèces par rapport à chaque indicateur est évaluée sur une échelle de 1 à 9. Une première restriction que l'on peut faire sur ces indicateurs tient au fait qu'ils ne permettent pas de mesurer l'amplitude écologique des espèces vis-à-vis des paramètres considérés et, par conséquent, ne permettent pas de distinguer les espèces à large amplitude écologique.

Quatre indicateurs sont liés au climat (tableau VII-6) et cinq autres sont liés aux sols (tableau VII-7). Le tableau VII-6 montre que les indicateurs climatiques portant sur la température, l'humidité atmosphérique et la continentale sont davantage construits sur des indications chorologiques que sur les relations des espèces au climat général. Dans un espace aussi faiblement différencié vis-à-vis de ce climat général que l'Île-de-France, ils nous

renseigneront surtout sur le caractère de carrefour botanique qu'un espace fortement urbanisé peut être, permettant à des espèces originaires de climats variés de s'acclimater.

En ce qui concerne les indicateurs édaphiques (tableau VII-7), certains termes utilisés par le programme CATMINAT méritent par ailleurs clarifications. Ainsi, le «niveau trophique » qualifie t-il la quantité de nutriments dont a besoin la plante pour se nourrir et croître. Plus l'échelle de valeur est élevée (9), plus elle est exigeante, plus est basse, moins la plante a de besoins. L'échelle de valeur de l'indicateur « matière organique » désigne quant à elle la quantité de matière organique contenue dans l'humus, et donc la rapidité de sa décomposition. Plus la valeur est faible, plus la matière organique se décompose rapidement (humus de type mull carbonaté avec une valeur de 2), voire est absente (lithosol avec une valeur de 1), plus elle est forte, plus elle se décompose lentement (humus de type mor (valeur de 6), voire des sols purement constitués de matière organique telle que la tourbe avec une valeur de 9). La texture renvoie quant à elle à la granulométrie : des particules fines (argile avec une valeur de 1) aux éléments grossiers (roches, dalles avec des valeurs respectives de 8 et 9) en passant par les sables grossiers et les graviers (avec des valeurs respectives 5 et 6).

Tableau VII-4 : Echelle des valeurs indicatrices écologiques d'ordre climatique (F. Roussel, d'après JULVE 1998).

Echelle de valeur	**Lumière**	**Température**	**Humidité atmosphérique**	**Continentalité**
1	hypersciaphiles	alpines à nivales altiméditerranéennes	aéroxérophiles	marines à maritimes
2	sciaphiles	subalpines oroméditerranéennes	intermédiaires	hyperocéaniques
3	intermédiaires	montagnardes	aéromésoxérophiles	océaniques
4	hémisciaphiles	collinéennes psychroatlantiques	intermédiaires	subocéaniques
5	intermédiaires	planitiaires à montagnardes	aéromésohydriques	intermédiaires
6	hémihéliophiles	planitiaires thermophiles thermoatlantiques thermocontinentales subméditerranéennes supraméditerranéennes	intermédiaires	précontinentales
7	intermédiaires	euryméditerranéennes méditerranéo-atlantiques	aéromésohygrophiles	subcontinentales
8	héliophiles	mésoméditerranéennes	intermédiaires	continentales
9	hyperhéliophiles	thermoméditerranéennes à subdésertiques	aérohydrophiles	hypercontinentales

Tableau VII-5 : Echelle des valeurs indicatrices écologiques d'ordre édaphique (F. Roussel, d'après JULVE 1998).

Echelle de valeur	**Réaction (pH)**	**Humidité**	**Texture**	**Niveau trophique**	**Matière Organique**
1	hyperacidophiles	hyperxérophiles	argile	hyperoligotrophiles	lithosol arénosol
2	acidophiles	perxérophiles	intermédiaire	oligotrophiles	mull carbonaté
3	intermédiaires	xérophiles	limon	intermédiaires	mull actif
4	acidoclines	mésoxérophiles	sable fin	mésooligotrophiles	mull acide
5	intermédiaires	mésohydriques	sable grossier	mésotrophiles	moder
6	neutroclines	mésohygrophiles	graviers	mésoeutrophiles	mor hydromor xéromor
7	neutrophiles	hygrophiles	galets	intermédiaires	ranker tangel
8	basophiles	hydrophiles	blocs fentes des parois	eutrophiles	anmoor gyttja
9	hyperbasophiles	amphibies saisonnières	dalle	polytrophiles	tourbe

Quoiqu'il en soit des limites des indicateurs fournis par CATMINAT, on peut tenter de les utiliser pour donner la tendance écologique du cortège d'espèces qui composent les relevés.

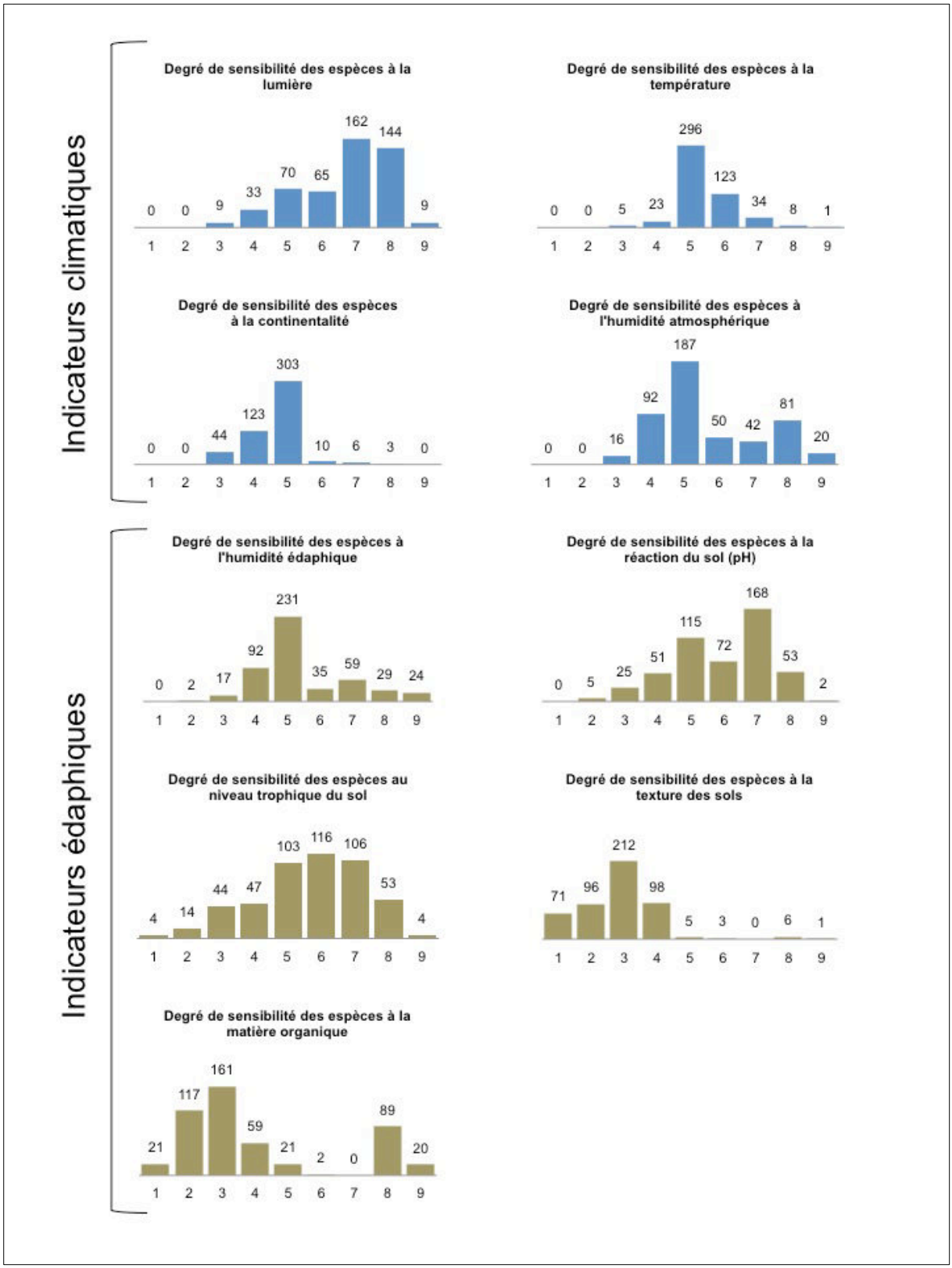


Figure VII-7 : réponse des espèces collectées aux indicateurs écologiques (F. Roussel, d'après la base de donnée CATMINAT)

7.3.1.2. Une flore de climat tempéré océanique avec une proportion forte d'héliophiles et de thermophiles.

Du point de vue des indicateurs « climatiques » (voir la raison des guillemets ci-dessus), les critères « température » et « continentalité » montrent, sans surprise, que l'essentiel de la flore relevée est constituée d'espèces ayant leur optimum en climat tempéré océanique.

En ce qui concerne la température, une large majorité d'espèces se comporte ainsi de façon neutre, en écho à ce climat régional homogène. Quelques-unes témoignent cependant d'une certaine thermophilie, en lien avec un contexte d'ouverture paysagère parfois très marqué du fait de l'agriculture. C'est le cas par exemple des herbacées : Torilis des champs (*Torilis arvensis*), Fenouil commun (*Foeniculum vulgare*), Chiendent-pied-de-poule (*Cynodon dactylon*), Moutarde noire (*Brassica nigra*) qui affichent une valeur de 7 (« euryméditerranéennes, méditerranéo-atlantiques ») dans la classification CATMINAT, et plus encore : l'Amarante hybride (*Amaranthus hybridus*) et du Grand ammi (*Ammi majus*) avec une valeur de 8 (« mésoméditerranéennes »).



Torilis des champs (*Torilis arvensis*) - Source : FR 2014



Moutarde noire (*Brassica nigra*)- Source : FR 2015



l'Amarante hybride (*Amaranthus hybridus*)- Source : FR 2014



Grand ammi (*Ammi majus*) - Source : FR 2015

Planche photographique VII-7 : Quelques exemples de plantes thermophiles rencontrées en contexte agricole (F. Roussel).

En outre, la présence de la ville a pu engendrer une flore également thermophile. Avec une valeur de 7, le Séneçon du Cap (*Senecio inaequidens*) originaire d'Afrique du Sud et considéré comme invasif a ainsi bénéficié de cet effet. S'il n'est pas invasif, le figuier (*Ficus carica*) est une échappée de jardin très courante dans les secteurs urbains également classée 7. L'Orge des rats (*Hordeum murinum*), avec une valeur de 8 joue sur les deux tableaux : il excelle sur les substrats secs en ville de même qu'en zones agricoles. Le critère urbain est moins valable en ce qui nous concerne puisque nous nous situons sur les marges extérieures de l'agglomération. Ainsi, nous avons très peu relevé la Pariétaire de Judée (*Parietaria judaica*), qui prolifère le long des murs en cœur de ville et qualifiée de « euryméditerranéenne, méditerranéo-atlantique».



Séneçon du cap (*Senecio inaequidens*) - Source : FR 2014



Pariétaire de Judée (*Parietaria judaica*) - Source : FR 2014

Planche photographique VII-8 : Le Séneçon du Cap (*Senecio inaequidens*) et la Pariétaire de Judée (*Parietaria judaica*), deux espèces thermophiles favorisées par le contexte urbain (F. Roussel).

Sur les critères de la lumière et de l'humidité atmosphérique (bien difficile à distinguer de l'humidité édaphique), les deux graphiques donnent à voir une courbe qui s'étend sur la quasi-totalité de la fourchette des valeurs, autour d'un optimum assez marqué. L'héliophilie d'un grand nombre d'espèces caractérise cependant assez nettement notre cortège, relativement à l'indicateur sur la lumière. Cela s'explique aisément dans un contexte de forte ouverture des paysages végétaux, en particulier dans les relevés intersitiels en contexte agricole. Seules quelques espèces véritablement forestières étirent le diagramme sur la gauche avec un caractère sciaphile affirmé mais non extrême. Ceci est à rapprocher de la moindre richesse floristique des relevés forestiers. 3 constitue la valeur la plus basse observée, entre sciaphile et hémisciaphile. Les fougères en particulier sont classées dans cette catégorie : la

Fougère femelle (*Athyrium filix-femina*), le Dryoptéris de Chartreuse (*Dryopteris cartusiana*), le Dryoptéris dilaté (*Dryopteris dilatata*), la Fougère mâle (*Dryopteris filix-mas*) ; une orchidée obtient la même valeur : l'Epipactis à larges feuilles (*Epipactis helleborine*) ; ou les plus courants Gouet tacheté (*Arum maculatum*), Mercuriale vivace (*Mercurialis perennis*), Petite pervenche (*Vinca minor*), caractéristique des sous-bois frais et ombragés.



Fougère mâle (*Dryopteris filix-mas*) - Source : telabotanica.fr



Petite pervenche (*Vinca minor*) - Source : FR 2015



Mercuriale vivace (*Mercurialis perennis*) - Source : FR 2015



Epipactis à larges feuilles (*Epipactis helleborine*) - Source : FR 2014

Planche photographique VII-9 : Quelques exemples de plantes sciaphiles rencontrées (F. Roussel)

Les espèces réagissent également de façon assez diversifiée au critère de l'humidité atmosphérique avec un optimum autour de la valeur 5 (« aéromésohydriques ») mais aussi des tendances aérohygrophiles de la flore bien marquée. Il faut considérer des conditions microclimatiques liées à des contextes de zones humides, voire de bord de l'eau, pour comprendre ce rebond de la courbe sur le graphique concerné, encore qu'il soit bien difficile de déterminer si c'est vraiment l'humidité atmosphérique qui est décisive ou celle des sols, voire la présence d'eau courante. C'est ainsi le cas des deux espèces de Véroniques, *Veronica anagallis-aquatica*

et *Veronica beccabunga* qui se voient attribuer la valeur maximum de 9 (« aérohydrophiles »), tout comme la Renouée amphibie (*Persicaria amphibia*) ou la Menthe aquatique (*Mentha aquatica*).



Véronique des ruisseaux (*Veronica beccabunga*) - Source : FR 2015



Menthe aquatique (*Mentha aquatica*) - Source : FR 2015

Planche photographique VII-10 : Quelques exemples de plantes hygrophiles rencontrées (F. Roussel).

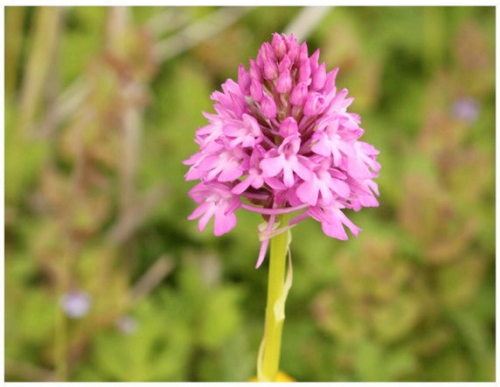
7.3.1.3. Une plus grande diversité visà-vis des indicateurs édaphiques

D'un point de vue édaphique, les contrastes sont plus marqués. En Île-de-France, les sols varient à des échelles bien plus fines que le climat. Ainsi, sur le plan de l'humidité pédologique, malgré un nombre d'espèces mésophiles particulièrement important, la part des espèces hygrophiles, voire hydrophiles, n'est pas négligeable (nombre d'espèces situées à la droite du graphique). Elles sont 24 à obtenir la valeur de 9. C'est notamment le cas des deux espèces de Véronique déjà citées, mais aussi des deux phanérophytes que sont l'Aulne glutineux (*Alnus glutinosa*) ou le Saule cendré (*Salix cinerea*), arbres classiques des ripisylves régionales. Ce point devra être creusé dans l'analyse spatiale des relevés en lien avec la marque des zones humides ou des cours d'eau dans les paysages végétaux régionaux.

En ce qui concerne la réaction au pH, la flore observée a un profil neutro-basophile global mais les espèces s'échelonnent sur l'ensemble de la fourchette d'évaluation, la courbe étant plus nettement aplatie, de la Canche flexueuse (*Deschampsia flexuosa*) avec une valeur de 2 (« acidophile ») à l'Orchis pyramidal (*Anacamptis pyramidalis*) avec une valeur de 9 (« hyperbasophile »). Ce critère nous sera donc utile pour différencier les relevés.



Canche flexueuse (*Deschampsia flexuosa*) - Source : FR 2015



l'Orchis pyramidal (*Anacamptis pyramidalis*) - Source : FR 2015

Planche photographique VII-11 : Deux espèces indicatrices de l'acidité des sols, acidophile (*Deschampsia flexuosa*) et hyper-basophile (*Anacamptis pyramidalis*) (F. Roussel).

Il en va de même pour le niveau trophique : la sensibilité des plantes aux éléments nutritifs contenus dans le sol est un critère segmentant entre les relevés. La tendance eutrophile de la flore est à rapprocher du contexte fortement anthropisé des espaces étudiés en particulier dans ceux à forte dominante agricole ou proches des villes.

La figure qui concerne la matière organique est la plus contrastée. Elle met en opposition deux tendances avec d'un côté des espèces qui renvoient à des humus de type mull, majoritaires et de l'autre des espèces en position extrême sur des humus de type anmoor ou des tourbes.

La flore fait aussi resssortir les substrats argileux à sableux. La variation de l'échelle de mesure entre 6 (graviers) et 9 (dalles) nous semble assez resserrée comparativement aux premiers niveaux qui rassemblent en réalité des contextes davantage discriminants pour la flore. L'optimum limoneux est à rapprocher du contexte géologique général des plateaux agricoles de l'Île-de-France.

7.3.2. Valeurs indicatrices écologiques à l'échelle des terrains d'étude retenus

Les mêmes mesures ont été appliquées à l'échelle des trois terrains d'étude retenus sous la forme de moyennes. L'analyse des figures ne montre pas de différences significatives pour les critères climatiques. Le secteur de la vallée de Chevreuse présente des espèces qui répondent plus favorablement à l'humidité atmosphérique, mais on a vu qu'il s'agissait d'un critère difficile à manier. Elles y sont aussi proportionnellement très légèrement moins sensibles à la

lumière ce qui est à mettre en regard de la proportion plus importante de relevés forestiers. Le premier critère est à relier à l'humidité édaphique pour laquelle les relevés de la vallée de Chevreuse obtiennent une moyenne plus élevée. Température et continentalité sont très proches d'un secteur à l'autre.

Les critères édaphiques permettent davantage de nuances. Le secteur de la Plaine de France met en évidence des espèces plus sensibles aux sols basiques et plus riches en nutriments. Il y a plus d'espèces dont l'optimum se situe sur les sols à texture argileuse. Le secteur de Pierrelaye-Montmorency-Oise qui possède quant à lui le plus grand nombre d'espèces préférentielles des sols sableux. Enfin, les espèces les plus sensibles à la présence de matière organique dans le sol sont situées en Vallée de Chevreuse, critère souvent associé au caractère hygrophile des espèces, les milieux humides engendrant davantage de sols gorgés d'eau dans lesquels la matière organique se décompose mal.

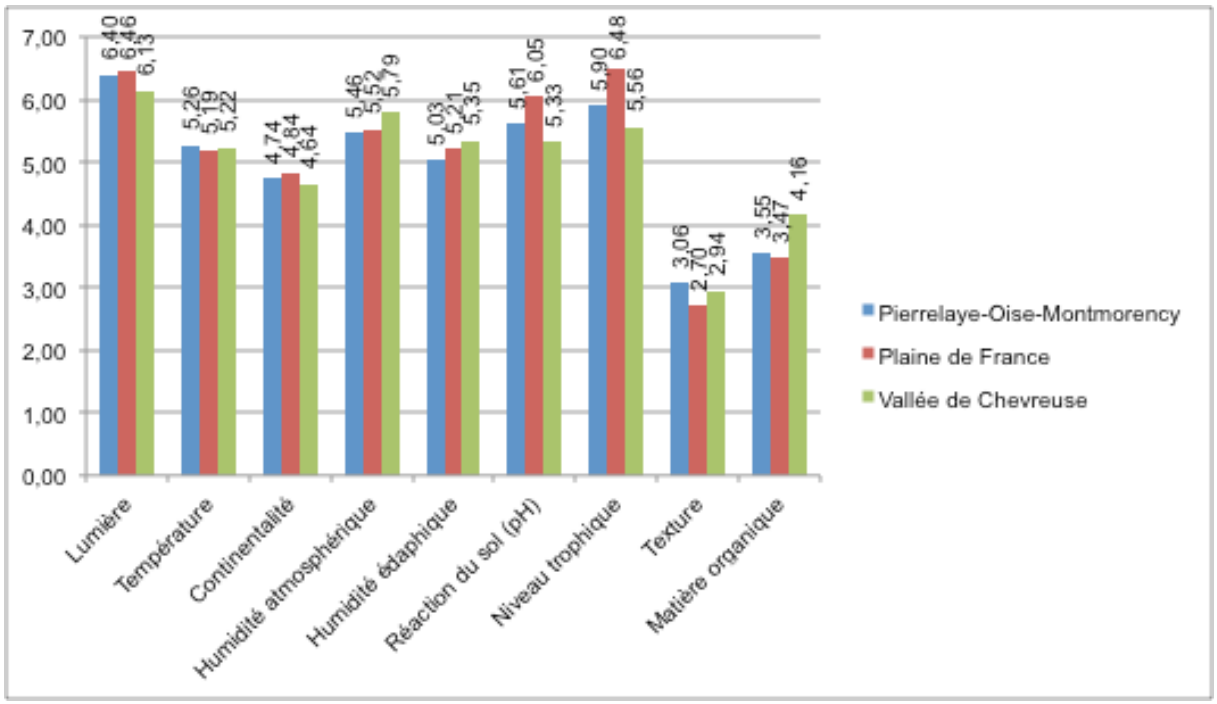


Figure VII-8 : Valeurs moyennes des indicateurs écologiques par terrain (F. Roussel).

En résumant à gros traits, on retrouve ainsi les critères qui nous ont servi à identifier ces secteurs au début de notre démonstration : la forêt de Montmorency sur sa butte à argiles à meulière et sables de Fontainebleau, joue sur la texture préférentielle des espèces du secteur Pierrelaye-Oise-Montmorency, les milieux humides de la Vallée de Chevreuse impriment leur marque sur le caractère hygrophile des espèces du secteur , enfin, l'activité agricole dominante du secteur de la Plaine de France est déterminante dans les tendances eutrophiles et limoneuses des espèces du secteur.

Ces terrains ne sont cependant pas homogènes et il est nécessaire de descendre d'un cran dans l'échelle d'analyse et d'appliquer ces valeurs aux sous-ensembles territoriaux mis en évidence. Le recours à des moyennes pondérées des indices (il est tenu compte du nombre d'espèces à chaque niveau) permet d'avoir un aperçu des tendances propres à chaque ensemble territorial.

Tableau VII-6 : Moyennes pondérées des valeurs indicatrices écologiques de la flore de chaque sous-ensemble paysager des facettes paysagères pour les trois secteurs d'étude (F. Roussel). *En rouge clair, les valeurs les plus élevées au sein de chaque indicateur pour chaque terrain, en rouge foncé, sur l'ensemble des terrains ; en bleu clair, les valeurs les plus basses pour chaque terrain, en bleu foncé, sur l'ensemble des terrains. Le recours aux boites à moustache aurait permis ici de nuancer la pertinence de la moyenne mais nuirait à la facilité de lecture des valeurs, compte tenu du nombre élevé d'indicateurs, au nombre de 9.*

		Lumière	Température	Continentalité	Humidité atmosphérique	Humidité édaphique	Réaction du sol (pH)	Niveau trophique	Texture	Matière organique
Terrain 1	Montmorency	6,21	5,27	4,64	5,54	5,14	4,74	4,90	3,31	4,30
	Villiers-Adam	6,33	5,20	4,75	5,53	5,06	5,73	6,13	2,94	3,47
	Plaine de Boissy (nord)	6,21	5,34	4,69	5,39	4,87	5,62	6,11	3,18	3,23
	Plaine de Boissy (sud)	6,56	5,29	4,73	5,31	4,90	5,65	5,96	3,14	3,27
	Plaine de Pierrelaye boisée	6,23	5,25	4,77	5,48	4,95	5,81	6,11	3,10	3,49
	Plaine de Pierrelaye agri.	7,11	5,42	4,80	5,01	4,83	6,03	6,38	2,99	3,02
	Vallée de l'Oise (coteaux)	6,08	5,18	4,75	5,50	4,89	6,04	5,74	2,92	3,04
	Vallée de l'Oise (fond)	6,46	5,19	4,79	5,89	5,46	5,86	6,16	2,82	4,03
Terrain 2	Remblais Gonesse	6,52	5,24	4,77	5,66	5,37	6,04	6,20	2,61	3,95
	Plateau agricole	6,75	5,22	4,87	5,17	4,97	6,04	6,73	2,83	3,08
	Vallon Bouqueval	6,12	5,15	4,81	5,67	5,26	6,04	6,37	2,64	3,41
	Vallon Crould	6,37	5,14	4,90	5,75	5,35	6,03	6,50	2,62	3,83
	Vallon Garges	6,50	5,17	4,81	5,70	5,35	6,06	6,32	2,73	3,69
	Vallon Vaudherland	6,25	5,19	4,83	5,68	5,26	6,11	6,43	2,64	3,45
Terrain 3	Salmouille (aval)	6,49	5,24	4,73	5,70	5,39	5,59	6,01	2,78	4,04
	Hurepoix	6,23	5,21	4,75	5,41	5,07	5,72	5,83	2,96	3,38
	Mérantaise	6,15	5,20	4,62	5,82	5,38	5,16	5,38	2,98	4,39
	Salmouille (amont)	5,94	5,25	4,56	5,86	5,38	5,07	5,28	2,98	4,48
	Vallée Yvette (coteaux)	6,05	5,29	4,59	5,52	5,07	5,08	5,22	3,26	3,72
	Vallée Yvette (fond)	6,20	5,14	4,73	6,18	5,71	5,73	6,08	2,52	4,60

Sur le premier terrain, la spécificité de la forêt de Montmorency s'observe particulièrement bien : les espèces y sont plus acidiphiles qu'ailleurs mais aussi nettement moins exigeantes sur le plan trophique. Leur tendance à croître sur des humus de type Mull acide à Moder vient confirmer ce propos (colonne « matière organique »). La plaine agricole de Pierrelaye, sans la zone des boisements, fait ressortir une flore plus héliophile, légèrement plus mésoxérophile sur des sols basiques riches en matière organique de type mull actif. Enfin, les espèces collectées en fond de vallée de l'Oise réagissent tant à l'hygrométrie de l'air que du sol, ceci bien sûr en réaction à des relevés réalisés à proximité de la rivière. Cette proximité explique aussi la texture limono-argileuse qui caractérise les sols en pareils lieux.

Sur le terrain de la Plaine de France, les différences entre les entités territoriales sont moins marquées au sein de chaque critère. Les espèces rencontrées dans les vallons donnent à ces derniers des caractéristiques assez similaires qui se différencient de celles des espèces rencontrées sur le plateau agricole. C'est le cas pour l'humidité édaphique aux valeurs logiquement plus élevées dans les vallons et pour la matière organique contenue dans le sol, proches du mull actif pour le plateau et du mull acide pour les vallons. Pour le reste, texture, nutriments, réaction du sol, les valeurs sont très proches : les sols ont une tendance neutrophile, méso-eutrophile, argilo-limoneuse. D'un point de vue écologique, l'homogénéité semble donc également de mise.

Sur le troisième terrain, celui de la Vallée de Chevreuse, le critère de l'humidité édaphique marque une opposition entre les relevés réalisés en fond de vallée de l'Yvette et ceux réalisés sur les coteaux et sur le plateau agricole du Hurepoix, moins hygrophiles. L'opposition entre le fond de la vallée et les coteaux s'observe aussi en ce qui concerne le niveau trophique et la texture : dans le premier cas, le fond de vallée a un caractère plus eutrophile, dans le second cas, l'un se rapproche d'une texture sableuse (coteaux) quand le second s'approche d'une texture argileuse (fond). Le fond de vallée est proche du moder. À l'opposé, les sites observés sur le Hurepoix, sont proches du mull actif.

Etant fondées sur des moyennes, ces tendances cachent en réalité des nuances au sein de chacune des entités territoriales.

7.3.3. Valeurs indicatrices écologiques à l'échelle des relevés

De manière à distinguer spatialement les relevés selon les valeurs indicatrices écologiques, une Analyse Factorielle des Correspondance (AFC) [32] a été réalisée sur la base d'un tableau croisant les relevés (252) avec les valeurs moyennes obtenues pour chaque indicateur (au nombre de 9) constituant des variables ordonnées. Avec une inertie totale de 0,01, l'AFC donne à voir une matrice de données extrêmement bien structurée. La valeur propre de chacun des axes factoriels s'en ressent par sa faiblesse alors que le pourcentage d'inertie est très fortement concentré sur les deux premiers axes factoriels, un peu moins sur l'axe 3 (voir tableau VII-9). Seuls ces trois axes factoriels méritent par conséquent d'être analysés.

Tableau VII-9 : Valeurs propres et pourcentages d'inertie des cinq premiers axes factoriels pour l'AFC appliquées aux valeurs indicatrices écologiques par relevés.

	F1	**F2**	**F3**	**F4**	**F5**
Valeur propre	0,005	0,003	0,001	0,000	0,000
Inertie (%)	52,562	32,057	10,248	2,503	1,057
% cumulé	52,562	84,620	94,868	97,370	98,427

La projection géométrique des individus (les relevés) et des variables (les indicateurs) permet de mettre en évidence les facteurs écologiques qui jouent le plus dans l'organisation spatiale de la flore (figure VII-9).

[32] Se reporter au chapitre 8 pour plus de précisions sur l'analyse factorielle des correspondances.

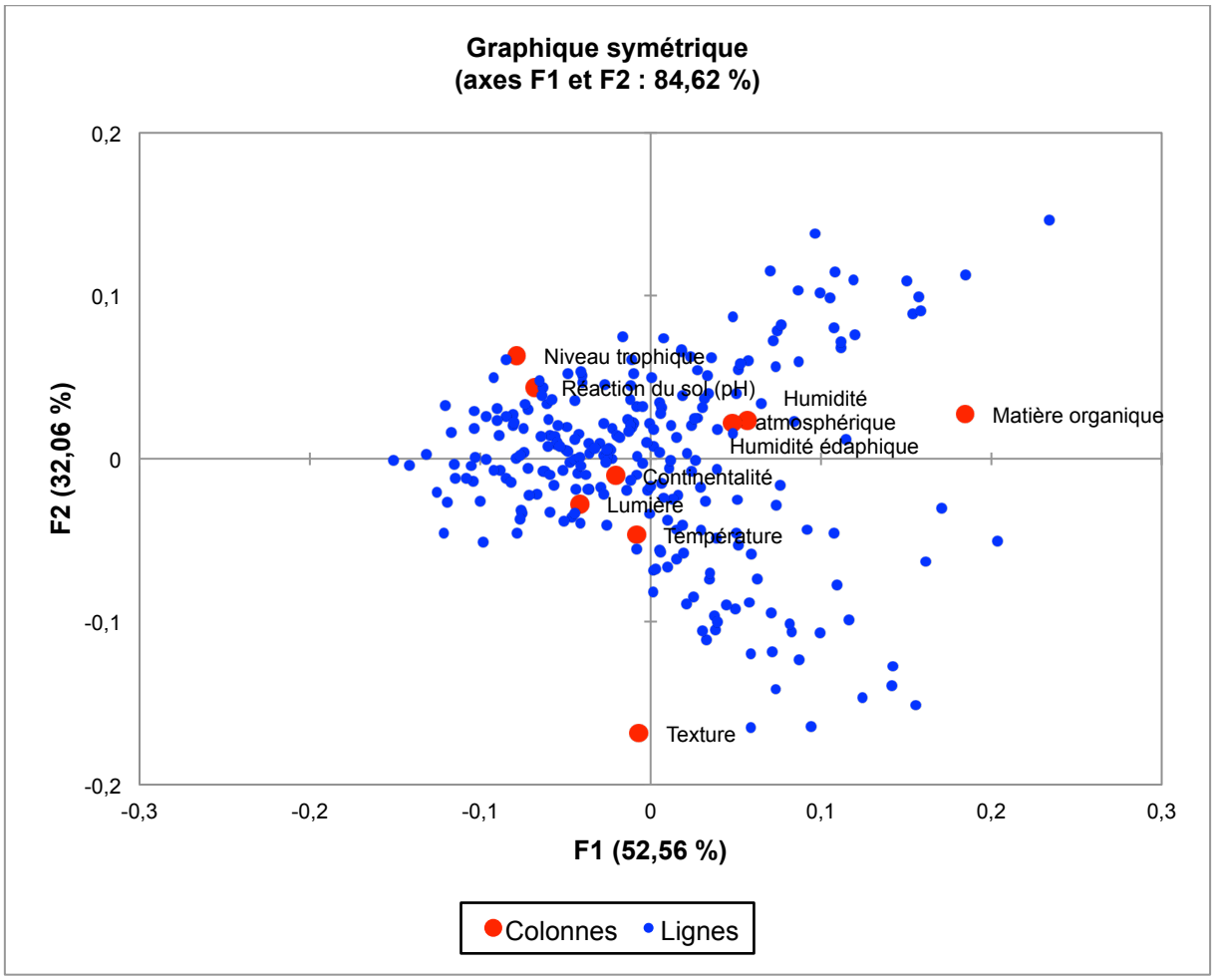


Figure VII-9 : Projection géométrique des individus (relevés, en bleu) et des variables (les valeurs indicatrices écologiques, en rouge) sur les axes F1 et F2.

Il faut observer la contribution de chaque indicateur aux axes factoriels en complément des coordonnées géométriques visibles sur le graphique pour identifier les indicateurs qui permettent d'expliquer le mieux l'allongement des axes factoriels. Les individus et les variables qui contribuent le plus aux allongements possèdent tous des représentations de bonne qualité (cosinus carrés supérieurs à 0,6).

Tableau VII-10 : Contribution des variables à l'allongement de chaque axe factoriel.

	F1	F2	F3
Lumière	0,046	0,034	0,638
Température	0,002	0,080	0,005
Continentalité	0,008	0,004	0,004
Humidité atmosphérique	0,077	0,022	0,160
Humidité édaphique	0,051	0,017	0,001
Réaction du sol (pH)	0,111	0,075	0,028
Niveau trophique	0,155	0,165	0,009
Texture	0,001	0,583	0,097
Matière organique	0,549	0,020	0,058

L'indicateur « matière organique » contribue fortement à l'allongement de l'axe 1 (contribution de 0,549). La position sur la partie positive de l'axe des indicateurs d'humidité édaphique et atmosphérique est logique : les relevés qui se situent dans cette zone sont des espaces humides, aux sols parfois gorgés d'eau dont on sait la faible capacité de dégradation de la matière organique. C'est le cas des zones humides de la vallée de la Mérantaise (MER7) et de la vallée de l'Yvette (GIF7, GIF9, GIF11). Des relevés forestiers réalisés en forêt de Montmorency contribuent également à l'allongement de l'axe 1 : ce sont pour l'un (MON7) un fond de vallon humide et pour l'autre (MON9) une coupe forestière sur substrat sableux et sol acide de type mor. À l'opposé sur l'axe 1, le niveau trophique et la réaction du sol (pH) jouent un rôle moindre. Les relevés qui prennent position sur cette partie de l'axe sont situés dans des secteurs agricoles, en particulier ceux de la Plaine de France, sur des sols donc plus riches en nutriments et au pH basique.

L'axe factoriel 2 oppose en partie négative l'indicateur de texture qui contribue fortement (0,583) et dans une moindre mesure, l'indicateur de niveau trophique, positionné sur la partie positive de l'axe 2. Les relevés des secteurs sableux pauvres en nutriments, ceux des versants hauts de la vallée de Chevreuse (MER12, GMZ2, GMZ14) et ceux de la butte de Montmorency (MON6, MON17), sont ici opposés aux relevés de fonds de vallée, sur des substrats proches des argiles et plus riches en nutriments (GON19, MER7, GIF9, GIF11).

L'axe factoriel 3 met en évidence le facteur de la lumière, par opposition à l'indicateur de la texture et de l'humidité atmosphérique qui contribuent cependant moins nettement. Là s'opposent des relevés forestiers en situation ombragée et sur humus proches du mor à des

relevés en situation agricole, héliophiles, au microclimat plus sec et au sol à la texture plus fine.

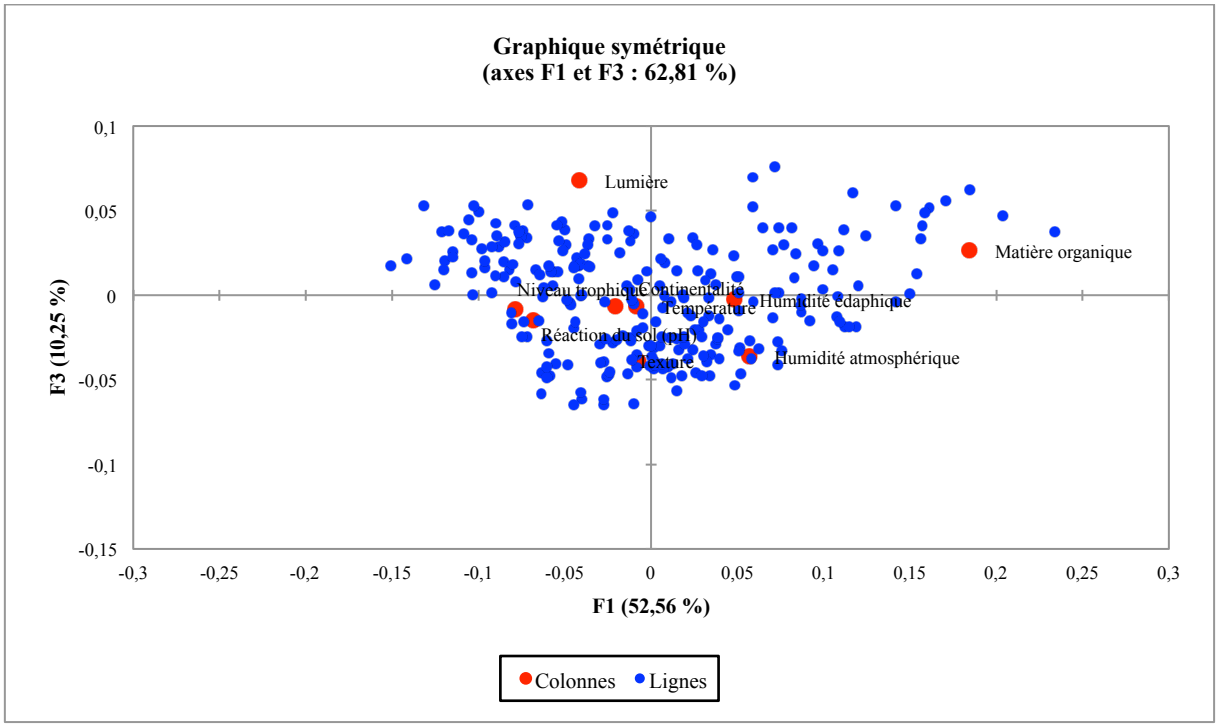


Figure VII-10 : Projection géométrique des individus (relevés, en bleu) et des variables (les valeurs indicatrices écologiques, en rouge) sur les axes F1 et F3.

Conclusion du chapitre 7

La flore collectée est représentative de la flore d'Île-de-France dans son ensemble. Elle donne cependant à voir un effet accru de l'anthropisation. Celle-ci s'exprime de diverses manières. Le caractère rudéral des espèces les plus rencontrées est tout d'abord prononcé (Ortie dioïque, Frêne commun, Ronce bleuâtre et Ronce commune, Gaillet gratteron ou encore Lierre et Érable sycomore). Le poids de l'anthropisation s'exprime aussi, mais de façon moins marquée, dans la chorologie qui révèle des espèces cosmopolites ou exotiques. Cela se traduit par la présence de quelques espèces qualifiées d'invasives. Enfin, le cortège floristique est composé d'espèces nombreuses mais assez ordinaires à l'échelle régionale et il faut en passer par la notion d'assemblage floristique pour différencier les relevés entre eux selon un critère de biodiversité. De ce point de vue, assez logiquement, les formations herbacées sont plus diversifiées que les formations arborées.

Si, dans le cadre de notre travail, la pertinence des indicateurs de la base de données CATMINAT doit être nuancée, ils n'en donnent pas moins à voir, de façon originale, les traits

écologiques de la flore à l'échelle des trois terrains d'étude et de leur facettes paysagères. Les indicateurs édaphiques sont de ce point de vue plus discriminants que les indicateurs climatiques. Les critères payagers qui nous ont servi à choisir nos terrains d'étude se reflettent dans les caractéristiques écologiques de la flore : le secteur de la Vallée de Chevreuse est composé d'espèces plus hygrophiles qu'ailleurs, celui de la Plaine de France montre une flore eutrophile, basophile et héliophile, quand le secteur Pierrelaye-Montmorency-Oise reflète sur le plan floristique à la fois l'hétérogénéité du paysage et les spécificités forestières et géologiques de la butte de Montmorency. L'analyse statistique mutlivariée doit nous permettre de mieux comprendre cette organisation spatiale, en précisant les facteurs écologiques et/ou anthropiques qui organisent la distribution de la flore dans l'espace, mais aussi et surtout en hierarchisant les facteurs entre eux.

CHAPITRE 8 :
ORGANISATION SPATIALE DE LA FLORE EN CEINTURE VERTE

Introduction du chapitre 8

Pour tenter d'identifier les facteurs qui interviennent dans l'organisation spatiale de la flore, nous avons eu recours à la très classique et parfois contestée analyse factorielle des correspondances (AFC). Il faut ici lever une ambiguïté sur le terme de « facteurs ». Dans l'AFC, il est employé au sens mathématique d'une mise en facteurs consistant à extraire les valeurs propres d'une matrice d'association (LEGENDRE et LEGENDRE 1984). On peut alors tenter d'interpréter les résultats de ce calcul en associant aux axes factoriels principaux un facteur organisateur de la flore. L'AFC qui appartient aux analyses statistiques multivariées est adaptée aux données de type qualitatif, ce qui est le cas du tableau disjonctif que nous avons conçu à l'issue de la campagne de relevés. On reproche souvent son caractère trop largement exploratoire à cet outil statistique. L'AFC ne livre pas de groupements végétaux et n'est qu'une aide à l'interprétation des données floristiques recueillies. Il faut alors déduire les groupes d'espèces fortement liées entre elles de l'interprétation minutieuse des positions croisées des espèces et des relevés sur des axes factoriels. Se dessine alors en filigrane une géographie des groupements végétaux en écho aux paysages végétaux. Il existe par ailleurs d'autres types d'analyses multivariées ainsi que d'autres voies statistiques (le calcul des quantités d'information chez GODRON (2012)).

8.1. Principes de l'AFC

8.1.1. Le tableau disjonctif

Les données floristiques issues des relevés botaniques sont disposées au sein d'un tableau qui est ici un tableau de présence/absence des espèces dans les lieux de relevés. Les stations où ont été effectués les relevés prennent place en colonnes et les espèces en lignes mais la permutation est possible, lignes et colonnes jouant un rôle symétrique dans l'AFC. Au croisement, est inscrit le chiffre 1 quand une espèce est présente en un lieu, un 0 quand elle est absente. L'objectif d'un tel ordonnancement est de mettre en évidence les espèces présentes

ensemble en un même lieu et inversement les lieux qui accueillent de mêmes espèces. Dans cette AFC, les relevés constituent les individus, donc la population statistique, les espèces étant quant à elles les variables qualitatives. Différement de la classification ascendante hiérarchique (CAH, voir ci-après), il ne s'agit pas de procéder à des regroupements statistiques stricts et hiérarchisés. L'interprétation des résultats de l'AFC se fonde sur divers indicateurs, certains d'ordre arithmétique, d'autres d'ordre géométrique.

8.1.2. L'inertie globale

On mesure tout d'abord l'inertie totale. Elle correspond à la variance de l'ensemble du tableau de données. Plus il y a d'informations plus est elle forte. L'extraction des facteurs effectuée par l'AFC se fait de façon hiérarchique, le premier facteur principal étant celui qui porte la part la plus forte de variance. L'un des indicateurs fournis est le pourcentage d'inertie qui correspond à la part de variance, ou, si l'on préfère, la part de l'information totale du tableau de données.

Dans un tableau disjonctif complet de la taille de celui que nous avons analysé, on peut estimer qu'en dessous d'une variance/inertie totale de 6, la matrice de donnée est bien structurée (BORCARD 1997). Au dessus de 6, la structure de la matrice de donnée est moins perceptible et doit faire l'objet d'une étude approfondie, en ce qui concerne notamment le nombre des espèces rares susceptibles de parasiter l'analyse. Il est alors possible de les exclure de l'analyse pour améliorer l'inertie totale (MEDDOUR 2011).

8.1.3. La valeur propre de chaque axe factoriel et le pourcentage d'inertie

Un second indicateur arithmétique a trait à la valeur propre de chaque facteur qui est la part de l'inertie totale portée par chaque axe factoriel. Cette part s'exprime en pourcentage d'inertie. On considère qu'un pourcentage d'inertie inférieur à 3 % n'est plus significatif. L'opération de mise en facteur effectuée par l'AFC rapproche les lieux qui ont une certaine ressemblance sur le plan floristique, fondée sur la métrique du Khi^2, l'AFC compare en effet les « profils » des points-colonne ou des points-ligne. Elle oppose donc les lieux qui n'ont pas d'espèces en commun. De même, les espèces (points lignes) apparaîssant dans les mêmes lieux, ayant donc un même profil géographique, seraient rapprochées par l'analyse. Plus la ressemblance/dissemblance est forte, c'est à dire concernant un grand nombre de relevés et un grand nombre d'espèces, plus la valeur propre extraite est forte. On considère généralement (BORCARD 1997) qu'une valeur propre comprise entre 0,4 et 0,7 traduit une opposition forte

concernant l'ensemble des données. Entre 0,1 et 0,4, l'axe participe moins franchement à la structure du tableau. En deçà de 0,1, ce sont les locaux qui l'emportent : quelques relevés ou quelques espèces s'opposent alors à l'ensemble des autres données. Cette valeur propre est généralement associée au calcul d'un pourcentage d'inertie soit la capacité de chaque facteur à influer sur la répartition générale des individus. Plus il est élevé plus le facteur contribue fortement à cette répartition.

8.1.4. Une projection géométrique

La projection géométrique des individus statistiques sous la forme d'un nuage de points le long de deux axes factoriels constitue l'expression visuelle de l'AFC. Toutefois, si le pourcentage d'inertie associé aux facteurs est faible, cette présentation des résultats peut être trompeuse. Pour décrypter l'action des individus et des variables sur chaque axe factoriel, deux indicateurs sont à prendre en compte. Tout d'abord, il faut considérer la contribution statistique de chacun des individus, donnée en pourcentage. Il ne faut retenir que les plus élevés. Les contributions doivent être appréciées en fonction du nombre de variables. Ainsi pour 321 espèces (soit le nombre qui sera retenu plus loin), la contribution moyenne sera de 1/321, soit 0,0031. Cette contribution doit ensuite être mise en regard de la qualité géométrique de la représentation correspondant au « cosinus carré » de l'angle entre la droite passant par le point analysé et l'axe concerné. En effet, théoriquement, il existe dans notre cas 252 (relevés) fois 532 (espèces) axes factoriels au graphique engendré par l'AFC ; il s'agit de mesurer sur un axe donné la justesse de position de l'individu par rapport à tous les axes potentiels. Si d'autres axes « attirent » cet individu, la qualité de représentation (exprimée par le cosinus carré) indique l'ampleur de cette attraction. En deçà de 0,3 on considère qu'un individu est mal représenté sur un axe quand bien même sa projection sur un plan factoriel donne l'illusion qu'il en est proche.

8.1.5. Une nécessaire mise à l'écart des espèces trop rares

Le nombre conséquent des espèces de faible fréquence relevées (1 à 3 apparitions) brouille le travail de l'analyse statistique en faisant augmenter de façon exagérée l'inertie totale (BORCARD 1997; MEDDOUR 2011). Nous avons procédé à une AFC pour l'ensemble des variables. L'inertie totale est alors de 15,3. Lorsqu'on retire les espèces rencontrées une fois, cette inertie tombe à 12,4. En ôtant les espèces rencontrées deux fois ou moins, l'inertie atteint 10,7. Il faut

retirer les espèces rencontrées trois fois et moins pour voir l'inertie descendre sous la barre des 10, à 9,7. Lorsque que l'on retire les espèces rencontrées 4 fois et moins, soit une présence dans moins de 2 des cas, l'inertie atteint 8,7. Le nombre indicatif de 6 (BORCARD 1997) n'est atteint qu'avec les espèces présentes 11 fois et plus. Retenir ce nombre n'a pas de sens dès lors que nous nous intéressons à la diversité des milieux. Ce serait exclure de l'analyse des espèces qui bien que peu présentes sont le signe d'une diversité des communautés végétales. Nous avons donc retenu le seuil d'une inertie inférieure à 10, soit une analyse menée sur les espèces rencontrées 4 fois et plus, soit 321 espèces sur 532. Le retrait de certaines espèces agit en outre sur la valeur propre des facteurs. Au delà, la valeur propre des facteurs 2 et 3 subit ainsi une baisse trop importante. Les espèces rencontrées moins de quatre fois sont intégrées comme variables complémentaires donc sans influer sur le résultat statistique global mais sont toutefois visibles dans la projection géométrique pour ne pas totalement les exclure (SANDERS 1989).

8.2. Les principaux facteurs organisateurs de la flore

8.2.1. Des valeurs indicatrices faibles, synonymes d'une grande variabilité des assemblages floristiques

Avec une inertie globale de 9,7, nos données ne sont pas organisées de façon très structurée. Il y a globalement une forte entropie qui fait d'une certaine manière écho à l'hétérogénéité paysagère qui a été constatée au préalable.

Tableau VIII-1 : valeurs propres et pourcentages d'inertie des premiers axes factoriels pour l'AFC menée sur tableau de présence-absence des espèces par relevé.

	F1	F2	F3	F4	F5
Valeur propre	0,631	0,336	0,288	0,206	0,193
Inertie (%)	6,536	3,475	2,979	2,130	2,001
% cumulé	6,536	10,012	12,991	15,121	17,122

Avec une valeur propre de 0,631, le facteur numéro 1 mesure bien le degré de structuration de la matrice ; il y a bien une opposition nette au sein de l'ensemble des relevés. Les facteurs F2 et F3 participent également de façon non négligeable à la structure de la matrice.

L'analyse des pourcentages d'inertie portés par chaque facteur confirme ce constat général. Le premier facteur F1 porte 6,536 % de la variance totale soit un résultat assez faible. La flore est globalement peu structurée. Ce résultat confirme sur le plan floristique le caractère hétérogène des terrains que l'on avait constaté sur le plan paysager. Ramené à la moyenne par relevé cependant – 0,4 %, puisqu'il y a 252 relevés – ces 6,536 % mettent tout de même en évidence un contraste. Seuls les deux facteurs qui suivent, F2 et F3, sont supérieurs à 3 % ou s'en rapprochent et sont de ce fait intéressants. En-deçà, le pourcentage d'inertie, donc le poids des facteurs, n'est plus significatif.

L'analyse géométrique donne à voir un nuage de points prenant une forme concave caractéristique de l'effet « Guttman » en statistique, qui traduit la présence d'un facteur organisateur important, susceptible d'être graduel, qu'il nous faut analyser par l'étude des variables et des individus. L'effet Guttman ou effet gradient montre le rôle prépondérant d'un facteur organisateur majeur s'exprimant graduellement. La forme de parabole montre que les données intermédiaires (au centre des points) ne sont pas dépourvues d'une certaine originalité (lisible sur l'axe 2). Ici cette particularité apparaît bien marquée.

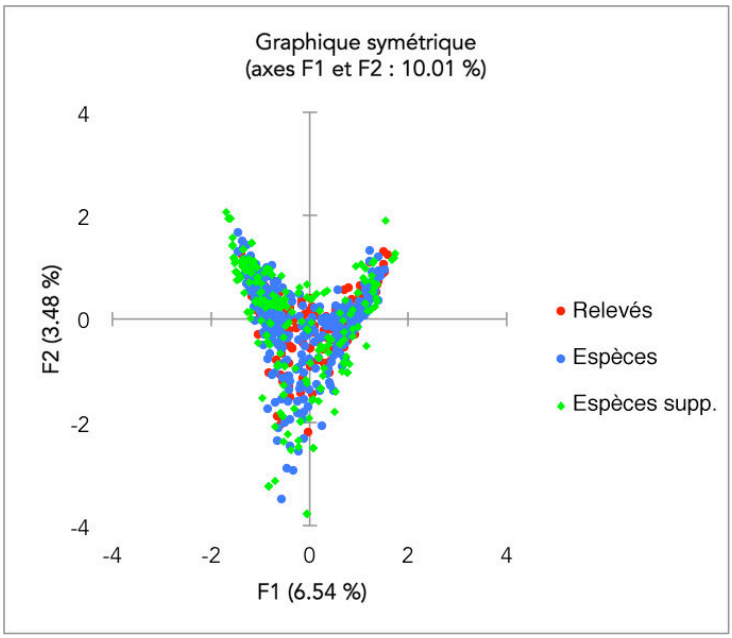


Figure VIII-1 : Projection géométrique des relevés, des espèces et des espèces supplémentaires sur l'axe factoriel F1-F2 .

8.2.2. Axe 1 : l'influence déterminante du paysage végétal

L'observation de la position des relevés sur l'axe 1 permet de spatialiser la structure floristique. La contribution moyenne est de 1/252 soit 0,00396.

Tableau VIII-2 : Relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe factoriel F1, classés en fonction de leurs coordonnées sur l'axe F1. *Plus la contribution est forte, plus elle est rouge. Les cosinus carrés qui déterminent la qualité de la représentation sont en vert lorsqu'ils sont supérieurs à 0,2, seuil en deçà duquel la qualité de représentation est jugée médiocre.*

	Relevés	Contribution	Qualité de la représentation	Coordonnées
Coordonnées négatives	**PIE2**	0,009	0,107	-1,188
	JAN13	0,011	0,155	-1,256
	GON7	0,009	0,127	-1,282
	PIE5	0,009	0,135	-1,348
	BOI13	0,011	0,182	-1,376
	PIE1	0,013	0,136	-1,407
	GON23	0,009	0,129	-1,415
	GON22	0,011	0,185	-1,47
	PIE6	0,01	0,136	-1,486
	BOU13	0,009	0,112	-1,52
	GON12	0,01	0,099	-1,55
	PIE7	0,011	0,104	-1,741
Coordonnées positives	**GMZ16**	0,01	0,158	1,725
	MER18	0,011	0,146	1,678
	BUR2	0,009	0,186	1,433
	LOZ6	0,009	0,112	1,308
	GMZ3	0,009	0,186	1,216
	MER10	0,009	0,2	1,192

Les contributions sont faibles, ne dépassant pas 0,013 (PIE1), indiquant une grande dispersion de l'information. En outre, la qualité de représentation des relevés par les axes factoriels principaux n'est pas très bonne, car inférieure à 0,3. Les résultats sont pourtant interprétables montrant une dichotomie entre :

- En négatif, par ordre décroissant : PIE7, GON12, BOU13, PIE6, GON22, GON23, PIE1, BOI13, PIE5, GON7, JAN13, PIE2. Ce sont des relevés réalisés dans un contexte d'occupation agricole de l'espace, en plaine de Pierrelaye (PIE7, PIE6, PIE1, PIE5, PIE2), en Plaine de France (BOU13, GON22, GON23, GON7), en plaine de Boissy (BOI13) ou sur le plateau du Hurepoix, sur la commune de Janvry (JAN13)
- En positif, par ordre décroissant : GMZ16, MER18, BUR2, LOZ6, GMZ3, MER10. Ces relevés correspondent tous aux coteaux boisés des pourtours de la vallée de l'Yvette.

La partie centrale de l'axe, en position intermédiaire sur le gradient, met en évidence des milieux qui mêlent des aspects des deux extrêmes et prennent ainsi l'aspect de formations hétérogènes sur le plan de la structure interne : friches ou haies arborées (BOI12, FRE15,

GON21) ou arbustives (AUV3, GIF13), clairières dans le couvert forestier (JAN9, JAN11, STRE4) dont certaines liées au passage d'infrastructures de transport d'électricité (FRE5, BOU9, BES10) ou routières (LOZ8) traduisent bien l'hétérogénéité des niveaux de recouvrement végétal à l'œuvre dans des secteurs fortement soumis aux interventions anthropiques.

La répartition des espèces sur l'axe factoriel numéro 1 permet d'interpréter celui-ci comme l'effet du paysage végétal, opposant des communautés herbacées typiques des pelouses, prairies et bords de chemin, sur la gauche de l'axe à des communautés forestières sur la droite de l'axe comme en atteste le tableau VIII-3 dans lequel sont indiquées les espèces par ordre décroissant de contribution. En position intermédiaire, on retrouve les communautés végétales de friche et de formations buissonnantes ou arbustives. Celles-ci ont bien une certaine originalité floristique notamment lorsqu'elles se développent dans des conditions méso-hygrophiles (voir axe 2). La contribution moyenne est 1/321 = 0,0031.

Tableau VIII-3 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe factoriel 1. *Les valeurs de la colonne « Contribution » sont classées du rouge (la plus élevée) au blanc (la moins élevées) ; nous avons choisi de ne retenir que les contributions supérieures à 0,011. Dans la colonne « Qualité de la représentation », les cosinus carrés supérieurs à 0,2 sont en vert.*

	Espèces	Contribution	Qualité de la représentation	Coordonnées
Coordonnées négatives	*Lolium perenne*	0,011	0,237	-1,095
	Picris hieracioides	0,011	0,302	-1,038
	Plantago lanceolata	0,015	0,442	-1,033
	Artemisia vulgaris	0,012	0,348	-0,979
	Convolvulus arvensis	0,012	0,34	-0,913
	Cirsium arvense	0,011	0,34	-0,777
Coordonnées positives	*Fraxinus excelsior*	0,011	0,387	0,633
	Acer Pseudoplatanus	0,012	0,338	0,681
	Rubus cæsius	0,013	0,315	0,69
	Hedera helix	0,013	0,394	0,727
	Corylus avellana	0,019	0,431	0,996
	Carpinus betulus	0,021	0,443	1,129
	Polygonatum multiflorum	0,017	0,357	1,141
	Prunus laurocerasus	0,011	0,202	1,173
	Hyacynthoides non-scripta	0,011	0,206	1,191
	Quercus petraea	0,014	0,196	1,208
	Castanea sativa	0,025	0,352	1,213
	Ilex aquifolium	0,019	0,307	1,228

Lonicera periclymenum	0,022	0,352	1,284
Pteridium aquilinum	0,017	0,167	1,425
Sorbus aucuparia	0,012	0,153	1,439
Fagus sylvatica	0,012	0,149	1,527

Les contributions sont modestes, généralement autour de 4 fois la contribution moyenne (1/321=0,0031) voire de 8 fois pour *Castanea sativa*, mais la qualité de l'information est assez satisfaisante. Si l'on considère les coordonnées respectives des espèces sur l'axe F1, on voit se dégager deux groupes :

- Sur les coordonnées négatives de l'axe, on trouve par ordre décroissant (en commençant par la plus excentrée à gauche sur le graphique) : l'Ivraie vivace (*Lolium perenne*), le Picris fausse épervière (*Picris* hieracioides), le Plantain à feuilles lancéolées (*Plantago lanceolata*), l'Armoise commune (*Artemisia vulgaris*), le Liseron des champs (*Convolvulus arvensis*) et le Cirse des champs (*Cirsium arvense*). Ce premier groupe réunit des plantes herbacées des formations de pelouse, de prairie ou de bords de chemin.
- Sur la partie positive de l'axe, les espèces sont par ordre décroissant (en commençant par la plus excentrée à droite sur le graphique) : Hêtre (*Fagus sylvatica*), Sorbier des oiseleurs (*Sorbus aucuparia*), Fougère aigle (*Pteridium aquilinum*), Chèvrefeuille (*Lonicera periclymenum*), Houx (*Ilex aquifolium*), Châtaignier (*Castanea sativa*), Chêne sessile *(Quercus petraea*), Jacinthe des bois (*Hyacynthoides non-scripta*), Laurier–cerise (*Prunus laurocerasus*), Sceau de Salomon multiflore (*Polygonatum multiflorum*), Charme (*Carpinus betulus*), Noisetier (*Corylus avellana*), Lierre (*Hedera helix*), Ronce bleuâtre (*Rubus caesius*), Érable sycomore (*Acer Pseudoplatanus*), Frêne (*Fraxinus excelsior*). Ce second groupe réunit une majorité de plantes ligneuses, dont de nombreux arbres, mais aussi des herbacées comme le Sceau de Salomon multiflore (*Polygonatum multiflorum*) ou la Jacinthe des bois (*Hyacynthoides non-scripta*) présentes dans les bois et les forêts.

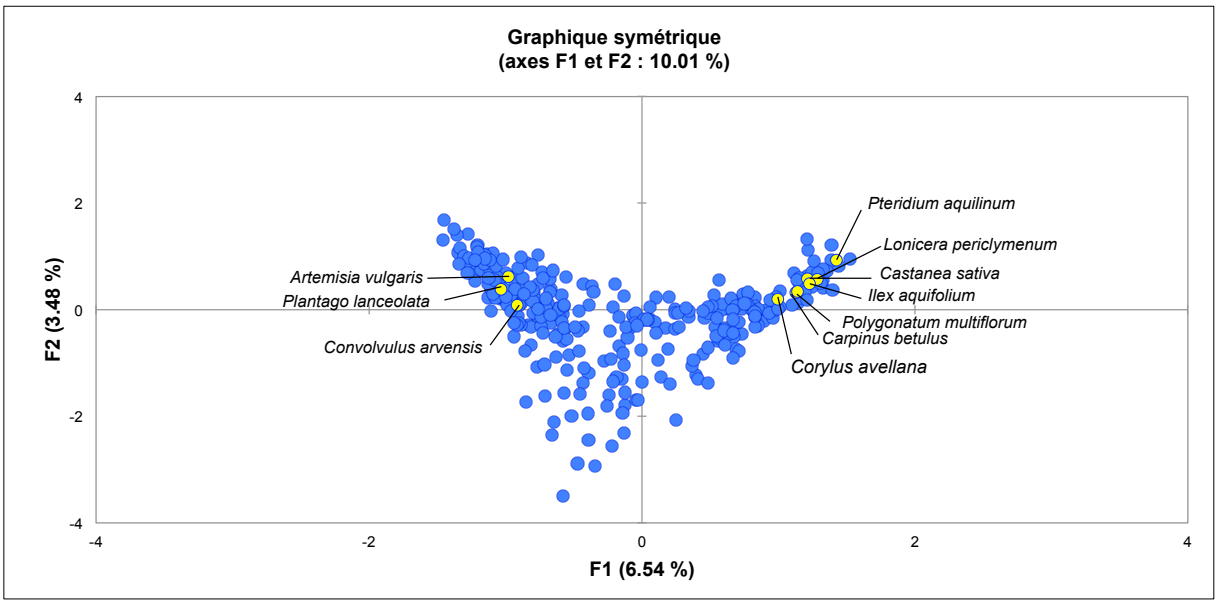


Figure VIII-2 : Projection géométrique des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe 1 (en jaune ; l'axe 1 a été étiré par rapport à l'axe 2 pour faciliter la lisibilité).

Il devient dès lors pertinent de porter le regard sur les nombreuses variables qui occupent une position centrale sur l'axe 1, telles qu'on peut les observer à titre d'exemple dans l'intervalle des coordonnées, entre –0,1 et +0,1 :

Lapsana communis	*Galium aparine*
Urtica dioica	*Salix caprea*
Agrostis stolonifera	*Angelica sylvestris*
Ailanthus altissima	*Lycopus europaeus*
Quercus sp	*Eupatorium cannabinum*
Veronica chæmedrys	*Festuca heterophylla*
Viburnum opulus	*Clematis vitalba*
Anthoxanthum odoratum	*Chaerophyllum temulum*

Ces espèces sont parmi les plus caractéristiques des formations de friche, buissonnantes ou arbustives, comprenant des espèces s'accommodant des perturbations anthropiques (Ortie dioique (*Urtica dioica*), Gaillet gratteron (*Galium aparine*), Ailante (*Ailanthus altissima*), Clématite (*Clematis vitalba*)) ou s'épanouissant dans les lisières ou les haies (Viorne obier (*Viburnum opulus*), Véronique petit-chêne (*Veronica chæmedrys*), Lampsane commune (*Lapsana communis*), Saule marsault (*Salix Caprea*), Angélique des bois (*Angelica sylvestris*), Cerfeuil penché (*Chaerophyllum temulum*), Flouve odorante (*Anthoxanthum odoratum*)) ou encore des espèces herbacées des clairières ou des ouvertures dans les boisements lâches (Lycope d'Europe (*Lycopus europaeus*), Eupatoire chanvrine (*Eupatorium cannabinum*), Agrostide stolonifère (*Agrostis stolonifera*), Fétuque à feuilles variables (*Festuca heterophylla*)).

L'AFC permet fort logiquement à ce stade de confirmer sur le plan statistique ce que l'œil humain avait constaté : deux grands types de contextes végétaux s'opposent, d'un côté des contextes forestiers, de l'autre des contextes ouverts herbacés et entre les deux l'infinie variation des types de recouvrement végétaux, plus ou moins buissonnants, arbustifs ou arborés. Ce facteur 1 a un lien direct avec l'hétérogénéité paysagère de la Ceinture verte. Cette hétérogénéité agit sur les cortèges floristiques que l'on rencontre et il y a donc un lien direct entre paysage et flore. D'une certaine façon, le mode d'intervention anthropique est aussi traduit par cet axe où les parties aménagées et les paysages construits se situent aux deux extrémités de l'axe tandis que la partie intermédiaire désigne les formations de l'abandon et de la reconquête spontanée.

8.2.3. Axe 2 : un facteur hydrique discriminant pour les formations basses

L'axe factoriel numéro 2 (voir tableau VIII-1) porte 3,475 % de l'inertie totale. Avec une valeur propre de 0,336 son poids est peu important mais il reste interprétable.

En ce qui concerne les relevés, les contributions sont assez fortes. Sur les 18 individus mentionnés, 15 allongent l'axe sur la partie négative. Ils sont tous situés dans le secteur des vallées de l'Yvette, de la Mérantaise ou de la Salmouille : MER7, GIF11, GIF7 et GIF9 ont été faits dans des formations herbacées aux sols humides, en fond de vallée. JAN5, STR5, ou GIF13 sont des formations buissonnantes/arbustives, voire arborées (MER6, MER14) également sur substrat humide. BEA5 et LOZ5 sont des formations buissonnantes/arbustives de bords de l'eau. La particularité du secteur de la Vallée de l'Yvette ressort ici assez nettement en donnant à voir des milieux originaux, liés à la présence de l'eau.

Dans une moindre mesure, seuls trois individus contribuent à l'allongement de l'axe 2 sur la partie négative. PIE7, PIE1 et PIE2 sont des formations herbacées de la Plaine de Pierrelaye, de bord de culture, dans des conditions hydriques plus sèches, sans que ce critère soit leur caractéristique première. La qualité de représentation est de toute façon très faible ici.

Tableau VIII-4 : Coordonnées des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F2.

	Relevés	Contributions	Qualité de la représentation	Coordonnées
Coordonnées négatives	**MER7**	0,061	0,284	-3,767
	GIF7	0,051	0,236	-3,543
	GIF9	0,049	0,265	-3,407
	GIF11	0,061	0,271	-3,239
	STR5	0,03	0,163	-2,592
	GIF13	0,029	0,241	-2,5
	JAN5	0,04	0,254	-2,469
	BEA5	0,03	0,216	-1,975
	LOZ2	0,026	0,195	-1,884
	GIF5	0,016	0,114	-1,847
	MER6	0,021	0,176	-1,803
	ARN3	0,014	0,069	-1,796
	BEA4	0,016	0,131	-1,474
	MER14	0,017	0,129	-1,466
	GIF12	0,014	0,132	-1,399
Coord. positives	**PIE2**	0,014	0,088	1,476
	PIE1	0,017	0,091	1,58
	PIE7	0,017	0,088	2,186

Les espèces mentionnées dans le tableau VIII-5 qui contribuent à l'allongement négatif de l'axe peuvent ainsi être qualifiées d'hygrophiles, présentes dans des contextes de ripisylves ou de prairies humides telles que la Salicaire (*Lythrum salicaria*), la Grande Consoude (*Symphytum officinale*), le Scrofulaire aquatique (*Scrophularia auriculata*), ou la Reine des prés (*Filipendula ulmaria*). Seules deux espèces contribuent à l'allongement positif de l'axe, avec des qualités de représentation faibles : la Fougère aigle (*Pteridium aquilinum*) et le Coquelicot (*Papaver rhoeas*), à la contribution plus faible. Ces espèces sont adaptées à des contextes plus secs sans que ce critère soit déterminant en ce qui les concerne. Le facteur 2 met en évidence un gradient lié à l'humidité des sols mais le peu de relevés faits dans des milieux xérophiles ou mésoxérophiles (pelouses calcaires notamment) empêche l'allongement de l'axe de façon significative dans cette direction.

Tableau VIII-5 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F2.

	Espèces	Abréviation	Contribution	Qualité de la représentation	Coordonnées
Coordonnées négatives	Silene flos-cuculi	SlFl	0,02	0,223	-3,489
	Carex acutiformis	CxAt	0,021	0,241	-2,931
	Galium uliginosum	GaUl	0,017	0,233	-2,882
	Mentha aquatica	MhAq	0,021	0,292	-2,552
	Lysimachia vulgaris	LSVu	0,012	0,169	-2,454
	Phalaris aretinacea	PHAr	0,021	0,229	-1,999
	Phragmites australis	PgAu	0,021	0,234	-1,946
	Filipendula ulmaria	FiUl	0,024	0,332	-1,936
	Lythrum salicaria	LYSl	0,031	0,432	-1,816
	Scrophularia auriculata	ScAu	0,024	0,31	-1,79
	Potentilla anserina	PtAn	0,012	0,122	-1,727
	Angelica sylvestris	AGSy	0,018	0,284	-1,69
	Symphytum officinale	SYOf	0,027	0,379	-1,595
	Lotus pedunculatus	LuPe	0,015	0,234	-1,586
	Persicaria maculosa	PeMa	0,012	0,165	-1,367
	Eupatorium cannabinum	EtCa	0,016	0,24	-1,356
	Salix Alba	SxAb	0,012	0,134	-1,347
	Salix cinerea	SxCn	0,019	0,272	-1,302
	Alnus glutinosa	AnGl	0,015	0,21	-1,263
	Mentha suaveolens	MhSv	0,013	0,178	-1,193
Co. Pos.	Pteridium aquilinum	PTAq	0,013	0,07	0,926
	Papaver rhoeas	PpRh	0,012	0,131	1,22

8.2.4. L'axe 3 différencie les types de boisements

La représentation graphique du deuxième plan factoriel croisant les facteurs 1 et 3 donne à voir l'effet du facteur 3 sur la répartition des variables (figure VIII-3), effet qui ne concerne plus qu'une partie des relevés puisqu'il opère une distinction entre les espèces et les relevés forestiers (partie positive de l'axe 1). L'analyse du facteur 3 met cependant en évidence d'un côté les communautés végétales propres aux futaies de châtaignier sur sol acide et pauvre en nutriments. De manière moins flagrante, à l'opposé, l'axe 3 met en évidence des communautés végétales arborées plus hétérogènes sur le plan structurel et sur des sols plus riches en nutriments.

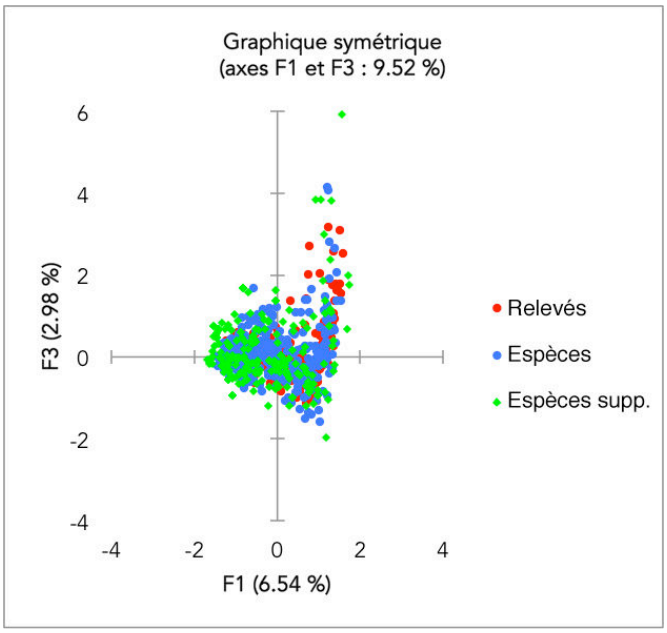


Figure VIII-3 : Projection géométrique des relevés, des espèces et des espèces supplémentaires sur l'axe factoriel F1-F3.

L'étude des relevés confirme cette interprétation même si, une nouvelle fois, la qualité de la représentation des relevés par l'axe 3 est faible. Nous ne tiendrons pas compte des individus dont le cosinus carré est inférieur à 0,1. Les relevés avec des coordonnées positives ont été réalisés dans un contexte de forêt publique communale ou domaniale. Ils correspondent majoritairement à des futaies régulières comme dans le secteur de la vallée de Chevreuse (MER19, JAN7, GMZ14, GMZ2, LOZ7, STR6), parfois désordonnées, avec des trouées (GMZ16, JAN6), voire nettoyées (MER5), ou comme en forêt de Montmorency, en situation d'écotone (MON17), et d'anciennes trouées reconquises par la végétation arbustive (MON7). On note l'absence de plusieurs autres stations de la forêt de Montmorency qui sont situées en position intermédiaire le long de l'axe 3.

Les relevés aux coordonnées négatives, moins nombreux dans la contribution à l'axe 3, rassemblent des formations arbustives rudérales et isolées dans un contexte agricole, en plaine de France notamment (ARN2, BOU1).

Tableau VIII-6 : Position des relevés contribuant le plus à l'allongement de l'axe F3.

	Relevés	Contributions	Qualité de la représentation	Coordonnées
Coordonnées positives	**ARN2**	0,019	0,148	-2,073
	AUV2	0,014	0,069	-2,008
	VAU2	0,013	0,091	-1,97
	BOU1	0,013	0,119	-1,858
Coordonnées négatives	**GIF11**	0,017	0,063	1,692
	GIF9	0,014	0,064	1,812
	GIF7	0,014	0,055	1,845
	MON9	0,016	0,09	2,565
	GMZ16	0,022	0,161	2,579
	MER12	0,013	0,073	2,642
	LOZ7	0,016	0,131	3,05
	MER5	0,019	0,174	3,054
	janv-06	0,013	0,172	3,296
	STR6	0,015	0,104	3,337
	GMZ2	0,02	0,146	3,35
	janv-07	0,03	0,144	3,739
	MON13	0,025	0,075	3,808
	GMZ14	0,027	0,235	4,7
	MER19	0,032	0,159	4,832
	MON15	0,031	0,092	5,036
	MON17	0,036	0,181	5,783
	MON7	0,033	0,123	5,927

Les espèces qui contribuent à l'allongement de l'axe 3 sont ici réparties selon leurs coordonnées et permettent de distinguer deux groupes (voir tableau VIII-7) :

- En positif, on retrouve un beau cortège acidiphile : *Pteridum aquilinum, Deschampsia flexuosa, Castanea sativa, Vaccinium myrtillus, Calluna vulgaris, Carex pillulifera, Sorbus aucuparia, Betula verrucosa, Betula pubescens, Fagus sylvatica, Juncus effusus, Quercus petraea*. Ce premier groupe réunit des espèces rencontrées dans les forêts publiques où le traitement en futaie domine, sur sols acides, pour lesquels Châtaigniers et Chênes sessiles sont par ailleurs dominants. Les espèces rassemblées ici ont la particularité écologique de privilégier les sols avec un pH acide et un niveau trophique faible en particulier la Fougère aigle (*Pteridum aquilinum*), la Canche flexueuse

(*Deschampsia flexuosa),* le Châtaignier (*Castanea sativa*), la Callune (*Calluna vulgaris*) ou la Laîche à pilules (*Carex pillulifera).*

- En négatif, on retrouve un cortège neutrophile ou basiphile avec la présence plus opiniâtre de nitrophiles : *Sambucus nigra, Geum urbanum, Ulmus minor, Hedera helix, Arum maculatum, Alliaria petiolata, Crataegus monogyna* et *Galium aparine.* Ce second groupe réunit des espèces ligneuses telles le Sureau noir (*Sambucus nigra*), l'Orme champêtre (*Ulmus minor*) ou l'Aubépine (*Crataegus monogyna*) ou des espèces herbacées comme la Benoite commune (*Geum urbanum*), le Gouet tacheté (*Arum maculatum*) ou l'Alliaire (*Alliaria petiolata*), toutes rencontrées dans des formations arborées/arbustives plus hétérogènes sur le plan de la structure interne. Elles sont typiques des boisements rudéraux sur des sols avec un pH à tendance basique et un niveau trophique plus élevé.

Tableau VIII-7 : Coordonnées des espèces contribuant le plus à l'allongement de l'axe F3

	Espèces	Contribution	Qualité de la représentation	Coordonnées
Coordonnées négatives	*Arum maculatum*	0,013	0,128	-1,08
	Ulmus minor	0,015	0,152	-0,837
	Sambucus nigra	0,022	0,265	-0,732
	Alliaria petiolata	0,013	0,121	-0,712
	Geum urbanum	0,016	0,216	-0,568
	Hedera helix	0,013	0,183	-0,495
	Crataegus monogyna	0,013	0,181	-0,484
	Galium aparine	0,012	0,211	-0,475
Coordonnées positives	*Quercus petraea*	0,016	0,105	0,884
	Castanea sativa	0,04	0,257	1,036
	Juncus effusus	0,016	0,141	1,099
	Betula verrucosa	0,023	0,167	1,102
	Fagus sylvatica	0,021	0,121	1,371
	Sorbus aucuparia	0,024	0,139	1,374
	Carex pillulifera	0,03	0,165	1,925
	Pteridum aquilinum	0,077	0,353	2,073
	Deschampsia flexuosa	0,04	0,179	2,659
	Betula pubescens	0,022	0,102	2,814
	Calluna vulgaris	0,031	0,101	4,079
	Vaccinium myrtillus	0,032	0,088	4,147

L'AFC ne permet pas de préciser plus avant les facteurs qui agissent dans la répartition géographique des communautés végétales. Compte tenu du poids du facteur 1, et pour préciser l'analyse, nous avons décidé de considérer séparément, dans les paragraphes suivants, les individus qui se situent de part et d'autre de l'axe 1 selon qu'ils possèdent des coordonnées négatives (dominante herbacée) ou positives (dominante forestière). Cette coupure peut apparaître un peu brutale si l'on considère qu'un continuum des types de formations ressort au travers de l'analyse de l'axe 1. Elle se veut pratique mais ne doit donc pas faire oublier la gradation qui existe entre des friches de milieux ouverts et des friches de milieux plus fermés.

8.3. Analyse factorielle des communautés à dominante herbacée

Un point mérite d'être précisé avant d'engager cette seconde analyse. Compte tenu de l'allongement du nuage de points sur l'axe 1 (figure VIII-4), ce découpage inclut des individus qui occupaient une position centrale, donc neutre dans le premier axe, ne relevant ni de l'un ni de l'autre : tout le cortège des friches en réalité. Certaines seront donc incluses d'un côté ou de l'autre selon qu'elles possèdent plus ou moins d'espèces herbacées ou arborées. Une nouvelle fois, les espèces rencontrées moins de quatre fois ont été considérées comme variables supplémentaires. Ce faisant, l'inertie totale atteint 5,4 % dénotant une structure assez forte de la matrice de données. 108 relevés sont ici croisés avec 215 espèces, plus 209 espèces considérées comme individus supplémentaires.

Tableau VIII-8 : valeurs propres et pourcentage d'inertie des premiers axes factoriels

	F1	F2	F3	F4	F5
Valeur propre	0,383	0,239	0,227	0,212	0,155
Inertie (%)	7,087	4,428	4,192	3,931	2,865
% cumulé	7,087	11,515	15,707	19,638	22,503

Avec une valeur propre de 0,383 et un pourcentage d'inertie de 7,087 %, le facteur 1 ressort comme un facteur majeur. Il devance les facteurs 2, 3 et 4 dont la valeur propre dépasse 0,2 et l'inertie tourne autour de 4 %, les rendant pertinents pour l'analyse. Avec 19,6 % de la variance, ces axes n'expliquent qu'une part modeste de l'information contenue dans la matrice, chiffre cependant habituel pour des tableaux de données floristiques à l'information très dispersée, confirmant s'il en était besoin l'hétérogénéité des associations floristiques à l'œuvre.

8.3.1. Singularité des milieux herbacés humides

La figure VIII-4 nous montre un facteur 1 qui organise les données de façon graduelle.

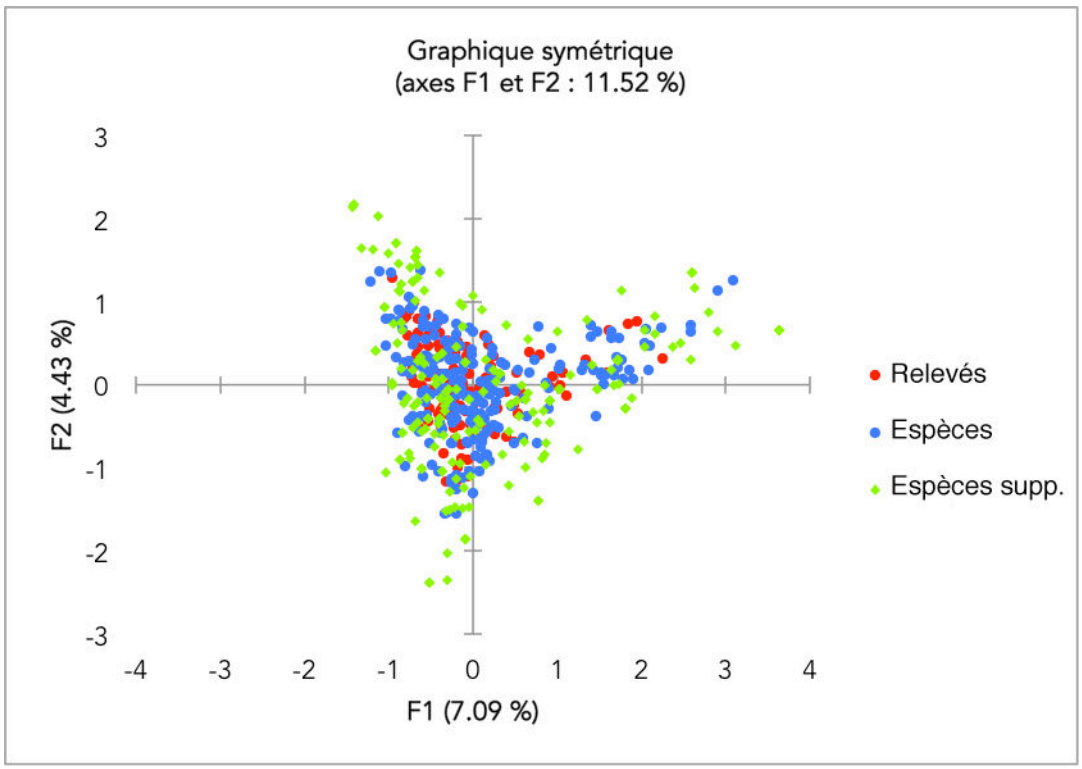


Figure VIII-4 : Projection géométrique des relevés et des espèces issus des communautés végétales à dominante herbacée sur les axes factoriels F1-F2.

Du point de vue des stations, on retrouve bien les relevés qui avaient été mis en évidence sur l'axe factoriel numéro 2 de l'analyse globale soit des prairies humides toutes situées dans le secteur de la Vallée de l'Yvette (MER7, JAN5, GIF7, GIF11, GIF9). À l'opposé, sur la partie négative, les bas côtés herbacés des chemins agricoles de la Plaine de Pierrelaye (PIE1, PIE7, PIE2, PIE6), déjà évoqués précédemment, auxquels il faut ajouter un relevé de la Plaine de France réalisé au cœur du triangle de Gonesse (GON12) et donnant également à voir un chemin herbacé agricole.

Tableau VIII-9 : Coordonnées des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F1 pour les communautés herbacées.

	Relevés	Contribution	Qualité de la représentation	Coordonnées
Coordonnés négatives	**PIE7**	0,018	0,106	-0,959
	PIE6	0,016	0,131	-0,799
	GON12	0,014	0,085	-0,783
	PIE1	0,02	0,124	-0,735

	PIE2	0,017	0,123	-0,719
Coordonnées positives	**BEA4**	0,032	0,202	0,913
	GIF5	0,022	0,162	0,949
	LOZ2	0,045	0,244	1,064
	BEA5	0,047	0,24	1,115
	STR5	0,037	0,214	1,337
	JAN5	0,081	0,39	1,602
	GIF11	0,08	0,354	1,612
	GIF9	0,075	0,384	1,845
	GIF7	0,08	0,372	1,94
	MER7	0,1	0,411	2,25

Opposées à l'essentiel du nuage de points, les espèces mentionnées dans le tableau VIII-10 sont toutes réunies sur la partie positive de l'axe. Ce sont des espèces hygrophiles, ce que confirment les caractéristiques écologiques des stations où ces relevés ont été faits, soit des milieux humides. Ces espèces ont été évoquées au paragraphe précédent, auxquelles il faut ici ajouter la Laîche des marais (*Carex acutiformis*) ou la Menthe aquatique (*Mentha aquatica*).

Tableau VIII-10 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F1 pour les communautés herbacées.

	Espèces	**Contribution**	**Qualité de la représentation**	**Coordonnées**
Coordonnées positives	*Symphytum officinale*	0,03	0,478	1,561
	Juncus conglomeratus	0,02	0,335	1,638
	Lotus pedunculatus	0,022	0,377	1,649
	Alnus glutinosa	0,021	0,369	1,68
	Lythrum salicaria	0,035	0,531	1,721
	Phalaris aretinacea	0,022	0,252	1,727
	Phragmites australis	0,026	0,29	1,78
	Angelica sylvestris	0,02	0,33	1,856
	Juncus effusus	0,027	0,443	2,031
	Scrophularia auriculata	0,031	0,397	2,051
	Filipendula ulmaria	0,032	0,473	2,102
	Galium uliginosum	0,024	0,37	2,58
	Mentha aquatica	0,029	0,46	2,581
	Carex acutiformis	0,031	0,376	2,904
	Silene flos-cuculi	0,028	0,346	3,09

Les espèces qui participent à l'allongement de l'axe ont des contributions (0,13 au maximum) ou des qualités de représentation médiocres. Seuls ressortent le Coquelicot (*Papaver Rhoeas*)

mais également le Géranium mou (*Geranium molle*) ou l'Armoise commune (*Artemisia vulgaris*). En vérité, ces herbacées sociales qui colonisent les zones non cultivées des espaces agricoles, bas côtés de chemin ou jachères, ne peuvent être qualifiées de xérophiles. Leurs exigences d'un point de vue hydrique sont simplement plus neutres que celles des espèces de la partie positive de l'axe 1.



Photographie 1 : Prairie humide proche de l'Yvette sur la commune de Gif-sur-Yvette (GIF7 – 32 espèces collectées).
Le paysage offre une vue dégagée, en fond de vallée, dominée par la végétation herbacée, ici composée principalement de Laîche des marais (*Carex acutiformis*). Tout le cortège des espèces hygrophiles s'y retrouve aussi : Reine des prés (*Filipendula ulmaria*), Salicaire (*Lythrum salicaria*), Menthe aquatique (*Mentha aquatica*), Roseau commun (*Phragmites australis*) ou les moins communes Lychnide fleur de coucou (*Silene flos-cuculi*) et Inule dysentérique (*Pulicaria dysenterica*). Un « bruit » anthropophile subsiste par ailleurs avec la présence de l'Ortie, du Liseron des champs (*Convolvulus arvensis*) ou du Fromental (*Arrhenatherum elatius*)



Photographie 2 : Zone humide au cœur d'un boisement, reconquise par la végétation buissonnante et arbustive dans le vallon de la Salmouille, sur la commune de Janvry (JAN5 – 51 espèces collectées).
La fonction d'agrément est absente au profit d'un usage économique avec la plantation de peupliers (*Populus canadensis*). Le paysage est ici beaucoup plus fermé, difficilement pénétrable ; il ne fait pas l'objet d'une mise en valeur. Entre les jeunes peupliers croissent spontanément des ligneux hygrophiles tels que les Aulnes (*Alnus glutinosa*) et les Saules cendrés (*Salix cinerea*) et des espèces davantage synonymes d'enfrichement, telles les diverses Cirses, la Cirse des marais notamment (*Cirsium palustre*) ou plus encore la clématite (*Clematis vitalba*) ou le murier (*Rubus fruticosus*).

Planche photographique VIII-1 : Deux facettes paysagères des milieux herbacés humides, l'un ouvert et mis en valeur, l'autre fermé et enfriché (F. Roussel, juin 2015).

8.3.2. Axe 2 : une opposition entre milieux ouverts et milieux arbustifs en secteur agricole

L'axe 2 différencie les relevés et les espèces qui étaient dans une position assez centrale dans le premier axe pirncipal de la première AFC, soit l'ensemble des formations en position intermédiaire de type friches ou haies.

L'examen du nuage de points des relevés montre bien que les qualités de la représentation sont faibles. Sont ici mis en évidence des stations situées dans des secteurs agricoles où se sont

maintenues des bordures arborées comme en Plaine de France dans le secteur de Vaudherland (VAU6), aux abords de Goussainville, le long du Crould (GSS4), ou à Gonesse (GON21). Il peut aussi s'agir de stades intermédiaires d'enfrichement, sous une ligne à haute tension comme en Plaine de Bessancourt (BES11).

Tableau VIII-11 : Coordonnées des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F2 pour les communautés herbacées.

	Relevés	Contribution	Qualité de la représentation	Coordonnées
Coordonnées négatives	**BES11**	0,053	0,182	-1,165
	VAU6	0,053	0,241	-1,151
	GSS4	0,036	0,214	-1,103
	BOI3	0,039	0,157	-0,99
	GON16	0,034	0,14	-0,907
	GON21	0,026	0,122	-0,879
	FRE16	0,023	0,092	-0,723
	MER17	0,022	0,09	-0,679
Coordonnées positives	**GIF11**	0,021	0,059	0,66
	GIF7	0,02	0,057	0,76
	GON23	0,024	0,145	0,79
	PIE6	0,027	0,141	0,83
	MER9	0,02	0,087	0,833
	GON24	0,025	0,136	0,99
	PIE7	0,053	0,192	1,29

A l'opposé, ces mêmes secteurs agricoles donnent à voir des milieux herbacés très ouverts, en Plaine de Pierrelaye (PIE7 et PIE6) ou en Plaine de France (GON21 et GON24). On retrouve d'ailleurs ici, avec un cosinus carré très faible, les prairies humides de la vallée de l'Yvette (GIF11 et GIF7).

Sur la partie négative de l'axe, ressortent le Sureau noir (*Sambucus nigra)*, le Cornouiller sanguin (*Cornus sanguinea*) et l'Aubépine (*Crataegus monogyna*) tous arbustes caractéristiques des haies et friches arbustives. À l'inverse, l'Ivraie vivace (*Lolium perenne*), la Renouée des oiseaux (*Polygonum aviculare*) ou l'Orge à queue de rat (*Hordeum murinum)* sont caractéristiques des formations herbacées très ouvertes (où persistent des sols nus). L'axe factoriel numéro 2 oppose ainsi des communautés à la structure interne simple (une seule strate) à des communautés structurées de façon plus complexe.

Tableau VIII-12 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F2 pour les communautés herbacées.

	Espèces	Contribution	Qualité de la représentation	Coordonnées
Coordonnées négatives	*Chaerophyllum temulum*	0,016	0,145	-1,304
	Prunus avium	0,023	0,218	-1,179
	Sambucus nigra	0,029	0,259	-1,13
	Cornus sanguinea	0,026	0,268	-1,085
	Prunus spinosa	0,02	0,226	-1,044
	Ulmus minor	0,016	0,139	-1,039
	Cratægus monogyna	0,025	0,296	-0,885
	Geum urbanum	0,022	0,241	-0,86
	Rosa canina	0,015	0,2	-0,681
Coordonnées positives	*Rumex crispus*	0,015	0,159	0,635
	Lolium perenne	0,025	0,249	0,725
	Hordeum murinum	0,017	0,145	0,901
	Capsella bursa-pastoris	0,022	0,143	1,355
	Polygonum aviculare	0,018	0,135	1,386



Photographie 1 : Haie arbustive dans le vallon du Crould à Goussainville (GSS4 – 26 espèces collectées). Ce type de configuration paysagère est rare dans le secteur de la plaine de France. Il faut s'aventurer le long de rus par des chemins de traverse souvent malaisés pour y accéder. La flore y tranche avec les cortèges purement agricoles des alentours, même si les espèces ligneuses y sont communes : Merisier (*Prunus avium*), Orme champêtre (*Ulmus minor*) ou Lierre (*Hedera helix*). Cette haie résiduelle abrite aussi des espèces de friche où se retrouvent clématites, gaillets gratterons, lamiers blancs, ronces et, bien sûr, orties, voire des invasives tel le Solidage du Canada (*Solidago canadensis*). Autant de signes d'une forme d'abandon paysager.



Photographie 2 : Chemin agricole herbacé en Plaine de Pierrelaye (PIE6 – 36 espèces collectées ; la ville de Pierrelaye est visible au loin). Le paysage est largement dégagé, fortement marqué par l'activité agricole ne laissant que peu de place à la végétation spontanée. Les étroits chemins sur lesquels elle croît sont du reste régulièrement soumis à la fauche, ce qui permet de maintenir une strate purement herbacée assez riche. Un large panel de graminées est ainsi présent (Bromes, Agrostides, Ivraie, Dactyle, Pâturin, Orge, Chiendent) de même que des espèces typiques des formations herbacées anthropisées tels la Mauve oubliée (*Malva neglecta*), le Géranium mou (*Geranium molle*) ou le Plantain majeur (*Plantago major*).

Planche photographique VIII-2 : Milieux fermés et milieux ouverts dans les secteurs d'agriculture (F. Roussel, 2014 et 2015).

8.3.3. L'axe 3 : une action anthropique plus ou moins marquée

Le facteur trois possède une valeur propre assez faible (0,227) mais contribue pour 4,2 % de l'inertie. La disposition géométrique des individus et valeurs donne à voir une influence sur les données situées sur la partie négative de l'axe factoriel n°1, à savoir, les espèces et les relevés ne répondant pas au facteur hydrique.

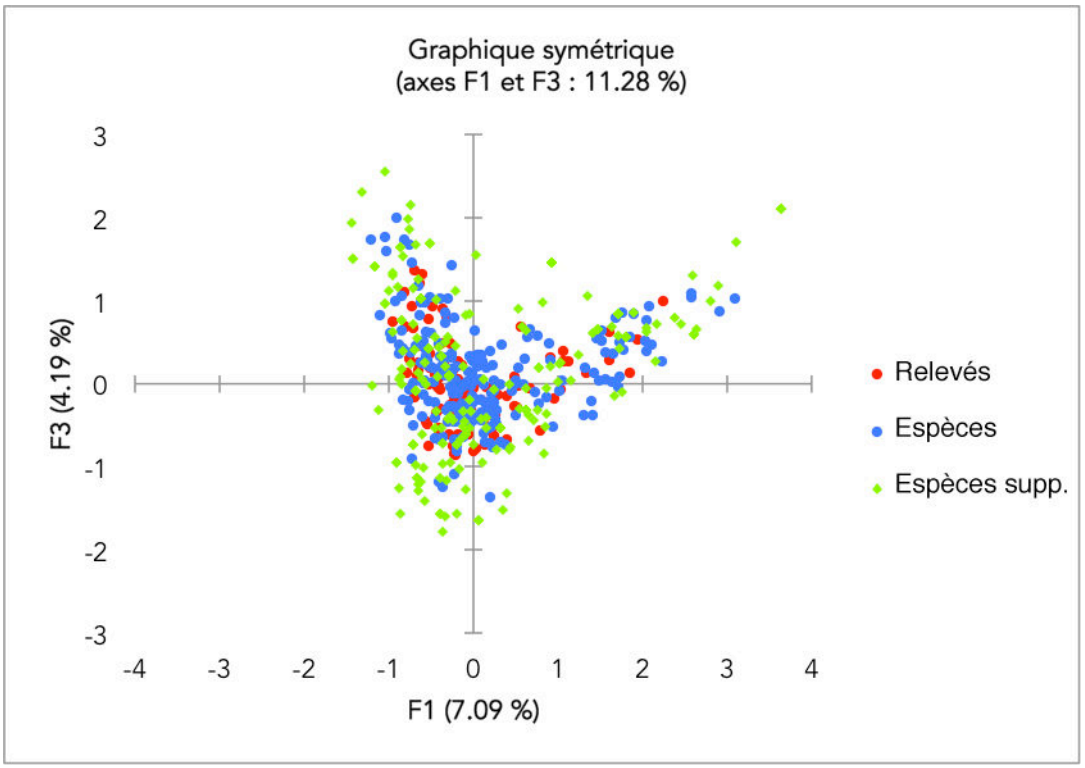


Figure VIII-5 : Projection géométrique des relevés et des espèces sur les axes factoriels F1 et F3 pour les communautés à dominantes herbacées.

L'axe 3 met en évidence l'opposition entre des communautés herbacées davantage sous pression agricole, parfois en situation de reconquête, et des communautés herbacées plus installées sous la forme notamment de prairies. L'analyse plus géographique des relevés confirme ce point. Les relevés en situation positive sur l'axe F3 sont pour la plupart situés en Plaine de Pierrelaye, et sont autant de milieux typiques de contextes de friches herbacées, tel que l'abandon agricole de la Plaine – dont les produits sont impropres à la consommation humaine – peut en engendrer. À l'opposé, les relevés en position négative correspondent à des étendues herbacées de type prairial, sur des parcelles moins intensifiées mais bel et bien entretenues (fauches), tels les vallons de la Plaine de France à Bouqueval (BOU2, BOU9) ou à Vaudherland (VAU1) ou bien sur les abords immédiats des plateaux agricoles, contre les coteaux boisés, dans le secteur de la Vallée de l'Yvette, à Gometz-la-Ville (GMZ8) ou à Bures-sur-Yvette (BUR10).

Tableau VIII-13 : Coordonnées des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F3 pour les communautés herbacées.

	Relevés	Contribution	Qualité de représentation	Coordonnées
Coordonnées négatives	**GMZ8**	0,025	0,149	-0,846
	BOU2	0,026	0,166	-0,782
	BOU9	0,021	0,142	-0,759
	BUR10	0,023	0,113	-0,628
	VAU1	0,024	0,129	-0,604
Coordonnées positives	**JAN5**	0,021	0,059	0,622
	PIE2	0,025	0,107	0,669
	PIE6	0,02	0,095	0,682
	PIE4	0,032	0,141	0,783
	BES11	0,027	0,087	0,806
	BES5	0,032	0,151	0,903
	PIE1	0,055	0,202	0,937
	PIE9	0,038	0,162	0,941
	MER7	0,034	0,082	1,002
	PIE8	0,03	0,119	1,099
	BES7	0,038	0,132	1,215
	BES2	0,05	0,188	1,322
	BES9	0,04	0,144	1,373

Deux groupes d'espèces sont opposés par ce troisième facteur :

- un premier est constitué d'espèces aux coordonnées positives, dans la partie supérieure de l'axe F3 : Calamagrostide commune (*Calamagrostis epijeios*), qui est la mieux représentée, Cynoglosse officinale (*Cynoglossum officinale*), Géranium mou (*Geranium molle*), Sabline à feuilles de serpolet (*Arenaria serpyllifolia*), Onagre bisanuelle (*Œnothera biennis*), Torilis des champs (*Torilis arvensis*), Bec-de-Grue à feuilles de ciguë (*Erodium cicutarium*), Molène bouillon blanc (*Verbascum thapsus*) et Géranium fluet (*Geranium pusillum*). Toutes ces espèces sont des héliophytes herbacées. Les indicateurs écologiques auxquels elles renvoient d'après la base de données CATMINAT les désignent comme caractéristiques des ourlets, friches ou tonsures à tendance thermophile (hormis la Calamagrostide) sur sols basiques et riches en éléments organiques, pouvant cependant contenir des éléments sableux).
- Un second donne à voir des espèces aux coordonnées négatives sur l'axe factoriel F3 : Géranium disséqué (*Geranium dissectum*), le plus justement représenté, et Céraiste

agglomérée (*Cerastium glomeratum*), Trèfle douteux (*Trifolium dubium*), Renoncule âcre (*Ranunculus acris*). Un peu plus loin dans la hiérarchie des contributions, avec 0,017, le Pâturin commun (*Poa trivialis*) est également associé. Toutes ces espèces sont également des héliophytes herbacées. Les espèces du second groupe se rencontrent plutôt sur des sols plus limoneux dans des contextes davantage prairiaux, en particulier la Renoncule âcre (*Ranunculus acris*), le Trèfle douteux (*Trifolium dubium*) ou le Pâturin commun (*Poa trivialis*).

Tableau VIII-14 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F3 pour les communautés herbacées.

	Espèces	Contribution	Qualité de représentation	Coordonnées
Coordonnées négatives	*Trifolium dubium*	0,025	0,208	-1,238
	Cerastium glomeratum	0,029	0,27	-1,089
	Geranium dissectum	0,029	0,317	-0,813
	Ranunculus acris	0,02	0,188	-0,718
Coordonnées positives	*Geranium pusillum*	0,02	0,173	0,997
	Geranium molle	0,032	0,28	1,056
	Torilis arvensis	0,022	0,204	1,174
	Calamagrostis epigeios	0,038	0,351	1,435
	Oenothera biennis	0,029	0,215	1,466
	Erodium cicutarium	0,022	0,132	1,604
	Verbascum thapsus	0,021	0,155	1,668
	Arenaria serpyllifolia	0,031	0,18	1,764
	Cynoglossum officinale	0,034	0,267	1,992

Tableau VIII-15 : valeurs indicatrices écologiques des espèces contribuant à l'allongement de l'axe 3 (d'après la base de données CATMINAT)

	Lumière	Température	Continentalité	Humidité atmosphérique	Humidité édaphique	Réaction du sol (pH)	Niveau trophique	Texture	Matière organique
Groupe 1 (coord. positives)									
Calamagrostis epigeios	7	5	5	6	6	5	6	4	3
Cynoglossum officinale	7	6	5	4	3	7	7	4	2
Geranium molle	6	5	5	5	5	6	6	4	1
Arenaria serpyllifolia	*Non renseigné*								
Oenothera biennis	8	6	5	4	4	7	4	4	2
Torilis arvensis	7	7	3	4	4	8	7	2	2
Erodium cicutarium	*Non renseigné*								
Verbascum thapsus	8	5	5	4	4	7	7	3	2
Geranium pusillum	7	6	5	5	5	6	7	3	3
Groupe 2 (coord. négatives)									
Geranium dissectum	7	5	5	5	5	8	6	3	2
Cerastium glomeratum	7	5	5	5	6	5	6	3	3
Trifolium dubium	6	5	5	5	5	6	5	3	2
Ranunculus acris	7	4	5	7	5	6	6	3	3
Poa trivialis	5	5	5	7	7	6	7	1	3



Photographie 1 : Parcelle agricole délaissée au nord de la Plaine de Pierrelaye-Bessancourt, sur la commune de Méry-sur-Oise (BES2 – 23 espèces collectées). Perdues au cœur de la Plaine, les parcelles agricoles sont abandonnées et laissées à la reconquête spontanée d'espèces pionnières très sociales telles que le Chardon crépu (*Carduus crispus*) qui domine ici fortement le paysage. L'onagre bisannuelle (*Oenothera biennis*) dont on aperçoit ici les fleurs jaunes est également typique de ce type de contexte d'abandon agricole. Cynoglosse officinale (*Cynoglossum officinale*), Bec-de-Grue à feuilles de ciguë (*Erodium cicutarium*), Sabline à feuilles de serpolet (*Arenaria serpyllifolia*) s'y associent volontiers comme sur cette parcelle.



Photographie 2 : Prairie fauchée sur les hauteurs de la vallée de Chevreuse à Gometz-le-Châtel (GMZ8 – 30 espèces collectées). Le paysage donne à voir une formation herbacée entretenue par des fauches annuelles. L'arrière plan boisé marque le haut du versant de la vallée. Les graminées ont dans ce type de contexte un poids paysager déterminant. L'Agrostide commune (*Agrostis capillaris*) est ainsi en situation dominante. Fromental élevé (*Arrhenatherum elatius*), Dactyle aggloméré (*Dactylis glomerata*) mais aussi Carottes sauvages (*Daucus carota*), Plantain à feuilles lancéolées (*Plantago lanceolata*) et trèfles l'accompagnent notamment. Une telle formation participe d'une esthétique champêtre du territoire, en lien notamment avec des itinéraires de randonnée.

Planche photographique VIII-3 : Deux exemples de parcelles agricoles herbacées, l'une laissée au dynamique spontanée, l'autre entretenue (F. Roussel 2014 et 2015).

8.3.4. Axe 4 : des friches plus ou moins nitrophiles

Le facteur numéro 4 possède une valeur propre de 0,212 et contribue à hauteur de 3,93 % à l'inertie de la matrice de données. Ces chiffres sont faibles ce qui témoigne de ce que quelques relevés et quelques espèces (ici positionnés sur la partie positive de l'axe) s'opposent à tout le reste.

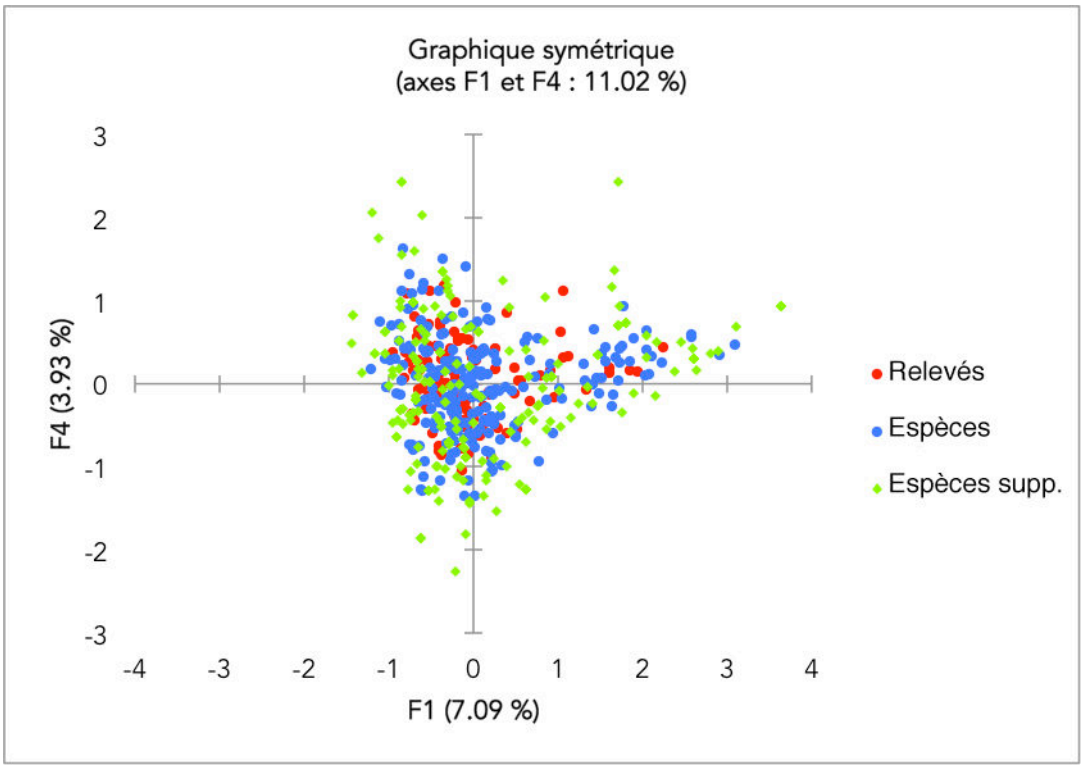


Figure VIII-6 : Projection géométrique des relevés et des espèces sur les axes factoriels F1 et F4 pour les communautés à dominante herbacée.

Cela correspond à une opposition (voir tableau VIII-16) entre diverses stations situées en plaine de France aux sols très chargés en nutriments, en lien avec les intrants de l'activité agricole adjacente, en particulier au sein du triangle de Gonesse (les deux tiers des relevés ressortent ici : GON12, GON8, GON10 ou GON7) ou pour des secteurs agricoles plus éloignés au nord (BOU12, BOU14) et, du côté des coordonnées négatives sur l'axe 4, des parcelles enfrichées situées aux alentours de Villiers-Adam au nord de la forêt de Montmorency (FRE16, FRE17, FRE13) ou des friches proches de l'autoroute A115 sur la commune de Taverny (TAV5). Leur situation en lisière de boisements constitue un trait commun, ce que confirment les relevés de Gometz-la-ville (GMZ10) ou de Janvry (JAN17).

Tableau VIII-16 : Coordonnées des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F4 pour les communautés herbacées.

	Relevés	Contribution	Cosinus carré	Coordonnées
Coordonnées négatives	FRE16	0,054	0,191	-1,041
	TAV5	0,038	0,153	-0,853
	FRE17	0,03	0,141	-0,771
	FRE13	0,023	0,098	-0,741
	JAN17	0,022	0,124	-0,665
	GMZ10	0,026	0,106	-0,585

Coordonnées positives	GON7	0,028	0,132	0,714
	BOU14	0,026	0,123	0,755
	BOU12	0,045	0,193	0,983
	GON12	0,049	0,164	1,091
	GON8	0,045	0,18	1,116
	GON19	0,023	0,08	1,122
	GON10	0,042	0,136	1,173

La proximité des boisements joue donc également un rôle et traduit en réalité la complexité paysagère des secteurs agricoles. D'un côté l'on retrouve des secteurs d'agriculture intensive peu variés sur le plan paysager : les espèces baignent, pour parler de façon imagée, dans la soupe nutritive des grandes cultures. De l'autre, on observe des formations intermédiaires, en situation d'écotone, dans des secteurs d'agriculture moins intensive, soit que la topographie soit plus marquée, soit que les espaces soient plus isolés.

Les espèces situées sur la partie supérieure de l'axe F4 sont la Véronique de Perse (*Veronica persica*), la Moutarde des champs (*Sinapis arvensis*), la Grande Bardane (*Arctium lappa*) ou encore le Brome stérile (*Bromus sterilis*) et l'Anthrisque commun (*Anthriscus caucalis*). Elles désignent des friches particulièrement nitrophiles, en bord de culture, sur des sols basiques, *a fortiori* si l'on ajoute la Bryone (*Bryonia cretica*), la Moutarde noire (*Brassica nigra*) et le Sureau noir (*Sambucus nigra*) qui contribuent aussi à ce facteur.

On peut aussi citer, à l'opposé sur la partie négative, quelques espèces qui participent à l'allongement de l'axe : la Campanule raiponce (*Campanula rapunculus*), la Luzerne lupuline (*Medicago lupulina*), le genre *Orobanche*, le Séneçon à feuilles de roquette (*Senecio erucifolius*), le Millepertuis perforé (*Hypericum perforatum*) ou encore la Grande marguerite (*Leucanthemum vulgare*). Ces espèces sont plutôt méso-oligothrophes : elles ont moins besoin de nutriments dans le sol pour s'épanouir.

Tableau VIII-17 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F4 pour les communautés herbacées.

	Espèces	**Contribution**	**Cosinus carré**	**Coordonnées**
Coordonnées négatives	*Campanula rapunculus*	0,024	0,2	-1,289
	Orobanche sp	0,017	0,157	-1,267
	Medicago lupulina	0,02	0,137	-1,159
	Leucanthemum vulgare	0,015	0,141	-0,941
	Senecio erucifolius	0,017	0,204	-0,656
	Hypericum perforatum	0,016	0,182	-0,599

Coordonnées positives	*Bromus sterilis*	0,021	0,223	0,604
	Arctium lappa	0,028	0,274	0,775
	Sambucus nigra	0,017	0,135	0,816
	Veronica persica	0,034	0,255	1,131
	Bryonia cretica	0,019	0,133	1,209
	Spartium junceum	0,029	0,193	1,415
	Anthriscus caucalis	0,021	0,144	1,505
	Brassica nigra	0,018	0,133	1,632

Tableau VIII-18 : valeurs indicatrices écologiques des espèces contribuant à l'allongement de l'axe 4 (d'après la base de données CATMINAT).

	Lumière	Température	Continentalité	Humidité atmosphérique	Humidité édaphique	Réaction du sol (pH)	Niveau trophique	Texture	Matière organique
Groupe 1 (coord. positives)									
Veronica persica	7	5	5	5	5	7	7	3	2
Sinapis arvensis	7	5	5	4	5	8	7	2	2
Arctium lappa	8	5	5	5	5	7	9	3	3
Bromus sterilis	7	6	5	4	4	6	8	3	2
Anthriscus caucalis	5	6	4	5	5	6	7	4	2
Bryonia cretica	8	5	5	8	7	7	8	1	8
Brassica nigra	8	7	3	7	7	8	8	4	3
Sambucus nigra	5	5	5	5	5	7	8	3	3
Groupe 2 (coord. négatives)									
Campanula rapunculus	*Non renseigné*								
Medicago lupulina	7	5	5	4	4	8	3	3	2
Orobanche sp	*Non renseigné*								
Senecio erucifolius	7	6	5	4	4	8	6	2	2
Hypericum perforatum	7	5	5	5	5	6	5	4	3
Leucanthemum vulgare	8	5	5	5	5	6	5	3	3



Photographie 1 : Bande enfrichée entre deux parcelles de grande culture en Plaine de France sur la commune du Mesnil-Aubry (BOU12 – 36 espèces collectées). L'empire de l'Ortie, espèce nitrophile s'il en est, est sans partage en pareil contexte agricole intensif. Au niveau du sol, la Véronique de Perse (*Veronica persica*), le Lierre terrestre (*Glechoma hederacera*), la Moutarde des champs (*Sinapis arvensis*) ou encore le Fumeterre officinale (*Fumaria officinale*) confirment ce contexte édaphique. Quelques Pommiers sauvages (*Malus sylvestris*), Sureaux noirs (*Sambucus nigra*) et Aubépines monogynes (*Crataegus monogyna*) agrémentent un paysage sans cela assez monotone. Il s'agit là d'un délaissé agricole.



Photographie 2 : Une friche en situation d'écotone dans le secteur de Villiers-Adam (FRE16 – 46 espèces collectées). Au sein de cette friche à la richesse floristique importante, dominent les mûriers (*Rubus fruticosus*), l'Eglantier (*Rosa canina*), et les Genêt à balais (*Cytisus scoparius*) pour la strate buissonnante. Si le fromental (*Arrhenatherum elatius*) est assez répandu pour la strate herbacée, on y trouve aussi des plantes plus rares telles que la Vesce à quatre graines (*Vicia tetrasperma*), la Gesse sans feuilles (*Lathyrus aphaca*) ou encore l'Ophrys abeille (*Ophrys apifera*). Le contexte alentour où se sont maintenus des boisements parmi quelques cultures et des élevages de chevaux, offre une variété paysagère et biologique importante.

Planche photographique VIII-4 : L'impact de l'aménagement agricole et des intrants sur les milieux (F. Roussel, 2014 et 2015).

8.4. Analyse factorielle des communautés arborées

Nous considérons ici les individus et les variables de la première AFC qui ont des coordonnées positives sur l'axe factoriel numéro 1, soit des formations arborées. De même que précédemment, ce découpage inclut des individus et des variables qui occupaient une position centrale sur ce premier axe, soit tout le cortège des friches à dominante arbustive ou arborée. Une fois encore, les espèces rencontrées trois fois et moins n'ont pas été retenues. 144 relevés sont ici croisés avec 183 espèces et 171 autres espèces sont considérées comme individus supplémentaires.

L'inertie totale de la matrice de données est ici de 6, donnant donc à voir une structuration des données. Avec une valeur propre de 0,361 et un pourcentage d'inertie de 5,928 %, le facteur 1 a un poids en revanche assez faible mais non négligeable. Il ne devance que de peu le facteur 2 dont la valeur propre est de 0,303 et l'inertie de 4,985 %. Le facteur 3 a un poids moindre mais pourra être interprété.

Tableau VIII-19 : valeurs propres et pourcentage d'inertie des premiers axes factoriels de l'AFC menée sur les relevés à caractère arboré.

	F1	F2	F3	F4	F5
Valeur propre	0,361	0,303	0,210	0,197	0,172
Inertie (%)	5,928	4,985	3,452	3,231	2,831
% cumulé	5,928	10,914	14,366	17,596	20,428

La projection géométrique des données présente un profil moins allongé que précédemment. Le poids des facteurs 1 et 2 étant proche, les données sont davantage ramassées au centre.

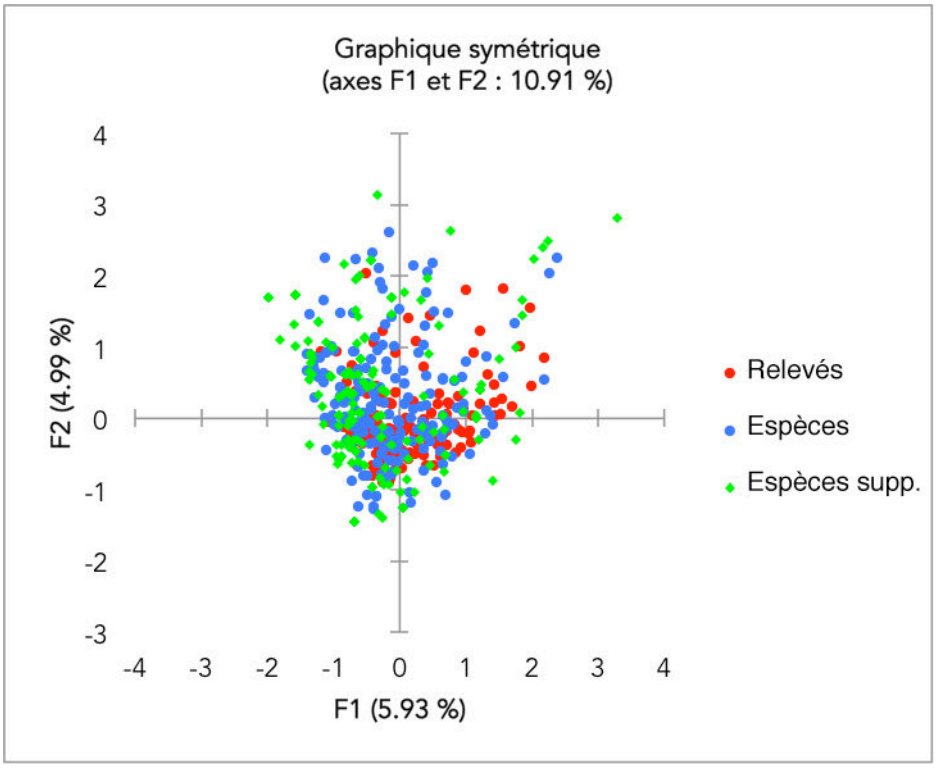


Figure VIII-7 : Projection géométrique des espèces et des relevés sur les axes factoriels F1 et F2 pour les communautés végétales à dominante arborée.

8.4.1. Axe 1 : influences croisées de la topographie, de la pédologie et des modes de gestion.

L'axe 1 oppose sur sa partie positive des relevés réalisés sur des stations forestières situées dans le secteur de la vallée de Chevreuse, sur les coteaux de la vallée de l'Yvette (MER16, MER2) ou de la Mérantaise (MER5, MER19, LOZ7), à des relevés, sur la partie négative, réalisés sur des stations forestières à proximité de zones humides, en fonds de vallées, que ce soit en bord de l'eau comme en Vallée de l'Oise (AUV6, AUV13), le long du ru du Montubois (FRE15), sur les bords de l'Yvette (STR4) ou de la Mérantaise (MER6), ou plus en retrait, dans des

contextes de ruissellement (BUR8, MER14) ou de prairies humides (GIF13, GIF12). Malgré des qualités de représentation mauvaises, en particulier pour les relevés situés sur la partie négative, l'interprétation met en évidence le rôle de la topographie. La structure verticale et horizontale de la végétation de ces deux groupes de relevés diverge également : proche de la futaie au sous bois dégagé pour les coordonnées positives, plus hétérogène pour les coordonnées négatives.

Tableau VIII-20 : Coordonnées des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F1 pour les communautés arborées.

	Relevés	Contributions	Cosinus carrés	Coordonnées
Coordonnées négatives	**GIF13**	0,034	0,165	-1,189
	AUV6	0,029	0,137	-1,092
	FRE15	0,025	0,134	-1,07
	STR4	0,025	0,112	-0,951
	MER6	0,024	0,154	-0,822
	GIF12	0,027	0,165	-0,818
	AUV13	0,016	0,086	-0,806
	BUR8	0,021	0,132	-0,743
	MER14	0,022	0,122	-0,734
Coordonnées positives	**GMZ13**	0,015	0,214	0,892
	MER18	0,02	0,164	0,97
	BOI8	0,019	0,207	1,048
	BOI9	0,015	0,194	1,073
	STR7	0,016	0,269	1,088
	GMZ16	0,027	0,263	1,211
	MER5	0,023	0,281	1,421
	STR6	0,016	0,138	1,424
	LOZ7	0,023	0,223	1,518
	MON15	0,015	0,05	1,572
	GMZ2	0,029	0,215	1,696
	MER19	0,025	0,148	1,808
	MON7	0,021	0,09	1,973
	GMZ14	0,028	0,303	1,989
	MON17	0,03	0,183	2,192

Les contributions et la qualité de représentation des espèces sont bien meilleures. L'allongement de l'axe 1 sur la partie positive est dû en particulier à la la Fougère aigle (*Pteridum aquilinum*), au Châtaignier (*Castanea sativa*), au Hêtre (*Fagus sylvatica*), au Sorbier des oiseleurs (*Sorbus aucuparia*), au Chèvrefeuille des bois (*Lonicera periclimenum*), au Chêne

sessile (*Quercus* petraea) ainsi qu'à la Laîche à pilules (*Carex pilulifera*). Toutes sont caractéristiques de milieux forestiers sur sols siliceux acides pauvres en éléments nutritifs (dans une moindre mesure pour le Hêtre dont la présence reste ici très éparse). Ce contexte écologique a déjà été évoqué à l'occasion de l'analyse de l'axe factoriel 3 de la première AFC (voir § 8.2.4.).

Tableau VIII-21 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F1 pour les communautés arborées.

	Espèces	Contributions	Cosinus carrés	Coordonnées
Coordonnées négatives	*Angelica sylvestris*	0,012	0,187	-1,401
	Scrophularia auriculata	0,012	0,163	-1,306
	Symphytum officinale	0,012	0,16	-1,285
	Galium aparine	0,014	0,242	-0,552
	Glechoma hederacera	0,012	0,203	-0,54
	Urtica dioica	0,012	0,254	-0,448
Coordonnées positives	*Prunus laurocerasus*	0,012	0,129	0,633
	Ilex aquifolium	0,022	0,257	0,701
	Lonicera periclymenum	0,031	0,368	0,811
	Betula verrucosa	0,022	0,185	0,949
	Castanea sativa	0,055	0,554	0,957
	Quercus Petraea	0,03	0,268	0,957
	Carex Pilulifera	0,023	0,164	1,312
	Sorbus aucuparia	0,036	0,278	1,318
	Fagus sylvatica	0,037	0,282	1,409
	Pteridium aquilinum	0,073	0,449	1,572
	Betula pubescens	0,014	0,081	1,742
	Deschampsia flexuosa	0,041	0,222	2,193
	Vaccinium myrtillus	0,016	0,053	2,263
	Calluna vulgaris	0,018	0,067	2,377

A l'opposé sur l'axe 1, on ne retrouve cependant pas les espèces qui étaient ressorties avec le facteur numéro 3 de l'AFC globale. Les contributions des espèces mentionnées, de même que la justesse de leurs représentations, sont de moins bonne qualité que pour celles de la partie positive. L'Ortie dioïque (*Urtica dioica*), le Gaillet gratteron (*Gallium aparine*), l'Angélique des bois (*Angelica sylvestris*) ou encore le Lierre terrestre (*Glechoma hederacera*) sont cependant des herbacées assez caractéristiques des friches buissonnantes à arborées, à la stratification tant verticale qu'horizontale déstructurée, laissant une large place aux espèces herbacées, sur des sols basiques plus humides, aux éléments plus fin de type argileux, riches en

nutriments, comme en atteste le tableau VIII-22 fondé sur les indicateurs CATMINAT. La tendance hygrophile de la Grande consoude (*Symphytum officinale*) et davantage encore de la Scrofulaire à oreillettes (*Scrophularia auriculata*), corrobore l'interprétation que la position des relevés avait laissé entrevoir.

Tableau VIII-22 : valeurs indicatrices écologiques des espèces contribuant à l'allongement de l'axe 1 (d'après la base de données CATMINAT).

	Lumière	Température	Continentalité	Humidité atmosphérique	Humidité édaphique	Réaction du sol (pH)	Niveau trophique	Texture	Matière organique
Groupe 1 (coordonnées positives)									
Pteridium aquilinum	6	5	4	5	5	3	5	4	5
Castanea sativa	8	7	4	4	4	4	4	4	5
Deschampsia flexuosa	5	5	5	5	5	2	3	4	5
Fagus sylvatica	7	5	5	7	5	4	5	3	5
Sorbus aucuparia	7	5	5	5	5	4	3	4	5
Lonicera periclymenum	5	5	4	5	5	4	4	8	4
Quercus petraea	8	6	4	5	5	5	4	4	5
Carex pilulifera	5	5	5	4	5	3	3	4	5
Groupe 2 (coordonnées négatives)									
Galium aparine	6	5	5	5	5	5	8	3	3
Angelica sylvestris	5	5	4	8	7	5	5	1	8
Urtica dioica	5	5	5	5	5	6	9	3	3
Scrophularia auriculata	7	6	4	8	7	7	7	1	8
Glechoma hederacea	5	5	5	6	5	6	7	2	3
Symphytum officinale	7	5	5	8	7	7	7	1	8



Photographie 1 : Forêt communale de Gif-sur-Yvette, sur les hauteurs de la vallée de l'Yvette (GMZ14 – 9 espèces collectées). Le Châtaignier (*Castanea sativa*) domine quasi exclusivement la strate arborée, sous la forme d'une futaie. Le sous-bois présente une diversité floristique très réduite : quelques houx (*Ilex aquifolium*), ronces bleuâtres (*Rubus caesius*) et fougères aigles (*Pteridium aquilinum*) pour la strate buissonnantes, de petites touffes rares de canches flexueuses (*Deschampsia flexuosa*) et de laîches à pillules (*Carex pillulifera*) pour la strate herbacée. Les sols siliceux, acides, pauvres en nutriments, expliquent que ce relevé est celui qui, sur les 252 effectués, est le moins riche.



Photographie 2 : Boisement en fond de vallée sur la commune de Gif-sur-Yvette (GIF12 – 55 espèces). Ce boisement à la structure verticale et horizontale extrêmement hétérogène est à la fois très rudéral (gaillets gratteron (*Galium aparine*), orties (*Urtica dioica*) mais aussi mûriers (*Rubus fruticosus*), aubépines (*Crataegus monogyna*) érables sycomores (*Acer pseudoplatanus*) etc. s'y trouvent) et humide. On remarque bien notamment la longue tige florale de la Scrofulaire aquatique (*Scrophularia auriculata*) sur la gauche de la photo ou encore les scolpendres (*Asplenium scolopendrium*) tout en bas, fougères sciaphiles des sols frais à humides.

Planche photographique VIII-5 : Deux types de milieux boisés (F. Roussel, 2014 et 2015).

Compte tenu des espèces évoquées sur la partie supérieure de l'axe 1 et des conditions écologiques auxquelles elles correspondent, on attendrait de voir ressortir les relevés réalisés en forêt de Montmorency. Or, il n'y en a que trois (MON17, MON7 et MON15) réalisés non pas sur la butte elle-même mais sur ses contreforts septentrionaux ou dans les creux topographiques et géologiques du massif. La qualité de leur représentation est du reste très mauvaise. Du point de vue des facteurs topographiques et édaphiques ici mis en avant, la non prise en compte des relevés de Montmorency ne semble, à première vue, pas cohérente. La raison de leur exclusion réside notamment dans la quasi absence des deux herbacées forestières acidiphiles que sont la Canche flexueuse et la Laîche à pilules. Ces deux espèces fleurissent en été alors que les relevés de Montmorency ont été réalisés à la mi-mai 2014. Que nous ne les ayons pas comptabilisées, ou peu, ne signifie pas, par conséquent, qu'elles soient absentes.

8.4.2. Axe 2 : milieux forestiers ouverts, milieux forestiers fermés

L'analyse des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe 2 permet de déceler d'un côté des clairières au sein de boisements, ce que sont les 5 premiers relevés réalisés dans les boisements du vallon de la Salmouille sur la commune de Janvry (JAN8, JAN9, JAN11). Ce point est confirmé par la présence d'une parcelle de coupe forestière en forêt de Montmorency (MON9). À l'opposé, l'AFC met en évidence les boisements denses des coteaux de la vallée de l'Oise, sur substrats calcaires. Les cosinus carrés sont cependant très faibles, démontrant la difficulté de révéler un véritable gradient, opposant les deux ensembles.

Tableau VIII-23 : Coordonnées des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F2 pour les communautés arborées.

	Relevés	Contribution	Cosinus carrés	Coordonnées
Coord. négatives	**AUV2**	0,019	0,093	-0,9
	AUV5	0,017	0,117	-0,894
	AUV1	0,018	0,114	-0,841
Coordonnées positives	**MER14**	0,027	0,127	0,749
	MER13	0,029	0,156	0,932
	GIF13	0,025	0,102	0,935
	STR4	0,029	0,112	0,95
	JAN15	0,037	0,149	1,085
	JAN11	0,073	0,275	1,221
	MON13	0,017	0,053	1,227
	JAN8	0,067	0,261	1,405
	MON9	0,033	0,117	1,447
	JAN7	0,049	0,189	1,814
	MON15	0,025	0,067	1,826
	JAN9	0,104	0,321	2,046

La plupart des espèces ont des coordonnées positives, et très peu des coordonnées négatives, ce qui rend la mise en évidence d'un gradient difficile. L'Agrostide commune (*Agrostis capilaris*), la Houlque molle (*Holcus mollis*), l'Épilobe à quatre angles (*Epilobium tetragonum*), le Jonc aggloméré (*Juncus conglomeratus*) et le Jonc épars (*effusus*), la Renouée persicaire (*Persicaria maculosa*) sont des espèces herbacées de milieux ouverts, certaines à tendance acidiphile, voire hydrophile. Au-delà, les indicateurs écologiques de la base de donnée CATMINAT ne permettent pas ici de relier clairement ces espèces entre elles. De l'autre côté du spectre, le Lierre (*Hedera helix*), l'Aubépine (*Crataegus monogyna*), le Fusain d'Europe

(*Euonymus europaeus*) et le Troène (*Ligustrum vulgare*) renvoient à des espèces ligneuses de type arbustif ou buissonnant des sous bois sur sols plutôt calcaires.

Tableau VIII-24 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F2 pour les communautés arborées.

	Espèces	Contributions	Cosinus carrés	Coordonnées
Coord. Négatives	*Euonymus europaeus*	0,014	0,108	-0,844
	Ligustrum vulgare	0,012	0,121	-0,595
	Crataegus monogyna	0,015	0,297	-0,426
	Hedera helix	0,016	0,413	-0,418
Coordonnées positives	*Salix cinerea*	0,012	0,131	1,015
	Juncus effusus	0,031	0,245	1,304
	Scrophularia nodosa	0,015	0,174	1,423
	Cirsium palustre	0,022	0,249	1,486
	Lycopus europeaus	0,015	0,158	1,657
	Agrostis capillaris	0,035	0,259	1,774
	Hypericum perforatum	0,018	0,208	1,822
	Holcus mollis	0,034	0,352	1,922
	Vaccinium myrtillus	0,015	0,042	2,032
	Juncus tenuis	0,015	0,138	2,05
	Epilobium tetragonum	0,033	0,354	2,114
	Juncus conglomeratus	0,03	0,265	2,15
	Verbena officinalis	0,017	0,102	2,175
	Lotus pedunculatus	0,019	0,23	2,246
	Prunella vulgaris	0,019	0,22	2,247
	Calluna vulgaris	0,019	0,061	2,262
	Poa pratensis	0,02	0,21	2,329
	Persicaria maculosa	0,025	0,283	2,613



Photographie 1 : Une ouverture dans les boisements en aval de la vallée de la Salmouille, sur la commune de Janvry (JAN9 – 30 espèces collectées). Cette clairière correspond à un chemin herbacé peu fréquenté, gagné par les buissons et les arbustes, sur sol frais à humide, où poussent la Renouée persicaire (*Persicaria maculosa*), la Houlque molle (*Holcus mollis*), le Pâturin des prés (*Poa pratensis*) ou le Jonc épars (*Juncus effusus*) pour les herbacées.



Photographie 2 : Boisements sur les coteaux de la vallée de l'Oise (AUV1 – 29 espèces collectées). Les boisements en rive droite de l'Oise sont situés sur des pentes assez forte, entre le plateau agricole du Vexin et les jardins pavillonnaires de la vallée. Leur structure verticale comme horizontale les rend difficilement pénétrables. Le Lierre (*Hedera helix*) constitue un épais tapis herbacé, les troënes (*Ligustrum vulgare*) et les aubépines (*Crataegus monogyna*) forment des buissons parfois denses en sous-bois.

Planche photographique VIII-6 : Exemples de relevés réalisés en milieux forestiers ouverts ou fermés (F. Roussel, 2014 et 2015).

8.4.3. Axe 3 : une opposition entre clairières acidiphiles et clairières basophiles

La valeur propre du facteur 3 est faible (0,210) mais son inertie atteint 3,4 %. La dispersion géométrique des données ne concerne que quelques éléments bien visibles sur la figure VIII-8, en particulier parmi les milieux forestiers acidiphiles.

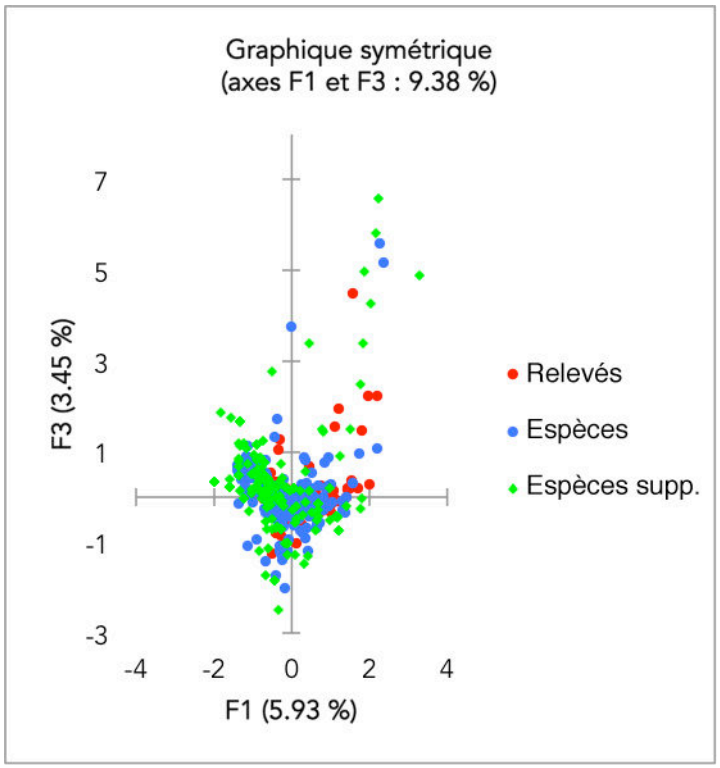


Figure VIII-8 : Projection géométrique des relevés et des espèces sur les axes factoriels F1 et F3 pour les communautés végétales à dominance arborée.

Un relevé est particulièrement responsable de l'allongement de l'axe 3. Il s'agit d'une petite ouverture du couvert forestier en forêt de Montmorency, peuplée de callunes (*Calluna vulgaris*), le long d'un sentier (MON15). Il est le seul possédant une bonne qualité de représentation. Un autre relevé de Montmorency (MON13) renvoie quant à lui à une large parcelle de coupe forestière reconquise par les bruyères cendrées (*Erica cinerea*) et les bouleaux verruqueux (*Betula verrucosa*). MON17 a déjà été évoqué, il correspond aux pentes septentrionales du massif sur une parcelle de vieux arbres, châtaigniers (*Castanea sativa*) ou hêtres (*Fagus sylvatica*), à la structure horizontale largement ouverte avec une strate herbacée dominée par les myrtilles (*Vaccinum myrtillus*). Le relevé réalisé sur les hauteurs de la vallée de la Mérantaise, au sein du bois des Grés (MER12) est aussi une ouverture. Le contexte pédologique y est encore plus sableux, très ouvert, et dominé par les bruyères cendrées et les bouleaux verruqueux.

Tableau VIII-25 : Coordonnées des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F3 pour les communautés arborées.

	Relevés	Contribution	Cosinus carré	Coordonnées
Coord. Négatives	**JAN9**	0,057	0,121	-1,257
	JAN8	0,051	0,136	-1,014
	JAN11	0,049	0,129	-0,837
Coordonnées positives	**AUV13**	0,024	0,077	0,76
	AUV6	0,03	0,083	0,853
	GON13	0,036	0,12	1,044
	MON8	0,045	0,18	1,265
	MER19	0,028	0,096	1,459
	MER12	0,045	0,123	1,558
	MON13	0,061	0,135	1,95
	MON17	0,053	0,191	2,235
	MON7	0,047	0,116	2,246
	MON15	0,215	0,406	4,49

Nous avons eu l'occasion d'évoquer les relevés de la vallée de la Salmouille au paragraphe précédent (JAN9, JAN8 et JAN11). Contrairement aux relevés évoqués sur la partie positive de l'axe 4, ce ne sont pas des coupes forestières mais plutôt des clairières, davantage pérennes dans leur configuration d'ouverture paysagère.

Les espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe sur la partie positive sont la Myrtille (*Vaccinium myrtillus*), la Callune (*Calluna vulgaris*), la Renouée du Japon (*Reynoutria japonica*), le Bouleau verruqueux (*Betula verrucosa*), le Buddleia (*Buddleia davidii*) et le Saule marsault (*Salix caprea*). Difficile de rapprocher ces espèces sur le plan écologique hormis à considérer leur caractère pionnier en particulier lors de contexte de déboisements sur sols siliceux pauvres (ainsi la Myrtille, la Callune et le Bouleau, voire le Saule marsault) ou dans des contextes rudéraux que privilégient le Buddleia (*Buddleia davidii*) et la Renouée du Japon (*Reynoutria japonica*). Ceci dit, un individu de Buddleai a été relevé sur la station de Montmorency MON13 et une jeune pousse de Renouée du Japon sur la station MON15.

Tableau VIII-26 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F3 pour les communautés arborées.

	Espèces	Contributions	Cosinus carrés	Coordonnées
Coordonnées négatives	*Persicaria maculosa*	0,022	0,169	-2,018
	Poa pratensis	0,016	0,113	-1,711
	Hypericum perforatum	0,016	0,123	-1,397
	Scrophularia nodosa	0,015	0,12	-1,182
	Epilobium tetragonum	0,015	0,109	-1,175
	Holcus mollis	0,015	0,108	-1,065
Coordonnées positives	*Betula verrucosa*	0,032	0,155	0,868
	Populus tremula	0,019	0,093	0,87
	Deschampsia flexuosa	0,017	0,054	1,079
	Salix caprea	0,023	0,113	1,323
	Buddleja davidii	0,024	0,117	1,739
	Reynoutria japonica	0,075	0,268	3,763
	Calluna vulgaris	0,142	0,317	5,16
	Vaccinium myrtillus	0,166	0,32	5,585

Sur la partie négative de l'axe factoriel, les coordonnées sont moins marquées, et les cosinus carrés moins élevés. On retrouve ici des espèces déjà rencontrée précédemment (Axe 2) : la Renouée persicaire (*Persicaria maculosa*), le Millepertuis perforé (*Hypericum perforatum*), la Houlque molle (*Holcus mollis*), la Scrofulaire noueuse (*Scrophularia nodosa*) et l'Épilobe à quatre angles (*Epilobium tetragonum*). Difficile d'un point de vue purement écologique de rapprocher ces espèces sauf à faire le constat déjà avancé pour l'axe 2. Nous avons du reste évoqué nos interrogations (voir chapitre 2 § 2.2.6) concernant la différenciation entre Millepertuis perforé (*Hypericum perforatum)* et le Millepertuis tacheté (*Hypericum maculatum*), plus hygrophile. Dans ce cas, il y aurait alors un point commun à ces espèces, toutes herbacées hygrophiles.



Photographie 1 : Ouverture de bord de sentier en forêt de Montmorency (MON15 – 12 espèces collectées). La spécificité de ce relevé de bord de sentier, de faible superficie, en fait un cas un peu à part, qui n'est comparable à d'autres relevés que par la présence de myrtilles (*Vaccinium myrtillus*), de callunes (*Calluna vulgaris*) et de bruyère cendrées (*Erica cinerea*), qu'accompagne une plantule de Renouée du Japon (*Reynoutria japonica*).

Planche photographique VIII-7 : Clairière acidiphile en forêt de Montmorency (F. Roussel, 2014 et 2015).

Nous aurons l'occasion de procéder dans la dernière partie à une synthèse par entité paysage qui nous amènera à discuter du lien entre paysages et arrangements floristiques. Au préalable, il nous semble important d'interroger la notion de groupement végétal. Nous y sommes invités par les nombreuses recherches d'inspiration phytosociologique qui ont produit en Île-de-France une cartographie détaillée de ces groupements.

Conclusion du chapitre 8

En Ceinture verte, s'oppose une flore de paysages végétaux ouverts à une flore de paysages végétaux fermés, avec un nombre de situations intermédiaires (appelons les « friches ») important et varié. Ce facteur paysager est la conséquence des interventions ou des non interventions anthropiques sur la végétation. Derrière cette dimension anthropique, l'humidité des sols constitue le facteur biophysique le plus important. Comme nous allons le voir dans le chapitre suivant, il est pourtant difficile d'identifier précisément des communautés végétales homogènes, tant la flore se mélange.

CHAPITRE 9 :
RENOUVELER LA GEOGRAPHIE DES COMMUNAUTES VEGETALES EN CEINTURE VERTE

Introduction du chapitre 9

La notion de communauté végétale fait référence à celle de groupement chère à la phytosociologie (MEDDOUR 2011). Entre 2006 et 2015, le Conservatoire botanique national du bassin parisien (CBNBP) a ainsi lancé, à la suite des travaux de Marcel BOURNERIAS *et al.* (2001), une vaste opération de cartographie des groupements végétaux en Île-de-France (FERREIRA *et al.* 2015). Cette cartographie, fondée sur les principes de la phytosociologie sigmatiste donne à voir les communautés végétales selon divers niveaux de classification : classes, alliances, associations (FERNEZ et CAUSSE 2015). L'objectif est de livrer aux pouvoirs publics un outil de spatialisation de la diversité végétale à des fins de conservation botanique. Ce travail s'appuie sur plusieurs campagnes de relevés dont l'échantillonnage est fondé sur la cartographie ECOMOS de l'IAU-Idf. Ces relevés, associés à la photo-interprétation et d'autres données du milieu (géologie, topographie) ont permis au CBNBP de procéder à des extrapolations et ainsi de livrer une cartographie complète et détaillée des groupements végétaux à l'échelle du 1/10 000^{e} sur l'ensemble du territoire de l'Île-de-France. Cette approche biologique s'appuie sur des groupements végétaux fondés théoriquement sur une bibliographie scientifique. Il s'agit de les nommer selon des normes établies, celles de la phytosociologie, pour ensuite les spatialiser. Aucune notion d'échelle n'intervient dans cette procédure. Il devient donc dès lors nécessaire de porter un regard géographique sur les arrangements floristiques en Ceinture verte.

L'approche retenue ici est différente et aucune comparaison n'est dès lors possible : au lieu d'un emboîtement biologique de la végétation dans des groupements, nous avons privilégié, en géographe, un emboîtement paysager. L'échantillonnage auquel nous avons procédé dans cette thèse ne permet pas en outre de cartographier la végétation en Ceinture verte, ni même de l'extrapoler à partir des 252 relevés botaniques. Ces relevés n'en s'ont pas moins situés spatialement et donnent à voir des espèces qui apparaissent ensemble en des lieux, correspondant donc bien à des groupements végétaux, au sens le plus général de l'expression. Cette cooccurrence des espèces a permis de mettre en évidence des facteurs organisateurs au

chapitre précédent. Dans ce chapitre, nous souhaitons montrer que la notion même de communauté végétale est mise à mal par le caractère très composite de la flore, du fait de l'anthropisation. Des types de groupements végétaux ont été mis en évidence grâce à une analyse statistique multivariée, cette fois-ci une classification ascendante hiérarchique (paragraphe 9.1). Il faut souligner ici l'alternative qu'aurait pu constituer, pour la mise en évidence de ces groupes d'espèces, les calculs préconisés par M. GODRON (2012), fondés sur la mesure de la quantité d'information que s'apportent mutuellement des espèces au sein d'une même dition. Ces calculs sur la fréquence des espèces dans les communautés sont plus précis mais moins disponibles dans les logiciels habituels de statistique. La classification est ensuite mise en regard de la variabilité intra relevé, où se mêlent en réalité des espèces aux caractères écologiques plus diversifiés que ne le voudraient les classifications souvent trop tranchées des groupements (9.2).

9.1. Groupement statistique de la flore

9.1.1. Principes de la classification ascendante hiérarchique

La classification ascendante hiérarchique (CAH) est une méthode de traitement statistique qui vise à dégager des groupes au sein d'un ensemble de données statistiques (HENNIG *et al.* 2015). Elle conduit à mettre en évidence une typologie, plus souple qu'une classification, comme le notent ALEXANDRE et GÉNIN (2011) :

> La végétation se prête plutôt à une typologie. Il est de fait possible de repérer des ensembles d'espèces apparaissant fréquemment en commun et les méthodes statistiques y aident. La liste des espèces ainsi rapprochées permet de construire des *types* de végétation auxquels la réalité de terrain correspondra peu ou prou.

Comme évoqué précédemment, les 252 relevés ont été classés au sein d'un tableau de contingence en regard des espèces qui les composent (présence =1 ou absence = 0). La CAH groupe progressivement les individus puis les groupements intermédiaires selon leurs similarités en terme d'espèces présentes ensembles. Le premier niveau est constitué de 252 individus, le dernier niveau d'un seul et même ensemble. Entre les deux, la CAH livre à l'analyse une série de regroupements les plus homogènes possibles et de moins en moins nombreux, sous la forme d'un dendrogramme ou arbre hiérarchique (SANDERS 1989). Pour classer les individus, nous avons utilisé le logiciel SPSS® Statistics 22 qui offre la possibilité de sélectionner une option adaptée aux données binaires. Nous avons en outre utilisé le carré de

la distance euclidienne et eu recours à la méthode de Ward qui minimise l'inertie au sein d'un même groupe et minimise ainsi la perte d'information pour chaque groupement. Elle permet d'obtenir une répartition la plus homogène possible des individus dans les types ainsi mis en évidence. Seules les espèces présentes 5 fois et plus ont été retenues soit 288 sur les 520.

Il existe diverses manières pour décider du nombre adéquat de groupes ainsi qu'une multitude de tests sur lesquels aucun consensus n'existe (MILLIGAN et COOPER 1987). Nous nous sommes appuyés sur l'analyse de la distance entre deux groupements dans le dendrogramme. Il faut en général arrêter le nombre de groupes lorsque cette distance cesse d'être importante (NORUSIS et SPSS 2011). Cette approche n'a pas permis de trancher entre 4, 6 et 9 groupements (voir annexe). Pour décider du nombre de groupes à retenir, nous avons donc procédé à une analyse floristique de chaque groupement possible en utilisant donc nos connaissances du terrain. La CAH donne la moyenne obtenue par chaque espèce dans chaque groupe soit une valeur comprise entre 0 et 1 donc : plus une espèce est présente dans un groupe plus cette moyenne se rapproche de 1. Nous avons donc porté notre attention sur les espèces les plus fréquentes au sein d'un groupe, notamment celle présentes dans plus de deux tiers des cas (avec une moyenne supérieure à 0,67 ramenée en pourcentage dans le tableau IX-1), soit un critère d'abondance, ainsi que celles présentes dans un seul groupe uniquement, soit un critère de spécificité. Six groupes ont été retenus comme pertinents. En deçà (4), les groupements sont trop vagues, au dessus (9), ils ne sont plus interprétables. Il faut le dire dès à présent, la CAH à la différence de l'AFC pose des limites dans la donnée statistique. C'est plus commode mais aussi plus arbitraire. Il faut donc mettre en regard les résultats des deux techniques.

Le tableau IX-1 désigne les espèces qui contribuent le plus à chacun des six groupes ainsi que celles spécifiques à chacun. Ces groupes sont à considérer comme un aperçu de la diversité des groupements floristiques que l'on trouve en Ceinture verte d'Île-de-France. Pour mieux cerner chaque type de communauté ainsi mis en évidence, nous nous sommes appuyés sur l' « habitat optimal » que la base CATMINAT associe à chaque espèce (voir §9.2).

Tableau IX-1 : Typologie des groupements végétaux.

	Espèces présentes dans + de 66 % des relevés par type	Espèces présentes uniquement dans le type	Nombre de relevés concernés
Type 1	*Castanea sativa* (Châtaignier) – 86 % *Rubus cæsius* (Ronce bleuâtre) – 80 % *Lonicera periclymenum* (Chèvrefeuille des bois) – 7 0%	*Betula pubescens* (Bouleau blanc) – 11 %	57
Type 2	*Urtica dioica* (Ortie dioïque) – 87 % *Geum urbanum* (Benoîte commune) – 72 % *Galium aparine* (Gaillet gratteron) – 67 %	Aucune	39
Type 3	*Dactylis glomerata* (Dactyle aggloméré) – 90 % *Plantago lanceolata* (Plantain à feuilles lancéolées) – 85 % *Urtica dioica* – 80 % *Arrhenatherum elatius* (Fromental) – 80 % *Cirsium arvense* (Cirse des champs) – 72 %	Aucune	39
Type 4	*Hedera helix* (Lierre grimpant) – 96 % *Fraxinus excelsior* (Frêne commun) – 94 % *Geum urbanum* – 89 % *Cratægus monogyna* (Aubépine monogyne) – 85 % *Acer pseudoplatanus* (Érable sycomore) – 82 % *Corylus avellana* (Noisetier) – 74 % *Rubus cæsius* – 72 % *Urtica dioica* – 70 %	*Potentilla indica* (Fraisier d'Inde) – 11 %	54
Type 5	*Bromus sterilis* (Brome stérile) – 70 % *Artemisia vulgaris* (Armoise commune) – 70 % *Cirsium arvense* – 70 %	*Apera spica-venti* (Agrostide épi-du-vent) – 10 % *Reseda luteola* (Réséda des teinturiers) – 10 % *Brassica nigra* (Moutarde noire) – 10 % *Arenaria serpyllifolia* (Sabline à feuilles de serpolet) – 16 % *Lactuca virosa* (Laitue sauvage) – 12% *Matricaria discoidea* (Matricaire discoïde) – 12 %	50
Type 6	*Symphytum officinale* (Grande consoude) – 92 % *Lythrum salicaria* (Salicaire) – 84 % *Urtica dioica* – 70 % *Galium aparine* (Gaillet gratteron) – 70 % *Arrhenatherum elatius* – 70 % *Holcus lanatus* (Houlque laineuse) – 70 % *Epilobium hirsutum* (Epilobe hérissé) – 70 % *Filipendula ulmaria* (Reine des prés) – 70 % *Scrophularia auriculata* (Scrofulaire à oreillettes) – 70 %	*Galium uliginosum* (Gaillet des fanges) – 39 %	13

9.1.2. Derrière les groupement, les facteurs organisateurs

On aura relevé la différence du nombre d'espèces retenues pour l'analyse entre l'AFC et la CAH. Pour l'AFC, seules les espèces présentes 3 fois et plus ont été retenues alors que le choix a été fait de ne retenir pour la CAH que les espèces présentes 5 fois et plus. Pour l'AFC, nous avons observé l'inertie globale de la matrice de données pour prendre cette décision (voir chapitre 8). Pour la CAH, nous avons simplement retenu un critère, arbitraire, de présence dans plus de 2 % des relevés. Il faut avouer ici que les deux travaux n'ont pas été menés conjointement. L'idée de la CAH est apparue lors de notre séjour aux Pays-Bas dans l'optique de répondre à un tout autre projet sur la spatialisation des services écosystémiques. Les cartes utilisées par ces méthodes étant très généralistes, il fallait limiter un tant soit peu le niveau de

détail de nos données botaniques pour pouvoir réaliser le travail de comparaison. Nous renvoyons au chapitre 10 pour plus de précisions.

La mise en regard des groupements de la CAH avec les deux premiers axes factoriels de l'AFC aurait permis de les replacer dans des dynamiques spatiales tout en nuançant le contenu. Malgré un nombre d'espèces pris en compte différent, nous avons tout de même souhaité mettre en regard les deux approches (figure IX-1). Il y a bien une corrélation entre la position des relevés sur les axes factoriels et leur appartenance aux groupes. Communautés herbacées et communautés arborées sont bien opposées sur l'axe 1. Surtout la partie centrale de cet axe est majoritairement composée des relevés appartenant au groupe 2, soit l'ensemble du panel des friches. On voit également ressortir dans cette zone intermédiaire des relevés isolés de leurs groupements d'origine, soit des relevés que la composition floristique associe à d'autres mais qui sur le plan paysager sont plus complexes. L'axe 2 met en évidence un gradient lié à l'humidité laissant voir une fois encore des individus de groupes isolés.

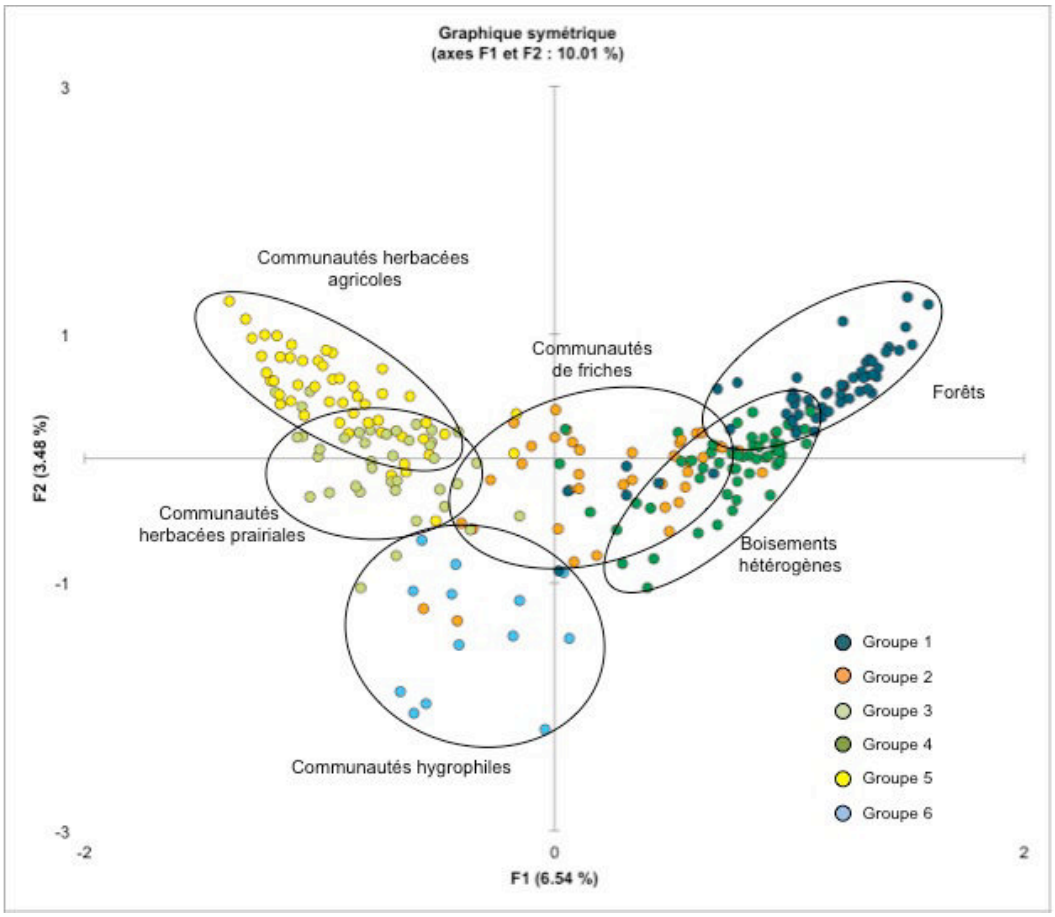
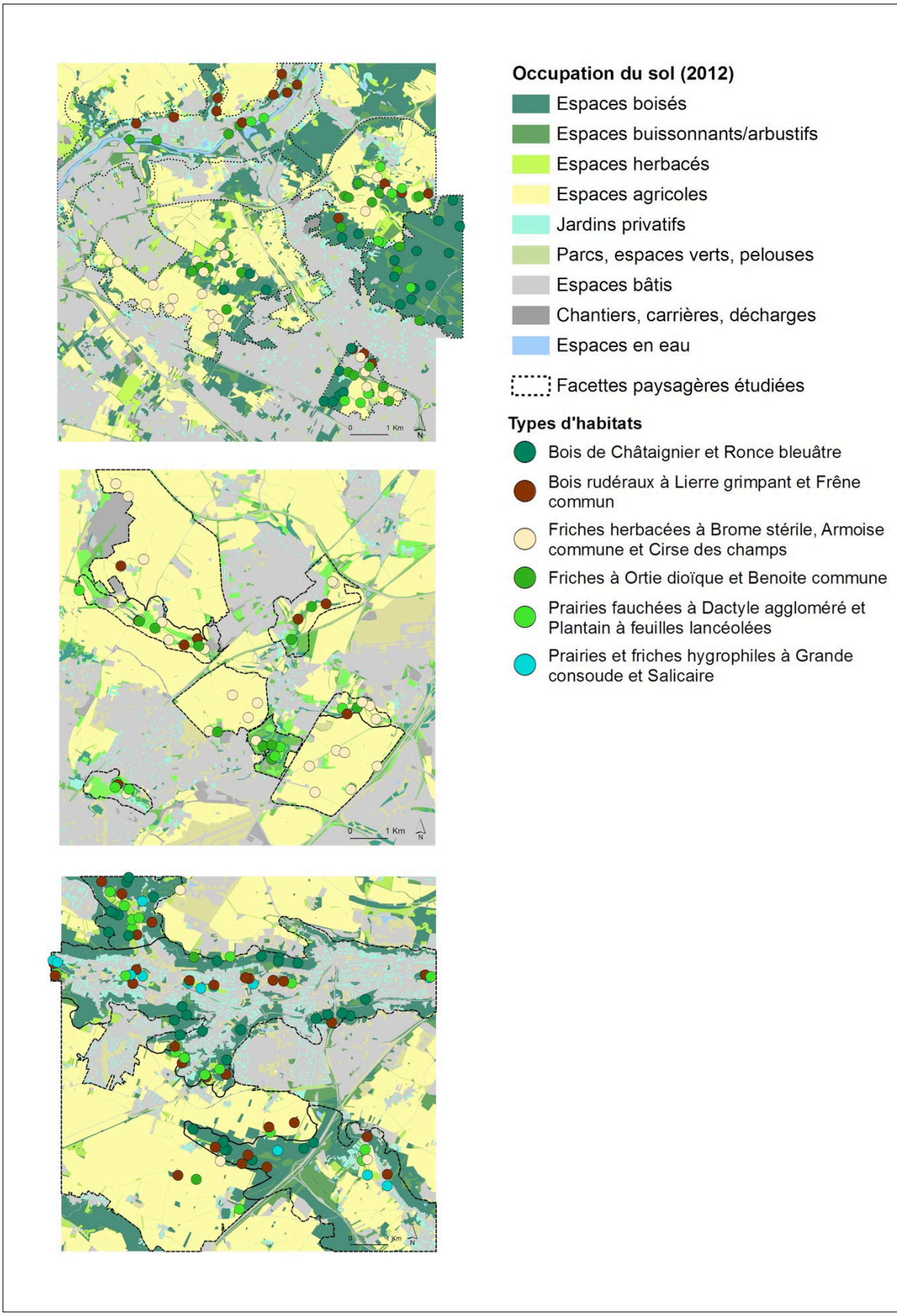


Figure IX-1 : Projection des 252 relevés sur les axes factoriels F1 et F2 et appartenance des ces relevés aux groupes issus de la CAH. *Pour une meilleure lisibilité, l'axe 1 a été étiré par rapport à l'axe 2.*



Carte IX-1 : Situation des six groupements végétaux au sein des trois terrains d'étude retenus (F. Roussel)

9.2. Des assemblages composites au sein des communautés sur le terrain

Pour chaque relevé qui compose un même groupe, il est possible d'évaluer la part prise par d'autres types d'habitat et de discuter en conséquence du caractère plus ou moins composite des groupements identifiés. La base de données CATMINAT donne plusieurs dizaines d'habitats optimaux pour les espèces mentionnées ici. Nous les avons synthétisés en 5 entrées : les espèces des fourrés/friches/lisières, les annuelles commensales des cultures ou pionnières, les espèces des prairies, ourlets ou pelouses, les espèces d'habitats hygrophiles, les espèces des bois caducifoliés. Les nuances sont bien évidemment utiles sur le plan écologique (les « friches vivaces xérophiles européennes » sont des milieux différents des « friches annuelles, subnitrophiles, mésoméditerranéennes»), mais notre propos à ce stade est de donner simplement à voir une premier niveau d'hétérogénéité.

9.2.1. Groupe 1 : bois de châtaigniers et ronces bleuâtres

9.2.1.1. Situation géographique et type d'habitat

Cette catégorie concerne majoritairement la Forêt de Montmorency et les coteaux de la Vallée de Chevreuse (carte IX-1). Les relevés réalisés dans les bois de la Plaine de Boissy y appartiennent également. Les relevés réalisés en Plaine de Pierrelaye-Bessancourt sur de vieilles parcelles forestières sont aussi présents dans ce groupe. S'il est logique de ne voir figurer aucun relevé de la Plaine de France, il est plus intéressant de constater la moindre appartenance à cette catégorie des relevés forestiers réalisés en amont de la vallée de la Salmouille. Pour la moitié, ils relèvent du type 4 présenté ci-après des bois rudéraux à Lierre grimpant et Frêne commun. Il faut y voir la conséquence d'un moindre entretien dans un contexte de bois privés.

Le type 1 s'appuie sur la prééminence du Châtaignier (*Castanea sativa*, présent dans 86 % des 57 relevés que compte ce type) et, en sous-bois, celle de la Ronce bleuâtre (*Rubus cæsius*) et du Chèvrefeuille des bois (*Lonicera periclymenum*) respectivement présents dans 80 et 70 % des cas. Le Châtaignier est supposé croître au sein de « bois caducifoliés médioeuropéens, acidophiles, oligotrophiles », habitats qui conviennent également au Chèvrefeuille des bois. Les exigences de la Ronce bleuâtre sont moins strictes et l'espèce fait figure de marqueur anthropique : son habitat optimal dans la base CATMINAT est les « friches et lisières vivaces médioeuropéennes, eutrophiles, mésohydriques à mésohygrophiles ». Sur les 57 relevés qui

composent ce type, seuls quatre ne sont pas des boisements et correspondent en fait à des clairières en contexte forestier. De jeunes individus de châtaigniers en peuplent la strate herbacée de même que des ronces bleuâtres. Dans ce groupe, il faut relever la présence récurrente (entre 50 et 66 % des cas) de trois autres espèces présentes dans des habitats acidiphiles similaires au Châtaignier : la Fougère Aigle (*Pteridium aquilinum*), le Houx (*Ilex aquifolium*), et le Chêne sessile (*Quercus petraea*). Quatre autres tirent ce type d'habitat vers des boisements plus mixtes voire rudéraux : le Charme (*Carpinus betulus*), le Frêne (*Fraxinus excelsior*), le Noisetier (*Corylus avellana*), l'Érable sycomore (*Acer pseudoplatanus*).

9.2.1.2. Une homogénéité forestière à nuancer

Cette mixité forestière n'est qu'un premier constat d'hétérogénéité. Les espèces mentionnées appartiennent toutes au final à la catégorie des espèces de bois caducifoliés. La figure IX-2 montre que de nombreuses autres espèces appartiennent à des types d'habitat différents.

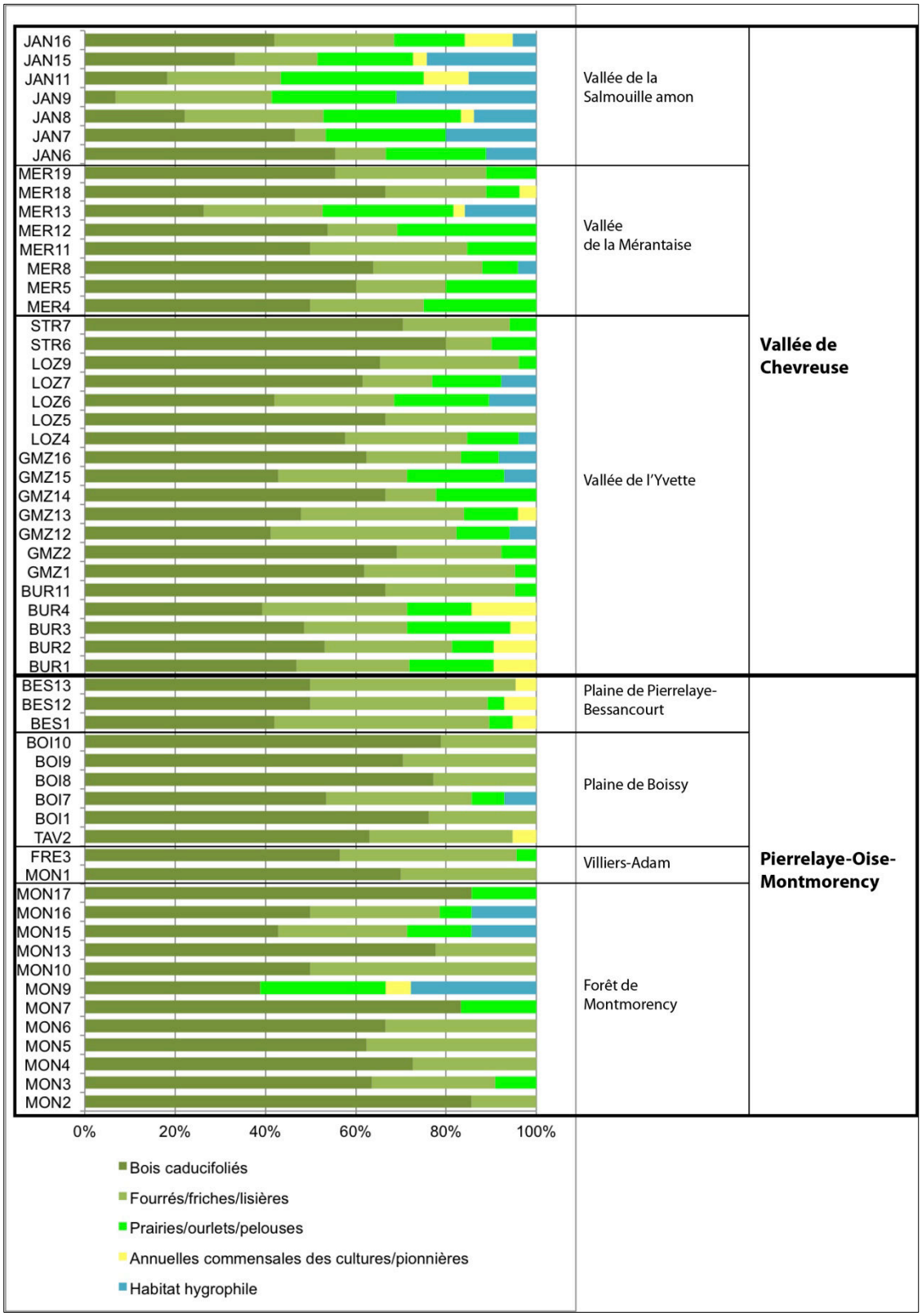


Figure IX-2 : Proportion des espèces de 5 types d'habitats au sein des relevés composant le groupe 1 de la CAH (classé par terrain d'étude et facettes paysagères)

Les paysages de futaie que sont la forêt de Montmorency et le secteur boisé de la Plaine de Boissy sont assez homogènes. Si le relevé MON9 montre ici une forte mixité, c'est parce qu'il

prend place dans une coupe forestière où l'on a conservé seulement les plus grands arbres et où le Châtaignier reprend de souche. Ce relevé met en fait en exergue une limite de la CAH évoquée plus haut. Pour les autres, relevés, la diversité des habitats représentés tient à des trouées dans le couvert arboré qui entraînent des synusies. On voit aussi nettement ressortir ici le caractère anciennement boisé des quelques parcelles de la Plaine de Pierrelaye-Bessancourt.

Globalement, ce sont les espèces des fourrés/friches/lisières qui se mêlent le plus à celles des bois caducifoliés. On relève cependant l'extrême mixité des boisements privés situés en amont de la vallée de la Salmouille. Le terme de groupement végétal est même à nuancer fortement tant les espèces relèvent de types d'habitats très différents, avec une dimension hygrophile très prononcée notamment. La part des espèces de prairies/ourlets/pelouses est aussi importante. Ces boisements sont moins encadrés, les propriétaires y exploitent le bois et se préoccupent moins de maintenir absolument un style floristique.

9.2.2. Groupe 2 : friches buissonnantes/arbustives à orties dioïques, benoîtes communes et gaillets gratteron

9.2.2.1. Situation géographique et type d'habitat

Le type 2 réunit 39 relevés autour de trois espèces nitrophiles et anthropophiles, l'Ortie dioïque (*Urtica dioica*), la Benoîte commune (*Geum urbanum*) et le Gaillet gratteron (*Galium aparine*), qui prennent place dans des formations assez diverses : petits boisements rudéraux à la strate arborée peu couvrante, lisières boisées à la strate herbacée dominante, zones ouvertes en voie d'enfrichement. Ce type est très peu représenté en Vallée de Chevreuse (deux relevés seulement, voir carte IX-1) alors qu'il est bien présent dans le secteur de Pierrelaye et celui de la Plaine de France, qui comportent tous deux des facettes paysagères marquées par une forte fragmentation des éléments paysagers végétaux comme autour de Villiers-Adam, en Plaine de Pierrelaye-Bessancourt, en Plaine de Boissy, ou le long des vallons de Bouqueval et de Goussainville.

Les habitats supposés optimaux pour ces espèces sont les « friches et lisières vivaces médioeuropéennes, eutrophiles, mésohydriques à mésohygrophiles » pour l'Ortie, quand le Gaillet gratteron et la Benoîte commune sont qualifiés d' « annuelles pionnières nitrophiles des clairières et lisières européennes, psychrophiles ». Les espèces présentes dans 50 % et plus des relevés qui composent ce type, sont elles aussi très plastiques sur le plan écologique, voire

franchement rudérales, une fois encore : *Fraxinus excelsior*, *Hedera helix*, *Sambucus nigra*, *Cratægus monogyna*, *Acer pseudoplatanus*, *Rubus cæsius*. À noter la présence de trois relevés relatifs à des roselières (*Phragmites australis*) situées dans le fond des vallons en Plaine de France, qui doivent leur présence dans ce type à l'Ortie dioïque et au Gaillet gratteron.

9.2.2.2. Des groupements mixtes par définition

Ce type de groupement peut être considéré comme l'archétype du groupement composite mêlant les espèces relevant de divers types d'habitats au gré des spécificités locales. En cela, il est représentatif des situations de friches typiques des secteurs très anthropisés sur le plan agricole ou urbain. On laissera de côté les anomalies hygrophiles que sont GSS6 et GON19, déjà évoquées, mais on relèvera tout de même une nette tendance sur ce point des relevés réalisés au sein des vallons en Plaine de France, ou sur la zone de remblais de Gonesse, mais aussi sur les bords de l'Oise. Malgré leur proximité avec la rivière, ces derniers n'appartiennent pas au groupe 6, dont c'est la spécificité (voir plus loin). C'est leur caractéristique urbaine qui les définit avant tout.

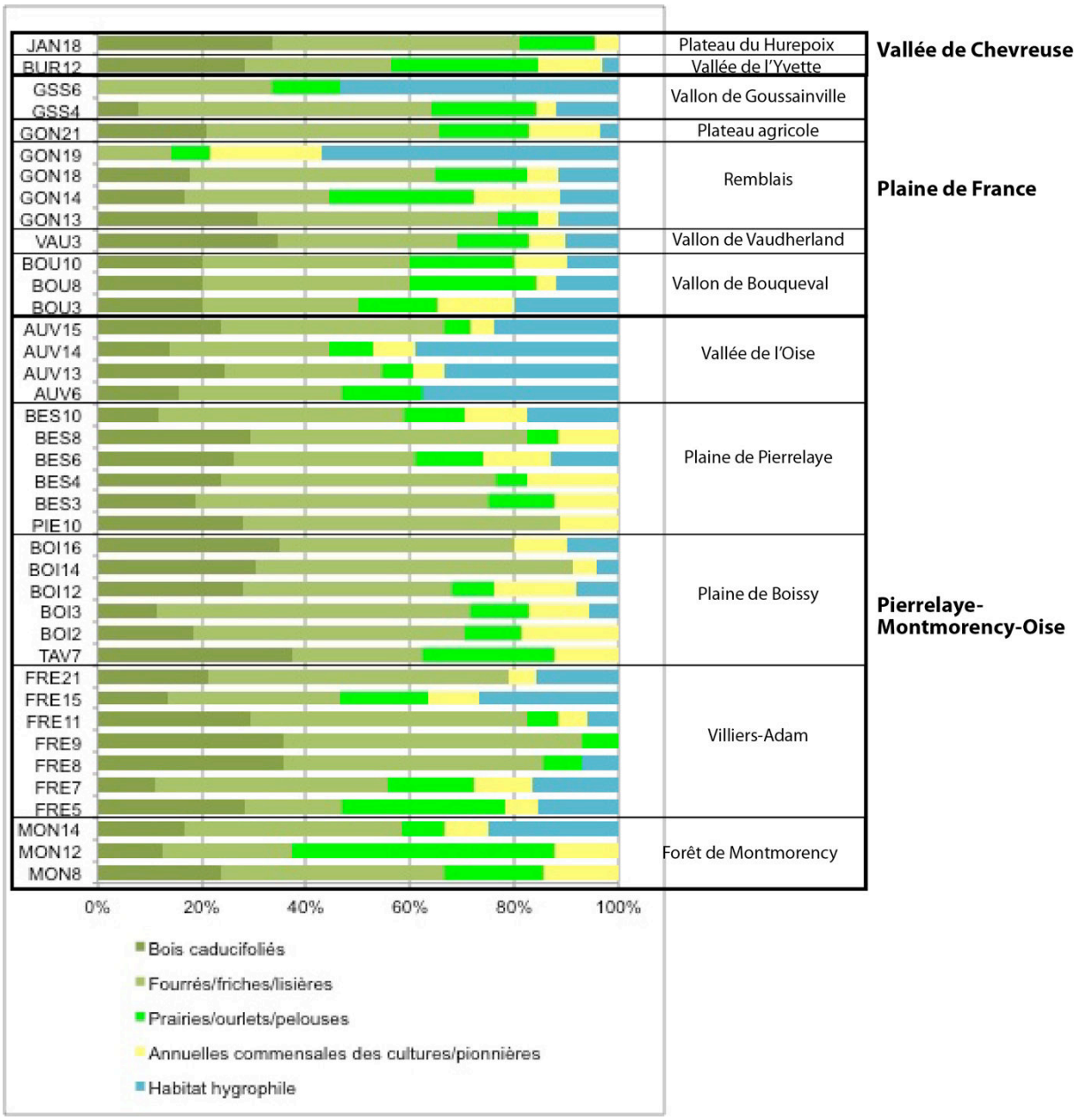


Figure IX-3 : Proportion des espèces de 5 types d'habitats au sein des relevés composant le groupe 2 de la CAH (classé par terrain d'étude et facettes paysagères)

9.2.3. Groupe 3 : prairies à Dactyle aggloméré, Plantain à feuilles lancéolées et … Ortie dioïque

9.2.3.1. Situation géographique et type d'habitat

Le type 3 est également composé de 39 relevés. Les espèces que l'on retrouve dans plus des deux tiers des cas sont des herbacées, dont deux graminées, le Dactyle aggloméré (Dactylis *glomerata*) et le Fromental (*Arrhenatherum elatius*), classiques des « prairies médioeuropéennes, mésohydriques, fauchées ». Ces prairies son aussi l'habitat de prédilection

du Plantain à feuilles lancéolées (*Plantago lanceolata*). On trouve ce type réparti de façon assez homogène entre les trois terrains. Dans le secteur de la vallée de Chevreuse, c'est bien marqué pour la vallée de la Mérantaise et ses prairies pâturées par les chevaux, ou pour les prairies fauchées sur le versant sud de la vallée de l'Yvette du côté de Gometz-le-Châtel (carte IX-1). Dans le secteur de Pierrelaye, il ne s'en rencontre que dans les facettes paysagères entretenues : bord de l'Oise, Plaine de Boissy, Villiers-Adam. À l'inverse, il n'en existe aucun en Plaine de Pierrelaye-Bessancourt. En Plaine de France, c'est aussi le vallon le plus entretenu, celui au nord de Garges-lès-Gonesse, qui en est le plus pourvu. Parmi les espèces présentes dans plus de 50 % des cas, citons les deux graminées que sont la Houlque laineuse (*Holcus lanatus*) et le Pâturin commun (*Poa trivialis*) ainsi que la Renoncule acre (*Ranunculus acris*) ou le Trèfle rampant (*Trifolium repens*) qui confirment toutes la tendance du type vers la prairie.

Ce type d'habitat n'est jamais homogène là non plus, en témoigne la présence forte de l'Ortie dioïque et du Cirse des champs tous deux emblématique des « friches et lisières vivaces médioeuropéennes, eutrophiles, mésohydriques à mésohygrophiles ». La Porcelle enracinée (*Hypochaeris radicata*), le Pissenlit (*Taraxacum officinale*), la Grande berce (*Heracleum sphondylium*), présents dans 50 à 66 % des cas sont de marqueurs plus anthropiques encore, caractéristiques des situations d'ourlets, en bordure de chemin, ou de pelouses urbaines. Ils sont cependant regroupés dans la même catégorie au sein de la figure IX-4. Six relevés de ce type échappent nettement à l'aspect prairial, prenant l'allure d'une haie entre parcelle herbacée et chemin, ou bien de friches buissonnantes plus ou moins denses mais qui contiennent les espèces herbacées décrites.

9.2.3.2. Des groupements prairiaux dépendants de l'entretien par les activités humaines

La figure IX-4 donne à voir la grande mixité des relevés qui composent ce groupe. Seuls neuf d'entre eux sont composés à plus de 50 % d'espèces des prairies, ourlets et pelouses dont on vient de constater les diverses caractéristiques qui plus est. Parmi ces neuf relevés, FRE1, réalisé dans le secteur de Villiers-Adam, peut être considéré comme l'archétype de cette catégorie (voir photographie II-4 au chapitre 2). On retrouve par ailleurs de façon récurrente une tendance hygrophile à toutes parfois très prononcée. S'il on peut être clément avec les annuelles commensales des cultures ou pionnière, on ne peut qu'être frappé du nombre d'espèces des fourrés/friches/lisières. Elles témoignent du caractère dynamique de ces milieux

que seule l'intervention anthropique permet de maintenir en l'état, avec la fauche et le pâturage.

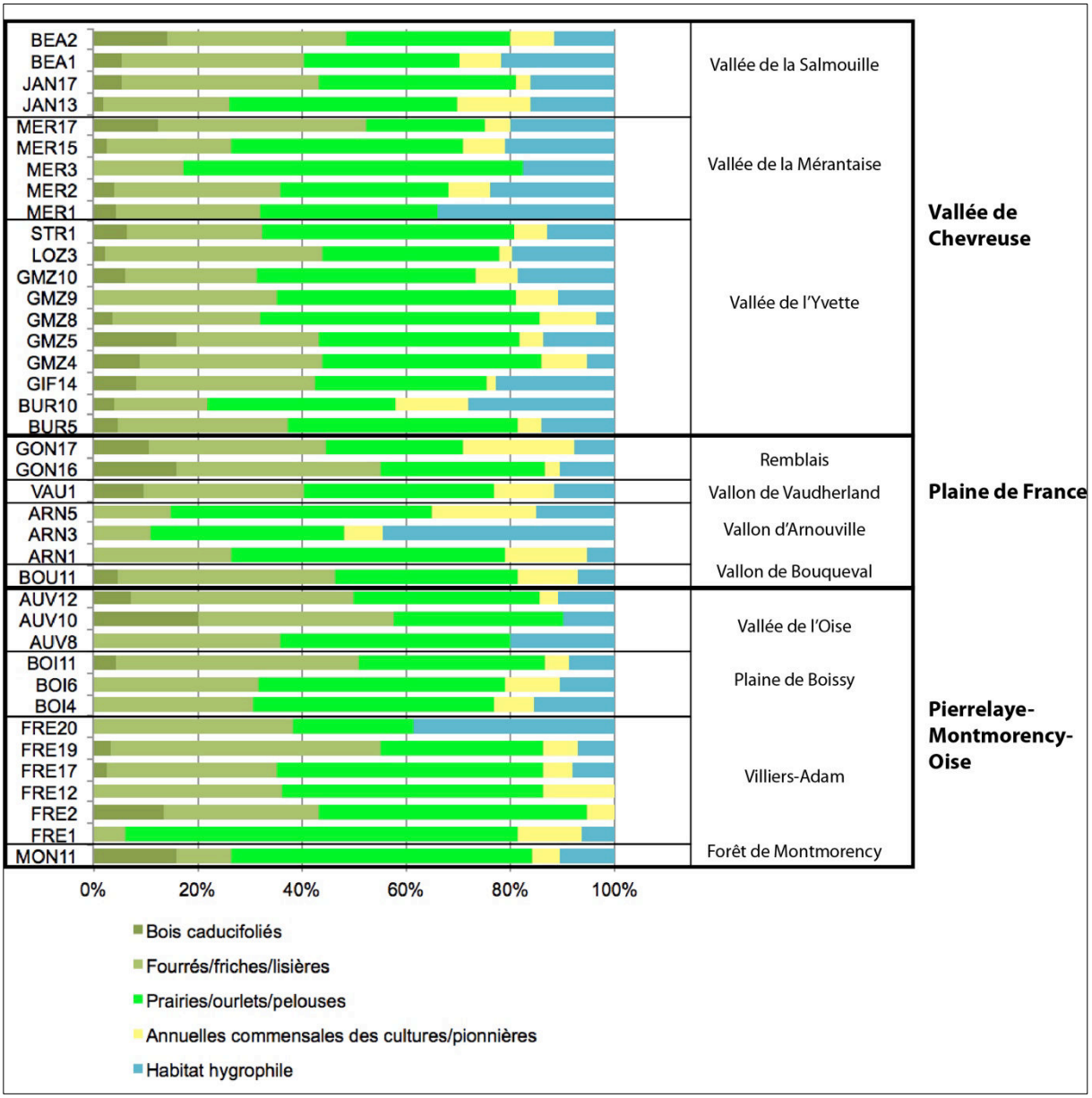


Figure IX-4 : Proportion des espèces de 5 types d'habitats au sein des relevés composant le groupe 3 de la CAH (classé par terrain d'étude et facettes paysagères)

9.2.4. Des bois rudéraux à Lierre grimpant et Frêne commun

9.2.4.1. Situation géographique et type d'habitat

Le type 4 rassemble 54 relevés. Les espèces qui le caractérisent, érables sycomore (*Acer pseudoplatanus*), frênes (*Fraxinus excelsior*) pour la strate arborée, noisetiers (*Corylus avellana*) et aubépines (*Crataegus monogyna*) pour la strate arbustive, lierre (*Hedera helix*), ronces bleuâtres (*Rubus caesius*), ortie dioïque (*Urtica dioica*) et benoîte commune (*Geum*

urbanum) pour la strate herbacée ainsi que la présence spécifique au groupe du Fraisier d'Inde (*Potentilla indica*), introduit sous nos latitudes, désignent des formations arborées denses en contexte anthropisé (agricole ou urbain) ou rudéral, le plus souvent des parcelles boisées privées, difficiles d'accès, parfois isolées.

Tous les relevés réalisés dans des bois en Plaine de France relèvent de ce type (carte IX-1) ; les coteaux de la vallée de l'Oise, les îlots et bandes boisées de Villiers-Adam, les bois insérés dans le tissu pavillonnaire au nord de la Plaine de Boissy pour ce qui est du secteur de Pierrelaye-Bessancourt également. Aucun ne se rencontre en Plaine de Pierrelaye-Bessancourt, l'hétérogénéité marquée des habitats les faisant tomber du côté du type 2 (voir plus haut). En vallée de Chevreuse, ce type d'habitat est la caractéristique des boisements de fond de vallée, Yvette et Mérantaise confondues, souvent des boisements impénétrables, résiduels, non valorisés. Cette catégorie concerne enfin la moitié des relevés réalisés dans les bois privés de la vallée de la Salmouille.

Pour les arbres qui composent ce groupe, la qualification de l'habitat par la base CATMINAT reste assez vague : « bois caducifoliés médioeuropéens ». Il faut considérer le Noisetier et l'Aubépine pour ajouter la dimension de « fourrés arbustifs médioeuropéens ». Ronces bleuâtres, Lierre, Ortie et Benoîtes communes valident le caractère rudéral, anthropique de ces boisements. Les espèces présentes dans plus de 50 % des cas prennent deux directions écologiques différentes. Les unes sont typiques des bois et sous bois « médioeuropéens » : Charme (*Carpinus betulus*), Fougère mâle (*Dryopteris filix-mas*), Brachypode des bois (*Brachypodium sylvaticum*), Sceau de Salomon multiflore (*Polygonatum multiflorum*) et Groseillier rouge (*Ribes rubrum*) ; les autres nous disent le contexte anthropique des friches, lisières ou fourrés : Sureau noir (*Sambucus nigra*), Lierre terrestre (*Glechoma hederacea*), Ronce commune (*Rubus fruticosus*), avec parfois un caractère pionnier nitrophile marqué : Gaillet gratteron (*Galium aparine*), Géranium Herbe-à-Robert (*Geranium robertianum*), Alliaire (*Alliaria petiolata*).

9.2.4.2. Une homogénéité dépendante du contexte paysager

Il faut logiquement attendre de la part de ces boisements une hétérogénéité prononcée. La structure tant verticale qu'horizontale de la végétation y est très variable donnant à voir de nombreuses trouées. Pour cette raison, les espèces des fourrés/friches/lisières y sont nombreuses. Il existe cependant des nuances entre les facettes paysagères mentionnées dans la figure IX-5. On remarquera ainsi l'homogénéité plus prononcée des boisements du secteur de

la Plaine de France. Ce sont en général des espaces bien délimités dans le paysage, en situation de pente, plus difficiles d'accès. C'est aussi vrai du secteur de Villiers-Adam ou de la Salmouille aval. Là aussi, le contexte agricole permet de les délimiter précisément. Ce n'est pas le cas des situations rencontrées en Vallée de l'Yvette, de la Mérantaise et la Salmouille en amont. Ourtre le caractère hygrophile qui ressort en fond de vallée, on observe une place beaucoup plus conséquente des espèces de prairies/ourlets/pelouses et des annuelles commensales des cultures ou pionnières. Ces groupements sont plus poreux parce que leur délimitation paysagère est aussi plus poreuse. Ils sont plus difficilement caractérisables en tant que groupement.

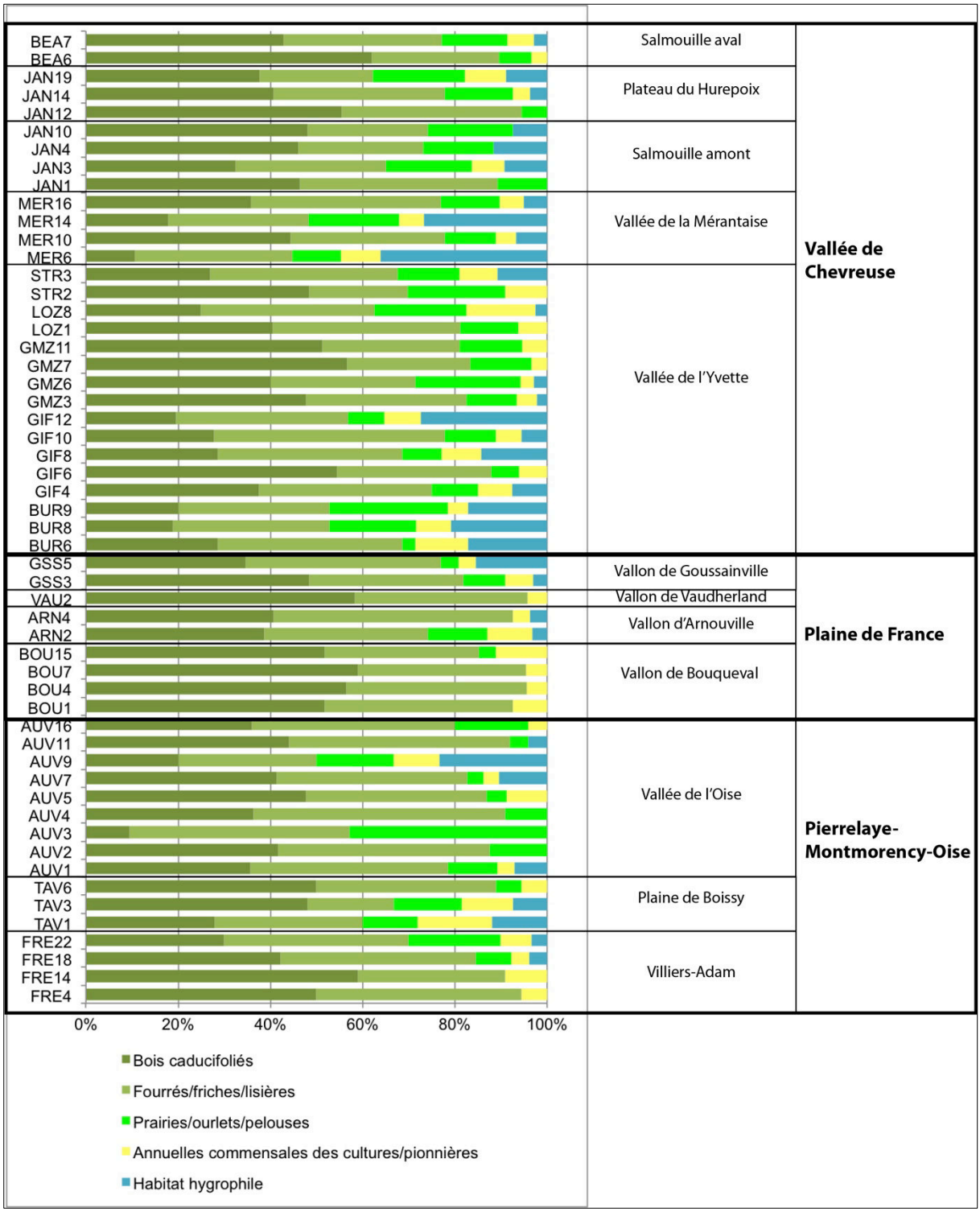


Figure IX-5 : Proportion des espèces de 5 types d'habitats au sein des relevés composant le groupe 4 de la CAH (classé par terrain d'étude et facettes paysagères).

9.2.5. Groupe 5 : friches herbacées à Brome stérile, Armoise commune et Cirse des champs

9.2.5.1. Situation géographique et type d'habitat

Le type 5 se compose de 50 relevés. Il présente le plus grand nombre d'espèces qui lui sont propres : la Moutarde noire (*Brassica nigra*), la Laitue sauvage (*Lactuca virosa*), la Matricaire discoïde (*Matricaria discoidea*), la Sabline à feuilles de serpolet (*Arenaria serpyllifolia*), le Réséda des teinturiers (*Reseda luteola*) et dans une moindre mesure l'Agrostide épi-du-vent (*Apera spica-venti*), s'associent aux plus répandus Brome stérile (*Bromus sterilis*), Cirse des champ (*Cirsium arvense*) et Armoise commune (*Artemisia vulgaris*).

Elles sont toutes adventices, pour la plupart commensales des cultures et donnent à voir des formations herbacées caractéristiques de situations de reconquête végétale en secteur agricole : parcelles en jachère, bas côtés de chemins, friches. Elles concernent l'ensemble des relevés réalisés au sein du triangle de Gonesse en Plaine de France et, çà et là, le long des vallons, au gré de l'occupation agricole (carte IX-1). Ce type est aussi très présent dans la partie agricole de la Plaine de Pierrelaye-Bessancourt et au contact des cultures en Plaine de Boissy et à Villiers-Adam. Il est beaucoup plus rare en Vallée de Chevreuse. Les paysages agricoles ont certes moins retenu notre attention mais il ressort dès lors que nous nous sommes approchés des secteurs de cultures (Hurepoix, Saclay, vallée de la Salmouille en aval)

La base CATMINAT réunit le Brome stérile (*Bromus sterilis*), le Cirse des champ (*Cirsium arvense*) et l'Armoise commune (*Artemisia vulgaris*) sous l'habitat des friches annuelles ou vivaces à tendance mésotherme à xérophile. Les espèces présentes dans plus de 50 % des cas confirment le contexte agricole avec la présence de commensales des cultures : Compagnon blanc (*Silene alba*), Laiteron rude (*Sonchus asper*) et celui des friches méso-xérophiles : Liseron des champs (*Convolvulus arvensis*) et Picris fausse épervière (*Picris hieracioides*). Cette liste n'aurait pas été complète sans la présence de l'Ortie dioïque et du Gaillet gratteron, marqueurs récurrents de l'anthropisation des milieux, et de deux herbacées prairiales assez plastiques : *Plantago lanceolata* et *Dactylis glomerata*.

9.2.5.2. Un impensé agricole

Fourrés/friches/lisières, annuelles commensales des cultures/pionnières voire prairies/ourlets/pelouses sont associés assez logiquement à ce type d'habitat. La présence d'espèces propres aux habitats hygrophiles montre cependant que ces espèces ont une amplitude plus vaste que celle liée au seul caractère hygrophile. On pourrait imputer cette

variabilité à la CAH, si ce caractère n'était pas récurrent. Seuls les relevés BOI5, butte enfrichée herbacée située en Plaine de Boissy, GON11 et GON12, respectivement friches et ourlets herbacés du Triangle de Gonesse, entre culture et chemin, ne contiennent pas d'espèces hygrophiles. Au même titre que le groupe 2, le groupe 5 est caractéristique des associations végétales en milieux très anthropisés : ce type de végétation s'insinue partout dans les vides laissés par les activités anthropiques en particulier en secteur agricole : bas côté des cultures, des chemins ou jachères. C'est ainsi qu'ils concernent près de la moitié des relevés réalisés en Plaine de France, en particulier sur les secteurs de plateaux agricole et 14 des 21 relevés de la Plaine de Pierrelaye-Bessancourt. Il faut les considérer comme des impensés paysagers résiduels.

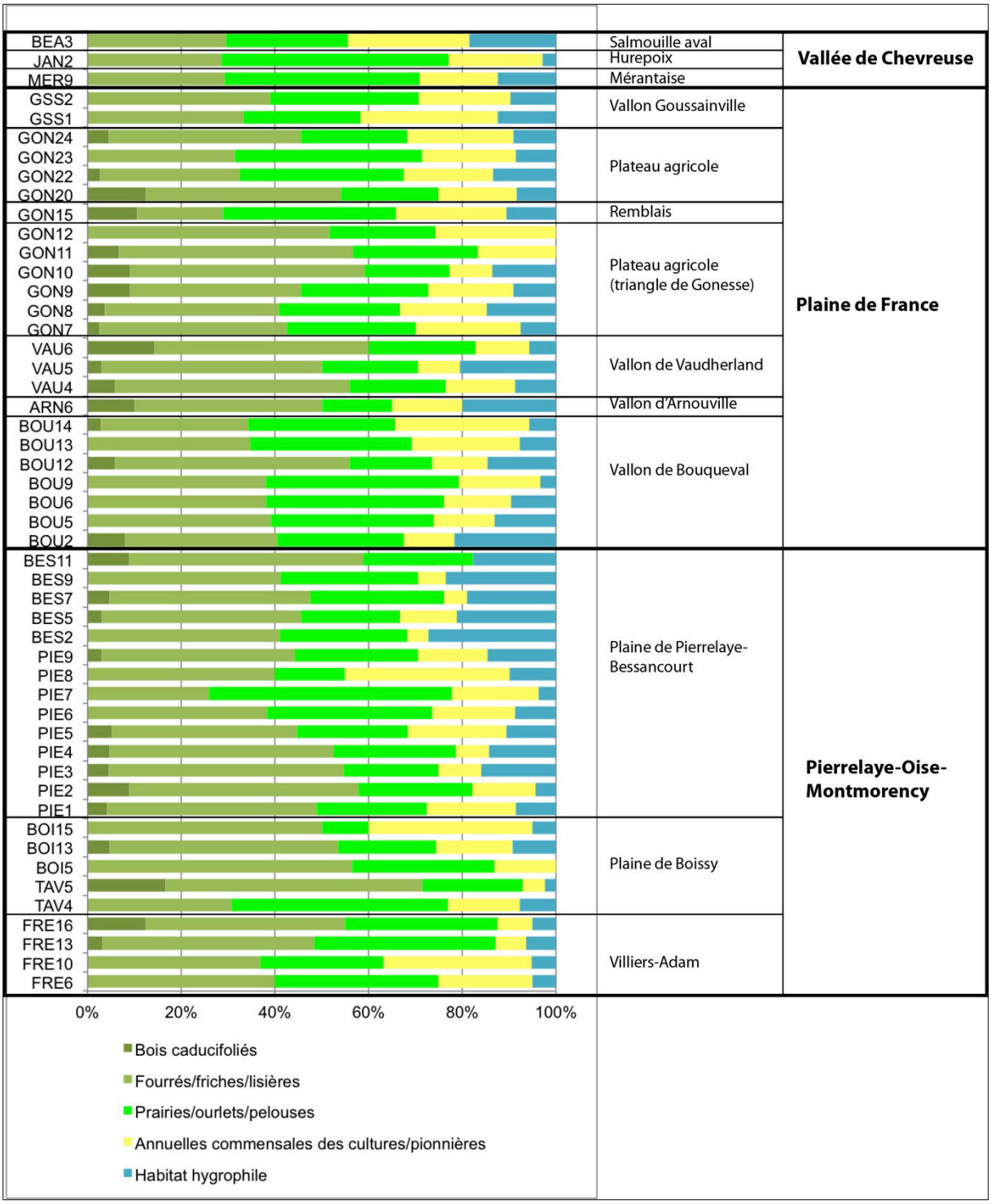


Figure IX-6 : Proportion des espèces de 5 types d'habitats au sein des relevés composant le groupe 5 de la CAH (classé par terrain d'étude et facettes paysagères).

9.2.6. Groupe 6 : prairies et friches hygrophiles à Grande consoude et Salicaire

9.2.6.1. Situation géographique et type d'habitat

Le type 6 enfin réunit 13 relevés uniquement situés en Vallée de Chevreuse (carte IX-1). La Grande consoude (*Symphytum officinale*) et la Salicaire (*Lythrum salicaria*) qui en dominent le nombre de relevés sont caractéristiques des « mégaphorbiaies planitiaires-collinéennes » indiquant le caractère hygorphile dominant pour ce type ce que confirme la présence de la Reine des prés (*Filipendula ulmaria*), de l'Épilobe hérissé (*Epilobium hirsutum*) ou encore la Scrofulaire à oreillettes (*Scrophularia auriculata*).

Si les relevés réalisés sur les bords de l'Oise n'apparaissent pas ici c'est sans doute en raison de leur caractère trop urbain les faisant tomber dans la catégorie des friches à Ortie dioïque et Benoite commune (carte IX-1). De même, les trois relevés réalisés dans le fond des vallons dans le secteur de la Plaine de France souffrent d'un contexte général d'enfrichement et de délaissement qui ne nuit pas cependant à la présence paysagère bien visible du Roseau commun et de la Baldingère par exemple.

La présence dans plus de 50 % des cas, d'autres espèces hygrophiles donne des précisions sur ce type de milieux : mégaphorbiaies encore pour le Houblon (*Humulus lupulus*), l'Angélique des bois (*Angelica sylvestris*) et l'Eupatoire chanvrine (*Eupatorium cannabinum*), prairies hygrophiles avec la Renoncule rampante (*Ranunculus repens*) et la Menthe à feuilles rondes (*Mentha suaveolens*), voire hydrophiles avec la Menthe aquatique (*Mentha aquatica*), prés tourbeux avec le Jonc diffus (*Juncus effusus*), « roselières et grandes cariçaies » pour la Baldingère (*Phalaris aretinacea*) et le Roseau commun (*Phragmites australis*), « fourrés arbustifs médioeuropéens, hydrophiles, des sols tourbeux » pour le Saule cendré (*Salix cinerea*). Il faut cependant nuancer ce portrait par des caractères anthropiques toujours présents : l'Ortie dioïque et du Gaillet gratteron, inséparables des friches nitrophiles, Fromental (*Arrhenatherum elatius*) et Houlque laineuse (*Holcus lanatus*). D'autres espèces présentes entre 50 et 66 % complètent ce cortège anthropophile, dans des contextes de prairies ou de friches : Cirse des champs (*Cirsium arvense*), Pâturin commun (*Poa trivialis*), Lierre terrestre (*Glechoma hederacea*), Ronce commune (*Rubus fruticosus*), Grande berce (*Heracleum sphondylium*).

9.2.6.2. Un groupement emblématique de la préservation biologique mais composite

Les zones humides ont beaucoup retenu l'attention dans le contexte de la préservation biologique depuis la fin des années 1990. Aucun des 13 relevés qui composent le type 6 n'est composé à 100 % d'espèces hygrophiles. À ce stade, il serait utile de donner la dominance de chaque espèce. Si aucun comptage n'a été réalisé à l'échelle des individus, nous avons cependant cherché à apprécier visuellement pour chaque relevé les espèces les plus couvrantes. Le maximum d'espèces hygrophiles est atteint par une friche humide de la vallée de la Mérantaise (MER7) dominée par le Jonc à tépales obtus (Juncus subnodulosus) et le Roseau (Phragmites australis) et par une prairie humide de la vallée de l'Yvette, à Vulpin des prés (*Alopecurus pratensis*), Laîche des marais (*Carex acutiformis*) et Saules cendrés (*Salix cinerea*). Mais sur ces deux relevés, plus de 30 % des espèces ne sont pas des espèces de milieux hygrophiles. L'un des relevés mentionné ici, BUR7, n'en contient que 31 % et voit dominer le Fromental (*Arrhenatherum elatius*), la Grande Berce (*Heracleum sphondylium*) et l'Ortie (*Urtica dioica*). Il s'agit d'une berge de l'Yvette à côté de laquelle serpente un sentier herbacé, non loin des habitations.

La proximité des activités humaines en parasite le contenu floristique, alors que leur maintien en d'autres cas est directement lié à des décisions d'aménagement comme nous le verrons au chapitre 12 pour la commune de Gif-sur-Yvette, ici bien représentée (GIF5, 7, 9,11 et 13). BEA5 est un lac aménagé en promenade, LOZ2 est aussi situé dans un parc sur les bords de l'Yvette. Même BEA4, JAN5 et MER7, apparemment moins encadrés (voir la photographie n°2 de la planche photographique VIII-4 au § 8.3.1. pour JAN5) sont dépendants des interventions anthropiques : sous une ligne à haute tension (BEA4), au sein d'une jeune peupleraie (JAN5) ou délimité par une clôture (MER7). Cette proximité anthropique explique la mixité des espèces.

Conclusion du chapitre 9

La flore de la Ceinture verte présente donc des groupements végétaux aux caractéristiques écologiques, qui devraient assez bien se différencier dans les paysages. Sur le terrain, les arrangements sont cependant assez fluctuants. C'est la caractéristique première des friches buissonnantes/arbustives à orties dioïques, benoîtes communes et gaillets gratteron par exemple, mais les groupements supposés correspondre à des milieux bien définis, telles les

zones humides, intègrent aussi des espèces plastiques sur le plan écologique, dont la présence est induite par le contexte anthropique environnant.

Conclusion de la troisieme partie

Cette troisième partie a cherché à interroger la végétation sous l'angle classique des approches floristo-écologiques, adaptées ici au contexte urbain, ce qui amène à prendre en compte des paramètres usuels comme les attentes environnementales exprimées par les citadins, habitants ou aménageurs, autour des enjeux de la biodiversité en particulier.

Au définitive, la flore présente un caractère ordinaire qui n'est pourtant pas négligeable sur le plan de la biodiversité. Il s'agit avant tout d'une flore locale telle qu'on la rencontre dans le Bassin parisien, la présence d'une mégapole se signalant toutefois par une part notable d'espèces cosmopolites, méridionales, voire exotiques (Chapitre 7). Les facteurs paysagers, et donc anthropiques, y sont cependant déterminants, ce qu'a montré l'AFC, méthode statistique classique mais aux résultats probants en pareil contexte (Chapitre 8). Par ailleurs, les espèces se mélangent et ne s'en tiennent pas à des communautés végétales strictement inféodées à tel ou tel type de milieu ou de paysage. Des communautés hybrides existent et même les contextes édaphiques les plus marqués – buttes siliceuses pour les forêts de chataîgniers et sols humides pour les communautés hygrophiles – donnent lieu à des arrangements mixtes, intégrant des espèces plus communes (Chapitre 9). S'intéresser à la végétation en Ceinture verte d'un point de vue environnemental, c'est d'abord considérer des paysages, donc des modes d'habiter et d'aménager. Les milieux perçus comme les plus « naturels », forêts et prairies humides, sont directement concernés par ces interventions. En Ceinture verte, la flore est le reflet des modes d'habiter et d'aménager et, plus généralement, des dynamiques sociales.

4e partie :
La végétation, reflet des dynamiques territoriales



Croquis 5 : Chemin en hiver menant vers des campements de gens du voyage sur la commune de Pierrelaye à proximité du lieu-dit “la Patte d’Oie d’Herblay” (F. Roussel).

INTRODUCTION DE LA QUATRIEME PARTIE

La végétation de la Ceinture verte francilienne est marquée par des arrangements floristiques composites, aux contours fluctuants. L'organisation spatiale de la flore est davantage déterminée par des facteurs anthropiques que par des facteurs biophysiques. Cette dernière partie vise à démontrer que les espaces végétalisés en Ceinture verte sont le reflet de dynamiques sociales et territoriales à diverses échelles, qui tendent à en écologiser le contenu.

En s'appuyant sur la réflexion engagée au chapitre 9 sur le caractère composite des groupements végétaux, le chapitre 10 prend l'exemple de la spatialisation des services écosytémiques pour montrer comment pareille modélisation environnementale passe à côté de la dimension paysagère et aménagée de la végétation en contexte périurbain et conduit à des résultats très généralistes et même simplistes.

Le chapitre 11 montre précisément la dimension citadine des espaces végétalisés en Ceinture verte : les arrangements floristiques et paysagers des espaces forestiers et agricoles valorisés sont le résultat de pratiques d'inspirations certes variées – agricoles, sylvicoles, récréatives, écologiques – aux effets qui s'enchevêtrent parfois, mais qui donnent à voir des espaces végétalisés construits en réponse aux attentes citadines.

Pour finir, le chapitre 12 montre qu'une emprise sociale s'exerce sur la végétation et conduit de vastes espaces à une territorialisation ou une déterritorialisation environnementale, qui écologise ou « désécologise » la végétation, selon qu'ils sont désirés ou non. La question environnementale est alors moins une fin qu'un prétexte pour une mise en ordre sociale de l'espace. Deux cas précis nous serviront ici, celui de la vallée de Chevreuse, emblématique d'espaces végétalisés immergés dans un contexte socio-économique privilégié, et celui de la Plaine de Pierrelaye, quant à elle emblématique d'espaces végétalisés délaissés, marginalisés, rendus à des pratiques informelles de l'espace.

CHAPITRE 10 :
LA SPATIALISATION DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES EN CEINTURE VERTE A L'EPREUVE DE LA VEGETATION

Introduction du chapitre 10

Le concept de service écosystémique constitue une nouvelle manière de considérer les espaces végétaux sous l'angle des fonctions auxquelles ils répondent et de leur utilité présumée dans le contexte de la ville durable (voir chapitre 2). Le présent chapitre confronte les modèles cartographiques existants concernant les services écosystémiques aux groupements végétaux présentés au chapitre 9. Il s'agit de mettre en évidence le caractère trop généraliste, parfois simpliste de ces modèles dans le contexte fragmenté et hétérogène du périurbain.

Ce travail de recherche a été mené dans le cadre d'un séjour universitaire de trois mois entre le 28 septembre et le 20 décembre 2015, au sein du groupe de recherche en géographie de l'environnement de la Vrije Universiteit d'Amsterdam. Ce séjour s'inscrivait dans le cadre du programme d'aide à la mobilité mis en place par l'école doctorale Erasme de l'Université Paris 13, auquel nous avons répondu. Le projet a été conçu à notre initiative en collaboration avec Peter Verburg, professeur et directeur du groupe de recherche à Amsterdam, et ses collègues Astrid Van Teeffelen et Nynke Schulpe qui ont pour l'une directement encadré la recherche et pour l'autre contribué à sa consolidation, en nous fournissant notamment nombre de données. Il a été l'occasion pour l'équipe d'Amsterdam de confronter les modèles géomatiques sur lesquels ils travaillent à un contexte spatial peu exploré sur le sujet, les espaces périurbains, mais aussi à des données botaniques de terrains qu'ils ne manipulent pas.

Ce travail a été publié dans la revue anglo-saxonne *Ecological indicators* (ROUSSEL *et al.* 2017, voir annexe 3d). Il a aussi fait l'objet d'une présentation lors du colloque organisé à Tours en juin 2016 (voir chapitre 2) qui a abouti de son côté à la publication d'un autre article dans la revue *Environnement urbain / Urban environment* (EUE) en s'appuyant sur les mêmes données, méthodes et résultats, mais en prenant une posture davantage critique vis à vis de la notion de services écosystémiques et en développant les aspects relatifs à la dimension territoriale de la végétation (ROUSSEL 2017, voir annexe 3c). Le chapitre qui suit reprend le contenu de ce dernier article alors que le chapitre 9 a d'ores et déjà permis de discuter de la

notion de groupement végétal et que le chapitre 11 développe la dimension territoriale de la végétation qui occupe ici un paragraphe de discussion (10.3.2.).

10.1. Méthodes et outils disponibles pour la cartographie des services écosystémiques en Ceinture verte

10.1.1. Enjeux scientifiques concernant la spatialisation et la cartographie des Services écosystémiques

La plupart des évaluations spatiale de services écosystémiques s'appuient sur les données d'occupation du sol (ANDREW *et al.* 2015; MARTINEZ-HARMS et BALVANERA 2012). Cette donnée spatiale répond le plus souvent à une nomenclature générale : forêts, terres agricoles, prairies, espaces verts urbains etc. (NEUMANN *et al.* 2007). La composition végétale sur le terrain n'est alors jamais prise en compte pas plus que les modes de gestion dont cette végétation fait précisément l'objet. Le risque est réel de conclure *in extenso* à la présence de services écosystémiques alors que la végétation sur le terrain est assez éloignée des catégories généralistes employées au départ. Pareilles variabilités et incertitudes ont été démontrées à l'échelle européenne (SCHULP *et al.* 2014a) et nationale (EIGENBROD *et al.* 2010). Une autre marge d'erreur provient de la faible résolution des cartes employées en entrée mal adaptées à des contextes spatiaux hétérogènes (VAN DER BIEST *et al.* 2015), tels que les espaces périurbains.

Le lien entre services écosystémiques et végétation a été démontré par ailleurs, à l'échelle des plantes mais aussi à l'échelle des communautés végétales (DIAZ *et al.* 2007), donnant lieu, contrairement aux approches par l'occupation du sol, à des quantifications extrêmement précises et très localisées. Quelques travaux ont certes cherché à connecter ces études écologiques aux échelles paysagères (CROUZAT *et al.* 2015; HOMOLOVA *et al.* 2014) mais la complexité et la quantité des données à prendre en compte, de même que la spécificité des espaces auxquelles elles se sont cantonnées – les pelouses d'alpage par exemple – rendent pour le moment impossible la transposition à des échelles plus larges (LAVOREL *et al.* 2017; LAVOREL *et al.* 2011).

Les limites cartographiques inhérentes à ces deux approches sont particulièrement prégnantes dans le contexte de la Ceinture verte, entre ville et campagne. Si ce type de contextes très anthropisés est moins mis en lumière d'un point de vue de la conservation de la

biodiversité, il est constitué cependant de premiers espaces végétalisés au contact des villes, là où résident près de quatre millions d'habitants (BARBIERI 2002). Les espaces périurbains proches des villes ont été peu étudiés hormis quelques intrusions sur la question des services culturels récréatifs (CASADO-ARZUAGA *et al.* 2013). En revanche, de nombreuses recherches se sont focalisées sur la ville en elle-même (voir par exemple ALAM *et al.* 2016; HAASE *et al.* 2014; LA ROSA *et al.* 2016). Les cartes de services écosystémiques produites dans ces contextes urbains ont recours à des type de couverture végétale assez généraux (LARONDELLE et HAASE 2013; TRATALOS *et al.* 2007) avec parfois des propositions plus affinées (DERKZEN *et al.* 2015; HOLT *et al.* 2015; LEHMANN *et al.* 2014).

10.1.2. Choix méthodologiques

Deux méthodes de spatialisation des Services écosystémiques sont ici mobilisées. Nous avons tout d'abord recours à une méthode de cartographie fondée sur des indicateurs indirects (en anglais « *proxy-based* »), à savoir la matrice d'évaluation des services écosystémiques développée par (BURKHARD *et al.* 2012) qui repose sur le savoir scientifique accumulé pour chaque service. Ensuite, nous faisons appel à des indicateurs directs (qualifiés de « phénoménologiques » par certaines études, (LAVOREL *et al.* 2017)), relatifs à des mécanismes biophysiques modélisés sous-jacents aux services écosystémiques considérés. Nous en avons retenu sept : cinq correspondent à des services dit de régulation (climat, qualité de l'air, érosion, inondations, pollinisation), un correspond à un service dit d'approvisionnement (l'accès à la nourriture sauvage pour les populations humaines), un dernier s'inscrit dans le champ des services culturels (les activités récréatives). Ces services sont ici retenus pour leur pertinence dans un contexte périurbain mais aussi en raison de leur mise à disposition lors de notre séjour scientifique au sein de la Vrije Universiteit d'Amsterdam. Pour chacun de ces services et pour les deux méthodes, des valeurs ont été extraites *via* un SIG à partir de nos 252 sites où nous avons par ailleurs réalisé des relevés botaniques. De manière à faciliter la comparaison des observations, nous procédons à trois classifications ascendantes hiérarchiques (CAH) de ces sites, selon les trois types de données : indicateurs directs, indicateurs indirects, données botaniques. Cela nous permet de nous concentrer sur des typologies. Ce traitement statistique nécessite de garder à l'esprit certaines limites inhérentes – la principale étant un découpage toujours un peu forcé des groupes – mais il nous permet de dégager des tendances générales. Nous apprécions ensuite la concordance des typologies en

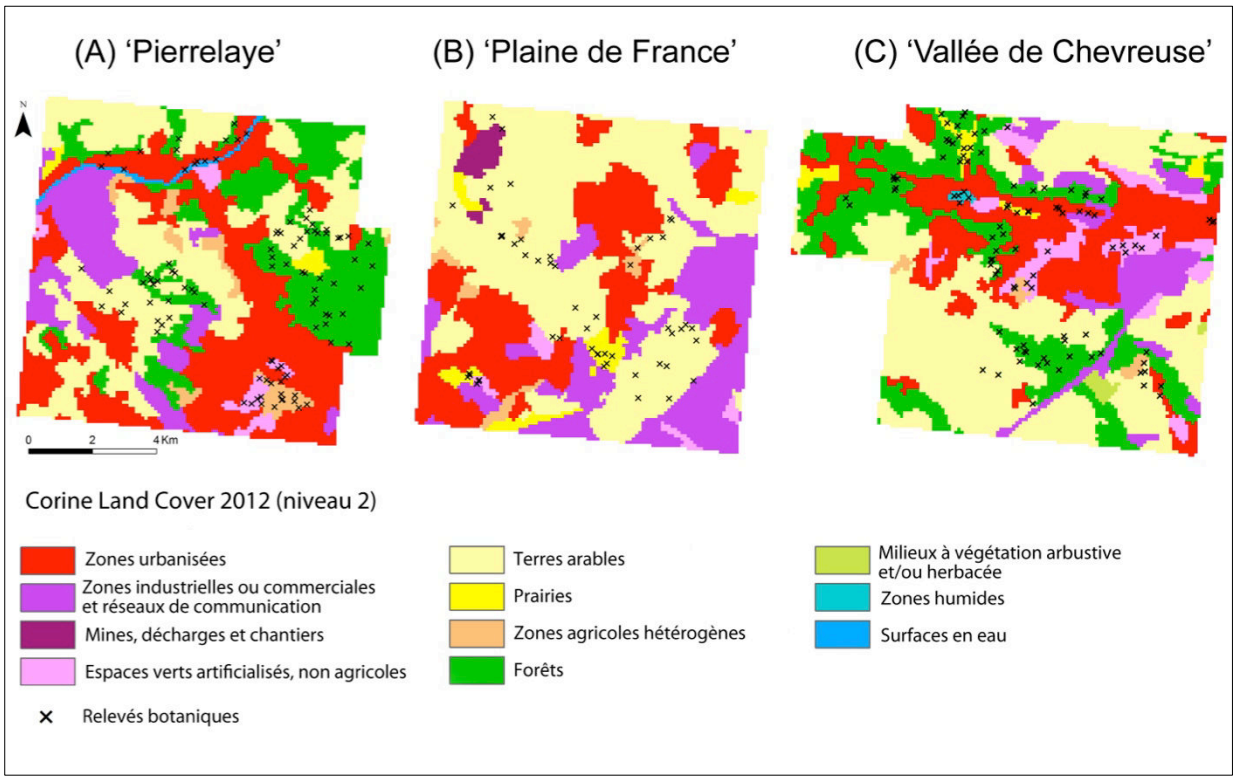
observant la présence d'un même site dans des types différents, similaires ou non quant à leur signification floristique et spatiale. Avec cette classification, nous observons des groupements végétaux d'une part, et des assemblages de services écosystémiques, contrairement à d'autres études qui se sont focalisées sur des services écosystémiques séparément (EIGENBROD *et al.* 2010; SCHULP *et al.* 2014a). Cela nous paraît davantage pertinent compte tenu de la logique des politiques locales qui tendent à considérer des espaces fournissant une diversité de services et non des services séparément.

10.1.3. Des méthodes de cartographie plus ou moins élaborées

Deux méthodes ont été employées pour cartographier les services écosystémiques sur nos terrains d'étude. Tout d'abord, nous avons eu recours à une cartographie fondée sur des indicateurs indirects, en l'occurrence, la matrice d'évaluation développée par BURKHARD *et al.* (2012). Ensuite, nous avons eu recours à une cartographie utilisant des indicateurs directs, c'est à dire fondés sur des paramètres physiques sous-jacents à chaque type de service. Il s'agissait de voir si ces indicateurs affineraient ou non le premier niveau d'évaluation, et si, oui comment.

10.1.3.1. La matrice de Burkhard : un modèle par évaluation indirecte

La cartographie des services écosystémiques à partir de la matrice de Burkhard a servi de point de départ. L'évaluation des services écosystémiques y est ici directement fondée sur les modes d'occupation du sol de la base de donnée européenne CORINE Land Cover (CLC) à une résolution de 100m et sur les connaissances scientifiques accumulées pour chacun. Chaque mode se voit ainsi conférer un nombre de point de 0, aucune pertinence, à 5, pertinence très élevée. Cette méthode a été largement employée car elle est facile à utiliser (BARAL *et al.* 2013; BURKHARD *et al.* 2015; SOHEL *et al.* 2015). Sa simplicité en limite cependant la portée au moment d'étudier des espaces particuliers (EIGENBROD *et al.* 2010; VAN DER BIEST *et al.* 2015). Nous la considérons ici comme une première étape dans l'évaluation des services écosystémiques dans un contexte périurbain. La carte X-1 permet de visualiser la position des sites de relevés botaniques dans la cartographie CLC de 2012.



Carte X-1 : Occupation du sol des trois terrains d'étude retenu d'après la nomenclature CLC de 2012 (F. Roussel). *Niveau 2 – les couleurs ont été modifiées le cas échéant pour facilité la lecture ; les croix représentent l'emplacement des relevés botaniques réalisés en 2014 et 2015.*

10.1.3.2. Les indicateurs directs fondés sur des paramètres biophysiques

Ces modèles indirects ont été mis à notre disposition par le groupe de recherche en géographie de l'environnement de l'Université Vrije Uninersiteit d'Amsterdam qu'il a pour partie lui-même contribué à développer. Ils constituent un second niveau d'évaluation des services écosystémiques qui intègre des données spécifiques à chaque enjeu. Tous ces modèles ont été développés à l'échelle de l'Union européenne. Nous en avons directement extrait les valeurs pour nos 252 sites sauf s'il nous était possible d'en modifier la résolution. Cela a été le cas pour le modèle relatif au stockage du carbone pour lequel la résolution est passée de 1km à 100m, en intégrant les modes d'occupation du sol de la base de donnée CLC. Les résolutions sont certes variables mais nous avons cherché à utiliser les valeurs les plus précises possibles.

1 - *La régulation du climat* renvoie au stockage du carbone ou à ses émissions. Ce service a été modélisé par SCHULP *et al.* (2008). Les résultats sont exprimés en tonnes par hectare. Au départ réalisé à une résolution de 1km, nous en avons décliné les résultats pour une résolution de 100 m en intégrant au modèle les données Corine Land Cover de 2012.

2 - *La régulation de la qualité de l'air* est ici exprimée selon un indice de capacité de la couverture végétale à absorber les émissions de dioxyde d'azote (NO_2). Le dioxyde d'azote est

l'un des principaux polluants émis par les transports, les industries ou les logements. L'indice est exprimé en tonnes par hectare et par an. Il est calculé en intégrant la vitesse de dépôts secs et la concentration du polluant. Ces valeurs sont le fruit d'un travail mené par le Joint Research Center (JRC) de la commission européenne (LAVALLE *et al.* 2015) avec lequel nos collègues d'Amsterdam étaient en contact.

3 - *La régulation des inondations* se réfère aux recherches de STÜRCK *et al.* (2014). Ils ont défini un indice entre 0 et 1 à l'échelle du kilomètre pour l'union européenne. L'indice intègre des variables environnementales telles que les types de bassins hydrographiques, les types de précipitations, l'usage des sols, la capacité du sol à retenir l'eau. L'indice prend aussi en compte une modélisation spatiale des ruissellements pluvieux.

4 - En ce qui concerne *la régulation de l'érosion*, nous nous sommes appuyés sur le facteur lié à la couverture des sols « C » (« cover management factor ») proposé par PANAGOS *et al.* (2015). Ce facteur est le ratio moyen de perte de sol par type d'occupation du sol, toujours selon Corine land cover. Il est exprimé entre 0 et 1, 1 étant considéré comme l'état de base : une terre agricole nue, en pente.

5 - L'enjeu de la *pollinisation* a lui aussi fait l'objet d'une modélisation pour laquelle nous retiendrons ici la probabilité de visite, en pourcentage, telle qu'elle a été pensée par SCHULP *et al.* (2014b), en considérant la proximité des habitats favorables aux abeilles.

6 - Pour *l'accès à l'alimentation sauvage* pour les populations humaines, nous considérons les plantes décrites par SCHULP *et al.* (2014c). Les auteurs ont évalué le nombre de plantes comestibles et celles portant des baies comestibles à une résolution de 1km. 81 espèces ont été identifiées comme étant utilisées par plus de quatre pays européens. Au total, 592 plantes ont été qualifiées de comestibles. Il faudrait certes confronter ces plantes à des pratiques avérées sur le terrain. À défaut, il s'agit donc d'évaluer des potentialités, nombre de ces espèces étant bien présentes en Ceinture verte d'Île-de-France.

7 - L'évaluation des *activités récréatives* est fondée sur les travaux de VERHAGEN *et al.* (2017) qui considèrent les opportunités de loisirs urbains en relation avec les modes d'occupation du sol (obtenus par l'agrégation à l'échelle du kilomètre des modes d'occupation CORINE Land Cover), la distance au littoral, les caractéristiques forestières et la structure des paysages agricoles. Les résultats sont donnés sur une échelle de 0 à 10 mais certains modes intègrent des paramètres particuliers. Pour les terres agricoles, la présence de haies ajoute une unité au score (+1) de même que le type de mode d'occupation environnant (+1 pour la

présence de végétation « naturelle »). Pour la forêt, sont pris en compte les régions biogéographiques, les types de forêt et de traitement sylvicole ainsi que la densité et l'âge de la forêt. Pour tous les modes considérés, la proximité avec des étendues aquatiques ajoute une unité au résultat.

10.1.3.3. Comparer le degré de concordance à l'aide de typologies

Comparer chacun des 252 profils de services écosystémiques avec chacune des 252 valeurs obtenues avec la matrice de Burkhard et enfin avec chacun des 252 relevés botaniques constitue une tâche d'une ampleur bien trop conséquente. Pour faciliter l'analyse, nous proposons des typologies pour chacune des trois approches. Ces typologies ont été obtenues grâce à la classification ascendante hiérarchique (CAH) à l'aide du logiciel SPSS (IBM® SPSS® Statistics 22). La CAH groupe progressivement les individus puis les groupements intermédiaires selon leurs similarités. Le premier niveau est constitué de 252 individus, le dernier niveau d'un seul et même ensemble. Entre les deux, la CAH livre à l'analyse une série de regroupements les plus homogènes possibles et de moins en moins nombreux, sous la forme d'un dendrogramme ou arbre hiérarchique (SANDERS 1989). Pour classer les individus, nous avons eu recours à la méthode de Ward qui minimise l'inertie au sein d'un même groupe et minimise ainsi la perte d'information pour chaque groupement. Elle permet d'obtenir une répartition la plus homogène possible des individus dans les types ainsi mis en évidence. Il nous est revenu d'arrêter la typologie la plus pertinente pour chacune des trois méthodes en nous appuyant sur les distances entre groupes telles qu'observées dans les dendrogrammes produits par la CAH (NORUSIS et SPSS 2011).

Chacun de ces services étant exprimé dans une unité de mesure spécifique – pourcentages, indices entre 0 et 1, certaines avec des valeurs négatives, etc. – il a été nécessaire de procéder au préalable à une normalisation des valeurs. Pour ce faire nous avons eu recours à la fonction « Z score » du logiciel SPSS (« statistiques descriptives » dans le menu « analyse ») pour la quelle Z = (valeur – moyenne) / écart type. Les valeurs obtenues s'échelonnent de part et d'autres de 0, selon qu'elles soient au-dessus ou en-dessous de la moyenne pour le service concerné. Ces valeurs normalisées sont plus simples à comparer et permettent de voir aisément quel service contribue à chaque type au sein de chaque typologie[33].

[33] A noter pour la régulation de l'érosion : au départ, plus l'indice C utilisé est élevé moins le service est assuré. Pour conserver graphiquement la notion de potentialité de service, les signes positifs et négatifs obtenus par standardisation ont donc été inversés.

La classification des relevés selon le mode d'occupation du sol auquel ils renvoient dans la base de donnée Corine land cover et le score que chaque mode obtient dans la matrice de Burkhard a donné lieu à une première typologie. Elle fait ressortir 2 types. La classification en fonction des résultats obtenus pour les sept services écosystémiques particuliers a donné lieu a une seconde typologie. Quatre types ont ici été retenus. Pour mémoire, six types de végétation ont par ailleurs été mis en évidence (Chapitre 9).

Pour effectuer le travail de comparaison entre les typologies, nous avons eu recours à l'indice de similarité de Jaccard qui mesure le nombre d'individus partagés par deux groupes dans deux classifications différentes sous la forme d'un indice compris entre 0, aucun point commun, et 1, similarité complète (voir tableau X-3). Nous avons en outre comparé les valeurs moyennes obtenues par chacun des 12 types (2+4+6) dans les deux évaluations – indirectes et directes (voir figure X-2).

10.2. Une concordance faible avec la végétation sur le terrain

10.2.1. Les typologies de services écosystémiques

10.2.1.1. Selon la matrice de Burkhard

Cette « matrice » est directement fondée sur la nomenclature CORINE land cover (Burkhard *et al.* 2012). Il faut ici considérer le mode d'occupation du sol auquel chaque relevé appartient et lui appliquer le « score » que Burkhard *et al.* lui confèrent. Deux types ont ici été mis en évidence (tableau X-1). Le premier réunit 169 relevés soit tout les modes d'occupation du sol à l'exception des forêts de feuillus. Ce type montre une capacité faible pour l'ensemble des services écosystémiques hormis pour les acticités récréatives qui gardent une capacité moyenne. Le deuxième type est uniquement constitué de relevés cartographiés comme étant des « forêt de feuillus ». Ce groupe concerne 83 relevés et présente une capacité moyenne à très élevée pour l'ensemble des services écosystémiques.

Tableau X-1 : Services écosytémiques délivrés sur les parcelles étudiées selon la matrice de Burkhard (valeurs comprises entre 0 (aucune capacité) et 5 (capacité maximale)) selon les deux types mis en évidence.

Type	Nomenclature CORINE land cover	Nombre de relevés	Régulation globale du climat	Protection contre les inondations	Régulation de la qualité de l'air	Régulation de l'érosion	Pollinisation	Nourriture	Activités récréatives et valeur esthétique	Score par poste CLC (pour une unité spatiale)
1	Terres arables hors périmètres d'irrigation	74	1	1	0	0	0	0	3	5
	Prairies et autres surfaces toujours en herbe à usage agricole	24	1	1	0	4	0	0	3	9
	Espaces verts urbains	22	1	0	1	2	1	1	3	9
	Tissu urbain discontinu	21	0	0	0	0	0	1	0	1
	Systèmes culturaux et parcellaires complexes	13	1	1	0	0	0	0	2	4
	Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants	4	2	1	1	3	0	3	2	12
	Marais intérieurs	4	2	4	0	0	0	0	0	6
	Cours et voies d'eau	3	0	5	0	0	0	0	4	9
	Zones industrielles ou commerciales et installations publiques	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Équipements sportifs et de loisirs	1	1	0	1	1	1	0	5	9
	Extraction de matériaux	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés	1	0	0	0	0	0	0	0	0
2	Forêts de feuillus	83	4	3	5	5	5	5	5	32
	Score des services écosystémiques , pondéré par le nombre de relevés concernés		482	395	442	568	438	470	826	

La typologie met ici en évidence le rôle de la couverture forestière dans l'évaluation de services. La classe « forêts de feuillus » a en effet la capacité en services écosystémiques la plus élevée (score total de 32). Le mode « Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants » est loin derrière avec un score de 12. Le service « Activités récréatives » a de loin le plus fort potentiel (score de 828) en Ceinture verte de la Région Île-de-France. Il est suivi à bonne distance par « régulation des érosions » (568).

10.2.1.2. Selon les indicateurs directs

D'après la CAH appliquée aux valeurs extraites pour les sept services selon des indicateurs directs, nos 252 sites se répartissent en quatre types. Pour mieux en évaluer la signification spatiale, nous les avons mis en regard des modes d'occupation du sol issus de la nomenclature CORINE Land Cover (tableau X-2).

Tableau X-2 : occupations du sol (Corine land cover) au sein de la typologie des services modélisés.

Occupation du sol Corine land cover (2012)	Type 1	Type 2	Type 3	Type 4
Forêt de feuillus	0	34	3	46
Systèmes culturaux et parcellaires complexes	11	1	1	0
Tissu urbain discontinu	0	20	1	0
Espaces verts urbains	2	18	2	0
Zones industrielles ou commerciales	1	0	0	0
Marais intérieurs	0	4	0	0
Surfaces essentiellement agricoles…	2	0	2	0
Extraction de matériaux	0	1	0	0
Terres arables hors périmètres d'irrigation	40	1	33	0
Prairies	10	5	8	1
Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés	0	1	0	0
Equipements sportifs et de loisirs	0	0	1	0
Cours et voies d'eau	0	3	0	0
Territoires concernés (en % de relevés)	n°A (23%) n°B(74%) n°C (3%)	n°A (44%) n°B (2%) n°C (54%)	n°A (47%) n°C (53%)	n°A (49%) n°C (51%)

Le premier type rassemble 66 relevés mêlant divers modes d'occupations agricoles. Ces relevés obtiennent une réponse faible pour la plupart des services, excepté les activités récréatives et la régulation des inondations (voir figure X-1). Les relevés qui le composent sont en majorité situés en Plaine de France dans un contexte d'agriculture intensive. Ceux issus du secteur de Pierrelaye et de la vallée de Chevreuse relèvent également d'un contexte agricole. Le second type réunit 88 relevés. Il est un mélange d'espaces bâtis et de forêts et donne à voir un profil assez moyen en terme de services, hormis pour la régulation des érosions, assez élevée, et les activités récréatives assez basses (figure X-1). Le troisième type concerne 51 relevés majoritairement situés dans des contextes de terres arables, à l'exclusion de la Plaine de France. Ce type se démarque du premier par un meilleur potentiel en service, en particulier pour les plantes comestibles, la pollinisation et la régulation de la qualité de l'air. Ce sont des relevés de secteurs plus hétérogènes sur le plan de l'occupation du sol. Le dernier type, constitué de 47 relevés, est composé à une large majorité de forêts de feuillus et réagit donc positivement à la plupart des services écosystémiques. La typologie met une nouvelle fois en évidence le potentiel de la couverture forestière (Type 4) tout en révélant à l'inverse les moindres potentialités des contextes urbains (Type 2). Les zones dominées par l'agriculture

constituent un troisième ensemble que la CAH nuance en différenciant des relevés situés dans des contextes d'agriculture intensive (Type 1) et d'autres situés dans des secteurs agricoles davantage mêlés à d'autres modes d'occupation du sol (Type 3).

10.2.2. Evaluation de la concordance entre les trois typologies

10.2.2.1. Observations générales

Les sites sont éparpillés dans les différents types (tableau X-3), laissant entrevoir un niveau de concordance assez faible. Il existe certes une concordance non négligeable entre les sites où prédomine la forêt (Type indirect 2, Type direct 4, Type végétal 1). C'est également vrai des sites en contextes agricoles marqués (Type indirect 1, Type direct 1 et Type végétal 5). À l'inverse d'autres typologies semblent s'exclurent mutuellement (Type direct 1 et Types végétaux 1 et 6 par exemple).

Tableau X-3 : Nombre de sites partagés par les typologies (avec indice de Jaccard entre parenthèses).

		Types végétaux						**Types indirectes**	
		1 Végétation des forêts de Châtaigniers	2 Végétation des friches	3 Végétations prairiales	4 Végétation des boisements	5 Végétation herbacée des cultures	6 Végétation des prairies humides	1 Autre SE	2 SE des forêts de feuillus
Types directs	1 SE des terres agricoles	0 (0)	18 (0.21)	9 (0.09)	11 (0.11)	28 (0.32)	0 (0)	66 (0.39)	0 (0)
	2 SE des espaces mêlant ville et forêt	30 (0.26)	11 (0.09)	8 (0.07)	27 (0.23)	5 (0.04)	7 (0.07)	54 (0.27)	34 (0.25)
	3 SE des terres agricoles hétérogènes	1 (0.01)	6 (0.07)	18 (0.25)	8 (0.08)	15 (0.17)	3 (0.05)	48 (0.28)	3 (0.02)
	4 SE des forêts de feuillus	26 (0.33)	4 (0.05)	4 (0.05)	8 (0.09)	2 (0.02)	3 (0.05)	1 (0.001)	46 (0.55)
Types indirects	1 SE autre	13 (0.06)	29 (0.16)	34 (0.20)	36 (0.19)	47 (0.27)	10 (0.06)		
	2 SE des forêts de feuillus	44 (0.46)	10 (0.09)	5 (0.04)	18 (0.15)	3 (0.02)	3 (0.03)		

10.2.2.2. L'évaluation par indicateurs indirects ou directs, quelle concordance ?

Le niveau de concordance est faible entre les deux approches comme en attestent les deux colonnes les plus à droite du tableau X-3 et les indices de Jaccard associés. La taille inégale des types explique pour partie ce différentiel : le type direct 1 est ainsi complètement inclus dans le type indirect 1 (66 sites), de même que le type direct 3 (48 sites sur 51). Il existe tout de même une logique :le type indirect 4 (forêt) est ainsi presqu'entièrement inclus dans le type

indirect 2 (46 sites sur 47). De même, le type direct 2 qui mêle occupations urbaines et forestières se sépare dans les deux types indirects.

10.2.2.3. La typologie par indicateurs indirects face aux types végétaux

En terme d'occupation du sol, le type indirect 2 a beau être homogène (forêt de feuillus), ces individus sont malgré tout dispersés dans la typologie végétale (tableau X-3, les deux dernières lignes). En outre, 49 sites catégorisés comme étant des forêts (13 issus du type végétal 1, 36 issus du type végétal 4) ne sont pas associés à ce type indirect forestier. Cette méthode reflète donc assez mal la végétation sur le terrain. La généralisation ou à l'inverse la perte d'information à laquelle conduit la cartographie des services d'après les modes d'occupation du sol issus de Corine land cover est ici évidente.

10.2.2.4. La typologie par indicateurs directs face aux types végétaux

Si l'on s'en tient aux valeurs de l'indice de Jaccard, le niveau de correspondance de la typlogie des services écosystémiques par indicateurs directs et la typologie végétale est lui aussi assez faible. La dispersion des individus est cependant plus cohérente que précédemment. Par exemple, les types forestiers se croisent assez bien (le type direct 1 est surtout composé d'éléments du type végétal 1). Il en est de même pour certaines occupations agricoles : le type indirect 3 est composé d'éléments des types végétaux 3 et 5. Ce niveau de concordance reste néanmoins général indiquant une prise en compte approximative de l'hétérogénéité paysagère.

10.2.3. Evaluation des services écosystémiques en Ceinture verte : quelles tendances ?

10.2.3.1. Sur nos trois secteur d'étude

Les trois secteurs d'étude correspondent à des contextes spatiaux particuliers (voir Chapitre 3). Il devient donc pertinent de voir comment les modèles géomatiques de services écosystémiques font écho à ces contextes. La figure 4 montre les valeurs moyennes des deux méthodes, pour chaque service et à l'échelle de nos trois terrains.

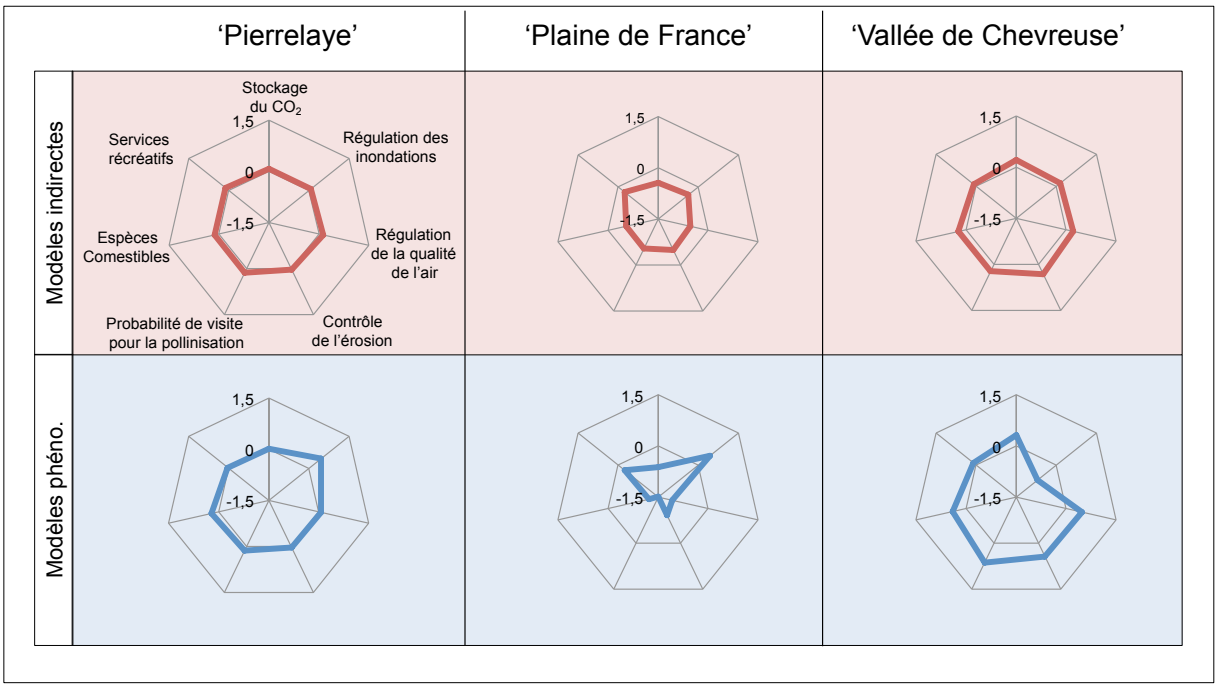


Figure X-1 : Capacité moyenne en Services écosystémiques pour chacun des trois terrains d'étude retenus selon les deux méthodes d'évaluation.

En ce qui concerne les indicateurs indirects, la forme assez ronde des diagrammes suggère que les trois zones divergent en terme de quantité de service pas en terme d'assortiment de services. Le secteur de la Plaine de France montre des valeurs en dessous de la moyenne. Contrairement aux autres secteurs il ne possède pas de sites répertoriés en forêt de feuillus. Quand bien même les deux autres secteurs possèdent ce type de couverture, ils sont aussi un mélange d'autres modes d'occupation du sol et présentent donc un résultat moyen.

Pour ce qui est des indicateurs directs, le contraste est plus fort entre les trois terrains. Les assortiments de services sont aussi plus variables. Le secteur de la Plaine de France reste un faible pourvoyeur de services mais montre étonnamment une bonne capacité dans la régulation des inondations. Ce service différencie également les deux autres secteurs : il est plus élevé pour le secteur de Pierrelaye-Montmorency-Oise que pour la Vallée de Chevreuse, qui présente par ailleurs des valeurs plus élevées que la moyenne pour la plupart des autres services.

10.2.3.2. Les niveaux de service dans les différentes typologies

Pour pousser plus loin l'analyse de la correspondance entre les trois typologies, nous avons voulu observer comment les deux méthodes cartographiques se comportaient si on appliquait leurs valeurs aux divers types (Figure X-2). La forme des diagrammes projetés à partir des indicateurs indirects (lignes rouges) est constamment ronde suggérant de mêmes assortiments

de services, peu nuancés, mais dans des proportions différentes. La forme des diagrammes projetés à partir des indicateurs directs (lignes bleues) est quant à elle plus variable, donnant à voir des nuances dans les assortiments de services. En terme de taille des assortiments, les deux types d'indicateurs sont généralement d'accord : lorsque les indicateurs indirects projettent des assortiments de petite taille, les indicateurs directs en font de même (voir le type indirect 1 (panneau a) et le type direct 1 par exemple (panneau b)). Seul le service de régulation des inondations varie d'une méthode à l'autre (Types indirects 1 et 2, types directs 1 et 4, types végétaux 1, 2 et 5). Les types végétaux 3 et 6 sont les seuls à faire diverger les deux méthodes, les indicateurs indirects donnant à voir des valeurs en dessous de la moyenne quand les indicateurs directs sont au dessus.

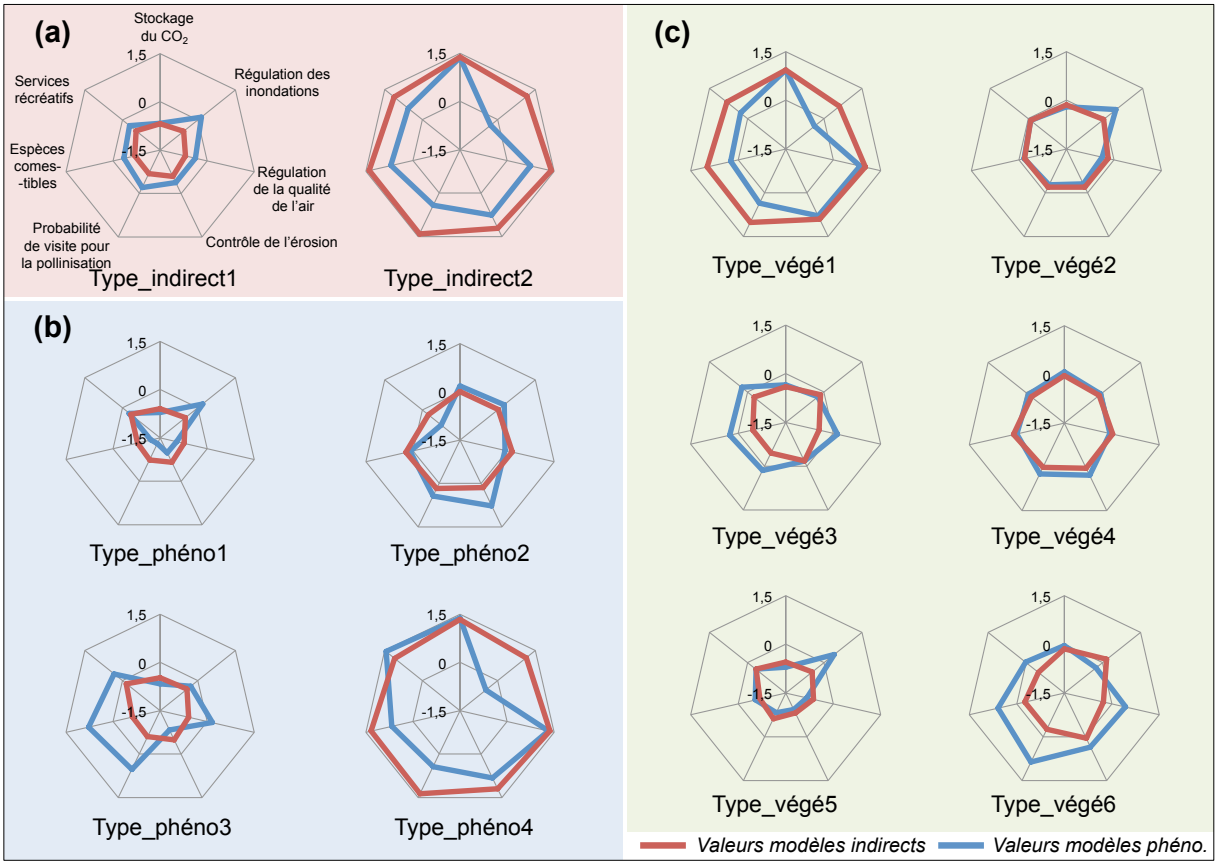


Figure X-2 : Valeurs moyennes des services écosystémiques pour les deux types issus de la méthode indirecte (a), les quatre types issus de la méthode directe (b) et les six types de végétation (c). *Les deux types de valeurs sont représentés (en rouge pour les indicateurs indirects, en bleu pour les indicateurs directs). Une valeur de 0 représente la valeur moyenne pour un service pour les 252 sites. Les valeurs négatives indiquent une fourniture de service en dessous de la moyenne, les valeurs positives, une fourniture au dessus de la moyenne.*

10.3. Des approches trop déconnectées du terrain

10.3.1. L'obstacle de la fragmentation paysagère

La concordance des types de végétation avec les types de services par indicateurs directs est plus élevée qu'avec les types issus des indicateurs indirects. C'est d'abord lié à un nombre plus élevé de types, correspondant à des assortiments de services écosystémiques plus contrastées. La typologie via les indicateurs indirects ne fait nettement ressortir que la catégorie spatiale des forêts de feuillus comme source de services (figure X-2). En face, la typologie de la végétation est la plus détaillée, avec six types. Il existe donc bien un écart vis-à-vis des réalités biophysiques entre les modèles par indicateur indirect et ceux fondés sur des indicateurs directs. La mise en application de méthodes fondées sur des indicateurs indirects pour des territoires aux paysages hétérogènes conduit à des approximations. Le recours à des données spatiales de meilleure résolution semble indispensable, ce que EIGENBROD *et al.* (2010) avait déjà suggéré.

Il existe plusieurs explications à ces décalages de projections des sites d'étude entre les typologies. Premièrement, il faut rappeler le bruit que peut occasionner le traitement statistique par CAH : si celle-ci peut-être adaptée au type de donnée considéré (le logiciel SPSS offre par exemple la possibilité de l'appliquer à des données binaires), les limites des groupes/types créés empêchent de voir les proximités qui pourraient exister entre certains individus (ici des relevés) de types différents. Les variations entre les typologies sont cependant suffisamment importantes pour être analysées.

Deuxièmement, si le lien a été démontré entre fonctionnement des écosystèmes, composition floristique et production de services, ces relations sont complexes et ne s'appuient pas uniquement sur le végétal (la topographie, l'hydrologie, la pédologie, les modes de gestion ont aussi un rôle à jouer (DE GROOT *et al.* 2002). Les modèles par indicateurs directs intègrent pour partie ces données supplémentaires et sont donc par conséquent plus nuancés. L'évaluation du service de régulation des inondations illustre ce point : à côté de l'occupation des sols, cet indicateur intègre aussi les types de sol et leur capacité à absorber l'eau de même que les types de bassins hydrographiques (STÜRCK *et al.* 2014). Malgré tout, la composition spatiale fragmentée des paysages de la Ceinture verte est à l'origine de certaines contradictions : les surfaces boisées semblent ainsi présenter un plus faible potentiel que les espaces d'agriculture intensive… Au contraire, le stockage du carbone est projeté de manière similaire

entre les deux méthodes. Comme cela a été montré à d'autres échelles, l'occupation du sol y est un facteur important de la modélisation (SCHULP *et al.* 2014a).

Troisièmement, les données d'occupation du sol utilisées sont mal adaptées aux types de végétation observés sur le terrain. C'est pour cette raison que le type indirect relatif aux forêts de feuillus inclut des sites qui ne sont pas boisés et en oublie d'autres qui le sont pourtant. Il y a à l'évidence une faiblesse dans la résolution thématique (le nombre de classes d'occupation) ou plus sûrement dans la résolution spatiale. À une échelle nationale EIGENBROD *et al.* (2010) avaient eu l'occasion de montrer ce décalage. Les données CLC semblent peu adaptées à des contextes paysagers aussi hétérogènes que ceux que nous avons étudiés ici. De nombreuses entités paysagères ne sont pas prises en compte avec une résolution de 1 ha. Cette dernière génère en outre des anomalies dans l'emplacement de nos sites d'études : nous n'avons pas fait de relevés en zones commerciales et industrielles, pas plus que sur des terrains de sport (tableau X-1). C'est bien la grossièreté des limites qui entraîne ces bizarreries. La concordance avec les types végétaux est meilleure pour des modes d'occupation du sol étendus tels que la forêt ou les cultures (tableau X-3). De leur côté, chemins enherbés, jachères, haies, ilots boisés sont mal pris en compte et les deux méthodes donnent ainsi à voir des contextes agricoles qui fournissent peu de services. Des études ont cependant montré de longue date que ces éléments du paysage agricole augmentent l'hétérogénéité paysagère et se faisant la probabilité de services, par exemple l'accès à des plantes sauvages comestibles, la pollinisation ou la régulation de l'érosion (BJÖRKLET *et al.* 1999; SWIFT *et al.* 2004). Plus le contexte est hétérogène plus il semble nécessaire de recourir à des données spatiales fines. Ce niveau de détail est essentiel à la mise en place de politiques urbaines en faveur des services écosystémiques qu'elles concernent des campagnes de sensibilisation, des plans d'action ou des projets d'aménagement. Les contextes périurbains exigent de réfléchir précisément aux méthodes de cartographie des services écosystémiques à employer.

Des données floristiques plus précises existent telles que la cartographie des groupements végétaux d'Île-de-France par le CBNBP (Chapitre 9). Des méthodes d'évaluation des services écosystémiques fondées sur les traits fonctionnels des communautés végétales ont certes été élaborées mais elles sont cependant extrêmement consommatrices de données (LAVOREL *et al.* 2011). Dans le contexte francilien, leurs objectifs de conservation biologique les fait en outre laisser de côté de nombreux types de végétation plus communs : 38 % ne nos 252 sites ne sont ainsi pas cartographiés par le CBNBP. Ces bases de données se prêtent donc mal à une analyse

fidèle aux arrangements paysagers. Notre proposition fondée sur des types de végétation intermédiaires mais pertinents du point de vue paysager (cf la méthode l'échantillonnage stratifié ici utilisée) est donc plus à même de faire écho aux cartographies des services écosystémiques en contexte périurbain.

10.3.2. Pratiques et modes de gestion, oubliés de la modélisation

La figure X-2 donne à voir les niveaux de services écosystémiques pour chacun des six types de végétation, tels que projetés par les deux méthodes cartographiques. Qui dit service dit nécessairement bénéficiaire. Nous avons donc voulu confronter les conclusions auxquelles elles parviennent à nos observations de terrain. Celles-ci ne visent pas à définir des services écosystémique mais à mettre en regard les résultats cartographiques des pratiques, des modes de gestions et des objectifs environnementaux poursuivis sur le terrain.

10.3.2.1. Les espaces boisés, cibles faciles ?

Les deux méthodes s'accordent à faire des espaces boisés des hauts lieux de fournitures de services. On l'a déjà évoqué, cependant, la méthode par indicateurs indirecte pèche par manque de finesse de la résolution des données CLC dans un contexte périurbain. Les indicateurs directs sont plus justes dans leurs prédictions en différenciant par exemple deux type de contextes, l'un purement forestier, l'autre plus proche de la ville. Pour autant, ni l'un ni l'autre ne nuance l'occupation forestière.

L'un des types de végétation identifiés correspond à des forêts de châtaigniers. Ce sont des forêts domaniales gérées par les pouvoirs publics, État, avec ici la Forêt de Montmorency, ou collectivités avec la forêt de Gif-sur-Yvette par exemple. La gestion portée par l'Office nationale des forêts (ONF) induit une multifonctionnalité qui mêle usages économiques, avec l'exploitation du bois sous forme de futaie, usages récréatifs, avec la fréquentation des promeneurs et randonneurs, usages écologiques enfin, avec la mise en valeur de la biodiversité forestière. On y retrouve donc bien de fait la notion de service récréatif. La présence des châtaigniers rend possible la collecte des châtaignes évoquant par là même un autre service évoqué ici. La position topographique rend par contre caduques les attentes en matière de régulation des inondations. Les relevés botaniques menés en forêt de Montmorency ont par ailleurs montré une certaine homogénéité floristique. Partout dominent les châtaigniers, les chênes sessiles, le chèvrefeuille et les ronces en sous bois. Ces espèces ne sont pas dépendantes

de la pollinisation par les insectes, hormis pour partie le chèvrefeuille. Une diversité végétale et paysagère se rencontre dans les quelques parcelles de coupes faites par l'ONF qui contribuent à la résurgence de landes à callunes et bruyères cendrées, quant à elles bien entomogames en matière de pollinisation, ou les bas côtés herbacés des chemins de débardage aujourd'hui parcourus par les promeneurs. Les espaces forestiers présentent donc des nuances écologiques et paysagère importantes et leur potentiel doit être nuancé en fonction des groupements qui dominent effectivement.

Nombre de boisements de petite taille échappent par ailleurs aux mailles des méthodes cartographiques des services écosystémiques. Parfois inscrits dans la catégorie Espaces verts urbains de Corine land cover, ils sont le plus souvent masqués au sein de la catégorie espaces bâtis discontinus. Certains relèvent bien de la catégorie forêts de feuillus, mais les communautés végétales n'ont parfois rien à voir avec celles du type 1. La flore y révèle une tendance rudérale ou à large amplitude écologique, tels l'érable sycomore, le lierre ou l'aubépine. La présence des orties et des benoites confirme le contexte rudéral. Peu de parcelles sont accessibles : ce sont souvent des boisements privés ou délaissés, car isolés ou enclavés. Très ombragés, à la stratification verticale dense, ils ne font généralement l'objet d'aucune mise en valeur. Pourtant, la diversité végétale y est plus grande que dans les forêts publiques que nous avons explorées, quant à elles installées sur des substrats acides. Ici, la flore est davantage basiphile, sur substrats argileux ou calcaires, plus riches en nutriments ce que confirme la présence des frênes. Ces communautés végétales répondent davantage aux attentes en matière de biodiversité, de pollinisation, voire de régulation de la qualité de l'air, de l'érosion et des inondations, à une échelle très locale.

10.3.2.2. Des espaces agricoles plus hétérogènes qu'il n'y paraît

Les espaces agricoles font certes l'objet de nuances dans la matrice de Burkhard mais la typologie à partir des indicateurs directs les différencie davantage. Les types de végétation que nous avons mis en évidence y sont malgré tout noyés, les deux méthodes s'accordant sur leur faible potentiel. L'hétérogénéité paysagère à laquelle elles contribuent induit cependant une diversité végétale, voire animale, dans les contextes agricoles où on les trouve. Alors que la superficie des parcelles sur lesquelles elles se déploient n'est pas perçue par les modes d'occupation des sol à petite échelle, et donc par les modélisations de services écosystémiques, leur rôle écologique et paysager n'est donc pas anodin.

Nous l'avons vu, la dénomination est à nuancer puisque certains relevés incluent des espèces ligneuses sous la forme de haies buissonnantes. Si l'on s'en tient à la majorité des individus statistiques qui composent ce type, nous avons cependant là des communautés végétales qui renvoient à une gestion extensive de l'espace agricole, sous la forme soit de pâturages soit de prairies de fauche à la composition floristique parfois très encadrée (pelouses hautes de parcs). Les espèces qui prédominent dans notre classification sont toutes anthropophiles : elles s'accommodent parfaitement d'interventions anthropiques régulières. La dimension paysagère est forte et renvoie à un idéal rural fantasmé par les urbains, où l'animal domestiqué, cheval ou vache, participe du décorum. La vallée de la Mérantaise, affluant de l'Yvette, en Vallée de Chevreuse, correspond tout à fait à cet archétype tant biologique que paysager. L'élevage des chevaux cherche à y dynamiser l'économie agricole locale, dans le contexte du Parc naturel régional de la Haute vallée de Chevreuse, au risque parfois d'un surpâturage modifiant fortement les cortèges floristiques comme en témoigne la forte abondance de la Renoncule acre (*Ranunculus acris*), non comestibles pour les chevaux, dans les champs.

Difficile de trouver plus anonyme tant du point de vue des modes d'occupation des sols que du paysage que ces communautés herbacées à tendance adventice. La diversité végétale qu'elles offrent dans des contextes d'agriculture intensive est l'une des fonctions à laquelle elles répondent si tant est que les modes de gestion agricoles les laissent se déployer. Elles offrent également un potentiel pour la pollinisation par les insectes (cirses, matricaires, laitues, réséda sont par exemple entomogames). La dynamique de l'enfrichement est aussi un moyen de régulation de l'érosion à des micros échelles. Si l'on ne tient pas compte de l'usage intensif des produits phytosanitaires sur les cultures qu'elles côtoient, non plus du fait que les espaces concernés ne sont pas fréquentés et que leur collecte s'est perdue – autant de critères en défaveur même de l'évaluation de ce service en pareil contexte ! – certaines espèces remplissent parfaitement les critères de comestibilité, telle l'armoise, la moutarde, la laitue. Mais une fois de plus, elles passent au travers des grands modes d'occupation du sol utilisés pour la spatialisation des services écosystémiques.

10.3.3. Spatialiser les services écosystémiques : « *une gageure* »?

La spatialisation des services écosystémiques dans le contexte périurbain parisien se heurte à plusieurs difficultés. Nous avons tout d'abord montré que les méthodes ayant recours aux

modes d'occupation du sol ont tendance à ne refléter que les modes dominants d'occupation du sol, et peinent à capter les nuances végétales sur le terrain, tant du point de vue biologique que paysager. Bien souvent, là où les modélisations se veulent les plus pertinentes, c'est en référence à des contextes spatiaux et végétaux déjà bien identifiables, en premier lieu la forêt. Est-il alors nécessaire de concevoir des modèles géomatiques complexes pour en révéler le potentiel en matière de services ? Les modélisations n'intègrent pas en outre le contexte social local, le lien qui unit ou non des populations à leur environnement. Face à une cartographie des services écosystémiques qui pose comme diagnostic que les forêts ont un potentiel récréatif, régulateur de chaleur, de l'érosion ou des émissions de carbone, on est en droit de se demander, perplexe : tout ça pour ça ? Quand par ailleurs l'analyse de terrain montre que pour de multiples raisons écologiques, sociales, économiques, historiques, cadastrales etc, telle ou telle forêt ne répond en fait pas du tout aux services que l'on pouvait attendre, c'est bien un travail de fourmi qui se présente au chercheur pour maintenir coûte que coûte la spatialisation des services écosystémiques à flot. De l'autre côté du spectre, l'extrême précision des analyses biologiques fait de chaque parcelle étudiée un cas à part, rendant la généralisation impossible. Entre les deux, les voies d'amélioration n'ont pas encore été trouvées comme en attestent les résultats de l'étude menée à l'échelle de petits territoires pour les massifs forestiers (CORDONNIER *et al.* 2017) :

> En effet, à ces échelles, la plupart des systèmes d'information, bases de données nationales ou régionales ne peuvent être mobilisés en raison d'un manque de données ou d'une puissance statistique insuffisante. La spatialisation des niveaux de services au sein du territoire devient alors une véritable gageure ».

Les propositions d'amélioration qui sont avancées dans cette étude, témoignent de la complexité des démarches à entreprendre :

> […] la construction d'une chaîne de traitement qui articule l'acquisition de données de télédétection (couplées à des données de calibration terrain), l'initialisation de modèles de dynamique forestière et l'évaluation de la production de services écosystémiques par des fonctions de lien utilisant au mieux les sorties des modèles de dynamique forestière applicables à l'échelle du peuplement ou du massif […].

Quant aux propositions à des échelles plus vastes que nous avons mobilisées dans ce travail, nous rejoignons les conclusions sur le sujet de ARNAUD DE SARTE *et al.* (2014, p 249) :

> Il est difficile de proposer des indicateurs d'un service à l'échelle d'un milieu, plus difficile encore de parler de compromis de services à cette échelle. La compréhension des liens entre processus physiques, indicateurs de services écosystémiques et utilisation de ces services par l'homme est un défi pour la recherche, d'autant plus que chaque service écosystémique a son propre fonctionnement. Or la géographie comme l'écologie nous rappellent que cela n'a pas de sens de parler d'un service indépendamment des processus fonctionnant sur un territoire. De

> ce fait, regrouper des services dans des indicateurs de compromis de services est un défi plus grand encore. Alors parler de services à une échelle plus large, à l'échelle d'une région ou d'une écorégion, est extrêmement hasardeux.

La spatialisation des services écosystémiques est un objectif qui mobilise de nombreux chercheurs et programmes de recherche. Les trois mois que nous avons passés au contact des chercheurs de l'Université Vrije Etiversiteit d'Amsterdam nous ont immergé dans un contexte de recherche particulier. La notion de services écosystémiques s'y est déployée dans une logique de recherche appliquée, voire d'aide à la décision publique. Le travail des scientifiques à ce sujet est une réponse à une offre de financement des institutions européennes qui de ce point de vue ont désormais la main sur les thématiques à traiter. Dans l'ouvrage collectif « Sciences de la nature, sciences de la société - Les passeurs de frontières », Marcel JOLLIVET (DIR., 1992) écrit :

> […] un double processus est en action : celui par lequel les scientifiques s'approprient les questions qui viennent de leur environnement social et celui par lequel la société provoque le mouvement de la science.

Avec les programmes de recherche européens sur les services écosystémiques, non seulement, la société provoque le mouvement de la science, mais elle le contraint alors fortement. Pour comprendre cette dynamique, il faut en revenir à l'idée avancée par ARNAUD DE SARTRE *et al.* (2014) selon laquelle les services écosystémiques sont un dispositif de ce que les auteurs nomment la modernité environnementale où « *savoirs et pouvoirs s'allient pour construire un outil de gouvernementalité* ». Les organismes de recherche deviennent les partenaires des pouvoirs publics qui s'assurent ainsi une légitimité scientifique à promouvoir tel ou tel projet d'aménagement ou de valorisation des territoires. De ce point de vue, les services écosystémiques sont un outil très fédérateur. Ils sont un sujet obligé pour les organismes de recherche qu'ils s'efforcent de faire correspondre au réel. Nous pensons quant à nous que le réel est le seul juge de la pertinence des concepts, par essence théoriques, qui tentent d'en ordonner la compréhension. Que nous dit ici le réel ? Que la spatialisation des services écosystémiques est une tâche infinie dont l'issue est de révéler des fonctions et des usages souvent vagues ou déjà connus localement.

Conclusion du chapitre 10

La confrontation des modèles de spatialisation des services écosystémiques à la végétation sur le terrain en Ceinture verte illustre la nécessité pour l'analyse environnementale de prendre en

considération la dimension paysagère et donc territoriale de la végétation tant le recours à ces modèles produit des résultats pour le moment généralistes voire simplistes. Le chapitre 11 s'appuie sur les paysages végétaux que sont la forêt et les espaces agricoles et donne à voir la fabrication dont ils font l'objet, visible dans l'aménagement de la végétation et dans la composition floristique, qui détermine l'intérêt ou le désintérêt portés par les populations citadines.

CHAPITRE 11 :
UNE FABRIQUE CITADINE DES ESPACES VEGETALISES

Introduction du chapitre 11

La question environnementale a révélé des enjeux spécifiques concernant la végétation en Ceinture verte portés par les acteurs de l'aménagement, habitants, élus, professionnels (chapitre 2). Ces enjeux concourent à faire des espaces végétalisés les nouveaux moteurs de la ville durable où la biodiversité serait préservée, où les modes d'habiter et d'aménager seraient plus respectueux des dynamiques naturelles, où la campagne française serait célébrée. Derrière la mise en avant des caractéristiques écologiques des espaces végétalisés, il est ainsi attribué en réalité une valeur sociale de la végétation, induite par les pratiques citadines, liés à des enjeux sociétaux donc, et donnant à voir des choix urbanistiques, visibles dans l'aménagement. Par delà les intentions écologiques affichées, les espaces boisés ou agricoles qui font l'objet d'une valorisation environnementale – et sont présentés sous cet angle sur le plan institutionnel – sont des aménagements urbains construits. Il y est plus question de ville que de Nature même si celle-ci est constamment invoquée.

11.1 La végétation comme réminiscence de la naturalité des paysages

11.1.1. Un traitement des forêts domaniales en réponse aux attentes citadines

La forêt constitue un cadre végétal qui évoque particulièrement l'idée de Nature aux yeux des citadins, comme l'a montré le bref travail d'enquête (chapitre 2). Pourtant, les grandes forêts domaniales, emblématiques de ce patrimoine forestier français, font l'objet de traitements qui répondent à des objectifs très éloignés de cet idéal. Dès sa création dans les années 1940, l'Office National des Forêts (ONF), qui gère les forêts domaniales, a pour objectif l'exploitation économique du bois. L'aménagement dont font alors l'objet les forêts répond à cet objectif. Il faut attendre le courant des années 1990 pour que l'ONF développe une approche multifonctionnelle qui allie aux ambitions sylvicoles originelles des impératifs liés aux attentes récréatives puis écologiques, qui fait écho à un processus plus général de patrimonialisation et d'écologisation des forêts (GALOCHET (éd.) 2006, CAZALS *et al.* 2013).

Ces nouvelles fonctions attribuées à la forêt ont modifié les traitements forestiers en conséquence mais non sens certaines réticences (DEHEZ 2012). Ce changement est particulièrement visible dans les forêts domaniales, situées comme les notres à la périphérie d'une grande agglomération, à tel point que l'ONF a conçu une politique spécifique aux « forêts périurbaines » (MOIGNEU 2005).

Quel impact ce changement de politique a-t-il sur le paysage forestier ? Pour le déceler sur nos propres relevés, nous avons réalisé une classification ascendante hiérarchique sur les données de stratification recueillies, en fonction du taux de couverture de chaque strate (herbacée, buissonnante, arbustive, arborée) en pourcentage. La CAH permet d'isoler cinq groupes si l'on s'appuie sur les ruptures du diagramme des niveaux de même que sur la distance entre les nœuds de l'arbre hiérarchique.

Tableau XI-1 : Barycentres des 5 classes identifiées par la CAH en fonction du taux de couverture pour chaque strate.

Classe	Strate herbacée	Strate buissonnante	Strate arbustive	Strate arborée
1	74,444	32,020	38,636	80,101
2	93,313	2,000	1,550	0,813
3	95,469	32,656	15,781	5,938
4	61,458	43,333	67,708	12,292
5	20,882	24,118	23,059	90,000

En forêt de Montmorency, la futaie équienne, à la fonction exclusivement économique – qui voit croître des arbres d'un même âge et donc d'une même taille pour les amener ensemble à maturité sur une même parcelle – est ainsi progressivement abandonnée (il en reste cependant de beaux exemples, aux arbres bien allignés), au profit d'une futaie inéquienne – qui mêle des individus d'âge variable. Ce mode de traitement est qualifié de futaie jardinée. Ailleurs, les taillis de châtaigniers ont été maintenus sous la futaie avec un objectif paysager similaire. Les gestionnaires explicitent ainsi une logique proche des contextes d'espaces verts beaucoup plus encadrés. Il s'agit de répondre aux attentes des promeneurs qui viennent en forêt à des fins d'agrément. Dans ces futaies jardinées ou taillis sous futaies, dont la vocation reste de fournir du bois à l'échelle du massif, les interventions sont subtiles, entre préservation de certains arbres au moment des coupes et entretien des sous-bois – en particulier l'évacuation de toutes chutes de branches et d'arbres. Ce nettoyage des sous-bois est particulièrement visible dans les

contextes expressément dédiés à l'accueil du public, aux abords des parkings, le long des chemins, bien loin des dynamiques spontanées (photographie XI-1).



Photographie XI-1 : Un exemple d'aménagement mixte en forêt de Montmorency (F. Roussel, 2014). *Les larges allées servent à la fois au débardage du bois et à la promenade. Le traitement forestier mêle bouquets de châtaigniers (taillis), fûts d'âges différents et surtout le maintient des individus les plus beaux en bordure de chemin pour encadrer celui-ci et guider la vue.*

Pour juger des dynamiques spontanées, il faut se rendre sur les parcelles désignées pour réaliser l'objectif de conservation biologique. La forêt de Montmorency bénéficie dans son ensemble d'un statut d'inventaire « Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique » (ZNIEFF) de type 2 et certaines parcelles plus remarquables sont désignées ZNIEFF de type 1. Deux zones humides au sein de ces ZNIEFF de type 1 sont en outre classées en réserve biologique dirigée, soit un statut de protection et non plus d'inventaire : la réserve biologique de la Cailleuse, que nous avons parcourue et celle du Nid d'Aigle plus à l'est dans le massif[34]. Ces parcelles sont situées au cœur des massifs – la géomorphologie en a voulu ainsi – mais ces espaces sont à dessin difficiles d'accès. Aux yeux de l'ONF, préservation de la Nature et fréquentation à des fins récréatives ne font pas bon ménage. Il y a ainsi une certaine dissociation spatiale des fonctions assignées à la forêt. Les promeneurs sont souvent mis en garde contre toute intrusion sur les parcelles protégées. Ce que les citadins fréquentent en forêt domaniale, ce n'est pas la nature sauvage, mais bien une forme jardinée de la nature.

Cette juxtaposition des fonctions qui conduit à une hybridation paysagère s'observe partout sur les terrains explorés. Nous en avons fait le constat en Forêt domaniale de Montmorency mais aussi en vallée de Chevreuse, aux massifs de plus petite taille : forêt

[34] Voir : http ://www.onf.fr/enforet/montmorency

communale de Gif-sur-Yvette, bois d'Aigrefoin, forêt départementale de la Tête Ronde, tous gérés par l'ONF.



Photographie XI-2 : Dans le bois d'Aigrefoin sur les hauteurs de Gif-sur-Yvette, les chemins sont équipés de bancs et de poubelles et les pratiques sont bien délimitées (F. Roussel, 2015). *On voit ainsi sur la gauche un cheminement dédié à la promenade à cheval. Certains arbres ont même été plantés pour mieux souligner la séparation.*

11.1.2. La végétalisation au secours de la nature : le parc de la Patte d'oie à Gonesse

Loin de l'ancienneté des massifs forestiers domaniaux, il existe en Ceinture verte des portions d'espace qui ont fait l'objet d'une végétalisation. Les multiples buttes d'enfouissement des déchets observées en plaine de France en sont un exemple parlant. Un espace a particulièrement retenu notre attention en raison de son accessibilité, de son caractère circonscrit et de la diversité des stades de développement végétal qu'il présente, entre les villes de Goussainville et de Gonesse. Encore non institutionalisé au moment de notre campagne de relevés en 2015, il a fait l'objet d'une inauguration le 24 juin 2017 sous le nom de Parc de la Patte d'Oie. Cet aménagement répond à des enjeux environnementaux désormais classiques en pareil contexte urbain. Le site internet de la ville de Gonesse annonce :

> Le parc est préservé pour favoriser la biodiversité : pas de passages de tracteurs qui provoquent des nuisances sonores et surtout des vibrations du sol qui font fuir une partie des animaux et insectes. Pour assurer l'entretien, plusieurs zones de pâturage ont été prévues. Les animaux qui broutent permettent de « tondre » de manière naturelle et à peu de frais. Seules entorses à la nature « sauvage », des sentiers en terre, un parcours sportif, des bancs et des tables de pique-nique qui assureront le confort des promeneurs. Des panneaux d'informations permettront également au public de s'informer sur la faune et la flore très riches de ce parc. Ce nouveau « poumon vert » de Gonesse permettra également la mise en place d'actions de sensibilisation à la biodiversité menées par les personnels de la Ville, ainsi que par des jeunes engagés du service civique national.

Biodiversité, éco-pâturage, nature « sauvage », ou encore poumon vert sont convoqués pour définitivement tourner la page de la période d'enfouissement des déchets. La biodiversité y est un argument patrimonial qui vise à l'amélioration du cadre de vie, en témoigne cette intervention du conseiller municipal de Gonesse en charge des espaces verts dans la revue municipale[35] :

> La biodiversité fait partie du patrimoine de la ville et l'ouverture du parc de la Patte d'oie est un pas de plus dans l'amélioration du cadre de vie des Gonessiens. Au total, la ville va désormais compter 200 hectares d'espaces verts.

La conclusion comptable sur les espaces verts montre comment la biodiversité est instrumentalisée à d'autres fins que celles poursuivies par les biologistes de la conservation à l'origine de la notion (voir chapitre 2). Nous sommes bien ici en présence d'aménagements urbains pour lesquels la végétation participe d'un projet social. La majorité des facettes végétales observées illustre cet aspect.

Sur les bords du Crould, s'étendent des prairies humides à Roseau (*Phragmites australis*) et quelques boisements de Saule cendré (*Salix cincerea*) ou Saule blanc (*Salix alba*) qui correspondent au contexte édaphique local, très hygrophile, et se rapprochent de ce fait le plus de l'effet de nature « sauvage » souhaité. Un chemin de promenade permet d'en faire le tour témoignant cependant d'une de mise en valeur à des fins récréatives.



Photographie XI-3 : Roselière sur les bords du Crould (F. Roussel 2015).

Par contraste, les sommets donnent à voir divers stades de végétation dépendant de l'ancienneté de l'intervention anthropique : simili jachères jalonnées de jeunes plantations

[35] Revue « Le Gonessien » n°231 de juin 2017, consultable à l'adresse internet suivante : http ://fr.calameo.com/read/0011179090fe357354a6d

éparses pour les plus récentes (photographie XI-4, GON15)[36], friches buissonnantes et arbustives plus avancées pour les plus anciennes, où les ronces communes et les clématites s'épanouissent sans mal (GON17, voir photographie XI-5).



Photographie XI-4 : Sommet en cours de végétalisation du parc de la Patte d'Oie à Gonesse (GON15 - F. Roussel – juin 2015).



Photographie XI-5 : Sommet enfriché du parc de la Patte d'Oie à Gonesse (GON17 - F. Roussel – juin 2015).

Les boisements sont installés sur les pentes. Difficile au premier abord de faire le tri dans ce qui s'offre à la vue. Les relevés botaniques révèlent cependant assez sûrement la main paysagère de l'Homme : telles ces larges et longues bandes buissonnantes de cornouillers soyeux (*Cornus sericea*), plante originaire d'Amérique du Nord, aux branches proches du sol nombreuses et intriquées, aux feuilles larges et couvrantes, contrariant l'apparition d'autres espèces (GON14, voir photographie XI-6). Ailleurs, ce sont des érables argentés (*Acer saccharinum*) qui émergent çà et là, espèce elle aussi originaire d'Amérique du nord (GON18).

[36] Nous ne sommes pas retournés sur place depuis juin 2015. Une nouvelle visite donnerait certainement à voir un nouveau stade végétal.

Ailleurs encore, parmi les bouleaux, espèce pionnière pour qui le doute sur sa spontanéité en ce lieu est permis, des pins noirs sont, quant à eux, bel et bien plantés. Entre ces arbres, sur le même relevé (GON13), se signalent conjointement, robiniers faux-acacias, renouées du Japon et buddleias, autant d'indices du caractère perturbé des sols en place. Des échappées de jardin parsèment la zone, telles les cotonéaster laiteux (*Cotoneaster lacteus*) et à feuille de saule (*Cotoneaster salsifolius*) ou les viornes à feuilles ridées (*Viburnum rhytidophyllum*), toutes trois présentes en un même relevé (GON16).



Photographie XI-6 : Sur les hauteurs des buttes de la zone de remblais au nord de Gonesse, un paysage végétal très construit (F. Roussel, 2015). *À droite, des pins noirs (Pinus nigra) ont été plantés. À gauche, les fourrés sont archi-dominés par le Cornouiller soyeux (Cornus sericea), espèce originaire d'Amérique du Nord et ici plantée.*

Dans son ensemble, l'espace est bien un parc urbain qui véhicule l'illusion d'une nature qui aurait repris ses droits alors que tout y est planté, construit, réfléchi pour les pratiques citadines des habitants. Finalement, la naturalité se niche ici, et c'est le paradoxe, lorsque, à la faveur des perturbations, prolifèrent les espèces envahissantes comme le Buddléia ou la Renouée du Japon.

11.2. Réalités biologiques, agricoles et paysagères de la « campagne »

11.2.1. Les petits boisements : des oubliés du discours sur la biodiversité qui participent du décor

Le contenu végétal des petits boisements rencontrés, qu'ils se trouvent en secteur agricole ou dans des secteurs plus urbanisés, échappe aux aménagements. Ces boisements donnent à voir des formations à la stratification plus complexe, lieux de végétation spontanée, parfois assez

riches par la quantité d'espèces que l'on y rencontre. Ils sont de ce fait rarement fréquentés et constituent un impensé de l'aménagement : repères pour la chasse sur le plateau du Hurepoix, délaissés ferroviaires ou routiers en vallée de l'Yvette, dépressions humides, buttes ou coteaux difficiles à mettre en valeur sur le plan agricole en Plaine de France, ou à Villiers-Adam, parfois lieu de campement de personnes sans domicile lorsqu'ils sont isolés.

Pourtant, ils participent de l'habillage paysager, du décor champêtre, en particulier en secteur agricoles (GALOCHET 2002) où leurs caractéristiques floristiques sont largement dépendantes des activités humaines (LINGLART et BLANDIN 2010). Si les vallons de la Plaine de France se différencient des alentours, c'est notamment en raison de la présence visuelle de ces petits bois "en timbres-poste". De la même manière, le charme champêtre du secteur de Villiers-Adam provient pour partie de ces boisements. Souvenons nous du rôle des « lignes harmonieuses des bois » dans l'émergence d'un paysage de campagne chez François MASPERO (2004) :

> Ils étaient perdus là au cœur de la campagne française. Et de l'église, ils découvrirent quelque chose d'aussi précieux qu'un arc-en-ciel : un paysage. Les lignes harmonieuses des bois, la fuite des chemins à travers champs et prairies, quelques villages nichés dans les arbres et, au loin, les tours des Ulis.

Chez Julien GRACQ (1985), les boisements de la campagne nantaise jouent le même rôle, ici désignés sous le terme de taillis compacts :

> Un val s'étend au-delà du pont, balayé par la lumière jaune du couchant, avec sa coulée de prairies, et, de chaque côté, la clôture de ses versants assez raides couronnés de taillis compacts.

Ils nous conduisent à discuter plus spécialement des réalités biologiques, agricoles et paysagères de la campagne.



Photographies XI-7 : Les boisements épars qui jalonnent l'horizon agricole contribuent à la qualité paysagère de ce secteur proche de Villiers-Adam (F. Roussel, 2014). *De l'intérieur, cependant, la structure végétale est complexe, les dynamiques naturelles prennent le dessus. Il est souvent difficile de s'y déplacer et rien n'invite à les découvrir.*

11.2.2. Des terres de grande culture à la végétation spontanée strictement tenues en marge

Les terres agricoles de grande culture présentent des dynamiques végétales qui leur sont propres. L'intensité des exploitations, leurs superficies, laissent peu de place aux espaces de végétation spontanée, au premier rang desquels les espaces boisés (GALOCHET 2009). Les chapitres 8 et 9 ont abordé le sujet et ont mis en évidence les formes que cette végétation peut prendre : bordures de chemins herbacées, petits massifs buissonnants voire arbustifs sous la forme de haies résiduelles ou de délaissés. Parfois, des îlots boisés subsistent comme sur le plateau du Hurepoix apportant ponctuellement une variabilité biologique et paysagère.

La flore qui compose les espaces agricoles est sensible aux intrants chimiques dans les sols, en particulier les nitrates. Cette flore nitrophile – Ortie, Gaillet gratteron, Véronique de perse, Brome stérile etc. – est largement prééminente dans ces contextes parfois très perturbés (GON8, photographie XI-8). À l'inverse, les plantes traditionnellement inféodées aux cultures, qualifiées de messicoles, y sont bien plus rares. L'intensification des pratiques agricoles au cours du 20e siècle a conduit à un appauvrissement de cette flore. Un plan d'action national en faveur des plantes messicoles a ainsi été lancé sur la période 2012-2017 par le Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie (CAMBECEDES *et al.* 2012). Les études relayées par ce rapport font de ces plantes un indicateur de biodiversité pour les espaces agricoles. Sur l'ensemble de nos terrains, nous n'avons rencontré que les plus courantes d'entres elles.

Tableau XI-7 : Espèces messicoles rencontrées sur nos terrains et listées dans le cadre du plan d'action du MEDDE.

Espèces (non latin)	Espèces (non commun)	Nombre d'occurrences	Statut MEDDE
Alopecurus myosuroides	Vulpin des champs	2	Abondant
Anchusa arvensis	Buglosse des champs	4	A surveiller
Apera spica-venti	Jouet du vent	5	Abondant
Avena fatua	Folle avoine	5	Abondant
Papaver rhoeas	Coquelicot	20	Abondant
Sinapis alba	Moutarde blanche	2	Abondant
Spergula arvensis	Spargoute des champs	1	Abondant

Le Coquelicot (*Papaver rhoeas*) est l'une des plantes messicoles les plus connues et les plus emblématiques dans ces terres qui ont vu naître l'impressionnisme. C'est celle que nous avons

le plus rencontrée. Sa répartition géographique met en évidence deux contextes agricoles différents. Il est ainsi régulièrement présent en Plaine de Pierrelaye (7 fois sur les 10 relevés de la partie agricole) alors que nous ne l'avons rencontré qu'une seule fois sur les 15 relevés effectués proches des cultures en Plaine de France. Sans doute faut-il y voir là l'expression d'une intensité agricole moindre en Plaine de Pierrelaye, en lien avec l'abandon progressif de son utilisation agricole et, à l'inverse, la pression agricole exercée sur la flore en Plaine de France. Nous l'avons également rencontré 5 fois sur les 7 relevés de bords de culture en Plaine de Boissy, espace agricole peu intensif, très urbain et paysager (voir paragraphe suivant). De même, le Jouet du vent (*Apera spica-venti*), graminée commensale des cultures, n'a été rencontré que dans le secteur de Pierrelaye. De manière moins marquée, sur les quatre présences de la Buglosse des champs (*Anchusa arvensis*) comptabilisées, trois l'ont été dans le secteur de Pierrelaye-Oise-Montmonrency, un seul dans celui de la Plaine de France. La dichotomie est moins flagrante pour les cinq présences de la Folle avoine (*Avena fatua*). Il n'en reste pas moins que la flore nous indique ici le niveau d'intensité des pratiques agricoles et leur poids dans le paysage.

La flore messicole est aussi le reflet de la complexité paysagère et des modes de gestion : plus les bordures herbacées de cultures sont nombreuses, plus les jachères sont répandues, moins les modes de gestion sont intensifs, plus les messicoles sont présentes (photographie XI-9). La diversité biologique des terres de grande culture n'est donc pas celle qui est attendue et recherchée dans le cadre de la préservation de la biodiversité et ne fait par conséquent l'objet d'aucune mise en valeur. Ces espaces d'agriculture intensive dans leur ensemble n'offrent plus généralement que peu d'opportunité pour des pratiques citadines, J. VAN WAERBEKE (2006) allant même jusqu'à évoquer « la ceinture d'isolement, voire d'enfermement » que constituent les champs de blé de la Plaine de France aux yeux des jeunes de Goussainville du film de M. Chibane, « Hexagone ». Les quelques espaces de végétation spontanée qui les composent sont livrés à des usages informels (photographie XI-8). En l'état, ils ne sont pas ce que les citadins attendent de la campagne. Il faudrait d'ailleurs vérifier s'ils identifient même ces espaces comme campagne.



Photographie XI-8 : Bordure de chemin sur la zone dite du triangle de Gonesse, en Plaine de France (GON8, F. Roussel, 2015). *Nous avons évoqué ailleurs des dépôts de déchets sauvages en Plaine de Pierrelaye. C'est aussi le cas dans ce secteur moins délaissé mais tout aussi peu valorisé. Ces pratiques mettent à mal les formations végétales et favorisent aussi la prolifération des espèces rudérales et nitrophiles : l'Ortie prolifère dans ce contexte comme en témoigne la photographie.*



Photographie XI-9 : Bordure de chemin dans le secteur de Villiers-Adam sur la commune de Frépillon (F. Roussel 2014). *Une plus grande variété de la structure paysagère favorise le développement de milieux plus diversifiés, et notamment, à proximité des cultures, d'une flore messicole plus riche, ici des coquelicots (Papaver roheas) parmi des fromentaux (Arrhenatherum elatius), dont la sous-espèce appelée Avoine à chapelet (Arrhenatherum elatius subsp. bulbosum) est une messicole classée par le MEDDE .*

11.2.3. La mise en campagne de l'espace agricole, une logique urbaine

Le maintien des espaces agricoles à proximité de l'agglomération passe par une réappropriation par l'urbanisme qui engendre une reprise en main paysagère de ces espaces avec pour conséquence de les faire correspondre aux pratiques mais aussi aux perceptions citadines de la campagne (POULOT 2011). Cette appropriation urbaines est elle-aussi lisible

dans la végétation. La reprise en main se fait parfois à grand renfort d'aménagements (Plaine de Boissy).

11.2.3.1. Des espaces de « campagne » reconstruits

L'agence des espaces verts de la Région Île-de-France possède avec les Périmètres régionaux d'intervention foncière (PRIF) un outil réglementaire efficace de contractualisation avec les communes pour préserver et mettre en valeur les espaces agricoles des périphéries de l'agglomération parisienne (AGENCE DES ESPACES VERTS DE LA REGION ÎLE-DE-FRANCE 2014). C'est ainsi qu'en Plaine de Boissy un PRIF a permis de préserver de l'étalement urbain terres agricoles maraîchères et petit domaine forestier (voir chapitre 6).

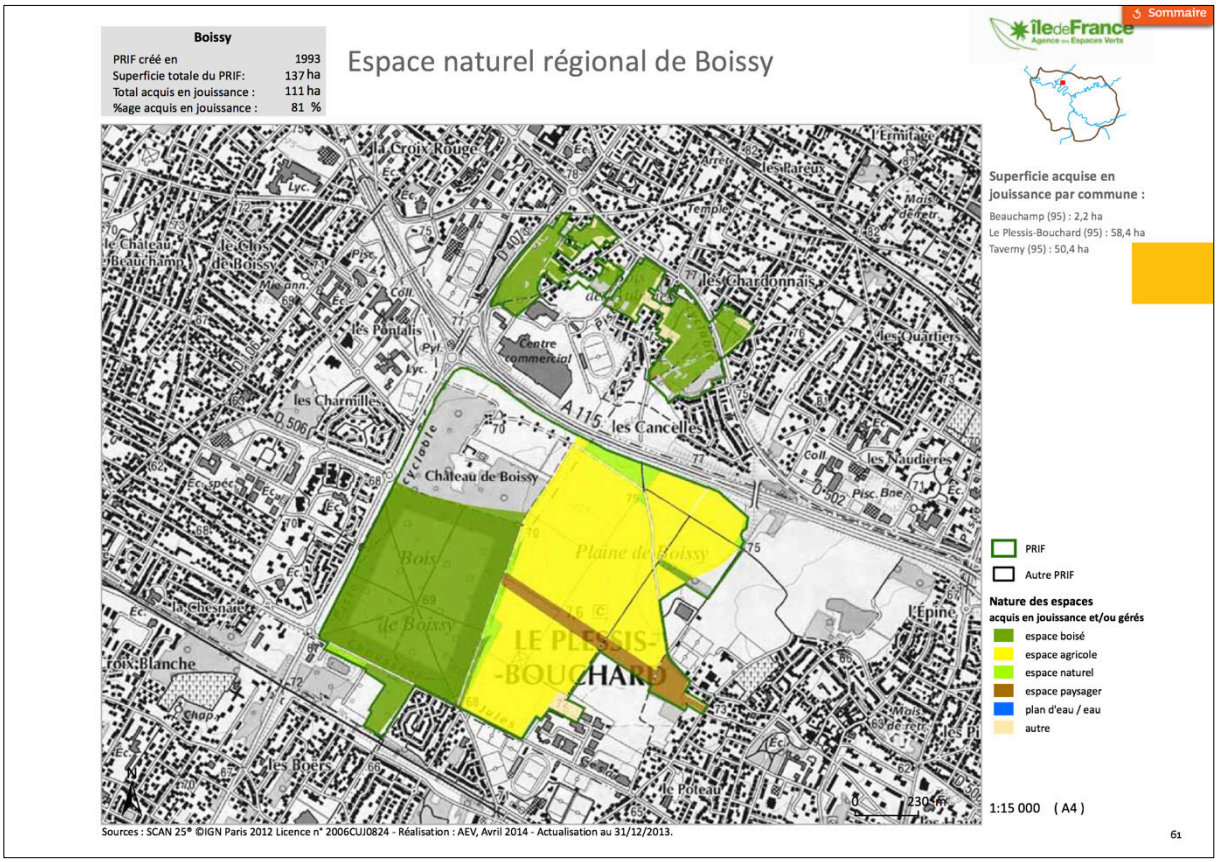


Figure XI-1 : carte présentant les « espaces naturels » du secteur classé en PRIF de la Plaine de Boissy (tiré de AGENCE DES ESPACES VERTS DE LA REGION ÎLE-DE-FRANCE 2014).

L'AEV veut faire de cet ensemble une synthèse de la campagne aux portes de la ville. Le panneau qui accueille les promeneurs à l'entrée de la zone classée PRIF indique : « Un petit coin de campagne au milieu des villes ». Le logo de la ville du Plessis-Bouchard va plus loin : alors que c'est bien la « campagne » qui est encerclée dans les faits, il maintient quant à lui l'illusion d'un village dans la campagne (Figure XI-2). Il y a en Plaine de Boissy l'illustration

d'une dynamique de publicisation urbaine de la campagne s'appuyant sur une mutlifonctionnalité de l'agriculture (BANOS et SABATIER 2010)

Figure XI-2 : logo de la ville du Plessis-Bouchard (source : http ://www.ville-le-plessis-bouchard.fr/).

À contretemps des images véhiculées, la réalité métropolitaine n'est pas loin : la communauté d'agglomération Val-et-Forêt a en projet une zone d'aménagement concertée (ZAC) pour le Nord-Est de la plaine, hors du PRIF, qui doit accueillir nouvelle bretelle autoroutière, bureaux et logements. L'étude de la végétation donne à voir l'aménagement paysager à l'œuvre.

La partie boisée a conservé sa fonction d'agrément et de promenade qui lui était dévolue au temps où le domaine appartenait au château de Boissy. Encore plus qu'en forêt de Montmorency, les sous-bois de châtaigniers, d'érables sycomores et planes, de chênes sessiles et de bouleaux, sont dégagés, les larges allées sont aménagées, la flore vernale, colorée, est favorisée : la Jacinthe des bois (*Hyacinthoides non-scripta*) y est ainsi très abondante. L'ensemble donne à voir un bois qui se rapproche du parc urbain.



Photographie XI-10 : Le bois de Boissy en hiver (F. Roussel, mars 2016)

La partie agricole de la Plaine de Boissy est plus indécise mais montre bien une activité agricole qui se relâche, outre les quelques parcelles maraîchères et céréalières : certaines parcelles sont envahies par la très sociale Armoise commune (*Artemisia vulagris*), espèce pionnière des milieux anthropiques ouverts délaissés, d'autres accueillent le pâturage de chevaux sur le mode de la prairie. La flore des bordures est moins envahie par les orties que

dans d'autres secteurs d'agriculture, plus intensifs, et donne à voir un contexte agricole rudéral : Grande Bardane (*Arctium lappa*), Armoise commune (*Artemisia vulagris*) ou Liseron des champs (*Convolvulus arvensis*), Brome stérile (*Bromus sterilis*) y sont très présents (voir photographie XI-11). La moindre intensité agricole laisse davantage de place au Coquelicot (*Papaver rhoeas*), espèce messicole (voir plus haut).



Photographie XI-11 : Bord de chemin en plaine de Boissy (Relevé BOI5, F. Roussel, juin 2014).

De petites friches arbustives persistent aux marges de la plaine, contre l'autoroute A115 ou contre les habitations à l'est. Leur structure est particulièrement confuse, la strate arborée se réduisant à quelques merisiers (*Prunus avium*) gagnés par le Lierre (*Hedera helix*), la Ronce bleuâtre (*Rubus caesius*) ou la Vigne vierge (*Parthenocissus quinquefolia*), autant de signes de rudéralité, et de délaissement, simples écrans paysagers à la ville (voir photographie XI-12).



Photographie XI-12 : Petite parcelle boisée à l'est de la Plaine de Boissy contre les habitations (relevé BOI15, F. Roussel, juin 2014). *La Vigne vierge (Parthenocissus quinquefolia) a complètement envahi les trouées entre les merisiers* .

La construction d'une coulée verte au cœur de la plaine agricole par l'AEV accélère l'intégration urbaine de l'ensemble en s'appuyant sur des espèces reconnues pour leurs

qualités champêtres. L'AEV y a planté en 2014 des chênes sessiles (*Quercus petraea*) sur une strate herbacée de Luzerne cultivée (*Medicago sativa*) selon un mode doux de gestion. Il s'agit bien d'une mise en parc de l'ensemble. Le rapport à l'espace, par les pratiques de proximité qu'il induit, promenade quotidienne ou jogging, est urbain, en écho à la redéfinition en cours du rapport des citadins à l'espace agricole dans le périurbain francilien (POULOT 2013).



Photographie XI-13 : La coulée verte au cœur de l'espace agricole et boisé de la Plaine de Boissy (Val d'Oise). *Elle marque de façon définitive la mise en parc de l'espace agricole. La strate herbacée visible au premier plan est composée majoritairement de Luzerne cultivée. Les arbres plantés sont des chênes sessiles (Quercus petraea) (F. Roussel, 2014).*

La zone dite de « la vallée verte » sur le territoire de la communauté de communes de Roissy Porte-de-France, en Plaine de France constitue un cas de mise en parc urbain de l'espace agricole similaire mais plus discret. Ce petit vallon à l'ouest de l'aéroport Charles de Gaulle, où coule un modeste ru au débit discontinu donne à voir un paysage champêtre aménagé à des fins récréatives. S'y déploient parcours sportifs et circuits d'orientation parmi des parcelles cultivées et des boisements en bande sur les pentes, où dominent les érables sycomores (*Acer pseudoplatanus*). Le contexte est cependant plus décentré : quand la Plaine de Boissy est au cœur de l'urbain, la « vallée verte » constitue une enclave aménagée dans le plateau agricole environnant. Elle marque de façon plus subtile l'empreinte urbaine dans un contexte apparemment plus rural.



Photographie XI-14 : La « Vallée verte » sur la commune de Roissy, en Plaine de France.(F. Roussel 2015). *Sur le panneau de la photographie de gauche, une présentation détaillée est faite des modalités de course d'orientation sur place; le logo de la Fédération française de course d'orientation (FFCO) est en outre accolé.*

Conclusion du chapitre 11

Ce n'est donc jamais le « sauvage » et très peu le spontané qui sont mis en valeur dans les paysages végétaux de la Ceinture verte. La végétation sert d'abord de décor à des pratiques citadines de loisir ou contribue au patrimoine et à l'attractivité sociale et économique des communes. Les enjeux environnementaux, au premier rang desquels la biodiversité, servent cette attractivité. Il ne s'agit pas ici de remettre en cause les mesures prises en faveur de la biodiversité. Les méthodes d'investigation floristique retenues dans cette thèse ne permettent pas de les discuter. Elles permettent cependant de montrer que les paysages produits par les aménagements sont le reflet de pratiques habitantes citadines. Une forme d'espace vert hybride émerge où les activités économiques originelles, sylviculture et agriculture, se plient aux exigences environnementales et sociales.

CHAPITRE 12 :
LA VEGETATION COMME EXPRESSION DES CONTRASTES SOCIAUX EN CEINTURE VERTE

Introduction du chapitre 12

Le chapitre 6 a été l'occasion de présenter des facettes paysagères à la dimension territoriale plus ou moins prononcée. Nous avions à cette occasion mis en évidence deux tendances : l'une avait trait à la mise en valeur territoriale, l'autre à la relégation territoriale. Deux cas emblématiques de l'une et de l'autre sont ici convoqués pour évaluer les effets de ces processus de (dé)territorialisation sur la végétation et donner à voir l'écologisation ou la marginalisation de l'espace dont elle est le reflet. Il s'agit en définitive de montrer la dimension sociale de la végétation. La corrélation entre biodiversité, services écosytémiques et contextes socio-économiques et paysagers a été discutée à l'échelle de la ville de Paris par COHEN *et al.* (2012) selon une approche quantitative, sans que celle-ci permette d'aboutir à des conclusions tranchées. Notre objectif n'est pas ici de corréler statistiquement diversité végétale et contexte social mais plutôt de mettre en regard selon une logique qualitative les modes d'aménager et d'habiter avec les paysages et la flore observés.

La vallée de Chevreuse d'un côté peut être considérée comme représentative des territoires aisés, intégrés à la métropole. Elle bénéficie de ce fait d'une mise en valeur environnementale. La Plaine de Pierrelaye-Bessancourt d'un autre côté est représentative d'un contexte de relégation sociale et territoriale qui entraîne une relégation environnementale. Ces deux entités territoriales étant très différentes, elles seront traitées séparément et non comparées point par point. Chacune sera mise en regard de contextes paysagers similaires observés ailleurs sur nos terrains.

12.1. Marginalisation sociale, marginalisation végétale et relégation environnementale : l'exemple de la Plaine de Pierrelaye

12.1.1. Ronce, Ortie, Renouée du Japon : des mal-aimées en leur royaume

Nous avons présenté les caractéristiques siocio-économiques de la Plaine de Pierrelaye au chapitre 6. Résumons-les ici : pollution des sols aux métaux lourds, absence d'entretien des

espaces végétalisés , notamment boisés, extrême morcellement parcellaire, utilisation comme lieu de dépôts sauvages par les artisans du bâtiment, proximité d'infrastructures urbaines dépréciatives pour le paysage (lignes à haute tension, zones d'activités, autoroutes), présence enfin de populations rejetées, Roms, gens du voyages, sans-domiciles-fixes. L'ensemble contribue à une absence de fréquentation par les populations des communes alentour. La plaine de Pierrelaye-Bessancourt est une marge métropolitaine, un territoire de l'informel (GRESILLON *et al.* 2016).

On ne retient de la Plaine que le désordre paysager auquel contribuent nombre d'espèces particulièrement mal aimées des citadins, des promeneurs, mais aussi des écologues. Les citadins, lorsqu'ils s'y aventurent, sont vite rebutés par les brûlures des orties, les griffures causées par les ronces, les graines des gaillets gratteron ou des bardanes qui s'accrochent aux vêtements, les clématites qui encombrent la vue, les guis et les lierres qui dévorent les arbres (Photographie XII-1). En revanche, l'expérience nous a montré que les étudiants ont le sentiment d'une aventure hors du commun lorsqu'on les emène sillonner pareils lieux : pour peu qu'une vieille Mercedes avec à son bord quatre hommes de la communauté Rom, lunettes de soleil sur le nez, vitre ouverte et cigarettes à la bouche, surgissent lentement au détour d'un chemin mal aisé, boueux, jalonné de déchets, le tableau est complet.



Photographie XII-1 : Chemin au cœur de la plaine de Pierrelaye-Bessancourt (F. Roussel, juillet 2014). *La friche sur la droite de la photographie montre des buissons et arbustes envahis par la très rudérale Clématite (Clematis vitalba). Sur la gauche, des silhouettes d'arbres décharnés gagnés par le Gui (Viscum album) et le Lierre (Hedera helix). Le chemin est bordé d'orties au premier plan à droite.*

Les écologues s'inquiètent en ces lieux de l'invasion des renouées du Japon (*Reynoutria japonica*), des raisins d'Amérique (*Phytolacca americana*) ou des buddleias (*Buddleja davidii*) (voir Chapitre 7), loin des velléités conciliatrices de Gilles CLEMENT (2014). Ces plantes sont le signe d'un délaissement paysager sur un substrat perturbé. Les renouées du Japon sont

emblématiques des espèces dites invasives dans des contextes très anthropisés : elles prolifèrent dans des contextes rudéraux (aux sols fortement soumis aux perturbations anthropiques) et prennent la place des espèces locales en oblitérant par la surface de leur feuille la lumière qui parvient au sol. D'origine asiatique, la Renouée du Japon (*Reynoutria japonica*) est très présente en certains lieux de la Plaine (Photographie XII-2). L'espèce est particulièrement nitrophile et croît sur des sols remaniés, souvent à proximité des cours d'eau. Elle peut être très invasive dans un contexte d'aménagement intensif : berges, terrassements, bermes, talus, décombres (JAUZEIN et NAWROT 2011). Nous l'avons rencontrée 19 fois sur les 252 relevés. Toutes les parcelles où nous avons comptabilisé sa présence illustrent ce type de contexte pédologique et anthropique. Ce sont des délaissés : lisières forestières non entretenues, friches agricoles, berges de cours d'eau ou talus en zones agricoles. La fragmentation des espaces végétaux lui est favorable, d'où sa présence plus marquée dans les relevés réalisés dans le secteur de Pierrelaye, en plaine de Pierrelaye-Bessancourt donc, mais aussi aux marges de la plaine de Boissy, ainsi qu'en Plaine de France sur le parc de la Patte d'Oie à Gonesse.



Photographie XII-2 : Massif de renouées du Japon (*Reynoutria japonica*), à droite de la photographie, en plaine de Pierrelaye-Bessancourt (F. Roussel, juillet 2014).

Entre la pollution des sols, les monceaux de déchets, les ronces et les espèces invasives, la plaine de Pierrelaye ne cadre pas avec les attentes environnementales. Un examen attentif de la flore montre que ce rejet n'est pas justifié d'un point de vue de la diversité floristique.

12.1.2. Une plus grande spontanéité et spécificité de la flore herbacée de la plaine de Pierrelaye

Repartons des données floristiques pour identifier les particularités biogéographiques de cet espace. Pour parvenir à identifier des facteurs propres à la Plaine de Pierrelaye, nous avons une nouvelle fois recours à une AFC, sur 75 relevés réalisés dans des secteurs agricoles uniquement : 23 en Plaine de Pierrelaye, 19 dans le secteur de Villiers-Adam, 11 dans le secteur de la Plaine de Boissy, 15 sur le plateau agricole de la Plaine de France, 7 sur le Plateau du Hurepoix. Ces relevés réunissent 327 espèces. Dans ce contexte agricole, on constate la prédominance accrue de certaines espèces : l'Ortie dioïques (*Urtica dioica*) et le Gaillet gratteron (*Gallium aparine*), nitrophiles, sont ainsi respectivement présents dans 73 et 55 % des cas. *A priori*, ces deux espèces ne seront pas déterminantes dans l'organisation de la flore. 91 espèces ne sont rencontrées que dans un seul et unique relevé. Si pour le bien fondé de l'analyse statistique nous les considérons comme individus supplémentaires, il faudra cependant en tenir compte lorsque plusieurs d'entre elles sont réunies dans un même relevé.

L'inertie totale de la matrice de données traitées par l'AFC atteint 7,133 soit une valeur qui témoigne de la grande hétérogénéité des relevés. Le premier facteur est néanmoins structurant avec une valeur propre de 0,654. Ensuite, il n'y a guère que le facteur 2 (0,311) et le facteur 3 (valeur propre de 0,282 certes mais inertie de près de 4 % tout de même) qui soient à prendre en compte (tableau XII-1). Ces facteurs permettent-ils de distinguer les relevés de la plaine de Pierrelaye ?

Tableau XII-1 : Valeurs propres et pourcentages d'inertie des quatre premiers facteurs.

	F1	**F2**	**F3**	**F4**
Valeur propre	0,654	0,311	0,281	0,261
Inertie (%)	9,175	4,356	3,940	3,664
% cumulé	9,175	13,531	17,472	21,136

Pour le facteur 1, il ressort de l'analyse approfondie de la contribution des espèces selon leurs coordonnées, et en tenant compte de la qualité de représentation (cosinus carré), une opposition prononcée mais attendue. Sur la partie positive de l'axe, on rencontre les espèces arborées ou arbustives et les relevés de milieux boisés : le Lierre (*Hedera helix*), l'Aubépine (*Crataegus mongyna*), l'Alliaire (*Alliaria petiolata*), le Troène (*Ligustrum vulgare*), la Ronce bleuâtre (*Rubus caesius*) ou encore le Chêne sessile (*Quercus petraea*), la Fougère mâle

(*Pteridium aquilinum*). Sur la partie négative de l'axe 1, les contributions des espèces sont plus faibles. Il faut attendre le 25e rang pour voir apparaître le Liseron des champs (*Convolvulus arvensis*) comme témoin de contextes herbacés. Cette dichotomie est logique – elle avait déjà été mise en évidence au chapitre 8. À observer les relevés, on constate ainsi la présence sur la droite du graphique (figure XII-1), la partie des boisements donc, les relevés réalisés dans les boisements de la Plaine de Pierrelaye, indifféremment mêlés à ce stade aux autres types de boisements en secteur agricole. Sur la gauche, les relevés dominés par les herbacées, les plus excentrés, contribuent plus modérément et sont plus mal représentés par l'axe.

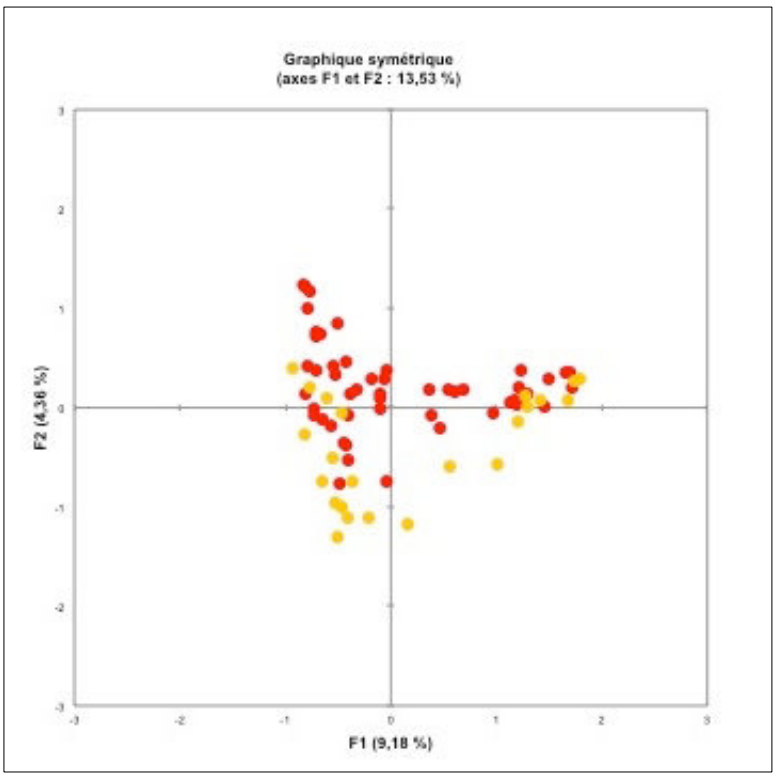


Figure XII-1 : Projection des relevés de la plaine de Pierrelaye (en vert) et des autres relevés réalisés dans des secteurs agricoles (en rouge) sur les deux premiers axes factoriels F1 et F2.

Comme en témoigne la figure XII-1, le facteur 2 nous livre une information plus pertinente du point de vue de notre hypothèse, puisqu'il indique une différence marquée de position entre les relevés de la Plaine de Pierrelaye et les autres. Il faut nuancer ce propos en indiquant toutefois que les cosinus carrés des relevés qui contribuent le plus dans un sens ou dans l'autre sont assez faibles : ces relevés réagissent à d'autres facteurs que le seul facteur 2.

Il faut observer les espèces pour déterminer les particularités mésologiques des uns et des autres. Sur la partie supérieure de l'axe 2 nous rencontrons : la Matricaire camomille (*Matricaria chamomilla*), le Plantain moyen (*Plantago media*), le Pissenlit (*Taraxacum officinale*), le Pâturin annuel (*Poa annua*) le Trèfle douteux (*Trifolium dubium*), la Céraiste

agglomérée (*Cerastium glomeratum*) ou encore la Véronique de Perse (*Veronica persica*). Sur la partie inférieure de l'axe 2, nous observons : le Millepertuis perforé (*Hypericum perforatum*), le Chardon crépu (*Carduus crispus*), la Calamagrostide commune (*Calamagrostis epigeios*), le Myosotis des champs (*Myosotis arvensis*), le Cynoglosse officinale (*Cynoglossum officinale*), l'Onagre bisannuelle (*Œnothera biennis*). On peut y ajouter la Molène lychnite (*Verbascum lychnitis*) ainsi que la Molène Bouillon-Blanc (*Verbascum thapsus*) malgré leur faible qualité de représentation.

L'observation des paramètres écologiques ne permet pas de différencier ces deux groupes (tableau XII-2). Seul le critère de la réaction des sols (pH) montre une légère différence : les espèces de la partie inférieure de l'axe 1 privilégient des sols plus basiques.

Tableau XII-2 : sensibilité des espèces les plus influentes sur l'axe F2 aux paramètres climatiques et édaphiques.

		Lumière	Température	Continentalité	Humidité atmosphérique	Humidité édaphique	Réaction du sol (pH)	Niveau trophique	Texture	Matière organique
Coordonnées supérieures sur l'axe 2	*Matricaria chamomilla*	7	5	5	5	4	4	6	3	4
	Plantago media	7	5	5	4	4	7	3	3	2
	Poa annua	7	5	5	4	5	5	8	3	3
	Trifolium dubium	6	5	5	5	5	6	5	3	2
	Cerastium glomeratum	7	5	5	5	6	5	6	3	3
	Veronica persica	7	5	5	5	5	7	7	3	2
Coordonnées inférieures sur l'axe 2	*Hypericum perforatum*	7	5	5	5	5	6	5	4	3
	Carduus crispus	8	6	5	7	7	6	8	1	8
	Calamagrostis epigeios	7	5	5	6	6	5	6	4	3
	Myosotis arvensis	4	5	5	5	5	6	0	3	6
	Cynoglossum officinale	7	6	5	4	3	7	7	4	2
	Oenothera biennis	8	6	5	4	4	7	4	4	2
	Verbascum lychnitis	7	6	5	4	4	7	6	3	2
	Verbascum thapsus	8	5	5	4	4	7	7	3	2

En revanche, les indications que nous livre la base de données CATMINAT concernant les habitats optimaux (JULVE 1998), les types biologiques et la chorologie, associées à la rareté en

Île-de-France telle que définie par JAUZEIN et NAWROT (2011), sont déterminantes (tableau XII-3) : sur la partie supérieure de l'axe 2, nous sommes face à des espèces annuelles (thérophytes) cosmopolites, communes en Île-de-France, caractéristiques des cultures, pelouses, trouées ou tonsures qui jalonnent les secteurs agricoles. À l'opposé, nous observons des espèces vivaces (hémicryptophytes) caractéristiques en majorité de contextes de friches herbacées xérophiles, ou à l'inverse de mégaphorbiaies mésohydriques, soit dans les deux cas des situations moins communes, en témoigne la chorologie plus nuancée des espèces mentionnées (eurasiatique, circumboréale, voire introduite pour l'Onagre), mais aussi l'indice de rareté des espèces, certaines d'entres elles étant qualifiées d'assez rares en Île-de-France.

Tableau XII-3 : caractères écologiques des espèces les plus influentes sur l'axe F2.

	Espèces	Types de formation biologique	Chorologie	Abondance (Idf)	Habitat optimal
Coordonnées supérieures sur l'axe F2	*Matricaria chamomilla*	thérophytaie	cosmopolite	C	annuelles commensales des cultures acidophiles, mésohydriques, mésothermes
	Plantago media	hémicryptophytaie	eurasiatique tempéré	C	pelouses basophiles médioeuropéennes occidentales, mésohydriques
	Poa annua	thérophytaie	cosmopolite	CC	tonsures annuelles des lieux surpiétinés eutrophiles
	Trifolium dubium	thérophytaie	cosmopolite	C	annuelles des trouées des prairies (mosaïques contigües)
	Cerastium glomeratum	thérophytaie	cosmopolite	PC	ourlets thérophytiques vernaux, nitrophiles, médioeuropéens, planitiaires
	Veronica persica	thérophytaie	cosmopolite	CC	annuelles commensales des cultures basophiles
Coordonnées inférieures sur l'axe F2	*Hypericum perforatum*	hémicryptophytaie	cosmopolite	CC	friches vivaces xérophiles, médioeuropéennes
	Carduus crispus	hémicryptophytaie	eurasiatique	AC	mégaphorbiaies planitiaires-collinéennes, eutrophiles, médioeuropéennes
	Calamagrostis epigeios	hémicryptophytaie	eurasiatique tempéré	C	mégaphorbiaies de clairières médioeuropéennes, mésohydriques à mésohygrophiles, mésoeutrophiles
	Myosotis arvensis	thérophytaie	circumboréal	CC	ourlets thérophytiques vernaux, nitrophiles, médioeuropéens, planitiaires
	Cynoglossum officinale	hémicryptophytaie	circumboréal	AR	friches vivaces xérophiles, médioeuropéennes
	Oenothera biennis	hémicryptophytaie	introduit (Amér. du nord)	AR	friches vivaces xérophiles, médioeuropéennes
	Verbascum lychnitis	hémicryptophytaie	eurasiatique septentrional	AR	friches vivaces xérophiles, médioeuropéennes
	Verbascum thapsus	hémicryptophytaie	eurasiatique	C	friches vivaces xérophiles, médioeuropéennes

Il s'agit d'un premier constat en faveur de notre hypothèse de départ : la marginalisation de la Plaine de Pierrelaye favorise une reprise végétale spontanée d'espèces herbacées vivaces plus diversifiée que dans les contextes plus entretenus à des fins agricoles où prolifèrent surtout des espèces plus cosmopolites et plastiques sur le plan écologique et, en définitive, plus ordinaires.

La prise en compte des espèces rencontrées une seule fois nuance quelque peu ce constat cependant. Parmi les relevés qui contribuent à l'allongement supérieur de l'axe 2, certains sont ainsi composés d'espèces assez rares. C'est le cas des deux relevés réalisés sur le plateau agricole de la Plaine de France, l'un sur une parcelle dédiée à l'arboriculture, l'autre sur une parcelle en jachère. La première réunit l'Épilobe cilié (*Epilobium ciliatum*), l'Euphraise des bois (*Euphrasia nemorosa*), l'Arabette de Thalius (*Arabidopsis thaliana*) et la Spergulaire rouge (*Spergularia rubra*). Le second est le seul où l'on ait rencontré le Crépis à feuilles de pissenlit (*Crepis vesicaria*), la Pensée des champs (*Viola tricolor*) de même que la Tussilage (*Tussilago farfara*). Les relevés en situation inférieure sur l'axe 2 ne sont pas en reste. Ainsi, l'un des relevés de la Plaine de Pierrelaye, réalisé sous une ligne à haute tension dans un contexte largement enfriché rassemble la Flouve odorante (*Anthoxanthum odoratum*), le Géranium à feuilles rondes (*Geranium rotetifolium*), le laurier-cerise (*Prunus laurocerasus*) et enfin l'Orpin reprise (*Hylotelephium telephium*). Seul ce dernier présente une rareté significative à l'échelle de l'ensemble de nos 252 relevés.

La relégation de la plaine sur le plan environnemental ne se traduit donc pas par une dégradation de sa biodiversité. D'ailleurs le secteur boisé dit de « la Sablonnière de Bessancourt » est inscrit à l'inventaire ZNIEFF de type 1 en raison de la présence d'ourlets forestiers thermophiles[37]. C'est à la fois le rejet de la flore la plus visible et la marginalité sociale qui nuit à l'image environnementale de la Plaine. Image, car c'est bien un délit de faciès dont est victime le secteur. Il est alors tentant de conclure à l'instrumentalisation environnementale des mesures de reboisement en débat.

12.1.3. Le reboisement au secours de la démarginalisation territoriale de la plaine

Dans le cadre de l'élaboration du Plan vert, l'AEV lance dès 1992 une « étude de la possibilité de créer des continuités forestières dans le secteur de Pierrelaye » (IAURIF 1992). Il s'agit d'évaluer et de répertorier les parcelles pouvant contribuer à de meilleures connexions forestières en Ceinture verte alors que la pollution n'est que supputée :

> Les eaux d'épandage ont de plus en plus une teneur nocive pour les arbres. Dans le bois appartenant à la Ville de Paris, au sud-est de la commune (Pierrelaye), de nombreux arbres sont morts.

[37] Voir le site du MNHN : https ://inpn.mnhn.fr/zone/znieff/110120021

L'étude fait le constat d'une forme de déprise agricole au profit de l'étalement urbain. Les occupations informelles sont aussi perçues comme des menaces, ainsi sur la fiche relative à la commune d'Herblay, « le [bois de Cailloux-Pichetta] est menacé par les nomades qui coupent les arbres entraînant ainsi sa dégradation », sur celle de Pierrelaye, « les agriculteurs ont de plus en plus de mal à protéger leurs cultures dans les secteurs où résident les SDF » et finissent « par accepter les propositions d'achat à des prix exorbitants (par exemple 250 F/m^2 au lieu de 20 à 30 F le m^2) faites par les gens du voyage »[38]. La fonction de « dépotoir » est déjà présente comme dans le bois de Maubuisson à Méry-sur-Oise ou sur la commune de Pierrelaye. Mais l'étude insiste surtout sur les potentialités, vantant à Bessancourt « un des rares sites de la vallée de Montmorency qui évoque encore l'idée de campagne et où l'agriculture est encore vivante ». Le manque d'entretien des boisements est globalement constaté, mettant en péril leur pérennité :

> Sans avoir une grande valeur forestière, ils ont toutefois une valeur paysagère, écologique locale certaine. Leur pérennité est aujourd'hui menacée par le manque d'entretien.

Le plan vert n'ayant pas été adopté, ces propositions de connexions n'ont pas été menées à terme. À la place, un projet plus global de reboisement a vu le jour au cours des années 2000-2010 en réponse directe au devenir plus général de la Plaine dans le contexte de la pollution du sol (voir carte XII-1). Nous en exposions clairement les tenants et les aboutissants dans l'ouvrage de GRESILLON *et al.* (2016) sur la France des marges (ROUSSEL *et al.* 2016, voir annexe 3b) :

> Devant le coût de la dépollution des sols et l'impossibilité d'urbaniser la zone, le projet de requalifier la plaine de Pierrelaye s'élabore progressivement depuis 2008 où un premier syndicat intercommunal, constitué pour tenter de régler la question des dépôts sauvages de déchets dans la plaine, étudie la faisabilité de plantation d'une forêt. Le projet change de dimension et d'ambition depuis 2010-2011 [lorsqu'il] reçoit le label du « Grand Paris » pour la mise en place d'une forêt périurbaine. Le Syndicat Mixte d'Aménagement de la Plaine de Pierrelaye (le SMAPP) est créé en 2014[39] et un projet est présenté en 2015 (Vidal, 2015 ; Hachache, 2015[40]) en même temps que le Premier ministre annonce le classement du projet de forêt de Pierrelaye en CIN (Contrat d'Intérêt national) : « La création de la forêt de Pierrelaye sera emblématique de cette démarche [de développement durable]. Après un siècle d'épandage des eaux usées, cette plaine sera transformée grâce à la réutilisation des déblais du chantier du

[38] L'ancienneté de cette étude, 25 ans, nous montre par la même occasion l'ancienneté de la marginalisation de la Plaine

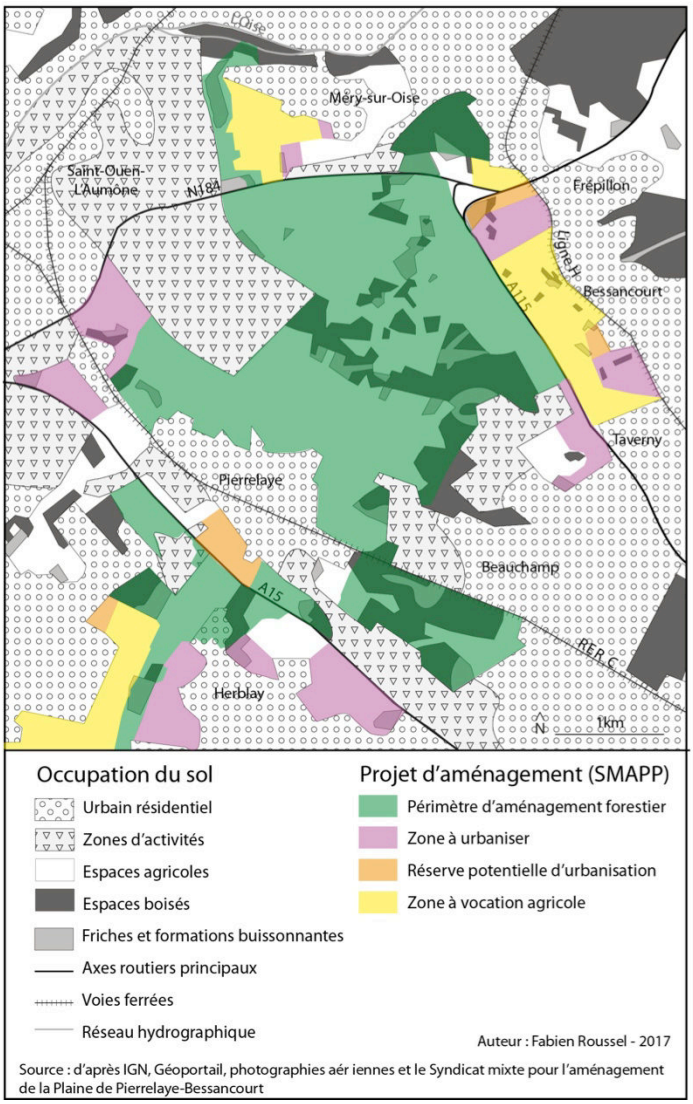
[39] Il réunit les sept communes limitrophes de la plaine, la communauté d'agglomération du Parisis, le département du Val-d'Oise, la Région Île-de-France et compte parmi ses partenaires, l'État français, au travers du projet du Grand Paris.

[40] VIDAL R., 2015 : « La plaine de Pierrelaye, de la gestion environnementale au projet de paysage », *in* Chomarat-Ruiz C. (dir.), *Paysage en projet*. Presses Universitaires de Valenciennes, p. 59-93 ; HACHACHE N., 2015, Forêt du Grand Paris. « Le défi de la mise en œuvre », Traits urbains, n° 74, p. 41-43.

> Grand Paris Express. Elle doit devenir un nouveau poumon vert de la métropole. L'État coordonne ce travail et nous allons nous assurer qu'il continue à avancer».[41]
>
> On le voit, le développement durable est avancé comme argument majeur en faveur du projet de forêt en plaine de Pierrelaye. Cependant, plus prosaïquement, les maires des communes limitrophes et la communauté d'agglomération du Parisis associée, y voient un moyen de régler le problème des dépôts sauvages de déchets et dans le même temps de chasser les gens du voyage et les Roms. Les élus sont aussi face à l'urgence, en raison de l'arrêt des subventions du [Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne (SIAAP)] aux derniers agriculteurs. La forêt a été vue par une majorité d'élus comme la moins [mauvaise] des solutions, seule possibilité permettant encore de changer le destin de la plaine.
>
> Des questions liées au financement des travaux et à l'acquisition foncière divisent cependant les communes. La Ville de Paris, toujours propriétaire d'une part importante du foncier, est en cours de négociation pour installer des ISDI (installations de stockage de déchets inertes) en plaine de Pierrelaye : la construction du réseau de métro du Grand Paris va impliquer une grande production de déchets que l'on appelle inertes (terre, roche, sable, etc.) qui pourraient être déposés dans la plaine. Si certains y voient un moyen de financer la forêt, la topographie des lieux et le paysage en seraient changés et ce nouveau dépôt de déchets pourrait être mal vécu localement.
>
> La mise en forêt, si elle est globalement vue de manière positive par les personnes interrogées, n'est pas considérée comme la solution idéale telle que la rêvent les aménageurs et les paysagistes pour régler les problèmes de la plaine. Les habitants[42] doutent de la stratégie qui consiste à se défaire de ses usages délictueux (déchets et campements) et estiment au contraire qu'ils pourraient être renforcés par la forêt.

L'éclairage floristique que nous venons de donner confirme l'instrumentalisation de la dimension environnementale du projet de forêt. Ce qui se joue en Plaine de Pierrelaye-Bessancourt, c'est la reterritorialisation d'un espace sur des principes environnementaux déconnectés des réalités de terrain, la forêt ne remédiant pas en outre à la pollution des sols. Il faut intégrer à la métropole un espace d'une superficie considérable pour le moment inutilisé, poids mort des communes qui le composent. Il faut pour y parvenir l'aménager, le rendre attractif, ce que n'est pas le paysage actuel. À la spontanéité trop débridée de la végétation répond en outre une autre forme de spontanéité, sociale cette fois ci. Plus d'un siècle après les débats sur le devenir des fortifications de Paris, les Roms ont remplacé les « apaches », la question environnementale la préoccupation hygiéniste, mais les enjeux de normalisation urbaine sont toujours les mêmes.

[41] Discours du 1er ministre Manuel Valls devant les maires d'Ile-de-France, suite au 2e Comité interministériel du Grand Paris, 14 avril 2015.
[42] Enquête M. Flégeau, juin 2015.



Carte XII-1 : Projet d'aménagement forestier du Syndicat mixte pour l'aménagement de la Plaine de Pierrelaye-Bessancourt (SMAPP) adopté en 2015 (F. Roussel, modifié d'après le SMAPP, document papier).

12.2. La vallée de Chevreuse, un territoire jardiné

12.2.1. Quand la végétation des jardins privatifs déborde sur le paysage alentour

12.2.1.1. Le poids spatial et paysager de la présence pavillonnaire

A l'opposé de la Plaine de Pierrelaye – socialement et géographiquement –, la vallée de Chevreuse donne à voir un contexte tout à fait différent. Le territoire de la vallée de l'Yvette est inclus pour partie dans le périmètre du PNR de la Haute Vallée de Chevreuse. Il est habité par des populations aisées avec un haut niveau de revenu (voir Chapitre 6) qui sont à l'origine même de la labellisation en PNR (voir chapitre 1, §XX). Les attentes sociales mâtinées d'environnement des habitants et des élus ont accéléré l'appropriation territoriale d'espaces à

dominante végétale dans le périurbain francilien. Ces attentes se sont notamment appuyées sur les PNR. L'attention dont font ainsi l'objet les paysages ruraux ou forestiers des PNR franciliens produit des aménagements ou décisions qui vont en fait dans le sens d'une appropriation habitante (DESPONDS 2007; RAYMOND 2004). Le chapitre 11 a montré que l'appropriation citadine avait des répercussions dans la végétation, construite alors par un certain nombre d'interventions urbanistiques. En va-t-il de même dans ce cas particulier ?

Premier aspect auquel on pense spontanément en matière de jardinage, celui des jardins privatifs[43]. Nous mettons ici en regard l'habitat individuel et la place que prennent les jardins dans ce tissu urbain (figure XII-2)

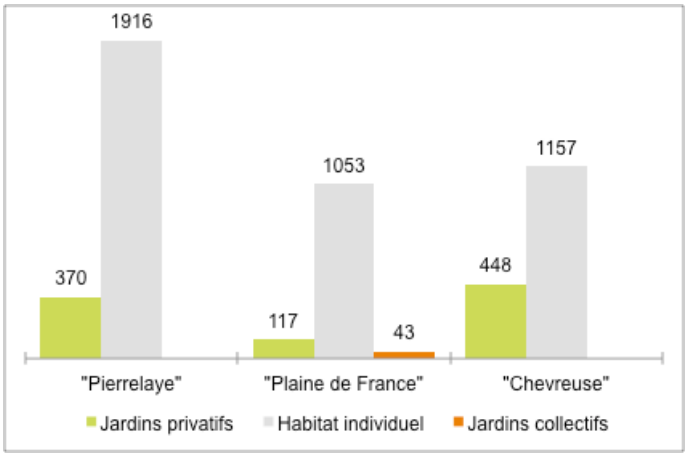


Figure XII-2 : Emprise spatiale des jardins privatifs et des jardins collectifs sur nos trois secteurs d'études au regard de l'habitat individuel (en hectares).

Les trois secteurs donnent à voir trois types de contextes où modes d'habitation et emprise des jardins varient. Le secteur de Pierrelaye est assez fortement dominé par un mode d'habitat individuel pour lequel la proportion de jardins est modérée. La figure XII-2 montre un rapport de 5,2 hectares d'habitat indivuel pour un hectare de jardin. Ce rapport est nettement plus élevé pour le secteur de la vallée de Chevreuse, puisqu'il est de 2,6 hectares d'habitat individuel pour 1 hectare de jardins privatifs, alors que l'espace bâti est moindre. À l'inverse, il est plus faible pour le secteur de la Plaine de France, soit 9 hectares bâtis pour 1 hectare de jardins privatifs. Ce rapide travail d'analyse spatiale met en évidence les contextes de morphologie urbaine des pourtours de l'agglomération parisienne en lien avec les contextes socio-économiques.

[43] Pour une question de clarté, les cartes d'occupation du sol présentées au chapitre 4 montre l'espace bâti de façon générale, sans nuances, mais nous avons aussi réalisé une cartographie des types de bâti.

Cela a aussi une influence sur les pratiques hors des jardins : le secteur de la Plaine de France comporte une part non négligeable de jardins collectifs quand le secteur de Chevreuse n'en possède pas. Il est quant à lui pour partie classé en PNR. Soit deux échelles et deux logiques bien différentes d'appropriation de la végétation.

Sur les bords de l'Yvette, les jardins touchent parfois la rivière (photographie XII-3). Les choix floristiques faits par les habitants – des espèces le plus souvent horticoles – participent du paysage végétal donnant à voir un paysage hybride où espèces horticoles et locales se mêlent dans le paysage sans que l'on sache toujours bien délimiter précisément les espaces végétalisés entre eux. Au printemps, lorsque l'on suit les sentiers aménagés sur les bords de l'Yvette, impossible de passer outre les buissons jaunes ardents des forsythias (*Forsythia intermedia*) qui parsèment les propriétés adjacentes aux espaces publics. Dans les endroits les plus marqués par l'habitat pavillonnaire, les parcs publics achèvent de faire de la vallée un seul et même paysage jardiné (photographie XII-4). On est ainsi frappé par la faible visibilité des espaces délaissés. Il n'y a pas de discontinuités contrairement à la Plaine de Pierrelaye.



Photographie XII-3 : Végétation des jardins pavillonnaires débordant sur les bords de l'Yvette à Gif-sur-Yvette (F. Roussel, juillet 2015). *Au premier plan à droite, par exemple, un buisson de Chèvrefeuille du Japon (Lonicera japonica) et ses fleurs orangées et blanchâtres.*



Photographie XII-4 : Le parc Jaumeron à Gif-sur-Yvette (F. Roussel, juillet 2015).

La présence pavillonnaire déborde le cadre des jardins et marque les paysages et la flore alentours brouillant les repères.

12.2.1.2. Un écrin de forêt

Dans le contexte de la vallée de l'Yvette, les boisements des coteaux sont étendus, marqués par les substrats siliceux acides. Ils sont souvent sous tutelle publique et donnent à voir des châtaigneraies parfois mêlées de chênes sessiles, assez homogènes. Nulle part ailleurs nous n'avons rencontré ce types de coteaux boisés : ceux des vallons en Plaine de France sont sur des pentes bien moindres et sur des sols plus riches ; ceux de la vallée de l'Oise sont plus étroits et fragmentés et sont situés sur des sols calcaires. Leurs compositions respectives sont donc différentes. Les coteaux boisés de la vallée de Chevreuse participent pleinement de la mise en valeur paysagère et territoriale du secteur de l'Yvette. Ils constituent un attrait important comme en témoigne la proximité des résidences les plus cossues sur leurs lisières. Le quartier d'habitation au nord du bois de la Hacquinière à cheval sur les communes de Bures-sur-Yvette et de Gif-sur-Yvette (figure XII-2) en est bon exemple. La mise en valeur récréative des bois est particulièrement prononcée : les sentiers y sont nombreux de même que le mobilier d'accueil – bancs, panneaux, marches etc. (voir photographie XI-2 au chapitre 11, §11.1.1.). La topographie et la pédologie des autres territoires de vallées sont certes différentes mais la présence de massifs boisés étendus s'accompagne souvent d'un type d'habitat individuel cossu. C'est le cas en vallée de Chevreuse, c'est aussi le cas sur le versant méridional de la forêt de Montmorency, sur les communes de Saint-Prix, de Saint-Leu-la-Forêt et de Taverny, dans une moindre mesure en rive droite de l'Oise sur les auteurs d'Auvers-sur-Oise,

aux boisements plus réduits et moins mis en valeur. Les futaies constituent quant à elles bel et bien une forme de privilège environnemental.



Figure XII-3 : Quartier d'habitation au nord du bois de la Hacquinière à Gif et Bures (photographie aérienne extraite de https://www.geoportail.gouv.fr). *Son implantation sur le plateau forestier en fait un petit village dans la forêt.*

12.2.1.3. Des échappées de jardins particulières à ce contexte social privilégié.

Le Laurier-cerise (*Prunus laurocerasus*) est une espèce particulièrement emblématique des échappées de jardins pavillonnaires. Arbrisseau originaire d'Asie-mineur et introduit en France dès le 16e siècle, il est couramment utilisé sous la forme de haies (FRILEUX 2013). Les qualités qui lui sont prêtées à ce titre – opacité, maintien des feuilles en hiver, robustesse – constituent les principales gênes que la plante inflige en retour dans les milieux alentours. Les graines du laurier sont aisément propagées par les oiseaux et le renard qui consomment ses fruits. L'attention qui est portée au Laurier quant à son caractère invasif varie selon les auteurs et les lieux (*Ibid.*). La plante disparaît cependant au-delà d'une centaine de mètres des habitations. Dans ce rayon, les peuplements de lauriers peuvent obturer complètement les sous-bois des châtaigneraies ou des chênaies, en projetant une ombre profonde et persistante sur les sols. Le déploiement de leurs branches en toutes directions, proche du sol, nuit par ailleurs aux déplacements en sous-bois.



Photographie XII-5 : Sur les pentes de la Vallée de Chevreuse, en contre bas des belles demeures du quartier de La Hacquinière (Bures-sur-Yvette), un bois de Châtaigniers et Chênes pédonculés colonisé en sous-bois par le Laurier (F. Roussel 2015).

Nous avons croisé sa route 39 fois sur les 252 relevés botaniques, une seule fois en Plaine de France, 11 fois dans le secteur Pierrelaye-Montmorency-Oise et 27 fois en Vallée de Chevreuse. L'unique occurrence en Plaine de France s'explique par la faiblesse de la couverture boisée sur ce territoire, par l'éloignement des petits boisements par rapport aux zones habitées et par la moindre étendue des jardins privatifs. Il est à l'inverse frappant de constater sa prééminence en vallée de Chevreuse, secteur de prédilection de l'habitat pavillonnaire cossu avec jardin et haies. Les habitations y sont souvent mitoyens des boisements, voire insérées dans ceux-ci, ainsi le quartier de la Hacquinière (figure XII-3 et photographie XII-5). C'est aussi le cas des individus trouvés sur les communes d'Auvers-sur-Oise et le long de la forêt de Montmorency au nord de l'agglomération.

Originaire d'Asie Mineure, le Marronnier (*Aesculus hippocastanum*) peut aussi être considéré comme un indicateur de certains modes d'habiter et d'aménager. Il a été introduit à partir du 17e siècle dans les parcs et jardins publics à des fins d'ornement (BROSSE 2010). Il est aussi parfois présent dans les jardins pavillonnaires de grande superficie. Le Marronnier rejetant de souche, les jeunes pousses peuvent être très nombreuses autour des individus matures, mais disparaissent rapidement. Nous avons fait 14 observations de marronniers sur nos différents terrains. Il est le signe, là où nous l'avons rencontré, d'anciennes parcelles de parcs abandonnées puis reconquises par la végétation spontanée, ou, à défaut, de leurs proximités. C'est le cas des boisements à proximité du Château de Boissy sur la commune du Plessis-Bouchard ou de ceux proches du Château d'Arnouville sur la commune d'Arnouville-lès-Gonesse. Les boisements des bords de l'Yvette, en arrière du campus universitaire à Orsay,

aux espaces végétalisés étendus, voient également quelques pousses de marronnier émerger dans le sous bois.

La Symphorine ou Arbre aux perles (*Symphoricarpos albus*) peut également être mise dans la catégorie des échappées de parcs. Originaire d'Amérique du Nord et introduite au 19e siècle, elle forme de petits arbustes robustes plantés à des fins ornementales. Nous l'avons collectée à trois reprises sur les mêmes terrains boisés que le Marronnier : près du campus d'Orsay à nouveau ou encore sur les terrains du Château de Boissy. Aucune trace de Laurier-cerise (un seul cas), de Marronnier ou de Symphorine n'ont été observée en Plaine de Pierrelaye-Bessancourt.

12.2.2. Un jardinage à l'échelle territoriale.

12.2.2.1. Une « campagne-nature » marquée par les attentes et usages citadins

Il faut étendre la notion de jardinage au territoire de la vallée de la Chevreuse dans son ensemble. Dans le contexte du PNR de la Haute-Vallée-de-Chevreuse, des mesures *a priori* non destinées à l'amélioration du cadre de vie telles que les réserves naturelles régionales ont vocation à répondre aux attentes socio-environnementales.

La réserve naturelle régionale Val et Coteau de St-Rémy[44] participe ainsi d'une mise en forme paysagère, par delà ses ambitions de préservations écologiques. Les objectifs opérationnels du plan de gestion en témoignent (BAK 2004) (figure XII-4). La part de la restauration, donc des interventions humaines, est importante dans l'objectif de « protection et de valorisation des espaces naturels et de la biodiversité associée ».

[44] Voir les documents disponibles en ligne : http ://espacesnaturels.natureparif.fr/index.php?option=com_content&view=article&id=26&Itemid=68

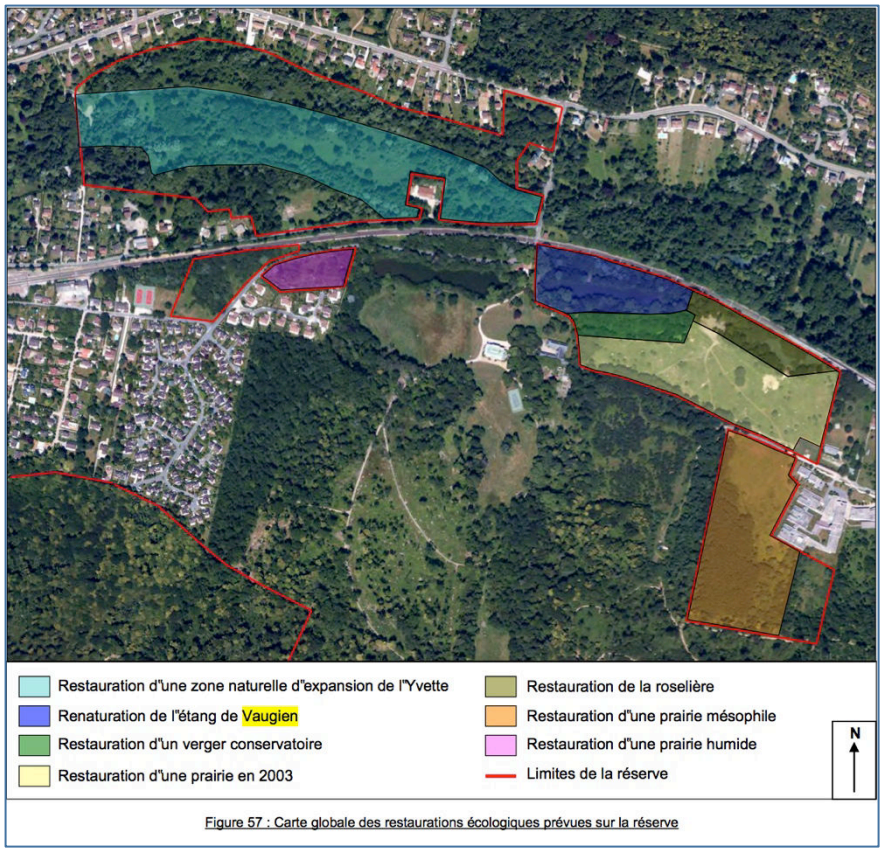


Figure XII-4 : Extrait du plan de gestion relatif au projet de création d'une réserve naturelle régionale "Val et coteaux de St Rémy".

Enjeux	Objectifs à long terme	Code Obj.	Objectifs opérationnels	Facteurs d''influence
Protection et valorisation des espaces naturels et de la biodiversité associée	I - Préserver un espace naturel remarquable du point de vue écologique, hydrologique et paysager	I-1	Restaurer des milieux ouverts prairials	• Dynamique naturelle de fermeture (évolution vers la friche et boisement) • Abandon des pratiques agro-pastorales
		I-2	Restaurer des milieux humides fonctionnels et riches en biodiversité	• Dynamique naturelle de fermeture (évolution vers la friche et boisement) • Modifications de la morphologie de la rivière d''origine humaine • Présence d''un collecteur EU • Mauvaise qualité des eaux • Atterrissement des zones humides • Sensibilité des milieux humides • Présence de renouée du Japon • Accessibilité • Envahissement pas la Laîche des marais
		I-3	Lutter contre les espèces invasives	• Capacité de multiplication végétative • Modalités de gestion appliquées
		I-4	Laisser la dynamique naturelle s''exprimer	• Incompatibilité possible avec la présence du public pour des raisons de sécurité
		I-5	Assurer la connectivité des milieux	• Réserve polynucléaire • Nombreuses infrastructures humaines (routes, voie ferrée...)
		I-6	Assurer la cohérence territoriale de la réserve	• Réserve polynucléaire • Complexité des limites de propriété
	II - Poursuivre l''inventaire et la connaissance du patrimoine naturel de la Réserve	II-1	Mettre en œuvre des inventaires complémentaires	• Compétences naturalistes spécifiques et rares • Lourdeur de certains protocoles d''inventaire
	III Ŕ Mesurer l''impact des opérations de gestion sur les milieux et la biodiversité	III-1	Suivre l''évolution des milieux	• Travaux réalisés • Dynamique naturelle de la végétation • Modalités de gestion mise en oeuvre
		III-2	Suivre l''évolution de la végétation dans sa structuration et sa composition	
		III-3	Suivre l''évolution des populations faunistiques	
La place de l''Homme dans la réserve	IV - Permettre une présence du public cohérente avec les objectifs de protection et de valorisation du patrimoine naturel	IV-1	Assurer le stationnement des véhicules	• création récente d''un passage inférieur routier • zone de stationnement actuelle très limitée (4 véhicules) et excentrée • Réserve polynucléaire scindée par la voie ferrée
		IV-2	Élaborer une circulation cohérente au sein de la réserve	
		IV-3	Assurer l''accueil et l''information du public	• Intégration paysagère • Réserve polynucléaire scindée par la voie ferrée
		IV-4	Sécuriser la Réserve	• Impact de la tempête de 1999 sur les boisements • Fréquentation importante de la zone
		IV-5	Protéger l''intégrité des espaces naturels	• fréquentation humaine importante • Sensibilité des milieux humides présents • Forte valeur écologique de la zone • Dangerosité potentielle
	V - Pérenniser et valoriser le patrimoine issu des activités humaines passées	V-1	Restaurer et valoriser le patrimoine ornemental	• Dynamique naturelle de la végétation • État sanitaire des arbres remarquables
		V-2	Restaurer et valoriser le petit patrimoine bâti	• Nombreux déchets • Etat du bâti • Bâti régulièrement squatté par SDF
	VI Ŕ Maintenir, réimplanter et favoriser des activités humaines durables : outil de gestion et d''entretien des milieux	VI-1	Maintenir et développer les activités agro-pastorales respectueuses de l''environnement	• Partenariat avec éleveur de bovins depuis 2003 • Aucune convention existante • Dynamique naturelle • Nécessité d''investir de l''énergie • Existence de nombreux partenaires potentiels (exploitants, associations, particuliers.)
	VII Ŕ Développer un projet d''animation, de sensibilisation et de communication sur la réserve	VII-1	Construire un programme d''animation et de sensibilisation	• Intervenant possible via l''équipe pédagogie du Pnr
		VII-2	Communiquer sur le projet de réserve	• Intervenant possible via l''équipe communication du Pnr
	VIII Ŕ Permettre l''existence et le fonctionnement de la Réserve	VIII-1	Permettre la création et l''existence de la réserve	• Disponibilité du gestionnaire • Obtention des financements • Evenements imprévus

Figure XII-5 : Extrait du plan de gestion de la réserve naturelle régionale Val et Coteau de St-Rémy (BAK 2004).

Il est d'ailleurs pour le moins paradoxal de trouver l'une après l'autre la lutte contre les espèces invasives et « Laisser la dynamique naturelle s'exprimer ». Le document fait du reste l'aveu de l'incompatibilité de cette ambition avec la présence du public dans les facteurs d'influence possible. De fait, la réserve agit comme une forme de jardinage non plus seulement à des fins biologiques mais à des fins paysagères. À l'objectif «Maintenir, réimplanter et favoriser des activités humaines durables : outil de gestion et d'entretien des milieux », il est question de passer des conventions entre le PNR et les communes concernées notamment avec les éleveurs bovins. Le plan de gestion en fait la proposition pour la zone dite du Pré des Vosgiens (voir figure XII-5 : « restauration d'une prairie en 2003 » en jaune pâle). La liste est alors longue des exigences à l'égard de l'éleveur potentiel qui s'engage (BAK 2004) :

- à entretenir les clôtures de la prairie à l'aide d'un broyage mécanique 3 fois par an (dernière semaine de mai, dernière semaine de juillet dernière semaine d'août ;
- à entretenir le fossé à l'aide d'un broyage bisannuel de la végétation (ronces, arbustes)
- à n'utiliser aucun intrant chimique et organique : produit phytosanitaire, herbicide, insecticide, fongicide, engrais...
- à n'épandre aucune matière chimique ou organique sur la prairie;
- à faire pâturer uniquement des bovins ;
- à maintenir une charge de pâturage au maximum égale à 1,4 UGB par hectare soit 5 vaches allaitantes ou 9 génisses et cela entre le mois de mars et le mois d'octobre ;
- à broyer les refus une seule fois par an la première semaine d'octobre ;
- à ne réaliser aucune fauche de la végétation ;
- à n'y déposer ou stocker aucun objet ou matériau de quelque nature que ce soit ;
- à n'y déverser aucun liquide ou produits susceptibles d'avoir des conséquences sur les biocénoses en présence ;
- à n'y introduire aucun végétal ou animal notamment dans les mares (poissons, tortues, grenouilles, plantes ornementales) ;
- à n'y pratiquer aucune autre activité que l'élevage de bovin
- à n'y effectuer aucune intervention de quelque nature que se soit susceptible d'entraîner une modification majeure du biotope ou de la biocénose : labour, brûlage, défrichement, plantation, coupe, drainage, creusement de fossés...
- à permettre l'accès à ses animaux à la mare topographiquement la plus basse uniquement lorsque la première est à sec ou ne suffit plus à assurer les besoins en eau des bovins ;
- à ne procéder à aucun travail forestier sans l'accord préalable des deux autres parties ;
- à remplir et fournir aux deux autres parties le cahier de gestion du site intégrant toutes les opérations annuelles sur la prairie (date d'entrée et de sortie des bovins, entretien des clôtures, broyage des refus, quantité et date d'apport de foin...)

On voit bien au travers de cette liste comment l'activité d'élevage est uniquement utilisée à des fins paysagères. Ce n'est pas de l'agriculture dont on veut ici, pas plus que de dynamiques naturelles (il faut broyer les ronces), c'est d'un jardin d'allure champêtre, d'un tableau pastoral, qui fait écho à l'hypothèse de l'imaginaire pastoral européen avancée par (BERQUE *et al.* 2006). À quelques centaines de mètres de la gare du RER B de Courcelle-sur-Yvette, on pourrait sans mal se croire perdu quelque part dans le bocage normand (Photographie XII-6).



Photographie XII-6 : Prairie pâturée par des vaches dans le secteur de la réserve naturelle régionale au lieu-dit le Pré des Vosgiens (F. Roussel 2015). *Le RER B passe en fond de vallée, 250 m plus loin derrière les arbres en arrière-plan.*

Non loin, en vallée de la Mérantaise, la préservation des prairies est due à la pratique de l'équitation. La campagne ainsi conservée l'est en fait pour des pratiques récréatives à destination des citadins. L'effet du surpâturage des chevaux sur les prairies est du reste assez prononcé donnant à voir l'intensité de cette forme d'exploitation sur le paysage (photographie XII-7), au travers de l'arasement de la strate herbacée et de la mise à nu des sols en certains endroits. L'omniprésence de la Renoncule âcre (*Ranunculus acris*) dans le paysage végétal témoigne de cette pression sur la flore herbacée. Cette plante communément appelée Bouton d'or est en effet délaissée par les animaux – elle porte la raison de ce dédain dans son nom mais aussi dans son caractère vénéneux, y compris pour les humains. Sa parente, la Renoncule rampante (*Ranunculus repens*), tout aussi présente, n'est pas davantage appréciée. En d'autres lieux, ce sont les patiences (*Rumex*) qui prolifèrent, également délaissées par le bétail.



Photographie XII-7 : Un champ pâturé par des chevaux en vallée de la Mérantaise (F. Roussel 2015). *L'intensité du pâturage met à nu les sols (second plan à gauche de la photo) et contribue par ricochet à privilégier les espèces que les bêtes ne consomment pas, telle que la Renoncule âcre (Ranunculus acris) dont les bouquets sont ici bien visibles au premier plan. On distingue des touffes plus élevées de Patience à feuilles obtuses (Rumex obstusifolius) en arrière-plan.*

12.2.2.2. Un traitement des enjeux environnementaux au service d'une mise en valeur paysagère

Les différentes AFC menées au chapitre 8 ont montré la particularité hygrologique de la flore de certains relevés de la vallée de Chevreuse. La CAH (Chapitre 9) a fort logiquement conclu également à cette spécificité : la vallée de Chevreuse est celui parmi nos trois secteurs d'étude qui possède le plus de zones humides. C'est évidemment lié au contexte hydrologique et édaphique, mais les modes d'aménagement et d'habiter sont responsables de leur conservation et de leur mise en valeur. On rencontre des zones humides dans les vallons de la Plaine de France comme à Gonesse sur les bords du Crould (voir photographie XI-3 au

§11.1.2.) ou à Goussainville sur les bords du Rhin, mais leurs caractéristiques sont plus communes avec la domination dans les deux cas du Roseau commun (*Phragmites australis*) et de la Baldingère (*Phalaris aretinacea*), toutes deux hélogéophytes communes en Île-de-France et sur nos terrains. Dans les deux cas, les milieux concernés ne font pas l'objet d'un entretien particulier contrairement aux milieux du même type en vallée de Chevreuse.

Une AFC a été réalisée pour les relevés réalisés en fond des vallées et vallons parcourus sur les trois terrains pour préciser les observations plus générales faites au chapitre 8. 57 relevés sont concernés, composés de 357 espèces dont 99 n'ont été rencontrées qu'une seule fois. L'inertie totale de 5,91 est assez élevée. Les facteurs cependant portent un pourcentage d'inertie assez faible. Seuls les deux premiers en définitive méritent de retenir notre attention (Tableau XII-4).

Tableau XII-4 : valeurs propres et pourcentages d'inertie pour l'AFC menée sur les relevés de fond de vallée.

	F1	F2	F3	F4
Valeur propre	0,520	0,326	0,274	0,244
Inertie (%)	8,804	5,523	4,634	4,120
% cumulé	8,804	14,327	18,961	23,081

Aucun mystère n'entoure le facteur 1 : puisque nous avons conservé les boisements de fond de vallée, ils s'opposent ici aux relevés herbacés, tous secteurs confondus. Le facteur 2 en revanche montre discrètement une différence entre les relevés réalisés en vallée de Chevreuse et ceux situés dans d'autres territoires (figure XII-6).

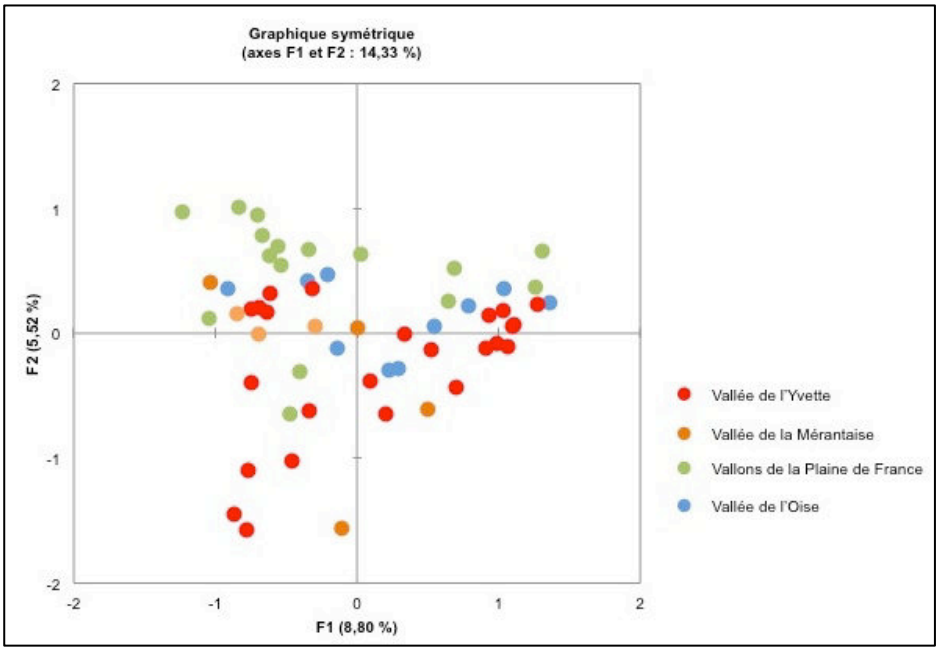


Figure XII-6 : projection géométrique des relevés sur les axes factoriels F1 et F2.

Les dix espèces qui contribuent le mieux à l'allongement de l'axe 2 sur la partie inférieure sont toutes des herbacées hygrophiles : le Lychnide fleur de coucou (*Silene flos-cuculi*), la Laîche des marais (*Carex acutiformis*), le Gaillet des fanges (*Galium uliginosum*), la Menthe aquatique (*Mentha aquatica*) ou encore la Laîche à ampoules (*Carex rostrata*) sont typiques des prairies humides de la vallée de Chevreuse.

Le facteur F3 permet quant à lui de faire ressortir nettement les relevés réalisés sur les bords de l'Oise (figure XII-7).

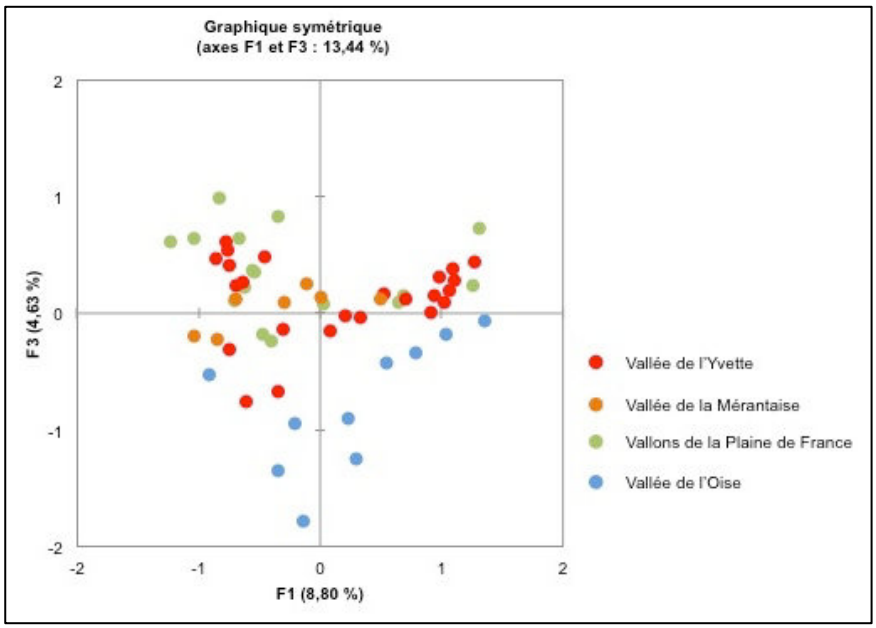


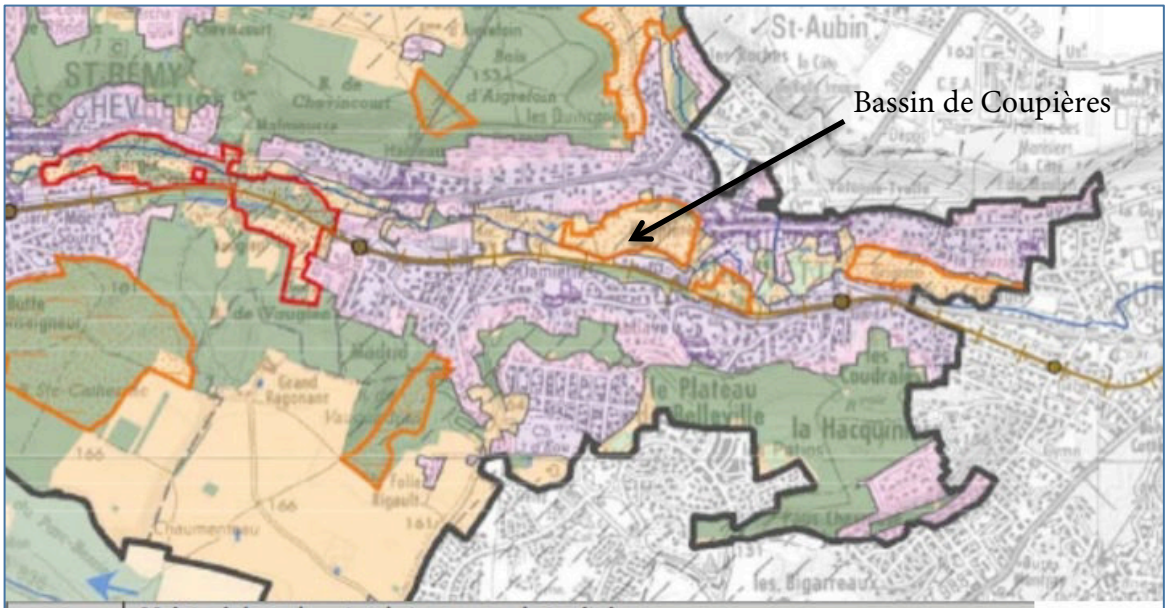
Figure XII-7 : Projection géométrique des relevés sur les axes factoriels F1 et F3.

Les espèces qui caractérisent les relevés réalisés sur les bords de l'Oise sont typiques des milieux rudéraux, sur sols minéraux, retournés ou piétinés, bref des contextes urbains : Épilobe à feuilles lancéolées (*Epilobium lanceolatum*), Renouée du Japon (*Reynoutria japonica*), Ailante (*Ailanthus altissima*), Verveine officinale (*Verbena officinalis*), Carotte sauvage (*Daucus carota*), Picris fausse épervière (Picris *hieracioides*), Mélilot blanc (*Melilotus alba*), Vergerette du Canada (*Solidago canadensis*), Lycope d'Europe (*Lycopus europaeus*) ou encore Pâturin annuel (*Poa annua*). Certaines d'entres elles sont même emblématiques des espèces invasives en pareil contexte : les berges de l'Oise sont constituées de milieux très construits par les humains. L'empierrement des berges en est le symptôme de même que la tonte que subissent les formations herbacées des bords de l'eau. Dans le secteur de la vallée de l'Oise que nous avons parcouru, ce n'est pas la dimension écologique qui est privilégiée mais un paysage de bord de l'eau aménagé à des fins d'agrément et de visite touristique. Par contraste, les zones humides de la vallée de l'Yvette en font une caractéristique originale.

Le bassin de Coupières illustre bien les soins apportés aux zones humides en vallée de Chevreuse et leur contribution au paysage (photographie XII-8). Conçu dans le cadre d'une gestion écologique des crues de l'Yvette par le Syndicat Intercommunal pour l'Aménagement Hydraulique de la Vallée de l'Yvette (SIAHVY), le bassin de Coupières a aussi retenu l'attention du PNR dans le cadre de sa charte 2011-2023 (PNR DE LA HAUTE VALLEE DE CHEVREUSE 2011) (figure XII-8) comme étant un espace naturel à maintenir (en orangé sur le document cartographique de la figure XII-8). Il y est alors question notamment de préserver le paysage, la zone du bassin étant par ailleurs désignée comme « zone d'intérêt écologique à conforter » dans la charte du Parc.



Photographie XII-8 : le bassin de Coupières à Gif-sur-Yvette (F. Roussel, juillet 2015). *Les pourtours du bassin sont aménagés, comme en témoigne la présence des peupliers sur la droite de la photographie et la promenade sur la berge que l'on distingue au loin, à proximité des maisons. En arrière plan la végétation arborée mêle en réalité jardins et boisements. Ces derniers se prolongent sur les hauteurs au loin avec le bois d'Aigrefoin.*



2 Maintenir le socle naturel et paysager du territoire

Maintenir les espaces naturels et agricoles ouverts et fonctionnels

- Veiller à conserver la vocation naturelle et agricole de ces espaces
- Préserver les paysages des espaces naturels
- Contenir le bâti isolé, le limiter à une évolution modérée de l'existant
- Favoriser la pérennité de l'usage agricole des bâtiments d'exploitation et accompagner les projets de nouvelles implantations agricoles

Objectifs complémentaires :

- *Préserver les fermes (Objectif 9)*
- *Maintenir l'activité agricole (Objectif 13)*

Veiller à la qualité et à la pertinence des espaces boisés

- Conserver les grands massifs et leur continuité, étudier au cas par cas le maintien de l'état boisé des espaces naturels enfrichés
- Contenir le bâti isolé, le limiter à une évolution modérée de l'existant
- Favoriser la pérennité de l'usage sylvicole des bâtiments d'exploitation et accompagner les projets de nouvelles implantations sylvicole

Objectif complémentaire :

- *Maintenir l'activité sylvicole (Objectif 13)*

5 Conserver la biodiversité fragile et/ou remarquable

Protéger les espaces, habitats et espèces remarquables, restaurer les milieux altérés

- Protéger et gérer les milieux naturels des Sites de biodiversité remarquables (SBR)
- Maintenir et restaurer les Zones d'intérêt écologique à conforter (ZIEC)

7 Développer des modes durables de déplacement

Assurer un développement urbain cohérent avec l'offre de transports collectifs (gares ferroviaires, gare autoroutière)

- Densifier préférentiellement les tissus urbains à proximité des gares
- Améliorer la desserte des gares et l'intermodalité

Objectif complémentaire :

- *Ne pas densifier les ensembles urbains isolés (hameaux...) sans desserte en transport collectif voir Objectif 9*

Figure XII-8 : Extrait du Plan accompagnant la charte du PNR de la Haute-Vallée-de-Chevreuse pour la période 2011-2023.

Le Bassin de la Mérantaise, toujours sur la commune de Gif-sur-Yvette a récemment fait l'objet de travaux similaires. Le site du SIAHVY présente ainsi les travaux entrepris [45] :

> La restauration de la zone humide de la Mérantaise a été réalisée dans le cadre du projet ambitieux du rétablissement de la continuité écologique de la Mérantaise. Les travaux ont consisté à rouvrir par de l'abatage de frênes, le fond de bassin.
>
> Cette action a permis d'augmenter la capacité de stockage du bassin de la Mérantaise en période de crue et également à favoriser divers habitats propices à la flore et la faune des zones humides (amphibiens, odonates, végétaux…).

Une véritable ingénierie est ainsi convoquée pour développer la multifonctionnalité des espaces végétalisés au profit du fonctionnement urbain, des pratiques habitantes et de leur cadre de vie, argument qui n'est pas mis en avant dans la citation. Au vu des paysages produits et des aménagements périphériques que connaissent les bassins, le doute n'est pas permis (photographie XII-8).

Conclusion du chapitre 12

La végétation participe d'une territorialisation ou une déterritorialisation environnementale en Ceinture verte. L'une produit de la continuité spatiale et paysagère mais aussi dans les déplacements (Vallée de Chevreuse), l'autre conduit à de mutliples discontinuités spatiales et paysagères qui entravent les déplacements (Plaine de Pierrelaye-Bessancourt). Chaque espèce rencontrée nous dit en outre quelque chose du rapport des habitants à un lieu, à un environnement : aux promeneurs de la vallée de l'Yvette le Lychnide fleur de coucou (*Silene flos-cuculi*), à ceux de la Plaine de Pierrelaye, les clématites (*Clematis vitalba*) et les ronces communes (*Rubus fruticosus*). Les attentes environnementales exprimées en faveur de la préservation de la biodiversité, des services écosystémiques, d'une quête plus globale de « Nature », sont téléguidées avant tout par des pratiques, des usages, des choix de vie. Il y a bien de la biodiversité en vallée de Chevreuse ; la rareté et la fragilité des milieux humides méritent qu'on les préserve de l'urbanisation. Mais cette préservation ne se fait que parce qu'elle est validée comme cadre de vie paysager/é. La Plaine de Pierrelaye est sans aucun doute un lieu désordonné, repoussant, mais sa disqualification n'est pas tant écologique que sociale. Il existe donc en Ceinture verte une forme d'écologisation de la végétation qui participe d'une mise en ordre sociale.

[45] Voir le site internet du SIAHVY : http ://www.siahvy.org/travaux/zones-humides/fond-de-bassin-merantaise

CONCLUSION DE LA QUATRIEME PARTIE

Par-delà la modélisation environnementale, par-delà les affichages et les discours environnementaux, par-delà même les mesures environnementales, se sont bien les dynamiques paysagères, territoriales, sociales qui déterminent l'organisation, l'aspet et la composition floristique de la végétation en Ceinture verte. Le poids de l'appropriation citadine sur les paysages agricoles ou forestiers des pourtours de l'agglomération parisienne est connu en géographie par le biais de données d'enquêtes. En revanche, le recours à l'analyse botanique pour mettre en évidence ces dynamiques est une conclusion originale de cette thèse. Elle apporte une nouvelle dimension à l'analyse des politiques environnementales qui s'appuient quasi exclusivement sur la dimension purement écologique de la végétation. La flore n'est pas que le reflet de milieux biophysiques, elle est aussi un miroir des modes d'habiter et d'aménager, et, surtout, un instrument de ceux-ci. La question environnementale sert les enjeux sociaux, par le biais d'aménagements environnementaux qui ont vocation à structurer l'espace de la métropole parisienne.

CONCLUSION GENERALE

Dans le train direction Nanteuil-Saâcy évoqué dans les premières lignes de l'introduction ou sur les chemins de la Ceinture verte, la végétation qui défile sous mon regard a désormais le nom et la signification des plantes qui la composent. Surtout, elle a perdu tout connotation abstraite si souvent attachée à l'adjectif « vert » aujourd'hui. Se lit dans la végétation, que ce soit dans sa dimension physionomique, paysagère ou dans sa dimension floristique, ce qu'ont désiré ou rejeté les habitants, élus ou professionnels de l'aménagement. Si la verdure des prairies humides de la vallée de Chevreuse est celle de la Laîche des marais ou de la Laîche étoilée c'est parce que les habitants et les aménageurs de Gif-sur-Yvette ou de Saint-Rémy-lès-Chevreuse l'ont souhaitée ainsi. Si la verdure des boisements de la plaine de Pierrelaye-Bessancourt est celle des sureaux, des clématites, des lierres et des érables sycomores, c'est qu'elle est un produit du métabolisme urbain. L'une de ces verdures est désirée, l'autre pas. En Ceinture verte, la végétation est construite socialement. Les qualités environnementales attendues par les citadins participent, on l'a vu, de processus de territorialisation ou de déterritorialisation. Cette thèse a fait la démonstration de la dimension sociale et territoriale de la végétation en recourant à des méthodes géomatiques, d'analyse paysagère et de biogéographie, dans le cadre renouvelé d'une géographie environnementale qui participe indissociablement de la géographie physique et de la géographie humaine.

La première partie a posé les termes du débat : une ceinture verte proposée par le Conseil régional d'Île-de-France et restée à l'état de projet anachronique, flou, en perpetuelle redéfinition sur un espace fragmenté, à cheval entre espaces urbains denses et couronne rurale ; des attentes citadines autour d'enjeux environnementaux et de modes d'habiter affectant la végétation et sa perception ; une mosaïque et, parfois même en raison de la multiplication des coupures et des discontinuités, un archipel d'espaces végétalisés divers et variés donnant à voir une diversité de modes de gestion le long d'un gradient irrégulier ville-campagne ; le parti pris conceptuel de la thèse de considérer le paysage et son contenu floristique comme l'expression des dynamiques territoriales à l'œuvre mais aussi comme objet matériel d'étude.

Dans une deuxième partie, l'analyse des échelles du paysage a permis de procéder à une réécriture géographique de l'espace de la Ceinture verte, de donner à voir la mosaïque paysagère et territoriale. L'échelle supra-paysagère a donné lieu à une quantification des

grands ensembles paysagers : zones de forêts, zones agricoles, vallées urbanisées, zones hétérogènes et fragmentées. L'échelle paysagère elle-même a permis d'identifier des facettes paysagères et la variété des assemblages paysagers au sein de ces grands ensembles. Elle a été l'occasion d'interroger leur territorialité, c'est à dire, les usages, les pratiques et les modes d'habiter et d'aménager dont elles sont l'expression et plus globalement leur intégration métropolitaine. L'échelle infra-paysagère enfin a mis, quant à elle, en évidence l'hétérogénéité ou l'homogénéité végétale des facettes paysagères, fondées sur l'organsiation spatiale des éléments du paysage.

La troisième partie a permis d'exposer les caractéristiques floristiques des facettes paysagères étudiées. Un portrait d'ensemble a livré de premières indications sur l'originalité locale de la flore, représentative du Bassin parisien, avec des spécificités urbaines – présence d'espèces rudérales, cosmopolites, d'autres, peu nombreuses au final, qualifiées d'invasives – soulignant le caractère très anthropisé de la végétation. Les analyses multivariées ont donné des résultats exploratoires probants qui montrent le poids du facteur paysager dans l'organisation spatiale de la flore, à côté de facteurs édaphiques moins prégnants. Les communautés végétales de la Ceinture verte, enfin, sont hybrides, mélangées. C'est le paysage qui agit comme facteur organisateur principal. Derrière le paysage, il y a le territoire.

La dernière partie a montré la construction sociale de la flore et de la végétation, avec la mise en évidence du poids prépondérant des modes de gestion et des aménagements sur le type d'espèces présentes et l'aspect paysager de la végétation. Cette dimension est difficile à intégrer aux approches modélisatrices des services écosytémiques en Ceinture verte. S'y ajoute la difficulté propre à la fragmentation spatiale de cet entre-deux. La construction par la société urbaine touche les divers paysages végétaux : en Plaine de Boissy, le joggeur n'est pas à la campagne ni dans la « nature » mais dans un aménagement de type urbain : coulée verte bien dessinée, activités maraîchères conservées avec le renfort d'un PRIF. Pour trouver une forme d'agriculture indépendante de la ville, il faudrait aller du côté du triangle de Gonesse, mais absolument rien n'y invite à la balade, ni à la contemplation, pas plus les chemins qui viennent buter contre l'autoroute A3, que les touffes d'orties sur les bas-côtés. En forêt de Montmorency, les randonneurs et leurs chiens ne sont pas non plus dans la « nature », mais dans un espace public, une forêt de châtaigniers et de chênes mise en parc, nettoyée, balisée, aménagée. Quant au spontané, expression la plus proche de ce que pourrait être une forme de naturalité, c'est justement ce dont les citadins ne veulent pas et que l'on retrouve dans les

espaces délaissés, petits bois impénétrables de Frêne, d'Aubépine et de Lierre, friches herbacées/buissonnantes à Fromental, Ronce commune et Cirse, jachères colonisées par l'Armoise commune. Au final, se sont donc les dynamiques locales, les acteurs de l'aménagement, qui territorialisent ou non de vastes espaces, donnant à voir un « jardinage » à l'échelle du territoire, ou à l'inverse, un laisser-faire où la spontanéité floristique répond au délaissement social, deux types de « sauvage » alimentant des discours de rejets vis-à-vis de ces processus non formalisés, déconnectés de la métropolisation.

Quelles perspectives dès lors pour l'archipel végétal de la Ceinture verte ? Les acteurs régionaux de l'environnement ont, pour le moment, choisi de s'appuyer sur une approche en réseau, en recourant à la notion de continuité biologique, la mariant aux usages citadins. L'échelle micro-locale est aussi celle des fronts urbains retenus dans le dernier SDRIF qui permettent une cartographie souple ou éclatée, selon que l'on considère ces évolutions comme pragmatiques ou comme expression d'une défaite de la planification. Cette thèse montre qu'il faut en passer par la dimension territoriale pour comprendre ce qui se jouent dans les divers lieux de la Ceinture verte, définitivement un espace hétérogène.

Le Grand Paris, marquant le retour de l'État à la manœuvre, aurait pu relancer la réflexion sur le devenir des espaces végétalisés entre cœur d'agglomération et couronne rurale. Tel n'est pas le cas pour le moment. La disparition de tout ce qui ne répond pas à des attentes citadines – fonctions récréatives, paysagères, biologiques – semble vouloir se poursuivre, le tri se faisant sur le caractère désiré ou non désiré des espaces végétalisés et agricoles. Ce que l'on conserve connaît alors une mise en paysage, bucolique, champêtre, récréative. En lieu et place d'espaces de nature ou de campagne, il faudrait d'ailleurs parler désormais d'aménités, voire d'une logique de jardin, celui-ci dépassant les limites auxquelles le terme renvoie classiquement.

L'étude de ce jardin d'envergure régionale devrait être poursuivie : nous n'avons fait qu'effleurer la question des forêts périurbaines par exemple. Y observe-t-on les mêmes contrastes végétaux selon que l'on est à l'ouest ou à l'est ? Certains traits récurrents mais plus ponctuels, tels que le poids des parcours de golf sur la végétation, pourraient aussi donner lieu à des études plus courtes. Le rapport que les populations marginalisées – gens du voyage, Roms, SDF – entretiennent avec la végétation devrait être étudié plus précisément : ces populations rejetées sont-elles si nuisibles pour les milieux sur lesquels elles s'implantent ou, au contraire, participent-elles d'une autre forme de mise en valeur, moins cadrée, « innovante » pour reprendre de façon un peu provocatrice l'adjectif en vogue, comme cela a

été observé pour les SDF du bois de Vincennes ? Plus globalement, le cas de la Ceinture verte pose la question des intentions sociales des projets d'aménagement environnemental. Après une quinzaine d'années de mise en pratique, il y aurait matière à porter un regard critique – celle-ci pouvant, au demeurant, être positive – sur la végétation des trames vertes urbaines par exemple ou celle des éco-quartiers.

Au final, dans ces contextes très anthropisés, malgré une avancée des enjeux écologiques dans les pratiques aménagistes et dans les perceptions citadines, c'est un peu toujours le paysage de nature comme décor qui prévaut chez les citadins, et la biodivetsité comme jardinage d'espaces verts chez les aménageurs. Les modes d'habiter et d'aménager urbains imposent leur marque sur les espaces végétalisés bien au delà des limites physiques de la ville. Malgré les intentions environnementales, voire à cause d'elles justement, ce sont bien les intentions sociales qui déterminent en vérité l'organisation spatiale de la végétation et sa composition, que l'on soit en Ceinture verte francilienne ou sur les hauteurs préservées par divers statuts de protection des massifs alpins. Si l'on considère la nature comme un processus bio-physique autonome – hors de l'intentionnalité humaine – désirer la « nature », c'est déjà empêcher qu'elle advienne, c'est une première concession au jardinage. Il parait plus logique, dès lors, d'admettre que nous construisons une nature domestiquée (atténuation des risques naturels), nous prodiguant ses ressources, nous fournissant ses services, répondant à nos attentes et même à nos désirs. On s'étonnait en introduction de la thèse de constater que le terme de nature n'était plus employé dans le SDRIF que pour désigner la nature en ville, c'est peut-être bien là en définitive que le terme est le plus juste, quand flores et faunes spontanées, mais produites par le métabolisme urbain, s'insinuent dans les anfractuosités, les interstices, les délaissés, à couvert, à l'insu des citadins, invibles d'eux.

BIBLIOGRAPHIE

AGENCE DES ESPACES VERTS DE LA REGION ÎLE-DE-FRANCE (2014) – Atlas des Périmètres Régionaux d'Intervention Foncière, Edition 2015.

AGUEJDAD, R. (2009) – *Étalement urbain et évaluation de son impact sur la biodiversité, de la reconstitution des trajectoires à la modélisation prédictive : application à une agglomération de taille moyenne, Rennes Métropole*, Thèse de doctorat soutenue le 11/12/2009, Université Rennes 2 Haute Bretagne.

AGUEJDAD, R. et L. HUBERT-MOY (2016) – Suivi de l'artificialisation du territoire en milieu urbain par télédétection et à l'aide de métriques paysagères. Application à une agglomération de taille moyenne, Rennes Métropole, *Cybergeo : European Journal of Geography*, Cartographie, Imagerie, SIG, document 766, mis en ligne le 25 janvier 2016.

ALAM, M., J. DUPRAS et C. MESSIER (2016) – A framework towards a composite indicator for urban ecosystem services, *Ecological Indicators* 60 : 38–44.

ALEXANDRE, F. (2008) - *Géographie et écologie végétale. Pour une nouvelle convergence*, Mémoire inédit d'habilitation à diriger des recherches, Université Paris-Diderot, 343 p.

ALEXANDRE, F. (2013) - The Role of Vegetation in the Urban Policies of European Cities in the Age of the Sustainable City, *European Spatial Research and Policy* 20 (2) : 11–27.

ALEXANDRE, F. et A. GÉNIN (2011) – *Géographie de la végétation terrestre ; Modèles hérités, perspectives, concepts et méthodes*, Paris, Armand Collin, coll. U, 304 p.

ALEXANDRE, F. et A. GÉNIN (2014) – Ceintures vertes autour des grandes métropoles européennes. In *Formes et Échelles des compositions urbaines*. éd. électronique du Comité des travaux historiques et scientifiques (Actes des congrès nationaux des sociétés historiques et scientifiques) Paris : 75–87.

ALEXANDRE, F. et A. GÉNIN (2016) – Biogéographie. De la marginalisation à une science de l'environnement interdisciplinaire, in CHARTIER D. et RODARY E. (2016) - *Manifeste pour une géographie environnementale*, 280–304.

AMATI, M. (2008) – *Urban green belts in the twenty-first century*, London, Ashgate, coll. Urban Planning and Environment, 268 p.

AMATI, M. et M. YOKOHARI (2006) – Temporal changes and local variations in the functions of London's green belt, *Landscape and Urban Planning* 75 (1–2) : 125–142.

ANDREW, M. E., M. A. WULDER, T. A. NELSON et N. C. COOPS (2015) – Spatial data, analysis approaches, and information needs for spatial ecosystem service assessments : a review, *Giscience & Remote Sensing* 52 (3) : 344–373.

ANGLES, S. (éds.) (2014) – *Atlas des paysages de la vigne et de l'olivier en France méditerranéenne*, Paris, Quae, 208 p.

APUR (2013) – *La ceinture verte de Paris au XXI^e siècle – Hier, aujourd'hui, demain ?*, Atelier Parisien d'Urbanisme, 88 p.

APUR (2009) – *Une petite synthèse du Grand Pari(s) de l'agglomération parisienne*, Atelier Parisien d'Urbanisme, Paris Projet, 137 p.

ARLAUD, S., Y. JEAN et D. ROYOUX (éds.) (2005) – *Rural-Urbain. Nouveaux liens, nouvelles frontières*, Rennes, Presses universitaires de Rennes, coll. Espace et territoires, 506 p.

ARNAUD DE SARTRE, X., J. OSZWALD, M. CASTRO et S. DUFOUR (éds.) (2014) – *Political ecology des services écosytémiques*, Bruxelles, PIE Peter Lang, 288 p.

ARNOULD, P. (2002) – Fontainebleau, une forêt bâtie sur du sable. In J. GADANT (2002) - *Atlas des forêts de France*, Paris, J.-P. De Monza

ARNOULD, P. et C. CIESLAK (2010) – Mise en scène d'objets de nature à Paris et Varsovie : les arbres remarquables de deux forêts périurbaines, *Natures Sciences Sociétés* 12 (2) : 157–171.

ARNOULD, P., Y.-F. L. LAY, C. DODANE et I. MELIANI (2011) – La nature en ville : l'improbable biodiversité, *Géographie, économie, société,* 13 (1) : 45–68.

AUGÉ, M. (1992) – *Non-lieux. Introduction à une anthropologie de la surmodernité*, Paris, Seuil, coll. La librairie du XXI^e siècle, 150 p.

BACQUÉ, M.-H., É. CHARMES, L. LAUNAY et S. VERMEERSCH (2016) – Des territoires entre ascension et déclin : trajectoires sociales dans la mosaïque périurbaine, *Revue française de sociologie*, 57 (4) : 681–710.

BAK, A. (2004) – *Projet de création d'une réserve naturelle régionale "Val et coteaux de St Rémy" - Plan de gestion*, Parc naturel régional de la Haute Vallée de Chevreuse, 196 p.

BANOS, V. et B. SABATIER (2010) – Les espaces périurbains non bâtis en France : entre publicisation « urbaine » et privatisation « rurale » ?, *Articulo - Journal of Urban Research* (Special issue 3), URL : https://articulo.revues.org/1524

BANZO, M. (2015) – L'espace ouvert pour recomposer avec la matérialité de l'espace urbain, *Articulo - Journal of Urban Research* (Special issue 6), URL : http://articulo.revues.org/2708

BARAL, H., R. J. KEENAN, J. C. FOX, N. E. STORK et S. KASEL (2013) – Spatial assessment of

ecosystem goods and services in complex production landscapes : A case study from south-eastern Australia, *Ecological Complexity* 13 : 35–45.

BARBIERI, N. (2002) – *La Ceinture Verte d'Ile-de-France, quelle réalité ?*, Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Ile-de-France, Note rapide sur le bilan du SDRIF, n° 10.

BASTIÉ, J. (1984) – *Géographie du Grand Paris*, Paris, Masson, coll. géographie, 208 p.

DE BELIZAL, E., V. FOURAULT-CAUËT, M.-A. GERMAINE et É. TEMPLE-BOYER (2017) – *Géographie de l'environnement*, Paris, Armand Collin, coll. Portail, 250 p.

BELKIND, L. (2013) – The Negotiated Urbanism of Grand Paris Express, *Métropolitiques,* 12 juin 2013, URL : http://www.metropolitiques.eu/The-Negotiated-Urbanism-of-Grand.html

BENJAMINSEN, T. A. et H. SVARSTAD (2012) – Qu'est-ce que la « political ecology » ?, *Natures Sciences Sociétés* 17 (1) : 3–11.

BERGER, M. (éd.) (2004) – *Les périurbains de Paris. De la ville dense à la métropole éclatée*, Paris, CNRS éditions, 320 p.

BERGUES, M. (2010) – Fleurs jardinières et fleurs fleuristes, *Ethnologie française* 40 (4) : 649–656.

BERINGUIER PH., S. BONIN, S. DARLY, P. DERIOZ, V. FOURAULT-CAÜET, M.-A. GERMAINE, M. LOIREAU, J. MILAN, B. NOËL, R. RAYMOND, E. TEMPLE-BOYER et M. TOUBLANC (2015) - Les paysages des franges périurbaines, transitions ou parois de verre ? in LUGINBÜHL, Y. (éd.) (2015) - *Biodiversité, paysage et cadre de vie. La démocratie en pratique*, Paris, Victoires éditions : 71-89.

BERLAND-DARQUÉ, M., Y. LUGINBÜHL et D. TERRASSON (2007) – *Paysages : de la connaissance à l'action*, Versailles, Quae, 316 p.

BERQUE, A., P. BONNIN et C. GHORRA-GOBIN (2006) – *La ville insoutenable*, Paris, Belin, 368p.

BERTRAND, F. et G. SIMONET (2012) – Les trames vertes urbaines et l'adaptation au changement climatique : perspectives pour l'aménagement du territoire, *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* (Hors-série 12), URL : http://vertigo.revues.org/11869

BERTRAND, G. et C. BERTRAND (2002) – *Une géographie traversière ; l'environnement à travers territoires et temporalités*, Paris, Editions Arguments, 330 p.

BETBÉDER, J. (2015) – *Evaluation des données de télédétection pour l'identification et la caractérisation des continuités écologiques*, Thèse de doctorat soutenue le 15/01/2015,

Université de Rennes 2 Haute Bretagne.

DE BIASI, L. (2009) – *Réaliser une analyse fonctionnelle des espaces ouverts - Méthodologie pour prendre en compte le fonctionnement des espaces agricoles, forestiers et naturels dans l'aménagement du territoire,* Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Île-de-France, rapport.

DE BIASI, L. et S. CHARRE (2010) – *L'analyse fonctionnelle des espaces ouverts : un outil pour les territoires*, Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Ile-de-France, Note rapide n°499.

DEHEZ, J (2012) - Quelle place pour les services récréatifs en forêt ?, *Revue forestière française*, n°3, Thématique, 2012, URL : http://hdl.handle.net/2042/48440

BJÖRKLET, J., K. E. LIMBURG et T. RYDBERG (1999) – Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystem services : an example from Sweden, *Ecological Economics* 29 (2) : 269–291.

BLANC, N. (2003) – La place de l'animal dans les politiques urbaines, *Communications* 74 (1) : 159–175.

BLANC, N. (2010) – De l'habitabilité urbaine, In : O. COUTARD et J.-P. LEVY (éds.) *Écologies urbaines*, Paris, Economica-Anthropos, 169–183.

BLANC, N. (2016) – *Les formes de l'environnement : manifeste pour une esthétique politique*. Genève, MétisPresses, 232 p.

BLANC, N., S. GLATRON et M. COHEN (2007) – Quelle place pour le paysage végétal dans les politiques urbaines ? In : BERLAND-DARQUÉ *et al.* (2007) - *Paysages : de la connaissance à l'action*, Versailles, Quae : 85-101

BONIN, S. (2007) – Fleuves en ville : enjeux écologiques et projets urbains, *Strates. Matériaux pour la recherche en sciences sociales* (13), URL : https://strates.revues.org/5963

BONTHOUX, S., M. BRUN, F. DI PIETRO, S. GREULICH et S. BOUCHE-PILLON (2014) – How can wastelands promote biodiversity in cities? A review, *Landscape and Urban Planning* 132 (Supplement C) : 79–88.

BORCARD, D. (1997) – *Quelques notes sur l'interprétation d'une analyse factorielle ou canonique des correspondances*, Institut de botanique, Université de Neuchâtel, URL : http://moodle.epfl.ch/pluginfile.php/161301/mod_folder/content/0/Borcard_AFC-ACC.pdf?forcedownload=1.

BOURCIER, A. (2012) – Le paysage au service de la biodiversité dans la ville durable, *VertigO* -

la revue électronique en sciences de l'environnement (Hors-série 14), URL : http://vertigo.revues.org/12390

BOURGET, E. et L. LE DU-BLAYO (2010) – Cartographie des paysages : apport à l'analyse des trames vertes et bleues - L'exemple du Pays de Saint-Brieuc. *Projets de paysage*, URL : http://www.projetsdepaysage.fr/fr/cartographie_des_paysages_apport_a_l_analyse_des_trames_vertes_et_bleues

BOURNÉRIAS, M., G. ARNAL et C. BOCK (2001) – *Guide des groupements végétaux de la région parisienne*, Paris, Belin, 608 p.

BRÉDIF, H. et V. PUPIN (2012) – Réévaluer la place de l'agriculture à l'heure du Grand Paris, *Annales de géographie* 2012/1 (683) : 43–65.

BROSSE, J. (2010) – *Larousse des arbres et arbustes*, Paris, Larousse, 576 p.

BRUN, M. (2015) – *Biodiversité végétale et délaissés dans l'aménagement urbain. Contribution potentielle des délaissés urbains aux continuités écologiques*, Thèse de doctorat soutenue le 07/12/2015, Université François Rabelais de Tours.

BUREL, F. et J. BAUDRY (1999) – *Écologie du paysage ; concepts, méthodes et applications*, Paris, Éditions Tec & Doc, 359 p.

BURKHARD, B., F. KROLL, S. NEDKOV et F. MÜLLER (2012) – Mapping ecosystem service supply, demand and budgets, *Ecological Indicators* 21 : 17–29.

BURKHARD, B., A. MÜLLER, F. MÜLLER, V. GRESCHO, Q. ANH, G. ARIDA, J. V. (Jappan) BUSTAMANTE, H. VAN CHIEN, K. L. HEONG, M. ESCALADA, L. MARQUEZ, D. THANH TRUONG, S. (Bong) VILLAREAL et J. SETTELE (2015) – Land cover-based ecosystem service assessment of irrigated rice cropping systems in southeast Asia—An explorative study, *Ecosystem Services* 14 : 76–87.

BUXTON, M. et R. GOODMAN (2003) – Protecting Melbourne's Green Belt, *Urban Policy and Research* 21 (2) : 205–209.

CAMBÉCÉDES, J., G. LARGIER et A. LOMBARD (2012) – *Plan national d'actions en faveur des plantes messicoles*, Conservatoire botanique national des Pyrénées et de Midi-Pyrénées – Fédération des Conservatoires botaniques nationaux – Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, 242 p.

CASADO-ARZUAGA, I., M. ONAINDIA, I. MADARIAGA et P. H. VERBURG (2013) – Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning, *Landscape Ecology* 29 (8) : 1393–1405.

CASTRO, M. (2013) – Au nom de la biodiversité : de la construction d'une norme internationale à son application au niveau local, Thèse de doctorat, EHESS

CATTAN, N. (2012) – Centre/périphérie, In : C. GHORRA-GOBIN (dir.) - *Dictionnaire critique de la mondialisation*, Paris, Armand Collin, 99–100.

CATTAN, N. et S. BERROIR (2006) - Les représentations de l'étalement urbain en Europe : essai d'interprétation, in BERQUE *et al. (*2006) – *La ville insoutenable*, Paris, Belin : 87-95.

CAVIN, J. (2012) – La ville-campagne, ville insoutenable ?, *Natures Sciences Sociétés* 14 (4) : 409–415.

CAZALS C., Ph. DEUFFIC, A. SERGENT et L. GINELLI (2013) - La forêt, un patrimoine au prisme de l'écologisation : le cas des Landes de Gascogne , *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série 16 , juin 2013, URL : http://vertigo.revues.org/13702

CHALAS, Y. (2010) – La ville de demain sera une ville-nature, *L'Observatoire* (37) : 3–10.

CHARMES, E. (2011) – *La ville émiettée. Essai sur la clubbisation de la vie urbaine*. Paris, PUF, coll. La Ville En Débat, 288 p.

CHARTIER, D. et E. RODARY (2016) – *Manifeste pour une géographie environnementale*, Paris, Presses de Science Po, 439 p.

CHARVET, M. (2005) – *Les fortifications de Paris. De l'hygiénisme à l'urbanisme, 1880-1919*, Rennes, Presses universitaires de Rennes, 314 p.

CLAVEL, J. (2012) – Biodiversité et Écologues, In : PREVOT-JULLIARD A.-C. et FLEURY C. (éds.), *L'exigence de la réconciliation, biodiversité et société*, Paris, Fayard, pp. 211–224.

CLÉMENT, G. (2006) – *Le jardin en mouvement. De la vallée au jardin planétaire*, Sens et Tonka, 300 p.

CLÉMENT, G. (2014) – *Éloge des vagabondes : herbes, arbres et fleurs à la conquête du monde*, Paris, R. Laffont, 199 p.

CLERGEAU, P. (2007) – *Une écologie du paysage urbain*, Rennes, Editions Apogée, 136 p.

CLERGEAU, P. (éd.) (2011) – *Ville et biodiversité. Les enseignements d'une recherche pluridisciplinaire*, Rennes, Presses universitaires de Rennes, coll. Espaces et Territoires, 235 p.

CLERGEAU, P., A. SAUVAGE, A. LEMOINE, J.-P. MARCHAND, F. DUBS et G. MENNECHEZ (1997) – Quels oiseaux dans la ville ? Une étude pluridisciplinaire d'un même gradient urbain, *Les Annales de la recherche urbaine* 74 (1) : 119–130.

CLERGEAU, P., L. HUBERT-MOY, H. DANIEL et A. BUTET (2003) – Le programme ECORURB : une recherche sur les trajectoires comparées des paysages périurbains, des dynamiques des communautés et des comportements des populations animales et végétales, In : *Actes du colloque IALE : Evaluation des risques environnementaux pour une gestion durable des espaces*, Gap : 141–147.

CLERGEAU, P. et N. BLANC (éds.) (2013) – *Trames vertes urbaines : de la recherche scientifique au projet urbain*, Paris, Le Moniteur, 339 p.

COHEN, M., R. BAUDOIN, M. PALIBRK, N. PERSYN et C. RHEIN (2012) – Urban biodiversity and social inequalities in built-up cities : New evidences, next questions. The example of Paris, France, *Landscape and Urban Planning* 106 (3) : 277–287.

COHEN M., R. BAUDOIN, I. DAJOZ, M. GODRON, E. GRÉSILLON, M. PALIBRK, N. CORNET et R. SIMON (2014) - Les jardins de deux quartiers parisiens : biodiversité, gestion et appropriation habitantes, in MENOZZI M.-J. (éd.) (2014) - *Les jardins dans la ville entre nature et culture*, Rennes, Presses universitaires de Rennes, coll. Espace et Territoires : 289-304.

COHEN, M., C. BILODEAU, F. ALEXANDRE, M. GODRON, J. ANDRIEU, E. GRÉSILLON, F. GARLATTI et A. MORGANTI (2015) – What is the plant biodiversity in a cultural landscape? A comparative, multi-scale and interdisciplinary study in olive groves and vineyards (Mediterranean France), *Agriculture, Ecosystems & Environment* 212 : 175–186.

CONSEIL REGIONAL DE L'ÎLE-DE-FRANCE et PREFECTURE DE LA REGION D'ÎLE-DE-FRANCE (2013) – *Schéma Régional de Cohérence Ecologique de la région Île-de-France - Tome II : enjeux et plan d'action*, Paris, URL : http ://www.driee.ile-de-france.developpement-durable.gouv.fr/le-srce-d-ile-de-france-adopte-a1685.html#sommaire_3.

CORDONNIER, T., F. BERGER, C. CHAUVIN, B. COURBAUD, M. FUHR, P. TENERELLI, V. LAFOND, S. LUQUE et Z. MAO (2017) – Modéliser et quantifier les services écosystémiques forestiers à l'échelle des petits territoires, *Sciences Eaux & Territoires Numéro* 21 (4) : 58–63.

CORMIER, L., F. JOLIET et N. CARCAUD (2012) – La biodiversité est-elle un enjeu pour les habitants ?, *Développement durable et territoires* (Vol. 3, n° 2). URL : http ://developpementdurable.revues.org/9319

COSTE, H. (1937) - *Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrées limitrophes,* Paris, Librairie des sciences et des arts, 806 p.

COTTOUR, C. (2008) – *Une brève histoire de l'aménagement de Paris et sa région*, Paris,

Direction régionale de l'équipement de l'Île-de-France, 132 p.

CROUZAT, E., M. MOUCHET, F. TURKELBOOM, C. BYCZEK, J. MEERSMANS, F. BERGER, P. J. VERKERK et S. LAVOREL (2015) - Assessing betles of ecosystem services from regional to landscape scale : insights from the French Alps, *Journal of Applied Ecology* 52 (5) : 1145–1155.

DA LAGE, A. et G. MÉTAILIÉ (2015) - *Dictionnaire de biogéographie végétale. Nouvelle édition encyclopédique et critique*, Paris, CNRS Editions, 962 p.

DAGET, P. et M. GODRON (1982) - *Analyse de l'écologie des espèces dans les communautés*, Paris, Masson, Collection d'écologie 18, 163 p.

DAVID, A. (2011) - *La multifonctionnalité des trames verte et bleue en zones urbaines et périurbaines - synthèse bibliographique*, Paris, Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Île-de-France.

DEBRAY, A. (2015) - L*a trame verte et bleue, vecteur de changement des politiques de protection de la nature ou des politiques d'aménagement ?*, Thèse de doctorat soutenue le 16-10-2015, Université François Rabelais de Tours.

DEMAILLY, K.-E. (2014) - Les jardins partagés franciliens, scènes de participation citoyenne ? *EchoGéo* (27), URL : https ://echogeo.revues.org/13702

DERKZEN, M. L., A. J. A. VAN TEEFFELEN et P. H. VERBURG (2015) - Quantifying urban ecosystem services based on high-resolution data of urban green space : an assessment for Rotterdam, the Netherlands, *Journal of Applied Ecology* 52 (4) : 1020–1032.

DESCOLA, P. (2015) - *Par-delà nature et culture*, Paris, Gallimard, coll. Folio essai, 800 p.

DESPONDS, D. (2007) - Les impacts d'un parc naturel régional (PNR) sur les évolutions socio-démographiques de son espace rural : le cas du Vexin français, *Norois. Environnement, aménagement, société* (202) : 47–60.

DESVIGNE, M. (2010) - Épaissir les lisières, *Pour* 205–206 (2) : 145.

DIAZ, S., S. LAVOREL, F. de BELLO, F. QUETIER, K. GRIGULIS et T. M. ROBSON (2007) - Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments, *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104 (52) : 20684–20689.

DODIER, R., L. CAILLY, A. GASNIER et F. MADORE (éds.) (2012) - *Habiter les espaces périurbains*, Rennes, Presses universitaires de Rennes, coll. Espace et territoires, 220 p.

DONADIEU, P. (2008) - La construction actuelle des villes-campagnes, *Histoire urbaine* (8) : 157–170.

DORIER-APPRILL, E. (2006) -*Ville et environnement*, Editions Sedes, 416 p.

DUBOIS, J.-L. (1986) - Une ceinture verte pour la métropole parisienne, *Cahiers de l'IAURIF* (79) : 41–56.

DUMONT, M. et E. HELLIER (éds.) (2010) - *Les nouvelles périphéries urbaines. Formes, logiques et modèles de la ville contemporaine*, Rennes, Presses universitaires de Rennes, coll. Espace et territoires, 218 p.

EIGENBROD, F., P. R. ARMSWORTH, B. J. ANDERSON, A. HEINEMEYER, S. GILLINGS, D. B. ROY, C. D. THOMAS et K. J. GASTON (2010) - The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services, *Journal of Applied Ecology* 47 (2) : 377–385.

ELHAÏ, H. et F. MORAND (1974) - *Biogéographie*, Paris, Armand Collin, coll. U, 408 p.

ELISSALDE, B. (2002) - Une géographie des territoires, *L'information géographique* 66 (3) : 193–205.

ETELAIN, J. (2017) - Qu'appelle-t-on Zone ? *Les Temps Modernes* (692) : 113–135.

EVENO, C. et G. CLÉMENT (1999) - *Le jardin planétaire*, La Tour-d'Aigues, L'Aube, 197 p.

FAGUER, E., H. LEROLLE et J.-F. VIVIEN (2005) - *Schéma directeur et ceinture verte d'Île-de-France*, Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Ile-de-France (Note de synthèse)

FERNEZ, T. et G. CAUSSE (2015) - *Synopsis phytosociologique des groupements végétaux d'Île-de-France. Version 1*, Conservatoire botanique national du Bassin parisien-Muséum national d'Histoire naturelle, délégation Île-de-France, Direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie Île-de-France, 89 p.

FERREIRA, L., L. AZUELOS, A. BERTRAN, A. CULAT, J. DETREE, T. FERNEZ, P. LAFON et O. MENARD (2015) - *Inventaire et cartographie des végétations naturelles et semi-naturelles en Île-de-France. Rapport final de synthèse (2008-2014)*, Conservatoire botanique national du Bassin parisien - Muséum national d'Histoire naturelle, délégation Île-de-France / Région Île-de-France / Direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie Île-de-France / Département de Seine-Saint-Denis / Département de Seine-et-Marne, 62 p

FILOCHE, S., M. RAMBAUD, A. BEYLOT et F. HENDOUX (2014) - *Catalogue de la flore Vasculaire d'Ile-de-France (rareté, protections, menaces et statuts)*, Paris, Conservatoire botanique national du Bassin parisien - Muséum national d'Histoire naturelle, délégation Île-de-France, 171 p.

FLÉGEAU, M. et F. ROUSSEL (*à paraître*) - La ceinture verte de la Région Île-de-France : discontinuités, mises en valeur et représentations, In : *Nature des villes, nature des champs. Synergies et controverses*, Valenciennes, Presses Universitaires de Valenciennes.

FOLKE, C. (2007) - Social–ecological Systems and Adaptive Governance of the Commons, *Ecological Research* 22 (1):14-15.

FORMAN, R. T. T. et M. GODRON (1986) - *Landscape ecology*, New York, John Wiley & sons, 640 p.

FOULARD, S. et P. ZIEGLER (2013)- Comment fabrique-t-on le MOS ?, In : INSTITUT D'AMENAGEMENT ET D'URBANISME DE LA REGION ILE-DE-FRANCE - *MOS 1982-2012. Du ciel à la carte*, Les cahiers de l'IAU. Paris : 10–13.

FRANCHOMME, M., M. BONNIN et C. HINNEWINKEL (2013) - La biodiversité « aménage-t-elle » les territoires ? Vers une écologisation des territoires, *Développement durable et territoires* (Vol. 4, n° 1), URL : http ://developpementdurable.revues.org/9749

FRESSOZ, J.-B. et C. BONNEUIL (2016) - *L'Evénement Anthropocène. La Terre, l'Histoire et nous*, Paris, éditions du Seuil, 320 p.

FRILEUX, P. (2010) - À l'abri de la haie dans le bocage pavillonnaire, *Ethnologie française* 40 (4) : 639–648.

FRILEUX, P. (2013) - *Le bocage pavillonnaire : une ethnologie de la haie,* Grâne, Créaphis, coll. Lieux habités, 287 p.

GALLEZ, C. (2014) - Contrats de développement territorial in the Grand Paris project : towards negotiated networked development ?, *Town Planning Review* 85 (2) : 273–286.

GALOCHET, M. (2002) - Du dessus au dedans : une approche biogéographique emboîtée des îlots boisés, *L'information géographique* 66 (4) : 341–350.

GALOCHET, M. (éd.) (2006) - *La forêt : ressource et patrimoine,* Paris, Ellipses, coll. Carrefours, 271 p.

GALOCHET, M. (2009) - Le massif forestier du dehors et du dedans : limites, marges et discontinuités de l'espace forestier, *Revue Géographique de l'Est* [En ligne], vol. 49 / 2-3, URL : https://rge.revues.org/1917

GANT, R. L., G. M. ROBINSON et S. FAZAL (2011) - Land-use change in the 'edgelands' : Policies and pressures in London's rural–urban fringe, *Land Use Policy* 28 (1) : 266–279.

GAUSSEN, H. (1954) - *Géographie des plantes*, Paris, Armand Collin, 222 p.

GEORGE, P. (1989) - Les franges urbaines. Les effets marginaux de l'urbanisation, *Espace,*

populations, sociétés 7 (3) : 357–364.

GEORGE, P. et F. VERGER (2013) - *Dictionnaire de la géographie*, Paris, PUF, coll. Quadrige, 496 p.

GERMAINE, M.-A., É. TEMPLE-BOYER, J. MILIAN, V. FOURAULT-CAUËT et R. RAYMOND (2017) - La diversité des paysages des franges périurbaines : proposition d'indicateurs pour caractériser les espaces entre ville et campagne – deux cas de terrains franciliens, *L'Espace géographique* Tome 46 (1) : 19–40.

GIRARDET, X. (2013) - *Paysage et infrastructures de transport : modélisation des impacts des infrastructures sur les réseaux écologiques*, Thèse de doctorat soutenue le 11/12/2013, Université de Besançon

GODRON, M. (1984) - *Abrégé d'écologie de la végétation terrestre*, Paris, Masson, 196 p.

GODRON, M. (2012) - *Ecologie et évolution du monde vivant - Volume 2 : l'échelle crée le phénomène*, Paris, L'Harmattan, 385 p.

GODRON, M. et H. JOLY (2008) - *Dictionnaire du paysage*, Paris, Conseil international de la langue française, 287 p.

GRACQ, J. (1985) - *La forme d'une ville*, José Corti, 216 p.

GREED, C. (2014) - *Planning in the UK : An Introduction*, Palgrave Macmillan, 390 p.

GRÉSILLON, E., F. ALEXANDRE et B. SAJALOLI (éds.) (2016) - *La France des marges*. Paris, Arman Colin, coll. Horizon. Histoire-Géographie Capes-Agrégation, 448 p.

GRÉSILLON, E., J.-P. AMAT et A. TIBAUT (2014) - Les « sans domicile fixe » du bois de Vincennes : une précarité dans des espaces de durabilité, *Géocarrefour* 89 (vol. 89/4) : 261–269.

GRÉSILLON, É., M. COHEN, J. LEFOUR, L. GOELDNER et L. SIMON (2012) - Les trames vertes et bleues habitantes : un cheminement entre pratiques et représentations. L'exemple de la ville de Paris (France), *Développement durable et territoires* (Vol. 3, n° 3) URL : http ://developpementdurable.revues.org/9470 (02.05.2017).

GRISON, J.-B. (2012) - Le développement périurbain du Pays de France : des influences urbaines différenciées, *Projets de paysage* (8), URL : http://www.projetsdepaysage.fr/le_d_veloppement_p_riurbain_du_pays_de_france_des_influences_urbaines_diff_renci_es

DE GROOT, R. S., M. A. WILSON et R. M. J. BOUMANS (2002) - A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services, *Ecological Economics*

41 (3) : 393–408.

GROSJEAN, B. (2010) - *Urbanisation sans urbanisme : une histoire de la "ville diffuse"*, Editions Mardaga, 356 p.

GUINOCHET, M. (1973) - *Phytosociologie*, Paris, Masson, 227 p.

HAASE, D., N. LARONDELLE, E. ANDERSSON, M. ARTMANN, S. BORGSTRÖM, J. BREUSTE, E. GOMEZ-BAGGETHUN, Å. GREN, Z. HAMSTEAD, R. HANSEN, N. KABISCH, P. KREMER, J. LANGEMEYER, E. L. RALL, T. MCPHEARSON, S. PAULEIT, S. QURESHI, N. SCHWARZ, A. VOIGT, D. WURSTER et T. ELMQVIST (2014) - A Quantitative Review of Urban Ecosystem Service Assessments : Concepts, Models, and Implementation, *AMBIO* 43 (4) : 413–433.

HENNIG, C., M. MEILA, F. MURTAGH et R. ROCCI (2015) - *Handbook of Cluster Analysis*, CRC Press, 753 p.

HOLT, A. R., M. MEARS, L. MALTBY et P. WARREN (2015) - Understanding spatial patterns in the production of multiple urban ecosystem services, *Ecosystem Services* 16 : 33–46.

HOMOLOVA, L., M. E. SCHAEPMAN, P. LAMARQUE, J. G. P. W. CLEVERS, F. DE BELLO, W. THUILLER et S. LAVOREL (2014) - Comparison of remote sensing and plant trait-based modelling to predict ecosystem services in subalpine grasslands, *Ecosphere* 5 (8) : art100.

HOTYAT, M. (2003) - Réserve biologique intégrale du Gros Fouteau en forêt de Fontainebleau : entre dynamiques contrôlées et dynamiques spontanées, *Cahiers d'études, Forêts et réserves* 13 : 35–43.

HUART, F. (2009) - Les espaces ouverts périurbains : une planification nécessaire, *les Cahiers de l'IAU Île-de-France* (n°152) : 20–21.

HUBERT-MOY, L., J. NABUCET, C. VANNIER et A. LEFEBVRE (2012) - Cartographie des continuités écologiques : quelles données pour quelles échelles territoriales ? Application à la sous-trame forestière, *Revue internationale de géomatique* 22 (4) : 619–640.

HUETZ DE LEMPS, A. (1994) - *Les paysages végétaux du globe,* Paris, Masson, coll. Initiation aux études de géographie, 182 p.

IAU-IDF (2010) - *Comment traiter les fronts urbains ?*, Paris, Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Île-de-France, coll. Les carnets pratiques (mars 2010), 58 p.

IAU-IDF (2011) - *Comment prendre en compte le fonctionnement des espaces ouverts ?,* Paris, Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Île-de-France, coll. Les carnets pratiques (juin 2011), 84 p.

IAU-IDF, UNIVERSITE PARIS OUEST, UNIVERSITE PARIS 1 PANTHEON SORBONNE et UNIVERSITE

CAEN BASSE-NORMANDIE (2014) - *Les territoires périurbains : de l'hybridation à l'intensité ?*, Rapport PUCA 2014, 319p., URL : http ://webissimo.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Rapport_final_PUCA_-_copie_cle117f43.pdf.

IAURIF (1992) - Etude de a possibilité de créer des continuités forestières dans le secteur de Pierrelaye, Agence des Espaces Verts de la Région d'Île-de-France, Rapport D8346

JANIN, C. et L. ANDRES (2008) - Les friches : espaces en marge ou marges de manœuvre pour l'aménagement des territoires ? *Annales de géographie* n° 663 (5) : 62–81.

JAUZEIN, P. et O. NAWROT (2011) - *Flore d'Ile-de-France*, Paris, Quae, coll. Guide pratique, 976 p.

JOLLIVET (DIR.), M. (1992) - S*ciences de la nature, sciences de la société - Les passeurs de frontières*, Paris, CNRS Editions, 589 p.

JULVE, P. (1998) - *Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France. Version : 2014.* URL : http ://perso.wanadoo.fr/philippe.julve/catminat.htm.

KAUFFMANN, J.-P. (2013) - *Remonter la Marne*, Paris, Fayard, 264 p.

KENT, M. (2007) - Biogeography and landscape ecology, *Progress in Physical Geography* 31 (3) : 345–355.

KÜHN, M. (2003) - Greenbelt and Green Heart : separating and integrating landscapes in European city regions, *Landscape and Urban Planning* 64 (1–2) : 19–27.

LA ROSA, D., M. SPYRA et L. INOSTROZA (2016) - Indicators of Cultural Ecosystem Services for urban planning : A review, *Ecological Indicators* 61, Part 1 : 74–89.

LANGE, J.-J. et C. LEGENNE (2009) - *Liaisons vertes structurantes en ceinture verte d'Île-de-France*, Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Île-de-France, 96 p.

LARONDELLE, N. et D. HAASE (2013) - Urban ecosystem services assessment along a rural–urban gradient : A cross-analysis of European cities, *Ecological Indicators* 29 : 179–190.

LARRERE, C. et R. LARRERE (1997) - *Du bon usage de la nature. Pour une philosophie de l'environnement*, Paris, Aubier, coll. Alto, 355 p.

LARUELLE, N. (2009) - Schémas verts régionaux en Europe : de la théorie à la pratique, *Les Cahiers de l'IAU Île-de-France* (n°152) : 57–59.

LARUELLE, N. et C. LEGENNE (2005) - *La ceinture verte d'Ile-de-France, un espace de vie à réinventer. Eléments pour un nouveau partage de l'espace périurbain dense*, Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Ile-de-France (Etude), 44 p.

LARUELLE, N. et C. LEGENNE (2012) - La ceinture verte, un espace de vie à inventer, *Les Cahiers*

de l'IAU Île-de-France (161) : 97–100.

LAVALLE, C., A. LOPES BARBOSA, C. PERPINA CASTILLO, S. VALLECILLO RODRIGUEZ, C. JACOBS, I. MARI RIVERO, M. VIZCAINO, I. VANDECASTEELE, C. BARANZELLI, F. BATISTA E SILVA, G. ZULIAN, R. HIEDERER, J. AURAMBOUT, R. RIBEIRO BARRANCO, J. AREVALO TORRES et M. MARIN HERRERA (2015), *LUISA Dynamic Land Functions Catalogue of Indicators - Release I : EU Reference Scenario 2013 LUISA Platform - Updated Configuration 2014*, Luxembourg, Publications Office of the European Union, coll. JRC Technical reports, n° EUR 27675 EN

LAVOREL, S., K. GRIGULIS, P. LAMARQUE, M.-P. COLACE, D. GARDEN, J. GIREL, G. PELLET et R. DOUZET (2011) - Using plant functional traits to eterstand the landscape distribution of multiple ecosystem services, *Journal of Ecology* 99 (1) : 135–147.

LAVOREL, S., A. BAYER, A. BONDEAU, S. LAUTENBACH, A. RUIZ-FRAU, N. SCHULP, R. SEPPELT, P. VERBURG, A. van TEEFFELEN, C. VANNIER, A. ARNETH, W. CRAMER et N. MARBA (2017) - Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches, *Ecological Indicators* 74 : 241–260.

LECORDIX, F. (2007) - Le nouveau 1 :100 000 de l'IGN et ses techniques de production, *Comité Français de Cartographie* (191) : 111–116.

LEGALL, J. et L. ROUGÉ (2014) - Oser les entre-deux ! *Carnets de géographes* (7). URL : http ://cdg.revues.org/496

LEGENDRE, L. et P. LEGENDRE (1984) - *Ecologie numérique 2 : La structure des données écologiques*, Paris, Masson, coll. Ecologie, 335 p.

LEHMANN, I., J. MATHEY, S. RÖßLER, A. BRÄUER et V. GOLDBERG (2014) - Urban vegetation structure types as a methodological approach for identifying ecosystem services – Application to the analysis of micro-climatic effects, *Ecological Indicators* 42 : 58–72.

LEPART, J., P. MARTY, M. KLESCZEWSKI (2007) - Faut-il prendre au sérieux les effets des changements du paysage sur la biodiversité ?, in BERLAN-DARQUÉ *et al.* (2007) - *Paysages : de la connaissance à l'action*, Versailles, Quae : 29-40.

LEPART, J. et P. MARTY (2010) - Des réserves de nature aux territoires de la biodiversité L'exemple de la France, *Annales de géographie* (651) : 485–507.

LÉVÊQUE, C. et T. MUXART (2004) - Anthroposystème, *Hypergéo*, URL : http ://www.hypergeo.eu/spip.php?article270

LÉVÊQUE, C., É. TABACCHI et M.-J. MENOZZI (2012) - Les espèces exotiques envahissantes,

pour une remise en cause des paradigmes écologiques, *Sciences Eaux & Territoires Numéro* 6 (1) : 2–9.

LÉVY, J. et M. LUSSAULT (éds.) (2013) - *Dictionnaire de la géographie et de l'espace des sociétés*, Paris, Belin, 1127 p.

LINGLART, M. et P. BLANDIN (2010) - La biodiversité des petits bois, « anthroposystèmes insulaires » dans les plaines de grandes cultures : l'exemple du Gâtinais occidental, *Annales de géographie* (651) : 569–596.

LINGLART, M., S. MORIN, M. PARIS et P. CLERGEAU (2016) - Méthodologie de mise en place d'une Trame verte urbaine : le cas d'une communauté d'agglomération, Plaine Commune, *Cybergeo : European Journal of Geography*, URL : http ://cybergeo.revues.org/27713

LIZET, B. (2010), Du terrain vague à la friche paysagée, *Ethnologie française* Vol. 40 (4) : 597–608.

LIZET, B., A.-E. WOLF et J. CELECIA (éds.) (1999) - *Sauvages dans la ville : de l'inventaire naturaliste à l'écologie urbaine. Hommage à Paul Jovet (1896-1991)*, Paris, Service des publications scientifques du Muséum National d'Histoire Naturelle, 607 p.

LORTHIOIS, J. et B. LOUP (2013) - Le foncier agricole : un enjeu conflictuel en Plaine de France, *Pour* (220) : 305–313.

LUGINBÜHL, Y. (2012) - *La mise en scène du monde. Construction du paysage européen*, Paris, CNRS éditions, 432p.

LUGINBÜHL, Y. (éd.) (2015) - *Biodiversité, paysage et cadre de vie. La démocratie en pratique*, Paris, Victoires éditions, 287 p.

MALINGA, R., L. J. GORDON, G. JEWITT et R. LINDBORG (2015) - Mapping ecosystem services across scales and continents – A review, *Ecosystem Services* 13 : 57–63.

MARCON, E. (2016) - *Mesures de la biodiversité*, Kourou, UMR Ecologie des forêts de Guyane, URL : https://hal.archives-ouvertes.fr/cel-01205813v2/document

MARIE, M. et J. VIARD (1988) - *La campagne inventée*, Actes Sud, 280 p.

MARTINEZ-HARMS, M. J. et P. BALVANERA (2012) - Methods for mapping ecosystem service supply : a review, *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8 (1–2) : 17–25.

MARZLUFF, J., R. BOWMAN et R. DONNELLY (éds.) (2001) - *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*, Boston, Kluwer Academic Publication, 585 p.

MASPERO, F. (2004) - *Les passagers du Roissy-express*, Paris, Éditions du Seuil, coll. Points, 230

p.

MAUREL, N., S. SALMON, J.-F. PONGE, N. MACHON, J. MORET et A. MURATET (2010) - Does the invasive species Reynoutria japonica have an impact on soil and flora in urban wastelands?, *Biological Invasions* 12 (6) : 1709–1719.

MCGARIGAL, K. (2015) - *Fragstats help. Version 4.2.*, Amherst, Department of Environmental Conservation University of Massachusetts, URL : http ://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/downloads/fragstats_downloads.html#tutorials.

MEDDOUR, R. (2011) - *La méthode phytosociologique sigmatiste ou Braun-Blanqueto-Tüxenienne*, Université Mouloud Mammerid de Tizi Ouzou - Faculté des sciences biologiques et agronomiques, URL : http ://www.tela-botanica.org/sites/botanique/fr/documents/phytosocio/m%C3%A9thode_phytosociologique_Braun-Blanqueto-T%C3%BCxenienne_2011.pdf.

MEHDI, L., C. WEBER, F. D. PIETRO et W. SELMI (2012) - Évolution de la place du végétal dans la ville, de l'espace vert a la trame verte, *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* (Volume 12 Numéro 2). URL : http ://vertigo.revues.org/12670

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (2005) - *Ecosystems and human well-being : scenarios*, Washington D.C., Island Press, 596 p.

MILLIGAN, G. W. et M. C. COOPER (1987), Methodology Review : Clustering Methods, *Applied Psychological Measurement* 11 (4) : 329–354.

MIMET, A. (2012) - *Analyser la réponse de la biodiversité à l'anthropisation : Vers une approche paysage-centrée. Cas de la Seine-et-Marne,* Thèse de doctorat soutenue en 2012, Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne?

MOIGNEU, T. (2005) - *Gérer les forêts périurbaines*, Paris, Office National des Forêts, 414 p.

MORELLE, M. (2016) - Notion à la une : marginalité, *Géoconfluences*, URL : http ://geoconfluences.ens-lyon.fr/informations-scientifiques/a-la-une/notion-a-la-une/notion-a-la-une-marginalite

MORET, F. (2009) - Définir la ville par ses marges. La construction des fortifications de Paris, *Histoire urbaine* (24) : 97–118.

MOTARD, E., A. MURATET, D. CLAIR-MACZULAJTYS et N. MACHON (2011) - Does the invasive species Ailanthus altissima threaten floristic diversity of temperate peri-urban forests ? *Comptes Rendus Biologies* (334) : 872–879.

MULLER, S. (2004) - *Plantes invasives en France : état des connaissances et propositions d'actions*, MNHN, Collection patrimoines naturels, 169 p.

MURATET, A., E. PORCHER, V. DEVICTOR, G. ARNAL, J. MORET, S. WRIGHT et N. MACHON (2008) - Evaluation of floristic diversity in urban areas as a basis for habitat management, *Applied Vegetation Science* 11 (4) : 451–460.

NEUMANN, K., M. HEROLD, A. HARTLEY et C. SCHMULLIUS (2007) - Comparative assessment of CORINE2000 and GLC2000 : Spatial analysis of land cover data for Europe, *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 9 (4) : 425–437.

NORGAARD, R. B. (2010) - *Ecosystem services : From eye-opening metaphor to complexity blinder*, Ecological Economics 69 (6) : 1219–1227.

NORUSIS, M. et I. SPSS (2011) - *IBM SPSS Statistics 19 Statistical Procedures Companion*, Upper Saddle River, NJ, Addison Wesley, 672 p.

NOVARINA, G. (2003) - Ville diffuse et système du vert, *Revue de géographie alpine* 91 (4) : 9–17.

PANAGOS, P., P. BORRELLI, K. MEUSBURGER, C. ALEWELL, E. LUGATO et L. MONTANARELLA (2015) - Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale, *Land Use Policy* 48 : 38–50.

PELLISSIER, V. (2006) - Conséquences de l'urbanisation sur la dynamique de la végétation, Thèse de doctorat soutenue en 2006, Université Rennes 1.

PERROT, M. (2007) - Dans le Paris de la Belle Époque, les « Apaches », premières bandes de jeunes, *La lettre de l'enfance et de l'adolescence* (67) : 71–78.

PETIT, O., B. HUBERT et J. THEYS (2014) - Science globale et interdisciplinarité : quand contagion des concepts rime avec confusion, *Natures Sciences Sociétés* 22 (3) : 187–188.

PNR DE LA HAUTE VALLEE DE CHEVREUSE (2011) - *Charte 2011-2023. Rapport et annexes*, URL : https ://www.parc-naturel-chevreuse.fr/sites/default/files/media/charte_pnr_modif_juin_bd.pdf.

POULOT, M. (2010), L'agriculture comme composante de l'identité périurbaine francilienne : entre (re)connaissance et innovation, *Pour* 205–206 (2) : 73.

POULOT, M. (2011) - Des arrangements autour de l'agriculture en périurbain : du lotissement agricole au projet de territoire, *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* (Volume 11 Numéro 2). URL : https ://vertigo.revues.org/11188

POULOT, M. (2012) - Résurgences paysagères et nouvelles économies agricoles dans le

périurbain francilien, *Projets de paysage* (8), URL : http://www.projetsdepaysage.fr/r_surgences_paysag_res_et_nouvelles_conomies_agricoles_dans_le_p_riurbain_francilien

POULOT, M. (2013) - Du vert dans le périurbain, *Espace temps.net,* URL : http ://www.espacestemps.net/articles/du-vert-dans-le-periurbain/

RAMEAU, J.-C., D. MANSION et G. DUME (1989) - *Flore forestière française. Tome 1 : plaines et collines*, Institut pour le développement forestier, Ministère de l'agriculture et de la forêt, 1792 p.

RAUNKIAER, C.R. (1934) - *The Life Forms Of Plants And Statistical Plant Geography*, Oxford, Clarendon Press, 632 p.

RAYMOND, R. (2004) - *La nature à la campagne : identification sociale et argument pour la gestion d'un territoire rural partagé : l'exemple du Vexin français*, Thèse de doctorat soutenue en 2004, Univeristé Paris 1.

RAYMOND, R et L. SIMON (2012) - Biodiversité : les services écosystémiques et la nature en ville, *Revue forestière française*, n°3, Thématique 2012, URL : http://hdl.handle.net/2042/48442

REGNAULT, J. (2006) - *La préservation et valorisation des espaces naturels et agricoles de la Ceinture Verte et des autres secteurs périurbains en Île-de-France*, Conseil économique et social de l'Île-de-France, URL : http://www.ceser-iledefrance.fr/sites/default/files/travaux/rapport-preservation.pdf

REYBURN, S. (2002) - Le cadre de vie et les jardins potagers communautaires à Montréal, *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* (Volume 3 Numéro 2). URL : https ://vertigo.revues.org/3794

RIBOULOT-CHETRIT, M. (2015) - Les jardins privés : de nouveaux espaces clés pour la gestion de la biodiversité dans les agglomérations ?, *Articulo - Journal of Urban Research* (Special issue 6). URL : https ://articulo.revues.org/2696

RIBOULOT, M. (2016) : Les habitants et leur jardin. Relations au vivant, pratiques de jardinage et biodiversité au coeur de l'agglomération parisienne, Thèse de doctorat soutenue le 15/09/2016, Université Paris 1

ROUDAUT, E. (2003) - *Villes et campagnes britanniques. Confrontation ou (con)fusion ?*, Valenciennes, Presses universitaires de Valenciennes, coll. Recherche valenciennoise, 263 p

ROUGÉ, L. (2005) - Accession à la propriété et modes de vie en maison individuelle des

familles modestes installées en périurbain lointain toulousain. Les "captifs" du périurbain ?, Thèse soutenue en 2005, Université Toulouse le Mirail - Toulouse II

ROUGERIE, G. (2006) - *Emergence et cheminements de la biogéographie*, Paris, L'Harmattan, coll. Biologie, Ecologie, Agronomie, 223 p.

ROUSSEL, F. (2016) - Que nous dit la végétation de la cohérence spatiale, biologique et paysagère de la « ceinture verte » de la région Île-de-France ? *Projets de paysage,* URL : http ://projetsdepaysage.fr/que_nous_dit_la_vegetation_de_la_coherence_spatiale_biologique_ et_paysagere_de_la_ceinture_verte_de_la_region_ile_de_france_

ROUSSEL, F. (2017) - La spatialisation des services écosystémiques en ceinture verte de la Région Île-de-France à l'épreuve de la végétation sur le terrain, *Environnement Urbain / Urban Environment* (Volume 11), URL : https ://eue.revues.org/1777

ROUSSEL, F., M. FLÉGEAU, B. LEBEAU et F. ALEXANDRE (2016) - Etude de cas : la plaine de Pierrelaye, un grand délaissé dans l'agglomération parisienne, In : GRESILLON *et al. - La France des marges*, Paris, Armand Colin, 306-311.

ROUSSEL, F., C. J. E. SCHULP, P. VERBURG H. et A. J. A. VAN TEEFFELEN (2017) - Testing the applicability of ecosystem services mapping methods for peri-urban contexts : A case study for Paris, *Ecological Indicators* 83 : 504–514.

SANDERS, L. (1989) - *L'analyse des données appliquée à la géographie*, Montpellier, GIP Reclus, 268 p.

SANSON, D. (2014) - *Berlin : Histoire, promenades, anthologie et dictionnaire*, Robert Laffont, coll. Bouquins, 735 p.

SCAPINO, J. (2016) - *De la friche urbaine à la biodiversité. Ethnologie d'une reconquête (La petite ceinture de Paris)*, Thèse de doctorat soutenue le 19/09/2016, Museum national d'histoire naturelle.

SCHAUER, T. et C. CASPARI (2013) - *Les plantes par la couleur - Fleurs, graminées, arbres et arbustes*, Paris, Delachaux & Niestlé, coll. Guide Delachaux, 495 p.

SCHULP, C. J. E., G.-J. NABUURS et P. H. VERBURG (2008) - Future carbon sequestration in Europe—Effects of land use change, *Agriculture, Ecosystems & Environment* 127 (3–4) : 251–264.

SCHULP, C. J. E., B. BURKHARD, J. MAES, J. V. VLIET et P. H. VERBURG (2014a) - Uncertainties in Ecosystem Service Maps : A Comparison on the European Scale, *PLOS ONE* 9 (10) : e109643.

SCHULP, C. J. E., S. LAUTENBACH et P. H. VERBURG (2014b) - Quantifying and mapping ecosystem services : Demand and supply of pollination in the European Union, *Ecological Indicators* 36 : 131–141.

SCHULP, C. J. E., W. THUILLER et P. H. VERBURG (2014c) - Wild food in Europe : A synthesis of knowledge and data of terrestrial wild food as an ecosystem service, *Ecological Economics* 105 : 292–305.

SHWARTZ, A., A. TURBE, L. SIMON et R. JULLIARD (2014) - Enhancing urban biodiversity and its influence on city-dwellers : An experiment, *Biological Conservation* 171 (Supplement C) : 82–90.

SIMON, L. (2006) - De la biodiversité à la diversité : les biodiversités au regard des territoires, *Annales de géographie* (651) : 451–467.

SIMON, L. et L. GOELDNER-GIANELLA (2012) - Quelle biodiversité pour quels habitants dans la trame verte urbaine ? L'exemple du Val Maubuée (Seine-et-Marne, France), *Développement durable et territoires* (Vol. 3, n° 2). URL : https ://developpementdurable.revues.org/9326

SOHEL, M. S. I., S. AHMED MUKUL et B. BURKHARD (2015) - Landscape's capacities to supply ecosystem services in Bangladesh : A mapping assessment for Lawachara National Park, *Ecosystem Services* 12 : 128–135.

STÜRCK, J., A. POORTINGA et P. H. VERBURG (2014) - Mapping ecosystem services : The supply and demand of flood regulation services in Europe, *Ecological Indicators* 38 : 198–211.

SWIFT, M. J., A.-M. N. IZAC et M. VAN NOORDWIJK (2004) - Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions ? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104 (1) : 113–134.

TALLENT-HALSELL, N. G. et M. S. WATT (2009) - The Invasive Buddleja davidii (Butterfly Bush), *The Botanical Review* 75 (3) : 292.

TEYSSEDRE, A. et R. BARBAULT (2009) - Invasions d'espèces : cause ou conséquence de la perturbation des écosystèmes ?, *Pour la Science* 376 : 22–24.

TOUBLANC, M. et S. BONIN (2012) - Planifier les trames vertes dans les aires urbaines : une alliance à trouver entre paysagisme et écologie, *Développement durable et territoires* (Vol. 3, n° 2), URL : http ://developpementdurable.revues.org/9347 (02.05.2017).

TRATALOS, J., R. A. FULLER, P. H. WARREN, R. G. DAVIES et K. J. GASTON (2007) - Urban form, biodiversity potential and ecosystem services, *Landscape and Urban Planning* 83 (4) : 308–317.

URBAIN, J.-D. (2008) : *Paradis verts. Désirs de campagne et passions résidentielles*, Paris, Petite bibliothèque Payot, 414 p.

VADELORGE, L. (2005) - Mémoire et histoire dans les villes nouvelles françaises, *Les Annales de la recherche urbaine* (98), URL : http ://www.annalesdelarechercheurbaine.fr/memoire-et-histoire-dans-les-villes-nouvelles-a423.html.

VAN DER BIEST, K., D. VREBOS, J. STAES, A. BOEREMA, M. B. BODI, E. FRANSEN et P. MEIRE (2015) - Evaluation of the accuracy of land-use based ecosystem service assessments for different thematic resolutions, *Journal of Environmental Management* 156 : 41–51.

VANIER, M. (2000) - Qu'est-ce que le tiers espace ? Territorialités complexes et construction politique, *Revue de géographie alpine* 88 (1) : 105–113.

VAN WAERBEKE J. (2006) - Le motif végétal dans les regards portés par les artistes sur les périphéries parisiennes, in BERQUE *et al.* (2006) - *La ville insoutenable*, Paris, Belin : 67-78

VERHAGEN, W., A. S. KUKKALA, A. MOILANEN, A. J. A. VAN TEEFFELEN et P. H. VERBURG (2017) - Use of demand and spatial flow in prioritizing areas for ecosystem services, *Conservation Biology*, 31 : 860–871

TABLE DES CARTES

Carte I-1 : Situations des PNR existants ou en projet par rapport à la Ceinture verte francilienne de l'IAU ou de l'AEV (F. Roussel). 45

Carte I-2 : Modes d'occupation du sol dans la Ceinture verte de la Région Île-de-France en 2011 (F. Roussel). 47

Carte I-3 : Evolution de la tâche urbaine parisienne entre 1978 et 2011 (F. Roussel et M.Flégeau). 50

Carte I-4 : Evolution de la couverture boisée dans le nord-ouest de la Ceinture verte entre 1978 et 2011 (F. Roussel et M. Flégeau)..... 53

Carte II-1 : La Ceinture verte d'Île-de-France et le transect retenu (F. Roussel et M. Flégeau). 74

Carte II-2 : Cartographie des modes d'occupation du sol du transect étudié (F. Roussel et M.Flegeau, d'après IAU Île-de-France). 76

Carte IV-1 : Position des carrés de 10x10 km autour de l'agglomération parisienne et occupation du sol (F. Roussel, d'après IGN 2011). 107

Carte IV-2 : Analyse paysagère du secteur de la vallée de Chevreuse à l'aide d'une grille d'échelle kilométrique dans laquelle a été calculé un indice d'hétérogénéité (indice de Shannon) et un indice de prédominance surfacique (par du végétal spontané) pour chaque tuile paysagère (F. Roussel d'après les photographies aériennes de l'IGN datées de 2011)..... 111

Carte V-1 : Localisation des 15 carrés de 100 km^2 constitutifs de la Ceinture verte de la Région Île-de-France (F. Roussel)..... 124

Carte VI-1 : Carte des facettes paysagères retenues pour l'étude du secteur Pierrelaye-Montmorency-Oise (F .Roussel d'après les photographies aériennes de l'IGN datées de 2011 et le MOS de l'IAU daté de 2012). 140

Carte VI-2 : Croquis de synthèse des dynamiques spatiales à l'œuvre dans le secteur de Pierrelaye-Montmorency-Oise (F. Roussel)..... 142

Carte VI-3 : Carte des facettes paysagères retenues pour l'étude du secteur de la Plaine de France (F .Roussel d'après les photographies aériennes de l'IGN datées de 2011 et le MOS de l'IAU daté de 2012). 151

Carte VI-4 : Croquis de synthèse des dynamiques spatiales à l'œuvre dans le secteur de la Plaine de France (F. Roussel)..... 153

Carte VI-5 : Carte des facettes paysagères retenues pour l'étude du secteur de la vallée de Chevreuse (F .Roussel d'après les photographies aériennes de l'IGN datées de 2011 et le MOS de l'IAU daté de 2012). 158

Carte VI-6 : Croquis de synthèse des dynamiques spatiales à l'œuvre dans le secteur de la vallée de Chevreuse (F. Roussel). 160
Carte VII-1 : Emplacement des relevés botaniques dans le secteur Pierrelaye-Oise-Montmorency (F. Roussel). 171
Carte VII-2 : Emplacement des relevés botaniques dans le secteur de la Plaine de France (F. Roussel). 172
Carte VII-3 : Emplacement des relevés botaniques dans le secteur de la Vallée de Chevreuse (F. Roussel). 173
Carte VII-4 : Nombre d'espèces introduites par relevés sur les trois terrains d'étude (F. Roussel). 186
Carte VII-5 : Nombre d'espèces rares par relevés sur les trois terrains d'étude (F. Roussel). 191
Carte VII-6 : Assemblages floristiques par relevés sur les trois terrains d'étude (F. Roussel). 197
Carte IX-1 : Situation des six groupements végétaux au sein des trois terrains d'étude retenus (F. Roussel) 264
Carte X-1 : Occupation du sol des trois terrains d'étude retenu d'après la nomenclature CLC de 2012 (F. Roussel). Niveau 2 – les couleurs ont été modifiées le cas échéant pour facilité la lecture ; les croix représentent l'emplacement des relevés botaniques réalisés en 2014 et 2015. 289
Carte XII-1 : Projet d'aménagement forestier du Syndicat mixte pour l'aménagement de la Plaine de Pierrelaye-Bessancourt (SMAPP) adopté en 2015 (F. Roussel, modifié d'après le SMAPP, document papier). 333

TABLE DES FIGURES

Figure I-1 : Plan Bonnier (source : BASTIÉ 1984). 22

Figure I- 2 : Carte de mise en œuvre du Plan Jansen datée de 1910 23

Figure I- 3 : La ceinture verte constituée de Parcs régionaux à Berlin (extrait de KÜHN, 2003). 24

Figure I-4 : Emprise spatiale de la ceinture verte de Londres (en gris) – Extrait de GANT, R. L., ROBINSON, M., et FAZAL, S. (2011). 27

Figure I-5 : évolution démographique des agglomérations de Berlin, Londres et Paris au cours des XIX^e^ et XX^e^ siècles (F. Roussel). 28

Figure I-6 : carte de la ceinture verte proposée par P. Abercrombie en 1944 (source : archives de JR James, professeur à l'Université de Sheffield entre 1964 et 1978. https ://www.flickr.com/photos/jrjamesarchive/9567034905/in/photostream/)..... 29

Figure I-7 : Carte des zones naturelles d'équilibre extraite du SDAURIF de 1976. 33

Figure I-8 : Le schéma du Plan vert régional de 1995 extrait de LARUELLE et LEGENNE (2005). 34

Figure I-9 : Carte des Périmètres régionaux d'intervention foncière extrait de Agence des Espaces Verts de la Région Île-de-France (2014). 37

Figure I.10 : « Les continuités écologiques de la ceinture verte », extrait du tome 2 du SRCE (CONSEIL REGIONAL DE L'ÎLE-DE-FRANCE et PREFECTURE DE LA REGION D'ÎLE-DE-FRANCE 2013)..... 40

Figure I.11 : Part des principaux modes d'occupation du sol en Ceinture verte d'après la carte au 1/100 000^e^ de l'IGN de 2011 (F. Roussel)..... 48

Figure I.12 : Principaux ensembles forestiers d'après la cartographie au 1/100 000^e^ (F. Roussel).... 49

Figure I.13 : Évolution de l'occupation du sol dans la Ceinture verte entre 1978 et 2011 d'après les cartes au 1/100000^e^ de l'IGN, en hectares (F. Roussel). 51

Figure I.14 : Carte de Cassini en couleur, issue de l'exemplaire dit de « Marie-Antoinette » du XVIII^e^ siècle avec les noms des principaux massifs forestiers (modifiée à partir de www.geoportail.gouv.fr). 52

Figure II-1 : Alexandre Hyacinthe Dunouy, Saint-Cloud et la Seine vus de la hauteur de Brimborion à Sèvres, vers 1820-25. 60

Figure II-2 : Auguste Renoir, route de Versailles à Louveciennes, 1895. 61

Figure III-1 : Schéma conceptuel des différentes facettes et composantes du système GTP selon G. Bertrand (F. Roussel, reproduit de Bertrand, 2002). 90

Figure IV-1 : Exemple de fiche de relevé utilisé pour la campagne de relevés botaniques (F. Roussel). 115

Figure V-1 : Vectorisation et simplification de la carte IGN au 1/100 000e de 2011 (F. Roussel)...123
Figure V-2 : Occupation du sol en 2011 au sein des 15 secteurs d'étude retenus (F. Roussel).....125
Figure V-3 : Répartition des modes d'occupation du sol en pourcentage de surface occupée pour chacun des 15 secteurs retenus (F. Roussel).....126
Figure V-4 : Nombre de polygones par secteur de 100 km² (F. Roussel).....129
Figure V-5 : Part de chaque mode d'occupation du sol par secteur (en pourcentage de nombre de polygones ; F. Roussel).....130
Figure V-6 : Calcul de l'indice de diversité de Shannon pour les 15 secteurs étudiés (F. Roussel).131
Figure V-7 : Topographie des 15 secteurs d'étude retenus (F. Roussel).....134
Figure V-8 : Niveau de vie médian par commune d'après l'INSEE (en euros) sur le tracé du GR de Pays de la Ceinture verte (F. Roussel 2017).....136
Figure VII-1 : Proportion des types biologiques dans les 518 taxons collectés (F. Roussel).....174
Figure VII-2 : Chorologie des 532 espèces collectées (nombre d'espèces ; F. Roussel).....182
Figure VII-3 : Rareté des espèces collectées à l'échelle de l'Île-de-France : exceptionnel (RRR), très rare (RR), rare (R), assez rare (AR), peu commun (PC), assez commun (AC), commun (C), très commun (CC).....187
Figure VII-4 : Richesse floristique selon le type de terrain (F. Roussel)......194
Figure VII-5 : Richesse floristique selon les facettes paysagères (F. Roussel)......195
Figure VII-6 : Indices de rareté par facette paysagères et sous-ensembles (F. Roussel)..198
Figure VII-7 : réponse des espèces collectées aux indicateurs écologiques (F. Roussel, d'après la base de donnée CATMINAT).....202
Figure VII-8 : Valeurs moyennes des indicateurs écologiques par terrain (F. Roussel).....208
Figure VII-9 : Projection géométrique des individus (relevés, en bleu) et des variables (les valeurs indicatrices écologiques, en rouge) sur les axes F1 et F2.....212
Figure VII-10 : Projection géométrique des individus (relevés, en bleu) et des variables (les valeurs indicatrices écologiques, en rouge) sur les axes F1 et F3.....214
Figure VIII-1 : Projection géométrique des relevés, des espèces et des espèces supplémentaires sur l'axe factoriel F1-F2 220
Figure VIII-2 : Projection géométrique des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe 1 (en jaune ; l'axe 1 a été étiré par rapport à l'axe 2 pour faciliter la lisibilité).....224
Figure VIII-3 : Projection géométrique des relevés, des espèces et des espèces supplémentaires sur l'axe factoriel F1-F3.....228
Figure VIII-4 : Projection géométrique des relevés et des espèces issus des communautés végétales à dominante herbacée sur les axes factoriels F1-F2.....232

Figure VIII-5 : Projection géométrique des relevés et des espèces sur les axes factoriels F1 et F3 pour les communautés à dominantes herbacées. 238
Figure VIII-6 : Projection géométrique des relevés et des espèces sur les axes factoriels F1 et F4 pour les communautés à dominante herbacée. 243
Figure VIII-7 : Projection géométrique des espèces et des relevés sur les axes factoriels F1 et F2 pour les communautés végétales à dominante arborée. 247
Figure VIII-8 : Projection géométrique des relevés et des espèces sur les axes factoriels F1 et F3 pour les communautés végétales à dominance arborée. 255
Figure IX-1 : Projection des 252 relevés sur les axes factoriels F1 et F2 et appartenance des ces relevés aux groupes issus de la CAH (pour une meilleure lisibilité, l'axe 1 a été étiré par rapport à l'axe 2). 263
Figure IX-2 : Proportion des espèces de 5 types d'habitats au sein des relevés composant le groupe 1 de la CAH (classé par terrain d'étude et facettes paysagères) 267
Figure IX-3 : Proportion des espèces de 5 types d'habitats au sein des relevés composant le groupe 2 de la CAH (classé par terrain d'étude et facettes paysagères) 270
Figure IX-4 : Proportion des espèces de 5 types d'habitats au sein des relevés composant le groupe 3 de la CAH (classé par terrain d'étude et facettes paysagères) 272
Figure IX-5 : Proportion des espèces de 5 types d'habitats au sein des relevés composant le groupe 4 de la CAH (classé par terrain d'étude et facettes paysagères). 275
Figure IX-6 : Proportion des espèces de 5 types d'habitats au sein des relevés composant le groupe 5 de la CAH (classé par terrain d'étude et facettes paysagères). 278
Figure X-1 : Capacité moyenne en Services écosystémiques pour chacun des trois terrains d'étude retenus selon les deux méthodes d'évaluation. 297
Figure X-2 : Valeurs moyennes des services écosystémiques pour les deux types issus de la méthode indirecte (a), les quatre types issus de la méthode directe (b) et les six types de végétation (c).. 298
Figure XI-1 : carte présentant les « espaces naturels » du secteur classé en PRIF de la Plaine de Boissy (tiré de AGENCE DES ESPACES VERTS DE LA REGION ÎLE-DE-FRANCE 2014). 318
Figure XI-2 : logo de la ville du Plessis-Bouchard (source : http ://www.ville-le-plessis-bouchard.fr/). 319
Figure XII-1 : Projection des relevés de la plaine de Pierrelaye (en vert) et des autres relevés réalisés dans des secteurs agricoles (en rouge) sur les deux premiers axes factoriels F1 et F2. 327
Figure XII-2 : Emprise spatiale des jardins privatifs et des jardins collectifs sur nos trois secteurs d'études au regard de l'habitat individuel (en hectares). 334

Figure XII-3 : Quartier d'habitation au nord du bois de la Hacquinière à Gif et Bures (photographie aérienne extraite de https ://www.geoportail.gouv.fr). 337
Figure XII-4 : Extrait du plan de gestion relatif au projet de création d'une réserve naturelle régionale "Val et coteaux de St Rémy". 340
Figure XII-5 : Extrait du plan de gestion de la réserve naturelle régionale Val et Coteau de St-Rémy (BAK 2004). 341
Figure XII-6 : projection géométrique des relevés sur les axes factoriels F1 et F2. 344
Figure XII-7 : Projection géométrique des relevés sur les axes factoriels F1 et F3. 345
Figure XII-8 : Extrait du Plan accompagnant la charte du PNR de la Haute-Vallée-de-Chevreuse pour la période 2011-2023. 347

TABLE DES PHOTOGRAPHIES

Photographie I-1 : le cœur agricole de la Randstad Holland au sud d'Amsterdam (F. Roussel - octobre 2015). 30

Photographie I-2 : Travaux de terrassement sur le centre d'enfouissement de déchets au Plessis-Gassot, en Plaine de France (F. Roussel, 2015). 54

Photographie I-3 : l'autoroute A3 en Plaine de France à proximité de l'Aéroport Charles de Gaulle (F. Roussel, 2015). 55

Photographie II-1 : Jardin collectif à Deuil-la-Barre (M. Flégeau et F. Roussel - 2015). 78

Photographie II-2 : Parc de Soisy-sous-Montmorency (M.Flégeau et F. Roussel – 2015). 79

Photographie II-3 : Allée en forêt de Montmorency (M. Flégeau et F. Roussel – 2015). 81

Photographie II-4 : Vue depuis les Haras de St Jacques à Frépillon. (M.Flégeau et F. Roussel, juillet 2015)..... 82

Photographie II-5 : En limite des zones pavillonnaires de Bessancourt, la Plaine de Pierrelaye. Au loin, une ligne à très haute tension et l'autoroute A115 (M. Flégeau et F. Roussel, juillet 2015)..... 82

Photographie II-6 : Les bords de l'Oise à Auvers-sur-Oise (M.Flégeau et F. Roussel – 2015). 83

Photographie II-7 : Les Petits Noyers à Deuil-la-Barre : un exemple de délaissé sous pression anthropique (avec gravats et déchets au premier plan – M. Flégeau et F. Roussel, 2015). 84

Photographie II-8 : Les anciens vergers de Saint-Prix. (M. Flégeau et F. Roussel, 2015). 85

Photographie VI-1 : Panneau d'acceuil de l'AEV en plaine de Boissy « dévoilant » un « petit coin de campagne au milieu des villes » (F. Roussel, 2014). 146

Photographie VI-2 : zone de dépôt de déchets au cœur des boisements de la Plaine de Pierrelaye-Bessancourt (F. Roussel, 2014). 147

Planche photographique VI-1 : Les différentes facettes paysagères du secteur d'étude Pierrelaye-Montmorency-Oise (F. Roussel, 2014, 2015 et 2016). 149

Planche photographique VI-2 : Les différentes facettes paysagères du secteur d'étude de la Plaine de France (F. Roussel, 2015). 157

Planche photographique VI-3 : Les différentes facettes paysagères du secteur de la vallée de l'Yvette et des plateaux alentours (F. Roussel, 2015). 163

Planche photographique VII-1 : Variabilité saisonnière de deux types de formations arborées (F. Roussel).. 178

Planche photographique VII-2 : Des espèces herbacées très fréqentes mais discrètes (F. Roussel). 180

Planche photographique VII-3 : La confusion paysagère produite par les espèces banalisées (F. Roussel 2014-2015). 181
Planche photographique VII-4 : Exemples d'espaces végétalisés où l'on rencontre des espèces invasives (F. Roussel 2014-2015). 185
Planche photographique VII-5 : Trois sites de relevés où ont été observées des espèces classées rares à l'échelle de l'Île-de-France (F. Roussel 2014-2015)..... 189
Planche photographique VII-6 : Deux sites présentant des assemblages floristiques rares (F. Roussel 2014-2015). 198
Planche photographique VII-7 : Quelques exemples de plantes thermophiles rencontrées en contexte agricole (F. Roussel). 203
Planche photographique VII-8 : Le Séneçon du Cap (Senecio inaequidens) et la Pariétaire de Judée (Parietaria judaica), deux espèces thermophiles favorisées par le contexte urbain (F. Roussel). 204
Planche photographique VII-9 : Quelques exemples de plantes sciaphiles rencontrées (F. Roussel) 205
Planche photographique VII-10 : Quelques exemples de plantes hygrophiles rencontrées (F. Roussel). 206
Planche photographique VII-11 : Deux espèces indicatrices de l'acidité des sols, acidophile (Deschampsia flexuosa) et hyper-basophile (Anacamptis pyramidalis) (F. Roussel). 207
Planche photographique VIII-1 : Deux facettes paysagères des milieux herbacés humides, l'un ouvert et mis en valeur, l'autre fermé et enfriché (F. Roussel, juin 2015). 234
Planche photographique VIII-2 : Milieux fermés et milieux ouverts dans les secteurs d'agriculture (F. Roussel, 2014 et 2015)..... 237
Planche photographique VIII-3 : Deux exemples de parcelles agricoles herbacées, l'une laissée au dynamique spontanée, l'autre entretenue (F. Roussel 2014 et 2015). 242
Planche photographique VIII-4 : L'impact de l'aménagement agricole et des intrants sur les milieux (F. Roussel, 2014 et 2015). 246
Planche photographique VIII-5 : Deux types de milieux boisés (F. Roussel, 2014 et 2015). 251
Planche photographique VIII-6 : Exemples de relevés réalisés en milieux forestiers ouverts ou fermés (F. Roussel, 2014 et 2015). 254
Planche photographique VIII-7 : Clairière acidiphile en forêt de Montmorency (F. Roussel, 2014 et 2015). 258
Photographie XI-1 : Un exemple d'aménagement mixte en forêt de Montmorency (F. Roussel, 2014)..... 309

Photographie XI-2 : Dans le bois d'Aigrefoin sur les hauteurs de Gif-sur-Yvette, les chemins sont équipés de bancs et de poubelles et les pratiques sont bien délimitées (F. Roussel, 2015). ...310
Photographie XI-3 : Roselière sur les bords du Crould (F. Roussel 2015).....311
Photographie XI-4 : Sommet en cours de végétalisation du parc de la Patte d'Oie à Gonesse (GON15 - F. Roussel – juin 2015). 312
Photographie XI-5 : Sommet enfriché du parc de la Patte d'Oie à Gonesse (GON17 - F. Roussel – juin 2015). 312
Photographie XI-6 : Sur les hauteurs des buttes de la zone de remblais au nord de Gonesse, un paysage végétal très construit (F. Roussel, 2015).. 313
Photographies XI-7 : Les boisements épars qui jalonnent l'horizon agricole contribuent à la qualité paysagère de ce secteur proche de Villiers-Adam (F. Roussel, 2014). 314
Photographie XI-8 : Bordure de chemin sur la zone dite du triangle de Gonesse, en Plaine de France (GON8).....317
Photographie XI-9 : Bordure de chemin dans le secteur de Villiers-Adam sur la commune de Frépillon. (F. Roussel 2014). 317
Photographie XI-10 : Le bois de Boissy en hiver (F. Roussel, mars 2016).....319
Photographie XI-11 : Bord de chemin en plaine de Boissy (Relevé BOI5, F. Roussel, juin 2014). 320
Photographie XI-12 : Petite parcelle boisée à l'est de la Plaine de Boissy contre les habitations (relevé BOI15, F. Roussel, juin 2014). 320
Photographie XI-13 : La coulée verte au cœur de l'espace agricole et boisé de la Plaine de Boissy (Val d'Oise) marque de façon définitive la mise en parc de l'espace agricole (F. Roussel, 2014).....321
Photographie XI-14 : La « Vallée verte » sur la commune de Roissy, en Plaine de France.(F. Roussel 2015). 322
Photographie XII-1 : Chemin au cœur de la plaine de Pierrelaye-Bessancourt (F. Roussel, juillet 2014).....324
Photographie XII-2 : Massif de renouées du Japon (Reynoutria japonica), à droite de la photographie, en plaine de Pierrelaye-Bessancourt (F. Roussel, juillet 2014).....325
Photographie XII-3 : Végétation des jardins pavillonnaires débordant sur les bords de l'Yvette à Gif-sur-Yvette (F. Roussel, juillet 2015).....335
Photographie XII-4 : Le parc Jaumeron à Gif-sur-Yvette (F. Roussel, juillet 2015).....336
Photographie XII-5 : Sur les pentes de la Vallée de Chevreuse, en contre bas des belles demeures du quartier de La Hacquinière (Bures-sur-Yvette), un bois de Châtaigniers et Chênes pédonculés colonisé en sous-bois par le Laurier (F. Roussel 2015). 338

Photographie XII-6 : Prairie pâturée par des vaches dans le secteur de la réserve naturelle régionale au lieu-dit le Pré des Vosgiens (F. Roussel 2015).. 342
Photographie XII-7 : Un champ pâturé par des chevaux en vallée de la Mérantaise (F. Roussel 2015).....343
Photographie XII-8 : le bassin de Coupières à Gif-sur-Yvette (F. Roussel, juillet 2015).....346

TABLE DES TABLEAUX

Tableau V-1 : Polygones les plus étendus pour chacun des secteurs étudiés (en pourcentage d'occupation ; F. Roussel) 128
Tableau V-2 : Profils altimétriques des 15 secteurs d'étude (F. Roussel)..... 135
Tableau VII-1 : Le type de couverture végétale des relevés botaniques en regard du type de couverture végétale globale de chaque terrain d'étude (F. Roussel). 173
Tableau VII-2: Nombre d'espèces collectées par famille (F. Roussel). 175
Tableau VII-3: Liste des espèces les plus fréquemment collectées (F. Roussel). 179
Tableau VII-4 : Chorologie des espèces introduites rencontrées plus d'une fois (F. Roussel). 183
Tableau VII-5 : Liste des espèces rencontrées les plus rares : exceptionnel (RRR), très rare (RR), rare (R) (d'après la nomenclature de JAUZEIN et NAWROT, 2011)..... 187
Tableau VII-6 : Echelle des valeurs indicatrices écologiques d'ordre climatique (F. Roussel, d'après JULVE 1998). 200
Tableau VII-7 : Echelle des valeurs indicatrices écologiques d'ordre édaphique (F. Roussel, d'après JULVE 1998). 201
Tableau VII-8 : Moyennes pondérées des valeurs indicatrices écologiques de la flore de chaque sous-ensemble paysager des facettes paysagères pour les trois secteurs d'étude (F. Roussel). 209
Tableau VII-9 : Valeurs propres et pourcentages d'inertie des cinq premiers axes factoriels pour l'AFC appliquées aux valeurs indicatrices écologiques par relevés. 211
Tableau VII-10 : Contribution des variables à l'allongement de chaque axe factoriel. 213
Tableau VIII-1 : valeurs propres et pourcentages d'inertie des premiers axes factoriels pour l'AFC menée sur tableau de présence-absence des espèces par relevé. 219
Tableau VIII-2 : Relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe factoriel F1, classés en fonction de leurs coordonnées sur l'axe F1.. 221
Tableau VIII-3 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe factoriel 1. 222
Tableau VIII-4 : Coordonnées des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F2. 226
Tableau VIII-5 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F2. 227
Tableau VIII-6 : Position des relevés contribuant le plus à l'allongement de l'axe F3. 229
Tableau VIII-7 : Coordonnées des espèces contribuant le plus à l'allongement de l'axe F3 230
Tableau VIII-8 : valeurs propres et pourcentage d'inertie des premiers axes factoriels 231

Tableau VIII-9 : Coordonnées des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F1 pour les communautés herbacées. 232
Tableau VIII-10 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F1 pour les communautés herbacées. 233
Tableau VIII-11 : Coordonnées des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F2 pour les communautés herbacées. 235
Tableau VIII-12 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F2 pour les communautés herbacées. 236
Tableau VIII-13 : Coordonnées des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F3 pour les communautés herbacées. 239
Tableau VIII-14 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F3 pour les communautés herbacées. 240
Tableau VIII-15 : valeurs indicatrices écologiques des espèces contribuant à l'allongement de l'axe 3 (d'après la base de données CATMINAT) 241
Tableau VIII-16 : Coordonnées des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F4 pour les communautés herbacées. 243
Tableau VIII-17 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F4 pour les communautés herbacées. 244
Tableau VIII-18 : valeurs indicatrices écologiques des espèces contribuant à l'allongement de l'axe 4 (d'après la base de données CATMINAT). 245
Tableau VIII-19 : valeurs propres et pourcentage d'inertie des premiers axes factoriels de l'AFC menée sur les relevés à caractère arboré. 247
Tableau VIII-20 : Coordonnées des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F1 pour les communautés arborées. 248
Tableau VIII-21 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F1 pour les communautés arborées. 249
Tableau VIII-22 : valeurs indicatrices écologiques des espèces contribuant à l'allongement de l'axe 1 (d'après la base de données CATMINAT). 250
Tableau VIII-23 : Coordonnées des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F2 pour les communautés arborées. 252
Tableau VIII-24 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F2 pour les communautés arborées. 253
Tableau VIII-25 : Coordonnées des relevés qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F3 pour les communautés arborées. 256

Tableau VIII-26 : Coordonnées des espèces qui contribuent le plus à l'allongement de l'axe F3 pour les communautés arborées. 257
Tableau IX-1 : Typologie des groupements végétaux. 262
Tableau X-1 : Services écosytémiques délivrés sur les parcelles étudiées selon la matrice de Burkhard (valeurs comprises entre 0 (aucune capacité) et 5 (capacité maximale)) selon les deux types mis en évidence. 293
Tableau X-2 : occupations du sol (Corine land cover) au sein de la typologie des services modélisés. 294
Tableau X-3 : Nombre de sites partagés par les typologies (avec indice de Jaccard entre parenthèses). 295
Tableau XI-1 : Barycentres des 5 classes identifiées par la CAH en fonction du taux de couverture pour chaque strate. 308
Tableau XII-1 : Valeurs propres et pourcentages d'inertie des quatre premiers facteurs. 326
Tableau XII-2 : sensibilité des espèces les plus influentes sur l'axe F2 aux paramètres climatiques et édaphiques. 328
Tableau XII-3 : caractères écologiques des espèces les plus influentes sur l'axe F2. 329
Tableau XII-4 : valeurs propres et pourcentages d'inertie pour l'AFC menée sur les relevés de fond de vallée. 344

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS 4

SOMMAIRE 6

INTRODUCTION 9

1ERE PARTIE : UN ENTRE-DEUX SOUMIS AUX ATTENTES SOCIO-ENVIRONNEMENTALES CITADINES 17

INTRODUCTION DE LA PREMIERE PARTIE 18

CHAPITRE I : LA CEINTURE VERTE FRANCILIENNE N'A PAS EU LIEU 19

Introduction du chapitre 1 19

1.1. De quoi le « vert » des ceintures périurbaines est-il le nom ? 20

1.1.1. Les ambiguïtés de la première tentative de ceinture verte autour de Paris intra-muros 20

1.1.2. La ceinture verte de Berlin, un projet précurseur d'un aménagement à l'échelle métropolitaine 22

1.1.3. L'avènement d'une figure de l'aménagement des lendemains de la Seconde Guerre mondiale : la *Green belt* de Londres. 24

1.1.3.1. La campagne anglaise comme inspiration esthétique et paysagère 24

1.1.3.2. Un outil de la modernité aménagiste d'après guerre 25

1.1.4. Berlin, Londres et l'Île-de-France : un même outil d'aménagement, différentes temporalités 27

1.2. Le projet de ceinture verte d'Île-de-France : à contretemps et à contre-emploi ? 29

1.2.1. Un projet anachronique ? 29

1.2.2. Une mise en place en marge de la politique d'aménagement pour la Région parisienne 31

1.2.2.1. Le Plan Prost de 1934, une opportunité non saisie 31

1.2.2.2. Les avancées du SDAURIF de 1976 jamais concrétisées 32

1.2.3. Un évidement du sens originel de la ceinture verte 34

1.2.3.1. Quand le vert se charge de nouveaux sens 34

1.2.3.2. Un renoncement progressif à lutter contre l'étalement urbain 35

1.2.4. Un outil d'aménagement délaissé 38

1.2.4.1. Mise de côté par le SDRIF 2013-2030 et non prise en compte dans les projets du Grand Paris 38

1.2.4.2. La ceinture verte supplantée par la trame verte et bleue, conçue à une échelle plus grande 39

1.3. L'espace de la ceinture verte, un entre-deux composite et fragmenté 40

1.3.1. Une « *profusion de vocabulaire* » qui laisse de côté la végétation 41

1.3.1.1. Périphérie 41

1.3.1.2. Périurbain 42

1.3.1.3. Frange 43

1.3.1.4. Marge 43

1.3.2. Des limites fluctuantes 44

1.3.3. Un territoire à la fois urbain et rural 46

1.3.4. Une évolution de l'occupation du sol en contradiction avec le sens initial du projet de ceinture verte 49

1.3.5. La traduction paysagère : un morceau de « France moche » ? 54

Conclusion du chapitre 1 ..... *55*

CHAPITRE 2 : QU'ATTENDENT LES SOCIETES URBAINES CONTEMPORAINES DES ESPACES VEGETALISES ?.. 57

Introduction du chapitre 2 ..... *57*

2.1. La végétation et l'idée de nature *58*

2.1.1. La Ceinture verte et la végétation à l'heure de l'Anthropocène 58

2.1.2. La « nature » comme cadre de vie et de loisirs et l'idéal de la campagne 59

2.1.3. Les enjeux territoriaux de la biodiversité entre « indicateur de durabilité » et « dispositif de gouvernementabilité » 63

2.1.4. Les trames vertes urbaines : une tentative de compromis entre enjeux écologiques et attentes sociales 65

2.1.5. Les services écosytémiques, de nouvelles normes pour gouverner territoires ? 68

2.2. Une étude de la végétation spontanée *71*

2.2.1. Les espaces ouverts, une notion vague du point de vue biogéographique 71

2.2.2. Simple comme un gradient d'urbanité et/ou de verdure ? 72

2.2.3. Un transect à travers la Ceinture verte : essai de typologie des espaces végétalisés et gradient d'urbanisation 74

2.2.3.1. La méthode retenue 74

2.2.3.2. De Villetaneuse à Auvers-sur-Oise : un cheminement urbain 75

2.2.4. Une diversité d'espaces végétalisés plus ou moins aménagés et appréciés 77

2.2.4.1. Des espaces végétalisés construits 78

2.2.4.2. Des espaces végétalisés hybrides entre aménagement et spontanéité 80

2.2.4.3. Des espaces regagnés par la végétation spontanée : le cas des friches 84

2.2.5. Un gradient dans les modes de gestion et les pratiques de l'espace plus qu'un gradient de verdure 86

2.2.6. La spontanéité comme critère de naturalité 87

Conclusion du chapitre 2 ..... *88*

CHAPITRE 3 : MILIEU, TERRITOIRE, PAYSAGE, UNE GRILLE D'ANALYSE 89

Introduction au chapitre 3 ..... *89*

3.1. Réinterroger l'articulation des concepts autour de la question environnementale *89*

3.1.1. Faire la part du physique et du social : les enseignements du système « Géosystème-Territoire-Paysage » de Georges Bertrand 89

3.1.2. À la recherche du territoire 92

3.1.3. Territorialisation et déterritorialisation environnementale en Ceinture verte 93

3.2. Le paysage comme objet d'étude matériel et multiscalaire *95*

3.2.1. Végétation, flore et paysage 95

3.2.2. Retour sur quelques notions d'écologie du paysage 96

3.2.3. L'échelle et le paysage 97

Conclusion du chapitre 3 ..... *99*

CONCLUSION DE LA PREMIERE PARTIE 101

2E PARTIE : **REECRIRE UNE GEOGRAPHIE, LES ECHELLES PAYSAGERES DE LA VEGETATION EN CEINTURE VERTE 102**

INTRODUCTION DE LA DEUXIEME PARTIE 103

CHAPITRE 4 : CHOIX METHODOLOGIQUES POUR L'ANALYSE DE LA VEGETATION SPONTANEE 104
Introduction du chapitre 4 ..... *104*
4.1. Une approche multiscalaire *104*
4.1.1. Principes 104
4.1.2. L'échelle supra-paysagère : des ensembles paysagers 106
4.1.3. L'échelle paysagère 107
4.1.3.1. Occupation du sol : le choix d'une nomenclature simple 107
4.1.3.2. Un travail de photo-interprétation couplé à une analyse topographique 108
4.1.3.3. Une sélection par grille paysagère ? 110
4.1.4. L'échelle infra-paysagère 112
4.2. Collecte de la donnée botanique : enjeux et méthodes *113*
4.2.1. La logique de l'aire minimale au service de l'analyse des milieux 113
4.2.2. Autres informations relatives aux relevés 114
4.2.3. Des limites inhérentes au principe de relevé 116
4.2.4. L'identification des espèces 117
Conclusion du chapitre 4 ..... *120*
CHAPITRE 5 : LA VARIATION SPATIALE DES ENSEMBLES PAYSAGERS DE CEINTURE VERTE 121
Introduction au chapitre 5 ..... *121*
5.1. Eléments méthodologiques *121*
5.1.1. Un échantillon de 15 secteurs d'étude à l'échelle supra-paysagère 121
5.1.2. Les informations de la carte IGN au 1/100 000^{e} 122
5.2. Les ensembles paysagers en Ceinture verte *126*
5.2.1. Occupations du sol dominantes 126
5.2.2. Fragmentation et hétérogénéité spatiales 129
5.2.3. Arrangements topographiques 132
5.2.4. Des contrastes socio-économiques marqués 135
5.3. Le choix de trois ensembles paysagers *137*
CHAPITRE 6 : LA PLACE DE LA VEGETATION DANS LA MOSAÏQUE PAYSAGERE ET TERRITORIALE DE LA CEINTURE VERTE 139
Introduction du chapitre 6 ..... *139*
6.1. Le secteur Pierrelaye-Vallée de l'Oise-Forêt de Montmorency *139*
6.1.1. Présentation générale 139
6.1.2. La forêt domaniale de Montmorency, un territoire végétal ? 143
6.1.3. Un idéal de campagne : les vallons agricoles autour de Villiers-Adam 144
6.1.4. Un enchevêtrement de paysages : les enclaves boisées et agricoles de la plaine de Boissy 145
6.1.5. La déterritorialisation à l'œuvre : la Plaine de Pierrelaye-Bessancourt 146
6.1.6. La vallée de l'Oise 148
6.2. La Plaine de France : un espace agricole fragile soumis à la métropolisation *150*
6.2.1. Présentation générale 150
6.2.2. Une plaine d'agriculture intensive ancienne 154
6.2.3. Un paysage soumis à la pression urbaine et métropolitaine 154

6.2.4. Un réseau de petits vallons plus ou moins mis en valeur 155
6.3. L'environnement au service du territoire : le secteur de la vallée de Chevreuse 158
6.3.1. Présentation générale 158
6.3.2. La vallée en aval de Saint-Rémy-lès-Chevreuse : un territoire privilégié 161
6.3.3. La vallée de la Mérantaise, un territoire « à la manière » rurale 161
6.3.4. Le plateau du Hurepoix : une activité agricole préservée 162
6.4. Synthèse : des paysages végétaux contrastés sur le plan de l'aménagement et de l'intégration aux logiques métropolitaines 164
6.4.1. Mises en valeur paysagères : des initiatives dispersées 164
6.4.2. Des vulnérabilités entre pleins et vides 164
Conclusion du chapitre 6 165
CONCLUSION DE LA DEUXIEME PARTIE 166

3E PARTIE : LA VEGETATION DE LA CEINTURE VERTE, EXPRESSION DE DYNAMIQUES FLORISTICO-ECOLOGIQUES ? 167

INTRODUCTION DE LA TROISIEME PARTIE 168

CHAPITRE 7 : CARACTERISATION FLORISTICO-ECOLOGIQUE DE LA CEINTURE VERTE 170

Introduction du chapitre 7 170
7.1. Portrait d'ensemble 170
7.1.1. De quoi les relevés botaniques effectués sont-ils représentatifs ? 170
7.1.2. Types biologiques et familles : le poids des espèces herbacées 174
7.1.3. Fréquence des espèces : le poids de l'anthropisation 179
7.1.4. Chorologie : une prédominance d'espèces autochtones couplée à une présence plus discrète d'espèces introduites, mais parfois envahissantes 181
7.1.4.1. Données d'ensemble 181
7.1.4.2. Des espèces invasives qui prolifèrent dans des contextes rudéraux 184
7.1.5. Le degré de rareté des espèces à l'échelle de l'Île-de-France 187
7.2. Approche de la biodiversité par les indices 192
7.2.1. Richesse, équitabilité, disparité et autres paramètres 192
7.2.2. La richesse floristique 193
7.2.3. Rareté des assemblages floristiques 196
7.3. La diversité écologique de la flore de la Ceinture verte 199
7.3.1. Étude de la sensibilité des espèces par rapport aux paramètres édaphiques et climatiques 199
7.3.1.1. Présentation des données 199
7.3.1.2. Une flore de climat tempéré océanique avec une proportion forte d'héliophiles et de thermophiles. 203
7.3.1.3. Une plus grande diversité visà-vis des indicateurs édaphiques 206
7.3.2. Valeurs indicatrices écologiques à l'échelle des terrains d'étude retenus 207
7.3.3. Valeurs indicatrices écologiques à l'échelle des relevés 211
Conclusion du chapitre 7 214

CHAPITRE 8 : ORGANISATION SPATIALE DE LA FLORE EN CEINTURE VERTE 216

Introduction du chapitre 8 216

8.1. Principes de l'AFC 216
8.1.1. Le tableau disjonctif 216
8.1.2. L'inertie globale 217
8.1.3. La valeur propre de chaque axe factoriel et le pourcentage d'inertie 217
8.1.4. Une projection géométrique 218
8.1.5. Une nécessaire mise à l'écart des espèces trop rares 218
8.2. Les principaux facteurs organisateurs de la flore 219
8.2.1. Des valeurs indicatrices faibles, synonymes d'une grande variabilité des assemblages floristiques 219
8.2.2. Axe 1 : l'influence déterminante du paysage végétal 220
8.2.3. Axe 2 : un facteur hydrique discriminant pour les formations basses 225
8.2.4. L'axe 3 différencie les types de boisements 227
8.3. Analyse factorielle des communautés à dominante herbacée 231
8.3.1. Singularité des milieux herbacés humides 232
8.3.2. Axe 2 : une opposition entre milieux ouverts et milieux arbustifs en secteur agricole 234
8.3.3. L'axe 3 : une action anthropique plus ou moins marquée 237
8.3.4. Axe 4 : des friches plus ou moins nitrophiles 242
8.4. Analyse factorielle des communautés arborées 246
8.4.1. Axe 1 : influences croisées de la topographie, de la pédologie et des modes de gestion 247
8.4.2. Axe 2 : milieux forestiers ouverts, milieux forestiers fermés 252
8.4.3. Axe 3 : une opposition entre clairières acidiphiles et clairières basophiles 254
Conclusion du chapitre 8 258
CHAPITRE 9 : RENOUVELER LA GEOGRAPHIE DES COMMUNAUTES VEGETALES EN CEINTURE VERTE 259
Introduction du chapitre 9 259
***9.1.** Groupement statistique de la flore 260*
9.1.1. Principes de la classification ascendante hiérarchique 260
9.1.2. Derrière les groupement, les facteurs organisateurs 262
***9.2.** Des assemblages composites au sein des communautés sur le terrain 265*
9.2.1. Groupe 1 : bois de châtaigniers et ronces bleuâtres 265
9.2.1.1. Situation géographique et type d'habitat 265
9.2.1.2. Une homogénéité forestière à nuancer 266
9.2.2. Groupe 2 : friches buissonnantes/arbustives à orties dioïques, benoîtes communes et gaillets gratteron 268
9.2.2.1. Situation géographique et type d'habitat 268
9.2.2.2. Des groupements mixtes par définition 269
9.2.3. Groupe 3 : prairies à Dactyle aggloméré, Plantain à feuilles lancéolées et … Ortie dioïque 270
9.2.3.1. Situation géographique et type d'habitat 270
9.2.3.2. Des groupements prairiaux dépendants de l'entretien par les activités humaines 271
9.2.4. Des bois rudéraux à Lierre grimpant et Frêne commun 272
9.2.4.1. Situation géographique et type d'habitat 272
9.2.4.2. Une homogénéité dépendante du contexte paysager 273
9.2.5. Groupe 5 : friches herbacées à Brome stérile, Armoise commune et Cirse des champs 276
9.2.5.1. Situation géographique et type d'habitat 276
9.2.5.2. Un impensé agricole 276

9.2.6. Groupe 6 : prairies et friches hygrophiles à Grande consoude et Salicaire 279
9.2.6.1. Situation géographique et type d'habitat 279
9.2.6.2. Un groupement emblématique de la préservation biologique mais composite 280
Conclusion du chapitre 9 ..... *280*
CONCLUSION DE LA TROISIEME PARTIE 282
***4E PARTIE :* LA VEGETATION, REFLET DES DYNAMIQUES TERRITORIALES 283**
INTRODUCTION DE LA QUATRIEME PARTIE 284
CHAPITRE 10 : LA SPATIALISATION DES SERVICES ECOSYSTEMIQUES EN CEINTURE VERTE A L'EPREUVE DE LA VEGETATION 285
Introduction du chapitre 10 ..... *285*
10.1. Méthodes et outils disponibles pour la cartographie des services écosystémiques en Ceinture verte *286*
10.1.1. Enjeux scientifiques concernant la spatialisation et la cartographie des Services écosystémiques 286
10.1.2. Choix méthodologiques 287
10.1.3. Des méthodes de cartographie plus ou moins élaborées 288
10.1.3.1. La matrice de Burkhard : un modèle par évaluation indirecte 288
10.1.3.2. Les indicateurs directs fondés sur des paramètres biophysiques 289
10.1.3.3. Comparer le degré de concordance à l'aide de typologies 291
10.2. Une concordance faible avec la végétation sur le terrain *292*
10.2.1. Les typologies de services écosystémiques 292
10.2.1.1. Selon la matrice de Burkhard 292
10.2.1.2. Selon les indicateurs directs 293
10.2.2. Evaluation de la concordance entre les trois typologies 295
10.2.2.1. Observations générales 295
10.2.2.2. L'évaluation par indicateurs indirects ou directs, quelle concordance ? 295
10.2.2.3. La typologie par indicateurs indirects face aux types végétaux 296
10.2.2.4. La typologie par indicateurs directs face aux types végétaux 296
10.2.3. Evaluation des services écosystémiques en Ceinture verte : quelles tendances ? 296
10.2.3.1. Sur nos trois secteur d'étude 296
10.2.3.2. Les niveaux de service dans les différentes typologies 297
10.3. Des approches trop déconnectées du terrain *299*
10.3.1. L'obstacle de la fragmentation paysagère 299
10.3.2. Pratiques et modes de gestion, oubliés de la modélisation 301
10.3.2.1. Les espaces boisés, cibles faciles ? 301
10.3.2.2. Des espaces agricoles plus hétérogènes qu'il n'y paraît 302
10.3.3. Spatialiser les services écosystémiques : « *une gageure* »? 303
Conclusion du chapitre 10 ..... *305*
CHAPITRE 11 : UNE FABRIQUE CITADINE DES ESPACES VEGETALISES 307
Introduction du chapitre 11 ..... *307*
11.1 La végétation comme réminiscence de la naturalité des paysages *307*
11.1.1. Un traitement des forêts domaniales en réponse aux attentes citadines 307

11.1.2. La végétalisation au secours de la nature : le parc de la Patte d'oie à Gonesse 310
11.2. Réalités biologiques, agricoles et paysagères de la « campagne » *313*
11.2.1. Les petits boisements : des oubliés du discours sur la biodiversité qui participent du décor 313
11.2.2. Des terres de grande culture à la végétation spontanée strictement tenues en marge 315
11.2.3. La mise en campagne de l'espace agricole, une logique urbaine 317
11.2.3.1. Des espaces de « campagne » reconstruits 318
Conclusion du chapitre 11 ..... *322*
CHAPITRE 12 : LA VEGETATION COMME EXPRESSION DES CONTRASTES SOCIAUX EN CEINTURE VERTE . 323
Introduction du chapitre 12 ..... *323*
12.1. Marginalisation sociale, marginalisation végétale et relégation environnementale : l'exemple de la Plaine de Pierrelaye *323*
12.1.1. Ronce, Ortie, Renouée du Japon : des mal-aimées en leur royaume 323
12.1.2. Une plus grande spontanéité et spécificité de la flore herbacée de la plaine de Pierrelaye 326
12.1.3. Le reboisement au secours de la démarginalisation territoriale de la plaine 330
12.2. La vallée de Chevreuse, un territoire jardiné *333*
12.2.1. Quand la végétation des jardins privatifs déborde sur le paysage alentour 333
12.2.1.1. Le poids spatial et paysager de la présence pavillonnaire 333
12.2.1.2. Un écrin de forêt 336
12.2.1.3. Des échappées de jardins particulières à ce contexte social privilégié. 337
12.2.2. Un jardinage à l'échelle territoriale. 339
12.2.2.1. Une « campagne-nature » marquée par les attentes et usages citadins 339
12.2.2.2. Un traitement des enjeux environnementaux au service d'une mise en valeur paysagère 343
Conclusion du chapitre 12 ..... *348*
CONCLUSION DE LA QUATRIEME PARTIE 349
CONCLUSION GENERALE 350
BIBLIOGRAPHIE 354
TABLE DES CARTES 375
TABLE DES FIGURES 377
TABLE DES PHOTOGRAPHIES 381
TABLE DES TABLEAUX 385

Géographie de la végétation aux environs de Paris : le cas de la Ceinture verte d'Île-de-France. **Fragmentation paysagère, enjeux socio-environnementaux, (dé)constructions territoriales**

Résumé

Aux environs de Paris, entre le cœur d'agglomération et la couronne rurale, entre ville et campagne, s'étend un espace hybride où la part des espaces végétalisés – boisements, espaces agricoles, délaissés – est prépondérante mais fragmentée par les espaces bâtis. Le Conseil régional d'Île-de-France a cherché a mettre en valeur cet entre-deux au début des années 1980 au travers d'un projet de ceinture verte, outil d'aménagement conçu au cours du XX^{e} siècle pour lutter contre l'étalement urbain. Faute de moyens, ne tranchant pas sur des limites précises, se chargeant de fonctions fluctuantes, la Ceinture verte est restée à l'état de projet flou. Dans le même temps, l'espace de la Ceinture verte n'a eu de cesse d'être investi par des attentes environnementales des citadins : quête d'un cadre de vie et de loisirs proches de la « nature », préoccupations en faveur de la biodiversité, recherche de services écosystémiques.

Cette thèse montre le poids de ces attentes socio-environnementales sur la végétation, la territorialisation à laquelle elle participe ou la déterritorialisation dont elle est le symptome, selon qu'elle est désirée ou délaissée. En observant les caractéristiques très anthropiques de la flore, cette thèse donne donc à voir la dimension sociale de la végétation en Ceinture verte, par-delà les velléités environnementales. Pour y parvenir, elle recourt à des méthodes géomatiques, d'analyse paysagère et de biogéographie (*via* des analyses statistiques multivariées de données botaniques originales), dans le cadre renouvelé d'une géographie environnementale qui participe indissociablement de la géographie physique et de la géographie humaine. En Ceinture verte, la question environnementale est d'abord un instrument de l'aménagement urbain contribuant à la qualité du cadre de vie au sein des espaces les plus favorisés (la vallée de Chevreuse est ici prise en exemple), et à la mise en ordre urbaine des espaces les moins bien intégrés à la métropole (la Plaine de Pierrelaye en est une illustration). Se construit ainsi à la périphérie de Paris une nature domestiquée, jardinée, urbanisée.

Mots-clés : ceinture verte, Île-de-France, végétation, paysage, territoire, attentes socio-environnementales citadines

Vegetation geography in the surroundings of Paris : the case of the Île-de-France Green belt. **Landscape fragmentation, socio-environmental issues, territorial (de)constructions**

Summary

In the surroundings of Paris, between the urban heart and the rural outer ring, between the city and the countryside, lies an hybrid area mainly composed of vegetation spaces – woodland, cropland, spontaneous vegetation – which are fragmented by the urban sprawl. In the early 1980's, the Île-de-France regional Council sought to protect those in-between spaces by promoting a Green belt. In the case of Paris, due to a lack of law support, confusions in the boundaries and evolving functions, the implementation of this planning tool, developed to contain urban sprawl along the 20th century, failed. Meanwhile, the area of the Green belt has never stopped gaining environmental attention from city dwellers. There, they especially seek a quality of life and leasures in « natural » landscapes, they are concerned about biodiversity preservation, they wish to benefit from ecosytem services.

This thesis shows the impact of socio-environmental expectations on vegetation spaces by shaping or dismantling territories, depending on the attractiveness of the vegetation or its neglect. Hence, by highlighting the anthropogenic characteristics of plants, our work shows the social dimension of vegetation, despite the environmental intentions. Geomatic methods, landscape analysis and biogeography methods (statistical analysis of botanical data) are conveyed in the spirit of a renewed environmental geography which mingles physical and human geography. In the Île-de-France Green belt, environmental issues serve urban planning objectives, *i.e.* contribute to the quality of life in the wealthier parts (Vallée de Chevreuse is used as an example here) and put into urban order the less integrated areas (Plaine de Pierrelaye illustrates this aspect). As a result, a domesticated, gardened, even urbanised type of nature is being created in the surroudings of Paris.

Key-words : green belt, Île-de-France, vegetation, landscape, territory, socio-environmental expectations from city dwellers

Université Paris 13 – Sorbonne-Paris-Cité / École doctorale Érasme / Laboratoire Pléiade
EA7338 / 99, avenue Jean-Baptiste Clément, 93430 Villetaneuse

Géographie de la végétation aux environs de Paris :
le cas de la Ceinture verte d'Île-de-France
Fragmentation paysagère, enjeux socio-environnementaux, (dé)constructions territoriales

Fabien Roussel

Annexes

Annexe 1 : Liste des espèces collectées

Annexe 2 : Photographies des stations où ont été réalisés les relevés botaniques

Annexe 3 : Publications scientifiques parues ou acceptées

Thèse de Géographie
présentée pour obtenir le grade
de Docteur de l'Université Paris 13 – Sorbonne-Paris-Cité

ANNEXE 1 : LISTE DES ESPECES COLLECTEES

Espèces ligneuses

Nom scientifique	Nom commun	Famille	Type biologique (d'après CATMINAT)	Chorologie (d'après CATMINAT)	Statut en Île-de-France (d'après Jauzein et Nawrot, 2011)	Abondance en Île-de-France (d'après Jauzein et Nawrot 2011) *	Nombre d'occurrences	% de l'espèce sur 252 relevés
Acer campestre	Erable champêtre	Acéracées	Phanérophyte	Eurasiatique méridionale	Indigène	CC	**29**	11,5
Acer negundo	Erable negundo	Acéracées	Phanérophyte	Nord-américaine	Naturalisée	PC	**2**	0,8
Acer platanoides	Erable plane	Acéracées	Phanérophyte	Eurasiatique continentale	Naturalisée	CC	**54**	21,4
Acer pseudoplatanus	Erable sycomore	Acéracées	Phanérophyte	Eurocaucasienne	Naturalisée	CC	**116**	46,0
Acer saccharinum	Erable argenté	Acéracées	Phanérophyte	?	?	?	**1**	0,4
Aesculus hippocastanum	Marronnier	Hippocastanacées	Phanérophyte	Européenne centro-méridionale	Subspontanée	?	**14**	5,6
Ailanthus altissima	Ailante	Simaroubacées	Phanérophyte	Asiatique sud orientale	Naturalisée invasive	AC	**4**	1,6
Alnus cordata	Aulne de Corse	Betulacées	Phanérophyte	Subméditerranéenne	Subspontanée	?	**1**	0,4
Alnus glutinosa	Aulne glutineux	Betulacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**24**	9,5
Betula pubescens	Bouleau pubescent	Betulacées	Phanérophyte	Eurosibérienne	Indigène	C	**6**	2,4
Betula verrucosa	Bouleau verruqueux	Betulacées	Phanérophyte	Eurosibérienne	Indigène	CC	**41**	16,3
Buddleja davidii	Arbre aux papillons	Scrophulariacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Naturalisée invasive	C	**12**	4,8
Buxus sempervirens	Buis	Buxacées	Phanérophyte sempervirent	Paléotempérée	Naturalisée (archéophyte)	AR	**2**	0,8
Calluna vulgaris	Callune	Ericacées	Chaméphyte sempervirent	Circumboréale	Indigène	AC	**4**	1,6
Carpinus betulus	Charme	Betulacées	Phanérophyte	Médio-européenne	Indigène	CC	**77**	30,6
Castanea sativa	Chataigner	Fagacées	Phanérophyte	Sud-est européen	Naturalisée (archéophyte)	C	**79**	31,3
Clematis vitalba	Clématite	Renonculacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**52**	20,6
Cornus mas	Cornouiller mâle	Cornacée	Phanérophyte	Européenne méridionale	Indigène	PC	**4**	1,6
Cornus sanguinea	Cornouiller sanguin	Cornacée	Phanérophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**53**	21,0
Cornus sericea	Cornouiller soyeux	Cornacée	Phanérophyte	?	Subspontanée	?	**5**	2,0
Corylus avellana	Noisetier	Betulacées	Phanérophyte	Eurocaucasienne	Indigène	CC	**88**	34,9
Cotoneaster lacteus	Cotonéaster laiteux	Rosacées	Phanérophyte sempervirent	Asiatique orientale	Subspontanée	?	**3**	1,2
Cotoneaster salsifolius	Cotonéaster à feuilles de saule	Rosacées	Phanérophyte sempervirent	Asiatique orientale	Subspontanée	?	**1**	0,4
Crataegus laevigata	Aubépine épineuse	Rosacées	Phanérophyte	Centro-européenne	Indigène	C	**2**	0,8
Cratægus monogyna	Aubépine monogyne	Rosacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**114**	45,2
Cupressus sempervirens	Cyprès d'Italie	Cupressacées	Phanérophyte sempervirent	Européenne orientale, Asiatique occidentale	Subspontanée	?	**1**	0,4
Cytisus scoparius	Genêt à balais	Fabacées	Phanérophyte	Européenne	Indigène/naturalisée	CC	**12**	4,8
Daphne laureola	Lauréole	Thyméléacées	Phanérophyte sempervirent	Paléotempérée	Indigène	AC	**3**	1,2
Elaeagnus ebbingei	Chalef de Ebbing	Elaeagnacées	Phanérophyte sempervirent	?	Subspontanée	?	**1**	0,4

Erica cinerea	Bruyère cendrée	Ericacées	Chaméphyte sempervirent	Méditerranéo-atlantique	Indigène	AC	**3**	1,2
Euonymus europaeus	Fusain d'Europe	Celastracées	Phanérophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**26**	10,3
Fagus sylvatica	Hêtre	Fagacées	Phanérophyte	Médio-européenne	Indigène/naturalisée	C	**24**	9,5
Ficus carica	Figuier	Moracée	Phanérophyte sempervirent	?	Subspontanée	?	**1**	0,4
Frangula alnus	Bourdaine	Rhamnacées	Phanérophyte	Eurocaucasienne	Indigène	AC	**7**	2,8
Fraxinus angustisifolia	Frêne à feuilles étroite	Oléacées	Phanérophyte	Européenne centro-méridionale	Néo-indigène	?	**1**	0,4
Fraxinus excelsior	Frêne commun	Oléacées	Phanérophyte	Européenne	Indigène	CC	**134**	53,2
Hedera helix	Lierre grimpant	Araliacées	Phanérophyte sempervirent	Paléotempérée	Indigène	CC	**117**	46,4
Ilex aquifolium	Houx	Aquifoliacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**58**	23,0
Juglans regia	Noyer commun	Juglandacées	Phanérophyte	Eurasiatique orientale	Naturalisée (archéophyte)	AC	**34**	13,5
Laburnum anagyroides	Cytise	Fabacées	Phanérophyte	Européenne centro-méridionale	Naturalisée	AC	**5**	2,0
Ligustrum ovalifolium	Troène de Californie	Oléacées	Phanérophyte	Asiatique orientale	Subspontanée	?	**1**	0,4
Ligustrum vulgare	Troène	Oléacées	Phanérophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**42**	16,7
Lonicera periclymenum	Chèvrefeuille des bois	Caprifoliacées	Phanérophyte	Ouest-européenne	Indigène	CC	**61**	24,2
Lonicera pileata	Chèvrefeuille à cupule	Caprifoliacées	Phanérophyte	Asiatique orientale	Subspontanée	?	**4**	1,6
Lonicera xylosteum	Camérisier à balais	Caprifoliacées	Phanérophyte	Eurasiatique	Indigène	C	**8**	3,2
Malus sylvestris	Pommier sauvage	Rosacées	Phanérophyte	Eurocaucasienne	Indigène	PC	**17**	6,7
Mespilus germanica	Néflier	Rosacées	Phanérophyte	Eurasiatique méridionale	Indigène (archéophyte)	PC	**2**	0,8
Parthenocissus quinquefolia	Vigne vierge	Vitacées	Phanérophyte	Nord-américaine	Naturalisée	AR	**9**	3,6
Picea abies	Epicéa commun	Pinacées	Phanérophyte sempervirent	Circumboréale	Subspontanée	?	**3**	1,2
Pinus nigra	Pin noir	Pinacées	Phanérophyte sempervirent	Européenne continentale	Subspontanée	?	**5**	2,0
Pinus sylvestris	Pin sylvestre	Pinacées	Phanérophyte sempervirent	Eurasiatique	Naturalisée	C	**3**	1,2
Platanus hybrida	Platane	Platanacées	Phanérophyte	?	Plantée	?	**1**	0,4
Populus canadensis	Peuplier du Canada	Salicacées	Phanérophyte	?	Plantée	?	**4**	1,6
Populus canescens	Peuplier grisard	Salicacées	Phanérophyte	?	Plantée	?	**2**	0,8
Populus tremula	Tremble	Salicacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**23**	9,1
Prunus avium	Merisier	Rosacées	Phanérophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**69**	27,4
Prunus cerasifera	Myrobolan	Rosacées	Phanérophyte	Introduite	Naturalisée	?	**8**	3,2
Prunus cerasus	Griottier acide	Rosacées	Phanérophyte	Eurasiatique	Naturalisée	R	**1**	0,4
Prunus laurocerasus	Laurier-cerise	Rosacées	Phanérophyte sempervirent	Européenne orientale	Naturalisée	PC	**39**	15,5
Prunus malaheb	Cerisier de Sainte-Lucie	Rosacées	Phanérophyte	Européenne méridionale	Archéophyte	AC	**13**	5,2
Prunus serotina	Cerisier tardif	Rosacées	Phanérophyte	Nord-américaine	Naturalisée invasive	AR	**21**	8,3
Prunus spinosa	Prunellier	Rosacées	Phanérophyte	Eurocaucasienne	Indigène	CC	**45**	17,9
Pseudotsuga menziesii	Pin Douglas	Pinacées	Phanérophyte sempervirent	Nord-américaine	Subspontanée	?	**1**	0,4
Pyracantha coccinea	Buisson ardent	Rosacées	Phanérophyte sempervirent	?	Subspontanée	?	**3**	1,2
Pyrus cordata	Poirier à feuilles en cœur	Rosacées	Phanérophyte	Subatlantique	Archéophyte	?	**7**	2,8
Pyrus pyraster	Poirier commun	Rosacées	Phanérophyte	Eurocaucasienne	Archéophyte	?	**3**	1,2
Quercus petraea	Chêne sessile	Fagacées	Phanérophyte	Subméditerranéenne	Indigène/naturalisée	C	**44**	17,5
Quercus robur	Chêne pédonculé	Fagacées	Phanérophyte	Eurocaucasienne	Indigène/naturalisée	CC	**75**	29,8

Quercus rubra	Chêne rouge	Fagacées	Phanérophyte	Nord-américaine	Plantée	?	**1**	0,4
Rhamnus catharticus	Neprun purgatif	Rhamnacées	Phanérophyte	Eurasiatique	Indigène	AC	**14**	5,6
Ribes rubrum	Groseillier rouge	Grossulariacées	Phanérophyte	Médio-européenne	Indigène (archéophyte)	CC	**47**	18,7
Ribes uva-crispa	Groseillier à maquereau	Grossulariacées	Phanérophyte	Eurasiatique	Indigène (archéophyte)	AC	**1**	0,4
Robinia pseudacacia	Robinier faux acacia	Fabacées	Phanérophyte	Nord-américaine	Naturalisée invasive	CC	**43**	17,1
Rosa arvensis	Rosier des champs	Rosacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**25**	9,9
Rosa canina	Rosier des chiens / églantier	Rosacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**34**	13,5
Rubus cæsius	Ronce bleuâtre	Rosacées	Phanérophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**129**	51,2
Rubus fruticosus	Ronce commune	Rosacées	Phanérophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**113**	44,8
Rubus idæus	Framboisier	Rosacées	Phanérophyte	Circumboréale	Indigène/naturalisée	PC	**7**	2,8
Rubus ulmifolius	Ronce à feuilles d'orme	Rosacées	Phanérophyte	Méditerranéo-atlantique	Indigène	?	**6**	2,4
Ruscus aculeatus	Fragon petit houx	Asparagacées	Phanérophyte sempervirent	Médio-européenne	Indigène	PC	**9**	3,6
Salix alba	Saule blanc	Salicacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**16**	6,3
Salix aurita	Saule à oreillettes	Salicacées	Phanérophyte	Eurasiatique	Indigène	AR	**1**	0,4
Salix caprea	Saule marsault	Salicacées	Phanérophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**17**	6,7
Salix cinerea	Saule cendré	Salicacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**28**	11,1
Salix fragilis	Saule fragile	Salicacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	PC	**17**	6,7
Salix triandra	Saule à trois étamines	Salicacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	AR	**1**	0,4
Salix viminalis	Saule des vanniers	Salicacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	PC	**4**	1,6
Sambucus nigra	Sureau noir	Adoxacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**87**	34,5
Solanum dulcamara	Morelle douce amère	Solanacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**28**	11,1
Sorbus aucuparia	Sorbier des oiseleurs	Rosacées	Phanérophyte	Européenne	Indigène	AC	**27**	10,7
Sorbus torminalis	Alisier torminal	Rosacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**4**	1,6
Spartium junceum	Genêt d'Espagne	Fabacées	Phanérophyte	Européenne méridionale	Subspontanée	?	**1**	0,4
Symphoricarpos albus	Symphorine blanche	Caprifoliacées	Phanérophyte	Nord-américaine	Subspontanée	AC	**3**	1,2
Syringa vulgaris	Lilas commun	Oléacées	Phanérophyte	Sud-est européen	Naturalisée	AR	**3**	1,2
Taxus baccata	If	Taxacées	Phanérophyte sempervirent	Paléotempérée	Naturalisée	PC	**22**	8,7
Thuja sp	Thuya	Cupressacées	Phanérophyte sempervirent	?	Subspontanée	?	**2**	0,8
Tilia cordata	Tilleul à petites feuilles	Malvacées	Phanérophyte	Eurasiatique	Indigène/naturalisée	C	**17**	6,7
Tilia platyphyllos	Tilleul à grandes feuilles	Malvacées	Phanérophyte	Eurasiatique	Indigène/naturalisée	AC	**14**	5,6
Ulmus glabra	Orme de montagne	Ulmacées	Phanérophyte	Eurocaucasienne	Naturalisée	PC	**8**	3,2
Ulmus minor	Orme champêtre	Ulmacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène/naturalisée	CC	**46**	18,3
Vaccinium myrtillus	Myrtille	Ericacées	Chaméphyte	Circumboréale	Indigène	R	**4**	1,6
Viburnum lantana	Viorne lantane	Adoxacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**9**	3,6
Viburnum opulus	Viorne obier	Adoxacées	Phanérophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**6**	2,4
Viburnum rhytidophyllum	Viorne à feuilles ridées	Adoxacées	Phanérophyte	?	Subspontanée	?	**2**	0,8
Vinca major	Grande pervenche	Apocynacées	Chaméphyte	Subméditerranéenne	Subspontanée	?	**1**	0,4
Vinca minor	Petite pervenche	Apocynacées	Chaméphyte	Médio-européenne	Indigène	AC	**1**	0,4

* exceptionnel (RRR), très rare (RR), rare (R), assez rare (AR), peu commun (PC), assez commun (AC), commun (C), très commun (CC).

Herbacées vivaces

Nom scientifique	Nom commun	Famille	Type biologique	Chorologie	Statut en Île-de-France (d'après Jauzein et Nawrot, 2011)	Abondance en Île-de-France (d'après Jauzein et Nawrot 2011)	Nombre d'occurrences	% de l'espèce sur 252 relevés
Achillea millefolium	Achillée millefeuille	Astéracées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**27**	10,7
Aegopodium podagraria	Podagraire	Apiacées	Hémicryptophyte/géophyte	Eurosibérienne	Archéophyte	PC	**1**	0,4
Agrimonia eupatoria	Aigremoine eupatoire	Rosacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**12**	4,8
Agrimonia procera	Aigremoine odorante	Rosacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	PC	**6**	2,4
Agrostis capillaris	Agrostide commune	Poacées	Hémicryptophyte	Circumboréale	Indigène	CC	**35**	13,9
Agrostis stolonifera	Agrostide stolonifère	Poacées	Hémicryptophyte	Circumboréale	Indigène	CC	**47**	18,7
Ajuga reptans	Bugle rampante	Lamiacées	Hémicryptophyte	Eurocaucasienne	Indigène	CC	**17**	6,7
Alcea rosea	Rose trémière	Malvacées	Hémicryptophyte	Subcosmopolite	Sténonaturalisée	R	**1**	0,4
Allium ursinum	Ail des ours	Amaryllidacée	Géophyte	Eurasiatique tempérée	Indigène	AR	**3**	1,2
Allium vineale	Ail des vignes	Amaryllidacée	Géophyte	Européenne méridionale	Indigène (archéophyte)	C	**1**	0,4
Alopecurus pratensis	Vulpin des prés	Poacées	Hémicryptophyte	Eurosibérienne	Indigène	AC	**12**	4,8
Anacamptis pyramidalis	Orchis pyramidal	Orchidacées	Géophyte	Paléotempérée	Indigène	PC	**2**	0,8
Anemone nemorosa	Anémone des bois	Renonculacées	Géophyte	Européenne	Indigène	C	**14**	5,6
Angelica sylvestris	Angélique des bois	Apiacées	Hémicryptophyte	Eurosibérienne	Indigène	C	**16**	6,3
Anthoxanthum odoratum	Flouve odorante	Poacées	Hémicryptophyte	Médio-européenne	Indigène	C	**8**	3,2
Anthriscus sylvestris	Cerfeuil des bois	Apiacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**25**	9,9
Aquilegia vulgaris	Ancolie commune	Renonculacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	AR	**1**	0,4
Arrhenatherum elatius	Fromental élevé	Poacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène/naturalisée	CC	**70**	27,8
Artemisia verlotiorum	Armoise des frères Verlot	Astéracées	Géophyte	Asiatique orientale	Naturalisée	PC	**1**	0,4
Artemisia vulgaris	Armoise commune	Astéracées	Hémicryptophyte/géophyte	Subcosmopolite tempérée	Indigène	CC	**60**	23,8
Arum italicum	Gouet d'Italie	Aracées	Géophyte	Subméditerranéenne	Naturalisée	AC	**2**	0,8
Arum maculatum	Gouet tacheté	Aracées	Géophyte	Médio-européenne	Indigène	CC	**24**	9,5
Asparagus officinalis	Asperge officinale	Asparagacées	Géophyte	Subméditerranéenne	Naturalisée (archéophyte)	C	**8**	3,2
Asplenium adiantum-nigrum	Doradille noire	Aspleniacées	Hémicryptophyte	Subcosmopolite	Indigène	PC	**1**	0,4
Asplenium scolopendrium	Scolopendre	Aspleniacées	Hémicryptophyte	Holarctique	Indigène	AC	**10**	4,0
Athyrium filix-femina	Fougère femelle	Athyriacées	Hémicryptophyte	Circumboréale	Indigène	AC	**8**	3,2
Atropa belladona	Belladonne	Solanacées	Hémicryptophyte	Circumboréale	Indigène	RR	**1**	0,4
Ballota nigra	Ballote fétide	Lamiacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène (archéophyte)	C	**2**	0,8
Barbarea vulgaris	Barbarée commune	Brassicacées	Hémicryptophyte bisannuel	Eurosibérienne	Indigène	C	**2**	0,8
Bellis perennis	Paquerette	Astéracées	Hémicryptophyte	Eurocaucasienne	Indigène	CC	**15**	6,0
Berula erecta	Petite berle	Apiacées	Hélogéophyte	Circumboréale	Indigène	PC	**1**	0,4

Brachypodium pinnatum	Brachypode penné	Poacées	Hémicryptophyte	Subméditerranéenne	Indigène	CC	**2**	0,8
Brachypodium sylvaticum	Brachypode des bois	Poacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**51**	20,2
Bromus inermis	Brome sans arrête	Poacées	Hémicryptophyte/géophyte	Eurosibérienne	Subspontanée	PC	**2**	0,8
Bryonia cretica	Bryone	Cucurbitacées	Géophyte lianescent	Paléotempérée	Indigène	CC	**15**	6,0
Bupleurum falcatum	Buplèvre à feuilles en faux	Apiacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	AC	**1**	0,4
Calamagrostis epigeios	Calamagrostide commune	Poacées	Hémicryptophyte/géophyte	Eurosibérienne	Indigène	C	**19**	7,5
Callitriche stagnalis	Callitriche des eaux stagnantes	Plantaginacées	Hydrophyte	Subcosmopolite	Indigène	C	**1**	0,4
Caltha palustris	Populage des marais	Renonculacées	Hélohémicryptophyte	Circumboréale	Indigène	AC	**1**	0,4
Campanula rapunculus	Campanule raiponce	Campanulacées	Hémicryptophyte bisannuel	Paléotempérée	Indigène	C	**13**	5,2
Carex acuta	Laîche aiguë	Cypéracées	Hélogéophyte	Paléotempérée	Indigène	AR	**4**	1,6
Carex acutiformis	Laîche des marais	Cypéracées	Hélogéophyte	Eurasiatique	Indigène	C	**6**	2,4
Carex cuprina	Laîche cuivrée	Cypéracées	Hémicryptophyte	Eurasiatique méridionale	Indigène	AC	**1**	0,4
Carex digitata	Laîche digitée	Cypéracées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	RRR	**1**	0,4
Carex divulsa	Laîche à utricules divergents	Cypéracées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**4**	1,6
Carex echinata	Laîche étoilée	Cypéracées	Hémicryptophyte	Subméditerranéenne	Indigène	R	**2**	0,8
Carex flacca	Laîche glauque	Cypéracées	Hémicryptophyte/géophyte	Eurasiatique	Indigène	C	**1**	0,4
Carex hirta	Laîche hérissée	Cypéracées	Hémicryptophyte/géophyte	Eurocaucasienne	Indigène	C	**4**	1,6
Carex ovalis	Laîche à épis ovales	Cypéracées	Hémicryptophyte	Eurosibérienne	Indigène	PC	**1**	0,4
Carex pallescens	Laîche pâle	Cypéracées	Hémicryptophyte	Eurosibérienne	Indigène	PC	**3**	1,2
Carex paniculata	Laîche paniculée	Cypéracées	Hélohémicryptophyte	Eurocaucasienne	Indigène	PC	**3**	1,2
Carex pendula	Laîche à épis pendants	Cypéracées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	AC	**17**	6,7
Carex pilulifera	Laîche à pilules	Cypéracées	Hémicryptophyte	Européenne	Indigène	C	**17**	6,7
Carex remota	Laîche à épis espacés	Cypéracées	Hémicryptophyte	Eurocaucasienne	Indigène	AC	**8**	3,2
Carex riparia	Laîche des rives	Cypéracées	Hélogéophyte	Eurasiatique	Indigène	C	**2**	0,8
Carex rostrata	Laîche à ampoules	Cypéracées	Hélogéophyte	Circumboréale	Indigène	RR	**3**	1,2
Carex sylvatica	Laîche des bois	Cypéracées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**39**	15,5
Catabrosa aquatica	Catabrose aquatique	Poacées	Hélo-hémicryptophyte	Circumboréale	Indigène	RRR	**1**	0,4
Centaurea jacea	Centaurée des prés	Astéracées	Hémicryptophyte	Ouest-européenne	Indigène	AC	**6**	2,4
Cephalanthera damasonium	Céphalanthère à grandes fleurs	Orchidacées	Géophyte	Paléotempérée	Indigène	PC	**4**	1,6
Cerastium arvense	Céraiste des champs	Caryophyllacées	Chaméphyte herbacé	Paléotempérée/subcosmopolite	Indigène	PC	**1**	0,4
Chelidonium majus	Grande chélidoine	Papavéracées	Hémicryptophyte	Circumboréale	Indigène	CC	**19**	7,5
Cichorium intybus	Chicorée amère	Astéracées	Hémicryptophyte	Eurasiatique méridionale	Archéophyte	C	**1**	0,4
Circaea lutetiana	Circée de Paris	Onagracées	Géophyte	Circumboréale	Indigène	C	**42**	16,7
Cirsium arvense	Cirse des champs	Astéracées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**85**	33,7
Cirsium oleraceum	Cirse maraîcher	Astéracées	Hémicryptophyte	Eurasiatique septentrionale	Indigène	AC	**5**	2,0
Cirsium palustre	Cirse des marais	Astéracées	Hémicryptophyte bisannuel	Eurasiatique	Indigène	C	**24**	9,5
Clinopodium vulgare	Clinopode commun	Lamiacées	Hémicryptophyte/chaméphyte herbacé	Paléotempérée	Indigène	C	**5**	2,0
Convallaria maialis	Muguet	Asparagacées	Géophyte	Circumboréale	Indigène	AC	**13**	5,2

Convolvulus arvensis	Liseron des champs	Convolvulacées	Géophyte lianescent	Paléotempérée/sub cosmopolite	Indigène	CC	**68**	27,0
Convolvulus sepium	Liseron des haies	Convolvulacées	Géophyte lianescent	Paléotempérée	Indigène	CC	**21**	8,3
Coronilla varia	Coronille bigarée	Fabacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique méridionale	Indigène	C	**2**	0,8
Crepis bursifolia	Crépis à feuilles de capselle	Astéracées	Hémicryptophyte/thérophyte	Sub-méditerranéenne	Sténonaturalisée	RR	**2**	0,8
Cruciata laevipes	Gaillet croisette	Rubiacées	Hémicryptophyte/géophyte	Eurasiatique	Indigène	C	**4**	1,6
Cynara cardunculus	Cardon	Astéracées	Hémicryptophyte	Méditerranéenne	Subspontanée	?	**2**	0,8
Cynodon dactylon	Chiendent-pied-de-poule	Poacées	Géophyte	Cosmopolite	Indigène	AC	**2**	0,8
Cynosurus cristatus	Crételle	Poacées	Hémicryptophyte	Eurocaucasienne	Indigène	PC	**1**	0,4
Dactylis glomerata	Dactyle aggloméré	Poacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée/sub cosmopolite	Indigène/naturalisée	CC	**87**	34,5
Danthonia decumbens	Danthonie décombante	Poacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	PC	**1**	0,4
Deschampsia cespitosa	Canche cespiteuse	Poacées	Hémicryptophyte	Subcosmopolite	Indigène	AC	**5**	2,0
Deschampsia flexuosa	Canche flexueuse	Poacées	Hémicryptophyte	Subcosmopolite tempérée	Indigène	C	**12**	4,8
Digitalis purpurea	Digitale pourpre	Plantaginacées	Hémicryptophyte bisannuel	Paléotempérée	Indigène	AC	**8**	3,2
Diplotaxis tenuifolia	Diplotaxe à feuilles ténues	Brassicacées	Chaméphyte suffrutescent	Sub-méditerranéenne	Archéophyte	AC	**3**	1,2
Dryopteris carthusiana	Dryoptéris de Chartreuse	Dryopteridacées	Hémicryptophyte	Holarctique	Indigène	C	**15**	6,0
Dryopteris dilatata	Dryoptéris dilaté	Dryopteridacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique tempérée	Indigène	AC	**19**	7,5
Dryopteris filix-mas	Fougère mâle	Dryopteridacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**58**	23,0
Echium vulgare	Vipérine commune	Boraginacées	Hémicryptophyte bisannuel	Européenne	Indigène	C	**3**	1,2
Eleocharis palustris	Scirpe des marais	Cypéracées	Hélogéophyte	Subcosmopolite	Indigène	AC	**1**	0,4
Elymus caninus	Chiendent des chiens	Poacées	Hémicryptophyte	Circumboréale	Indigène	PC	**3**	1,2
Elytrigia campestris	Chiendent des champs	Poacées	Géophyte	Méditerranéo-atlantique	Néo-indigène	R	**1**	0,4
Elytrigia repens	Chiendent rampant	Poacées	Géophyte	Circumboréale	Indigène	CC	**19**	7,5
Epilobium ciliatum	Epilobe cilié	Onagracées	Hémicryptophyte/thérophyte hivernal	Nord-américaine	Naturalisée	AC	**11**	4,4
Epilobium hirsutum	Epilobe hérissé	Onagracées	Hémicryptophyte/géophyte	Paléotempérée/sub cosmopolite	Indigène	CC	**31**	12,3
Epilobium lanceolatum	Epilobe à feuilles lancéolées	Onagracées	Hémicryptophyte/thérophyte hivernal	Paléotempérée	Indigène	RR	**3**	1,2
Epilobium montanum	Epilobe des montagnes	Onagracées	Hémicryptophyte/thérophyte hivernal	Eurasiatique	Indigène	AC	**10**	4,0
Epilobium tetragonum	Epilobe à quantre angles	Onagracées	Hémicryptophyte/thérophyte hivernal	Paléotempérée	Indigène	CC	**34**	13,5
Epipactis helleborine	Epipactis à larges feuilles	Orchidacées	Géophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**2**	0,8
Equisetum arvense	Prêle des champs	Equisétacées	Géophyte	Circumboréale	Indigène	CC	**25**	9,9
Equisetum telmateia	Grande prêle	Equisétacées	Géophyte	Circumboréale	Indigène	PC	**3**	1,2
Erigeron annuus	Erigéron annuel	Astéracées	Hémicryptophyte bisannuel	Nord-américaine	Naturalisée	C	**2**	0,8
Eryngium campestre	Panicaut champêtre	Apiacées	Hémicryptophyte/géophyte	Cosmopolite	Indigène	C	**2**	0,8
Eupatorium canabinum	Eupatoire chanvrine	Astéracées	Hémicryptophyte	Eurasiatique méridionale	Indigène	CC	**21**	8,3
Euphorbia amygdaloides	Euphorbe faux amandier	Euphorbiacées	Chaméphyte herbacé	Paléotempérée	Indigène	C	**14**	5,6
Euphorbia cyparissias	Euphorbe petit cyprès	Euphorbiacées	Hémicryptophyte/géophyte	Paléotempérée	Indigène	AC	**3**	1,2
Festuca filiformis	Fétuque capillaire	Poacées	Hémicryptophyte	Subatlantique	Indigène	PC	**2**	0,8
Festuca	Fétuque à	Poacées	Hémicryptophyte	Médio-européenne	Indigène	AC	**5**	2,0

heterophylla	feuilles variables							
Festuca lemanii	Fétuque de Léman	Poacées	Hémicryptophyte	Subatlantique	Indigène	PC	**1**	0,4
Festuca rubra	Fétuque rouge	Poacées	Hémicryptophyte	Subcosmopolite	Indigène/naturalisée	CC	**14**	5,6
Ficaria verna	Ficaire	Renonculacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**11**	4,4
Filipendula ulmaria	Reine des prés	Rosacées	Hémicryptophyte (Hélo-)	Paléotempérée	Indigène	C	**16**	6,3
Foeniculum vulgare	Fenouil commun	Apiacées	Hémicryptophyte/thérophyte	Cosmopolite	Naturalisée (archéophyte)	PC	**1**	0,4
Fragaria vesca	Fraisier sauvage	Rosacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique occidentale	Indigène	CC	**17**	6,7
Galega officinalis	Sainfoin d'Espagne	Fabacées	Hémicryptophyte	Centro-européenne	Naturalisée	AC	**1**	0,4
Galium mollugo	Gaillet blanc	Rubiacées	Hémicryptophyte/géophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**8**	3,2
Galium palustre	Gaillet des marais	Rubiacées	Hélogéophyte	Paléotempérée	Indigène	AC	**3**	1,2
Galium uliginosum	Gaillet des fanges	Rubiacées	Hélogéophyte	Eurosibérienne	Indigène	PC	**5**	2,0
Galium verum	Gaillet vrai	Rubiacées	Hémicryptophyte/géophyte	Eurasiatique	Indigène	C	**2**	0,8
Geranium pyreneanicum	Géranium des Pyrénées	Géraniacées	Hémicryptophyte/thérophyte hivernal	Paléotempérée	Néo-indigène	CC	**9**	3,6
Geranium sanguineum	Géranium sanguin	Géraniacées	Hémicryptophyte	Eurocaucasienne	Indigène	AR	**1**	0,4
Geranium striatum	Géranium bigaré	Géraniacées	Hémicryptophyte	Européenne méridionale	Naturalisée	?	**1**	0,4
Geum urbanum	Benoîte commune	Rosacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**108**	42,9
Glechoma hederacea	Lierre terrestre	Lamiacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**84**	33,3
Glyceria declinata	Glycérie dentée	Poacées	Hélo-hémicryptophyte	Ouest-européenne	Indigène	AR	**1**	0,4
Glyceria fluitans	Glycérie flottante	Poacées	Hélo-hémicryptophyte	Eurocaucasienne	Indigène	AC	**1**	0,4
Glyceria maxima	Grande glycérie	Poacées	Hélogéophyte	Circumboréale	Indigène	PC	**1**	0,4
Helminthotheca echioides	Picris fausse vipérine	Astéracées	Hémicryptophyte/thérophyte	Sub-méditerranéenne	Néo-indigène	CC	**23**	9,1
Heracleum sphondylium	Grande berce	Apiacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**70**	27,8
Hieracium laevigatum	Epervière lisse	Astéracées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	PC	**2**	0,8
Hieracium murorum	Epervière des murs	Astéracées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	AC	**2**	0,8
Hieracium sabaudum	Epervière de Savoie	Astéracées	Hémicryptophyte	Européenne subatlantique	Indigène	PC	**3**	1,2
Hieracium vulgatum	Epervière vulgaire	Astéracées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	AC	**1**	0,4
Holcus lanatus	Houlque laineuse	Poacées	Hémicryptophyte	Circumboréale	Indigène	CC	**53**	21,0
Holcus mollis	Houlque molle	Poacées	Géophyte	Circumboréale	Indigène	C	**17**	6,7
Humulus lupulus	Houblon	Cannabacées	Hémicryptophyte lianescent	Eurocaucasienne	Indigène	CC	**23**	9,1
Hyacinthoides non-scripta	Jacinthe des bois	Hyacinthacées	Géophyte	Atlantique	Indigène	C	**35**	13,9
Hylotelephium telephium	Orpin reprise	Crassulacées	Géophyte	Eurosibérienne	Indigène	PC	**1**	0,4
Hypericum maculatum	Millepertuis taché	Hypericacées	Hémicryptophyte	Médio-européenne	Indigène	PC	**5**	2,0
Hypericum perforatum	Millepertuis perforé	Hypericacées	Hémicryptophyte/géophyte/chaméphyte herbacé	Paléotempérée	Indigène	CC	**39**	15,5
Hypericum pulchrum	Millepertuis élégant	Hypericacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	AC	**8**	3,2
Hypochæris radicata	Porcelle glabre	Astéracées	Hémicryptophyte	Eurocaucasienne	Indigène	CC	**38**	15,1
Iris pseudacorus	Iris faux acore	Iridacées	Hélogéophyte	Eurasiatique tempérée	Indigène	CC	**10**	4,0
Isopyrum thalictroides	Isopyre faux pigamon	Renonculacées	Hémicryptophyte	Sud-européenne	Indigène	RR	**1**	0,4

Juncus acutiflorus	Jonc à tépales aigus	Joncacées	Hélogéophyte	Paléotempérée	Indigène	PC	**3**	1,2
Juncus compressus	Jonc à tiges comprimées	Joncacées	Géophyte (hélo-)	Circumboréale	Indigène	PC	**2**	0,8
Juncus conglomeratus	Jonc aggloméré	Joncacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	PC	**17**	6,7
Juncus effusus	Jonc épars	Joncacées	Hémicryptophyte	Subcosmopolite	Indigène	CC	**29**	11,5
Juncus glaucus	Jonc glauque	Joncacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**1**	0,4
Juncus subnodulosus	Jonc à tépales obtus	Joncacées	Hélogéophyte	Eurocaucasienne	Indigène	AR	**1**	0,4
Juncus tenuis	Jonc grêle	Joncacées	Hémicryptophyte	Nord-américaine/sub-cosmopolite	Naturalisée	C	**4**	1,6
Lactuca muralis	Laitue des murailles	Astéracées	Hémicryptophyte	Eurasiatique méridionale	Indigène	C	**5**	2,0
Lamium album	Lamier blanc	Lamiacées	Hémicryptophyte/géophyte	Eurasiatique tempérée	Indigène	CC	**24**	9,5
Lamium galeobdolon	Lamier jaune	Lamiacées	Hémicryptophyte	Eurocaucasienne	Indigène	C	**7**	2,8
Lamium maculatum	Lamier maculé	Lamiacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique tempérée	Indigène	R	**6**	2,4
Lathyrus latifolius	Gesse à larges feuilles	Fabacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Naturalisée	AC	**4**	1,6
Lathyrus pratensis	Gesse des prés	Fabacées	Hémicryptophyte/géophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**13**	5,2
Lepidium draba	Passerage drave	Brassicacées	Géophyte	Paléotempérée	Naturalisée	AC	**4**	1,6
Lepidium latifolium	Passerage à larges feuilles	Brassicacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Naturalisée	AR	**1**	0,4
Leucanthemum vulgare	Marguerite	Astéracées	Hémicryptophyte	Eurosibérienne	Indigène	AC	**14**	5,6
Linaria repens	Linaire rampante	Plantaginacées	Géophyte	Subatlantique	Indigène	PC	**1**	0,4
Linaria vulgaris	Linaire commune	Plantaginacées	Géophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**4**	1,6
Listera ovata	Listère ovale	Orchidacées	Géophyte	Eurasiatique	Indigène	C	**6**	2,4
Lolium perenne	Ivraie vivace	Poacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée/circumboréale	Indigène/naturalisée	CC	**42**	16,7
Lotus corniculatus	Lotier corniculé	Fabacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**10**	4,0
Lotus pedunculatus	Lotier des fanges	Fabacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	AC	**15**	6,0
Luzula forsteri	Luzule de Forster	Joncacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	AC	**1**	0,4
Luzula pilosa	Luzule poilue	Joncacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	AC	**2**	0,8
Lycopus europaeus	Lycope d'Europe	Lamiacées	Hémicryptophyte/géophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**10**	4,0
Lysimachia nummularia	Lysimaque nummulaire	Primulacées	Chaméphyte herbacé	Eurasiatique	Indigène	C	**2**	0,8
Lysimachia vulgaris	Lysimaque commune	Primulacées	Hélohémicryptophyte (Hélo)	Eurasiatique	Indigène	C	**5**	2,0
Lythrum salicaria	Salicaire	Lythracées	Hémicryptophyte (hélo-)	Subcosmopolite	Indigène	CC	**23**	9,1
Malva moschata	Mauve musquée	Malvacées	Hémicryptophyte	Sub-méditerranéenne	Indigène	AC	**2**	0,8
Medicago sativa	Luzerne cultivée	Fabacées	Hémicryptophyte	Cosmopolite (Est méditerranéenne)	Naturalisée (archéophyte)	CC	**4**	1,6
Melica uniflora	Mélique uniflore	Poacées	Hémicryptophyte/géophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**12**	4,8
Melilotus albus	Mélilot blanc	Fabacées	Hémicryptophyte bisannuel	Eurasiatique/subcosmopolite	Indigène (archéophyte)	C	**12**	4,8
Melilotus officinalis	Mélilot officinal	Fabacées	Hémicryptophyte bisannuel	Eurasiatique/subcosmopolite	Indigène (archéophyte)	AC	**3**	1,2
Mentha aquatica	Menthe aquatique	Lamiacées	Hémicryptophyte/géophyte (hélo-)	Paléotempérée	Indigène	C	**8**	3,2
Mentha arvensis	Menthe des champs	Lamiacées	Hémicryptophyte/géophyte	Circumboréale	Indigène	C	**2**	0,8
Mentha suaveolens	Menthe à feuilles rondes	Lamiacées	Hémicryptophyte/géophyte	Sub-méditerranéenne	Indigène	C	**22**	8,7
Mercurialis perennis	Mercuriale vivace	Euphorbiacées	Géophyte	Eurocaucasienne	Indigène	C	**13**	5,2
Milium effusum	Millet diffus	Poacées	Hémicryptophyte	Circumboréale	Indigène	AC	**4**	1,6

Myosotis scorpioides	Myosotis des marais	Boraginacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	AC	**2**	0,8
Myosotis sylvatica	Myosotis des bois	Boraginacées	Hémicryptophyte	Européenne septentrionale	Subspontanée	AR	**9**	3,6
Nasturtium officinale	Cresson des fontaines	Brassicacées	Hélohémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	AC	**1**	0,4
Oenothera biennis	Onagre bisanuelle	Onagracées	Hémicryptophyte bisannuel	Nord-américaine/sub-cosmopolite	Naturalisée	AR	**13**	5,2
Onobrychis viciifolia	Sainfoin cultivé	Fabacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique méridionale	Subspontanée	AR	**1**	0,4
Ononis spinosa	Bugrane rampante	Fabacées	Hémicryptophyte/chaméphyte suffrutescent	Eurosibérienne	Indigène	R	**2**	0,8
Ophrys apifera	Ophrys abeille	Orchidacées	Géophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**2**	0,8
Origanum vulgare	Origan commun	Lamiacées	Chaméphyte herbacé	Eurasiatique	Indigène	C	**2**	0,8
Orobanche sp	Orobanche	Orobanchacées	Géophyte	?	?	?	**8**	3,2
Parietaria judaica	Pariétaire de Judée	Urticacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**1**	0,4
Persicaria amphibia	Renouée amphibie	Polygonacées	Hydro/Hélo-géophyte	Subcosmopolite	Indigène	C	**1**	0,4
Petasites hybridus	Pétasite hybride	Astéracées	Géophyte	Eurasiatique	Archéophyte	R	**4**	1,6
Phalaris arundinacea	Baldingère	Poacées	Hélogéophyte	Circumboréale	Indigène	C	**13**	5,2
Phleum pratense	Fléole des prés	Poacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène/naturalisée	C	**10**	4,0
Phragmites australis	Roseau commun	Poacées	Hélogéophyte	Subcosmopolite	Indigène	C	**14**	5,6
Phytolacca americana	Raisin d'Amérique	Phytolaccacées	Géophyte/hémi-cryptophyte	Nord-américaine/Europe	Naturalisée	PC	**3**	1,2
Picris hieracioides	Picris fausse épervière	Astéracées	Hémicryptophyte/thérophyte	Eurosibérienne	Indigène	CC	**47**	18,7
Pimpinella saxifraga	Petit boucage	Apiacées	Hémicryptophyte	Eurocaucasienne	Indigène	AC	**1**	0,4
Plantago lanceolata	Plantain à feuilles lancéolées	Plantaginacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée/subcosmopolite	Indigène	CC	**1**	0,4
Plantago major	Plantain majeur	Plantaginacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique/sub-cosmopolite	Indigène	CC	**65**	25,8
Plantago media	Plantain moyen	Plantaginacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	AC	**17**	6,7
Platanthera chlorantha	Palanthère verdâtre	Orchidacées	Géophyte	Eurosibérienne	Indigène	C	**19**	7,5
Poa compressa	Pâturin comprimé	Poacées	Hémicryptophyte/géophyte	Circumboréale	Indigène/naturalisée	C	**2**	0,8
Poa nemoralis	Pâturin des bois	Poacées	Hémicryptophyte	Circumboréale	Indigène	CC	**26**	10,3
Poa pratensis	Pâturin des prés	Poacées	Hémicryptophyte	Subcosmopolite	Indigène/naturalisée	C	**22**	8,7
Poa trivialis	Pâturin commun	Poacées	Hémicryptophyte/thérophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**73**	29,0
Polygonatum multiflorum	Sceau de Salomon multiflore	Asparagacées	Géophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**60**	23,8
Polygonatum odoratum	Sceau de Salomon odorant	Asparagacées	Géophyte	Eurasiatique	Indigène	PC	**1**	0,4
Polypodium vulgare	Polypode commun	Polypodiacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique/circumboréale	Indigène	PC	**8**	3,2
Potentilla anserina	Potentille des oies	Rosacées	Hémicryptophyte	Subcosmopolite	Indigène	C	**10**	4,0
Potentilla indica	Fraisier des Indes	Rosacées	Hémicryptophyte	Asiatique orientale	Naturalisée	AC	**6**	2,4
Potentilla reptans	Potentille rampante	Rosacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**38**	15,1
Primula veris	Primevère officinale	Primulacées	Hémicryptophyte	Eurocaucasienne	Indigène	C	**7**	2,8
Prunella vulgaris	Brunelle commune	Lamiacées	Hémicryptophyte	Cosmopolite	Indigène	CC	**20**	7,9
Pteridium aquilinum	Fougère aigle	Dennstaedtiacées	Géophyte	Subcosmopolite	Indigène	C	**38**	15,1
Pulicaria dysenterica	Inule dysentérique	Astéracées	Géophyte/hémicryptophyte	Eurosibérienne	Indigène	C	**9**	3,6

Ranunculus acris	Renoncule âcre	Renonculacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**33**	13,1
Ranunculus auricomus	Renoncule tête d'or	Renonculacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	C	**5**	2,0
Ranunculus bulbosus	Renoncule bulbeuse	Renonculacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**1**	0,4
Ranunculus nemorosus	Renoncule des bois	Renonculacées	Hémicryptophyte	Européenne méridionale	Indigène	RR	**12**	4,8
Ranunculus repens	Renoncule rampante	Renonculacées	Hémicryptophyte	Holarctique (subcosmopolite)	Indigène	CC	**30**	11,9
Reseda lutea	Réséda jaune	Résédacées	Hémicryptophyte/thérophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**2**	0,8
Reseda luteola	Réséda jaunâtre	Résédacées	Hémicryptophyte bisannuel	Paléotempérée	Indigène	C	**5**	2,0
Reynoutria japonica	Renouée du Japon	Polygonacées	Géophyte	Asiatique orientale (subcosmopolite)	Naturalisée invasive	C	**19**	7,5
Rorippa sylvestris	Rorippe amphibie	Brassicacées	Géophyte	Paléotempérée	Indigène	AC	**1**	0,4
Rumex acetosa	Oseille des prés	Polygonacées	Hémicryptophyte	Circumboréale	Indigène	C	**15**	6,0
Rumex acetosela	Petite oseille	Polygonacées	Hémicryptophyte/géophyte	Circumboréale	Indigène	C	**7**	2,8
Rumex conglomeratus	Patience agglomérée	Polygonacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique occidentale	Indigène	C	**25**	9,9
Rumex crispus	Patience crépue	Polygonacées	Hémicryptophyte/géophyte	Subcosmopolite	Indigène	CC	**31**	12,3
Rumex hydrolapathum	Patience des eaux	Polygonacées	Hélo-hémicryptophyte	Médio-européenne	Indigène	PC	**5**	2,0
Rumex obtusifolius	Patience à feuilles obtuses	Polygonacées	Hémicryptophyte/géophyte	Eurocaucasienne (subcosmopolite)	Indigène	CC	**37**	14,7
Rumex patientia	Patience des moines	Polygonacées	Hémicryptophyte	Européenne orientale	Sténonaturalisée	RR	**1**	0,4
Rumex sanguineus	Patience sanguine	Polygonacées	Hémicryptophyte	Eurocaucasienne	Indigène	CC	**33**	13,1
Salvia pratensis	Sauge des prés	Lamiacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	AC	**1**	0,4
Sambucus ebulus	Sureau yèble	Adoxacées	Géophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**9**	3,6
Saponaria officinalis	Saponaire officinale	Caryophyllacées	Hémicryptophyte	Subcosmopolite	Archéophyte	AC	**2**	0,8
Schedonorus giganteus	Fétuque géante	Poacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	AC	**3**	1,2
Scirpus sylvaticus	Scirpe des bois	Cypéracées	Géophyte (hélo-)	Eurasiatique	Indigène	PC	**4**	1,6
Scorzoneroide autumnalis	Liondent d'automne	Astéracées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	AC	**4**	1,6
Scrophularia auriculata	Scrofulaire aquatique	Scrophulariacées	Hémicryptophyte (Hélo-)	Paléotempérée	Indigène	C	**19**	7,5
Scrophularia nodosa	Scrofulaire noueuse	Scrophulariacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**12**	4,8
Scutellaria galericulata	Scutellaire en casque	Lamiacées	Hémicryptophyte	Circumboréale	Indigène	AC	**1**	0,4
Senecio erucifolius	Séneçon à feuilles de roquette	Astéracées	Géophyte	Eurasiatique	Indigène	C	**32**	12,7
Senecio inaequidens	Séneçon du Cap	Astéracées	Chaméphyte suffrutescent /thérophyte	Sud-africaine, Europe occidentale et méridionale	Naturalisée invasive	AC	**3**	1,2
Senecio jacobea	Séneçon jacobée	Astéracées	Hémicryptophyte bisannuel	Paléotempérée	Indigène	CC	**10**	4,0
Silene alba	Compagnon blanc	Caryophyllacées	Hémicryptophyte/thérophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**44**	17,5
Silene dioica	Compagnon rouge	Caryophyllacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	AR	**1**	0,4
Silene flos-cuculi	Lychnide fleur de coucou	Caryophyllacées	Hémicryptophyte	Eurosibérienne	Indigène	PC	**4**	1,6
Silene nutans	Silène penché	Caryophyllacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	AR	**1**	0,4
Silene vulgaris	Silène enflé	Caryophyllacées	Hémicryptophyte/géophyte	Subcosmopolite	Indigène	AC	**1**	0,4
Solidago canadensis	Solidage du Canada	Astéracées	Hémicryptophyte/géophyte	Nord-américaine	Naturalisée invasive	C	**31**	12,3
Solidago gigantea	Solidage géant	Astéracées	Hémicryptophyte/géophyte	Nord-américaine	Naturalisée	PC	**20**	7,9
Solidago virgaurea	Solidage verge d'or	Astéracées	Hémicryptophyte	Circumboréale	Indigène	AC	**1**	0,4

Sonchus arvensis	Laiteron des champs	Astéracées	Géophyte	Subcosmopolite	Indigène	C	**2**	0,8
Sparganium erectum	Rubanier rameux	Typhacées	Hélogéophyte	Circumboréale	Indigène	AC	**1**	0,4
Stachys officinalis	Epiaire officinale	Lamiacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	AC	**2**	0,8
Stachys sylvatica	Epiaire des bois	Lamiacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**25**	9,9
Stellaria aquatica	Stellaire aquatique	Caryophyllacées	Hémicryptophyte/thérophyte	Eurasiatique	Indigène	AC	**2**	0,8
Stellaria graminea	Stellaire à feuilles de graminée	Caryophyllacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	AC	**12**	4,8
Stellaria holostea	Stellaire holostée	Caryophyllacées	Chaméphyte herbacé	Paléotempérée	Indigène	C	**23**	9,1
Symphytum officinale	Grande consoude	Boraginacées	Hémicryptophyte/géophyte	Eurocaucasienne	Indigène	CC	**26**	10,3
Tamus communis	Tamier commun	Dioscoréacées	Géophyte lianescent	Paléotempérée	Indigène	C	**9**	3,6
Tanacetum vulgare	Tanaisie commune	Astéracées	Hémicryptophyte/géophyte	Eurasiatique	Archéophyte	CC	**16**	6,3
Taraxacum officinale	Pissenlit officinal	Astéracées	Hémicryptophyte	Subcosmopolite	Indigène	CC	**56**	22,2
Teucrium scorodonia	Germandrée petit chêne	Lamiacées	Hémicryptophyte	Subatlantique	Indigène	C	**15**	6,0
Trifolium medium	Trèfle intermédiaire	Fabacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	AR	**1**	0,4
Trifolium ochroleucon	Trèfle blanc-jaunâtre	Fabacées	Hémicryptophyte	Sub-méditerranéenne	Indigène	RR	**1**	0,4
Trifolium pratense	Trèfle des prés	Fabacées	Hémicryptophyte	Eurosibérienne/subcosmopolite	Indigène/naturalisée	CC	**32**	12,7
Trifolium repens	Trèfle rampant	Fabacées	Hémicryptophyte	Paléotempérée/subcosmopolite	Indigène/naturalisée	CC	**35**	13,9
Trisetum flavescens	Trisète jaunâtre	Poacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	AC	**1**	0,4
Tussilago farfara	Tussilage	Astéracées	Géophyte	Paléotempérée	Indigène	CC	**1**	0,4
Typha latifolia	Massette à feuilles larges	Typhacées	Hélogéophyte	Subcosmopolite	Indigène	C	**3**	1,2
Urtica dioica	Ortie dioïque	Urticacées	Hémicryptophyte/géophyte	Subcosmopolite	Indigène	CC	**151**	59,9
Valeriana officinalis	Valériane officinale	Valérianacées	Hémicryptophyte	Médio-européenne	Indigène	AC	**3**	1,2
Verbascum lychnitis	Molène lychnite	Scrophulariacées	Hémicryptophyte bisannuel	Paléotempérée	Indigène	AR	**3**	1,2
Verbascum thapsus	Molène bouillon blanc	Scrophulariacées	Hémicryptophyte bisannuel	Eurocaucasienne	Indigène	C	**6**	2,4
Verbena officinalis	Verveine officinale	Verbénacées	Hémicryptophyte	Cosmopolite	Indigène	CC	**7**	2,8
Veronica anagallis-aquatica	Véronique mouron d'eau	Plantaginacées	Hélo-hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	PC	**3**	1,2
Veronica beccabunga	Véronique des ruisseaux	Plantaginacées	Hélo-hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène	AC	**3**	1,2
Veronica chœmedrys	Véronique petit chêne	Plantaginacées	Chaméphyte herbacé	Eurosibérienne	Indigène	C	**8**	3,2
Veronica montana	Véronique des montagnes	Plantaginacées	Chaméphyte herbacé	Eurocaucasienne	Indigène	PC	**4**	1,6
Veronica officinalis	Véronique officinale	Plantaginacées	Chaméphyte herbacé	Eurocaucasienne	Indigène	C	**4**	1,6
Vicia cracca	Vesce cracca	Fabacées	Hémicryptophyte lianescent	Eurasiatique/circumboréale	Indigène	C	**11**	4,4
Viola odorata	Violette odorante	Violacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**5**	2,0
Viola reichenbachiana	Violette des bois	Violacées	Hémicryptophyte	Eurasiatique	Indigène	C	**19**	7,5

Espèces annuelles

Nom scientifique	Nom commun	Famille	Type biologique	Chorologie	Statut en Île-de-France (d'après Jauzein et Nawrot, 2011)	Abondance en Île-de-France (d'après Jauzein et Nawrot 2011)	Nombre d'occurrences	% de l'espèce sur 252 relevés
Aira caryophyllea	Canche caryophylée	Poacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène	AR	**2**	0,8
Aira praecox	Canche printanière	Poacées	Thérophyte hiverrnal	Subatlantique	Indigène	PC	**1**	0,4
Alliaria petiolata	Alliaire	Brassicacées	Thérophyte bisannuel	Paléotempérée	Indigène	CC	**53**	21,0
Alopecurus myosuroides	Vulpin des champs	Poacées	Thérophyte hiverrnal	Subcosmopolite	Archéophyte	C	**2**	0,8
Amaranthus hybridus	Amarante hybride	Amarantacées	Thérophyte estival	Cosmopolite	Naturalisée	CC	**2**	0,8
Ammi majus	Grand ammi	Apiacées	Thérophyte estival	Paléotempérée	Naturalisée (archéophyte)	AR	**1**	0,4
Anagallis arvensis	Mouron des champs	Primulacées	Thérophyte	Subméditerranéenne	Indigène (archéophyte)	CC	**4**	1,6
Anchusa arvensis	Buglosse des champs	Boraginacées	Thérophyte hiverrnal	Médio-européenne	Indigène (archéophyte)	AC	**4**	1,6
Anthriscus caucalis	Anthrisque commun	Apiacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène	PC	**7**	2,8
Apera spica-venti	Jouet-du-vent	Poacées	Thérophyte hiverrnal	Eurosibérienne	Archéophyte	C	**5**	2,0
Arabidopsis thaliana	Arabette de Thalius	Brassicacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée/sub-cosmopolite	Indigène	C	**1**	0,4
Arctium lappa	Grande bardane	Astéracées	Thérophyte bisannuel	Eurasiatique tempérée	Indigène	CC	**39**	15,5
Arenaria serpyllifolia	Sabline à feuille de serpolet	Caryophy-llacées	Thérophyte hiverrnal	Holarctique	Indigène	CC	**8**	3,2
Avena fatua	Folle avoine	Poacées	Thérophyte hiverrnal	Cosmopolite	Archéophyte	C	**5**	2,0
Berteroa incana	Alysson blanc	Brassicacées	Thérophyte/hémicryptophyte	Eurosibérienne steppique	Naturalisée	PC	**3**	1,2
Brassica napus	Colza	Brassicacées	Thérophyte hiverrnal	Origine artificielle	Naturalisée	AR	**7**	2,8
Brassica nigra	Moutarde noire	Brassicacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène	AR	**5**	2,0
Bromus mollis	Brome mou	Poacées	Thérophyte hiverrnal	Subcosmopolite	Indigène	CC	**24**	9,5
Bromus racemosus	Brome variable	Poacées	Thérophyte hiverrnal	Méditerranéo-atlantique	Indigène	AR	**11**	4,4
Bromus sterilis	Brome des lieux stériles	Poacées	Thérophyte hiverrnal	Subcosmopolite	Indigène	CC	**50**	19,8
Capsella bursa-pastoris	Bourse-à-pasteur	Brassicacées	Thérophyte	Cosmopolite	Indigène	CC	**10**	4,0
Cardamine flexuosa	Cardamine des bois	Brassicacées	Thérophyte bisannuel	Eurasiatique	Indigène	PC	**5**	2,0
Cardamine hirsuta	Cardamine hérissée	Brassicacées	Thérophyte hiverrnal	Cosmopolite	Néo-indigène	CC	**11**	4,4
Cardamine pratensis	Cardamine des prés	Brassicacées	Thérophyte	Circumboréale	Indigène	C	**7**	2,8
Carduus crispus	Chardon crépu	Astéracées	Thérophyte bisannuel	Eurasiatique	Indigène	AC	**13**	5,2
Centaurium erythræa	Erythrée petite centaurée	Gentianacées	Thérophyte bisannuel	Paléotempérée	Indigène	C	**6**	2,4
Cerastium brachypetalum	Céraiste à pétales courts	Caryophyllac ées	Thérophyte hiverrnal	Subméditerranéenne	Indigène	AR	**2**	0,8
Cerastium fontanum	Céraiste des fontaines	Caryophyllac ées	Thérophyte hivernal/hémicryptophyte	Circumboréale	Indigène	CC	**3**	1,2
Cerastium glomeratum	Céraiste agglomérée	Caryophyllac ées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée/sub-cosmopolite	Indigène	PC	**20**	7,9
Chaerophyllum temulum	Cerfeuil penché	Apiacées	Thérophyte bisannuel	Eurasiatique	Indigène	CC	**15**	6,0

Chenopodium album	Chénopode blanc	Amarantacées	Thérophyte estival	Subcosmopolite	Indigène	CC	**15**	6,0
Chenopodium polyspermum	Chénopode à nombreuses graines	Amarantacées	Thérophyte estival	Paléotempérée	Indigène	AC	**1**	0,4
Cirsium vulgare	Cirse commun	Astéracées	Thérophyte bisannuel	Subcosmopolite tempérée	Indigène	CC	**47**	18,7
Crepis pulcra	Crépis élégant	Astéracées	Thérophyte hiverrnal	Subméditerranéenne	Archéophyte	RR	**2**	0,8
Crepis setosa	Crépis hérissé	Astéracées	Thérophyte estival	Subméditerranéenne	Néo-indigène	CC	**11**	4,4
Crepis vesicaria	Crépis à feuilles de pissenlit	Astéracées	Thérophyte bisannuel	Subméditerranéenne	Indigène	PC	**3**	1,2
Crepis virens	Crépis capillaire	Astéracées	Thérophyte hiverrnal	Européenne	Indigène	CC	**20**	7,9
Cynoglossum officinale	Cynoglosse officinale	Boraginacées	Thérophyte bisannuel	Circumboréale	Indigène	AR	**8**	3,2
Daucus carota	Carotte sauvage	Apiacées	Thérophyte bisannuel	Subcosmopolite	Indigène	CC	**35**	13,9
Digitaria sanguinalis	Digitaire sanguine	Poacées	Thérophyte estival	Cosmopolite	Indigène	CC	**1**	0,4
Dipsacus fullonum	Cardère sauvage	Dipsacacées	Thérophyte bisannuel	Eurasiatique méridionale	Indigène	CC	**13**	5,2
Dipsacus pilosus	Cardère poilue	Dipsacacées	Thérophyte bisannuel	Eurasiatique	Indigène	PC	**1**	0,4
Erigeron canadensis	Vergerette du Canada	Astéracées	Thérophyte	Américaine devenue cosmopolite	Naturalisée invasive	CC	**10**	4,0
Erodium cicutarium	Bec-de-Grue à feuilles de ciguë	Géraniacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée/sub-cosmopolite	Indigène	CC	**7**	2,8
Euphorbia heliscopia	Euphorbe réveille-matin	Euphorbia-cées	Thérophyte	Cosmopolite	Indigène (archéophyte)	CC	**1**	0,4
Euphrasia nemorosa	Euphraise des bois	Orobancha-cées	Thérophyte estival	Médio-européenne	Indigène	AR	**1**	0,4
Fumaria officinalis	Fumeterre officinale	Papavéracées	Thérophyte hiverrnal	Subatlantique	Indigène (archéophyte)	C	**4**	1,6
Galeopsis tetrahit	Galéopsis tétrahit	Lamiacées	Thérophyte estival	Eurasiatique	Indigène	CC	**13**	5,2
Galinsoga parviflora	Galinsoga à petites fleurs	Astéracées	Thérophyte estival	Sud-américaine devenue subcosmopolite	Naturalisée	AR	**2**	0,8
Galium aparine	Gaillet gratteron	Rubiacées	Thérophyte hiverrnal	Eurasiatique	Indigène	CC	**117**	46,4
Geranium dissectum	Géranium disséqué	Géraniacées	Thérophyte hiverrnal	Eurasiatique	Indigène	CC	**36**	14,3
Geranium molle	Géranium mou	Géraniacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène	CC	**24**	9,5
Geranium pusillum	Géranium fluet	Géraniacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène	CC	**16**	6,3
Geranium robertianum	Géranium herbe-à-Robert	Géraniacées	Thérophyte bisannuel	Subcosmopolite	Indigène	CC	**61**	24,2
Geranium rotundifolium	Géranium à feuilles rondes	Géraniacées	Thérophyte	Subcosmopolite	Indigène	C	**2**	0,8
Gnaphalium uliginosum	Cotonnière des marais	Astéracées	Thérophyte estival	Eurosibérienne	Indigène	C	**3**	1,2
Hirschfeldia incana	Roquette bâtarde	Brassicacées	Thérophyte	Méditerranéenne	Naturalisée	AC	**1**	0,4
Hordeum murinum	Orge des rats	Poacées	Thérophyte	Circumboréale	Indigène	CC	**20**	7,9
Juncus bufonius	Jonc des crapauds	Joncacées	Thérophyte hiverrnal	Subcosmopolite	Indigène	C	**5**	2,0
Kickxia elatine	Linaire élatine	Planta-ginacées	Thérophyte estival	Paléotempérée	Archéophyte	C	**1**	0,4
Lactuca sativa	Laitue scarole	Astéracées	Thérophyte hiverrnal	Eurasiatique	Indigène	CC	**15**	6,0
Lactuca virosa	Laitue vireuse	Astéracées	Thérophyte hiverrnal	Méditerranéo-atlantique	Indigène	AC	**6**	2,4
Lamium amplexicaule	Lamier amplexicaule	Lamiacées	Thérophyte	Paléotempérée	Indigène	C	**1**	0,4
Lamium hybridum	Lamier hybride	Lamiacées	Thérophyte	Paléotempérée	Indigène	PC	**3**	1,2
Lamium purpureum	Lamier pourpre	Lamiacées	Thérophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**1**	0,4
Lapsana communis	Lampsane commune	Astéracées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène	CC	**19**	7,5

Lathyrus aphaca	Gesse sans feuilles	Fabacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène	AR	**4**	1,6
Lepidium squamatum	Passerage écailleuse	Brassicacées	Thérophyte hiverrnal	Sud-américaine devenue subcosmopolite	Naturalisée	C	**2**	0,8
Lolium arundinaceum	Ivraie faux roseau	Poacées	Thérophyte hiverrnal	Cosmopolite (eurasiatique)	Indigène/naturalisée	CC	**16**	6,3
Lolium multiflorum	Ivraie multiflore	Poacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Naturalisée (archéophyte)	AC	**2**	0,8
Malva neglecta	Mauve oubliée	Malvacées	Thérophyte hivernal /hémicryptophyte	Paléotempérée	Indigène (archéophyte)	CC	**6**	2,4
Malva sylvestris	Mauve des bois	Malvacées	Thérophyte hivernal /hémicryptophyte	Eurosibérienne/sub-cosmopolite	Indigène (archéophyte)	CC	**7**	2,8
Matricaria chamomilla	Matricaire camomille	Astéracées	Thérophyte hiverrnal	Cosmopolite	Archéophyte	C	**16**	6,3
Matricaria discoidea	Matricaire discoïde	Astéracées	Thérophyte hiverrnal	Cosmopolite (Nord-est asiatique)	Naturalisée	C	**6**	2,4
Medicago arabica	Luzerne tachetée	Fabacées	Thérophyte hiverrnal	Subméditerranéenne	Archéophyte	C	**3**	1,2
Medicago lupulina	Luzerne lupuline	Fabacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène/naturalisée	CC	**13**	5,2
Mercurialis annua	Mercuriale annuelle	Euphorbia-cées	Thérophyte	Paléotempérée	Indigène (archéophyte)	CC	**4**	1,6
Minuartia hybrida	Sabline intermédiaire	Caryo-phyllacées	Thérophyte hiverrnal	Sud-européenne	Indigène	AC	**1**	0,4
Moehringia trinervia	Moehringie à trois nervures	Caryo-phyllacées	Thérophyte bisannuel	Eurasiatique	Indigène	C	**5**	2,0
Myosotis arvensis	Myosotis des champs	Boraginacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène	CC	**22**	8,7
Myosotis ramosissima	Myosotis rameux	Boraginacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène	AC	**1**	0,4
Onopordum acanthium	Onoporde faux acanthe	Astéracées	Thérophyte bisannuel	Eurasiatique septentrionale	Archéophyte	AC	**4**	1,6
Oxalis corniculata	Oxalide à petites cornes	Oxalidacées	Thérophyte hivernal /hémicryptophyte	Subcosmopolite (méditerranéenne)	Naturalisée	AC	**2**	0,8
Papaver rhoeas	Coquelicot	Papavéracées	Thérophyte hiverrnal	Subcosmopolite (est-méditerranéenne)	Archéophyte	CC	**20**	7,9
Pastinaca sativa	Panais	Apiacées	Thérophyte bisannuel	Eurosibérienne/sub-cosmopolite	Néo-indigène	CC	**23**	9,1
Persicaria hydropiper	Renouée poivre d'eau	Polygonacées	Thérophyte estival (Hélo)	Circumboréale	Indigène	AC	**3**	1,2
Persicaria lapathifolia	Renouée à feuille de patience	Polygonacées	Thérophyte estival	Paléotempérée	Indigène	C	**1**	0,4
Persicaria maculosa	Renouée persicaire	Polygonacées	Thérophyte estival	Circumboréale	Indigène	CC	**16**	6,3
Poa annua	Pâturin annuel	Poacées	Thérophyte	Eurasiatique	Indigène	CC	**28**	11,1
Polygonum aviculare	Renouée des oiseaux	Polygonacées	Thérophyte estival	Subcosmopolite	Indigène	CC	**8**	3,2
Ranunculus sardous	Renoncule sarde	Renon-culacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène	AC	**2**	0,8
Ranunculus sceleratus	Renoncule scélérate	Renon-culacées	Thérophyte	Holarctique	Indigène	C	**3**	1,2
Raphanus raphanistrum	Ravenelle	Brassicacées	Thérophyte hiverrnal	Holarctique	Indigène (archéophyte)	AC	**1**	0,4
Rostraria cristata	Koelérie fausse fléole	Poacées	Thérophyte	Circumboréale	Sténonaturalisée	R	**1**	0,4
Sagina apetala	Sagine sans pétales	Caryo-phyllacées	Thérophyte	Subméditerranéenne	Indigène	C	**2**	0,8
Senecio sylvaticus	Séneçon des bois	Astéracées	Thérophyte hiverrnal	Eurasiatique	Indigène	AR	**1**	0,4
Senecio vulgaris	Séneçon commun	Astéracées	Thérophyte	Cosmopolite	Indigène	CC	**11**	4,4
Sherardia arvensis	Shérardie des champs	Rubiacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène	AC	**2**	0,8
Sinapis alba	Moutarde blanche	Brassicacées	Thérophyte	Paléotempérée	Naturalisée	AR	**2**	0,8
Sinapis arvensis	Moutarde des champs	Brassicacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène	CC	**11**	4,4
Sisymbrium altissimum	Sisymbre élevé	Brassicacées	Thérophyte	Européenne orientale	Sténonaturalisée	RR	**1**	0,4
Sisymbrium loeselii	Sisymbre de Loesel	Brassicacées	Thérophyte	Européenne orientale	Naturalisée	R	**1**	0,4

Sisymbrium officinale	Sisymbre officinal	Brassicacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène (archéophyte)	CC	**19**	7,5
Solanum nigrum	Morelle noire	Solanacées	Thérophyte estival	Cosmopolite	Indigène	CC	**2**	0,8
Sonchus asper	Laiteron rude	Astéracées	Thérophyte	Subcosmopolite	Indigène (archéophyte)	CC	**46**	18,3
Sonchus oleraceus	Laiteron maraîcher	Astéracées	Thérophyte	Subcosmopolite	Indigène (archéophyte)	CC	**2**	0,8
Spergula arvensis	Spargoute des champs	Caryo-phyllacées	Thérophyte hiverrnal	Subcosmopolite	Indigène (archéophyte)	PC	**1**	0,4
Spergularia rubra	Spergulaire rouge	Caryo-phyllacées	Thérophyte	Subcosmopolite	Indigène	PC	**3**	1,2
Torilis arvensis	Torilis des champs	Apiacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée/sub-cosmopolite	Archéophyte	AC	**13**	5,2
Torilis japonica	Torilis du Japon	Apiacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée/sub-cosmopolite	Indigène	CC	**17**	6,7
Tragopogon dubius	Salsifis douteux	Astéracées	Thérophyte hiverrnal	Eurocaucasienne	Indigène (archéophyte)	PC	**3**	1,2
Tragopogon pratensis	Salsifis des prés	Astéracées	Thérophyte bisannuel	Eurosibérienne	Indigène (archéophyte)	AC	**7**	2,8
Tragus racemosus	Bardanette en grappe	Poacées	Thérophyte estival	Thermocosmopolite	Archéophyte	AR	**1**	0,4
Trifolium campestre	Trèfle des champs	Fabacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène	C	**10**	4,0
Trifolium dubium	Trèfle douteux	Fabacées	Thérophyte hiverrnal	Eurocaucasienne	Indigène	C	**13**	5,2
Tripleurospermum inodorum	Matricaire inodore	Astéracées	Thérophyte	Cosmopolite	Archéophyte	C	**14**	5,6
Triticum aestivum	Blé	Poacées	Thérophyte	Introduite	Subspontanée	?	**7**	2,8
Veronica agrestis	Véronique agreste	Planta-ginacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Archéophyte	?	**1**	0,4
Veronica hederifolia	Véronique à feuilles de lierre	Planta-ginacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène	CC	**1**	0,4
Veronica persica	Véronique de Perse	Planta-ginacées	Thérophyte	Ouest-asiatique/sub-cosmopolite	Naturalisée	CC	**20**	7,9
Veronica polita	Véronique luisante	Planta-ginacées	Thérophyte	Paléotempérée	Archéophyte	C	**3**	1,2
Vicia hirsuta	Vesce hérissée	Fabacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée/subc-osmopolite	Indigène	C	**15**	6,0
Vicia sativa	Vesce commune	Fabacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Archéophyte	CC	**40**	15,9
Vicia tetrasperma	Vesce à quatre graines	Fabacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène	C	**8**	3,2
Vicia varia	Vesce variable	Fabacées	Thérophyte hiverrnal	Subméditerranéenne	Archéophyte	R	**4**	1,6
Viola tricolor	Pensée des champs	Violacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Archéophyte	C	**2**	0,8
Vulpia bromoides	Vulpie queue-d'écureuil	Poacées	Thérophyte hiverrnal	Paléotempérée	Indigène	C	**2**	0,8
Vulpia myurios	Vulpie queue-de-rat	Poacées	Thérophyte hiverrnal	Subcosmopolite	Indigène/naturalisée	C	**9**	3,6

ANNEXE 2 : PHOTOGRAPHIES DES 252 RELEVES BOTANIQUES

Forêt de Montmorency (16 relevés)


MON2 (7 esp.)

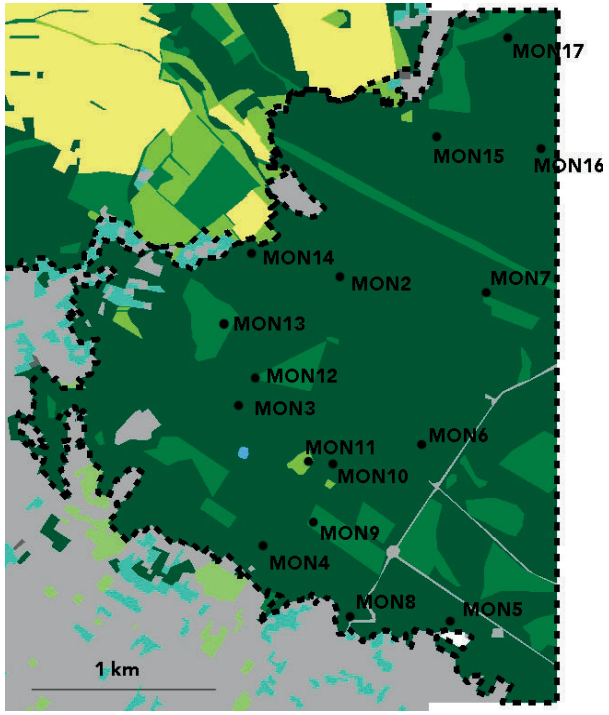

MON3 (13 esp.)


MON4 (11 esp.)


MON5 (18 esp.)


MON6 (6 esp.)


MON7 (8 esp.)




MON8 (23 esp.)


MON9 (18 esp.)


MON10 (6 esp.)


MON11 (21 esp.)


MON12 (17 esp.)


MON13 (16 esp.)


MON14 (15 esp.)


MON15 (12 esp.)


MON16 (14 esp.)


MON17 (8 esp.)

Aux alentours de Villiers-Adam (23 relevés)

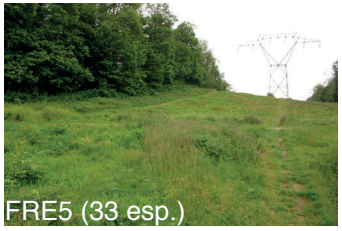

MON1 (11 esp.)


FRE1 (16 esp.)


FRE2 (37 esp.)


FRE3 (24 esp.)


FRE4 (19 esp.)

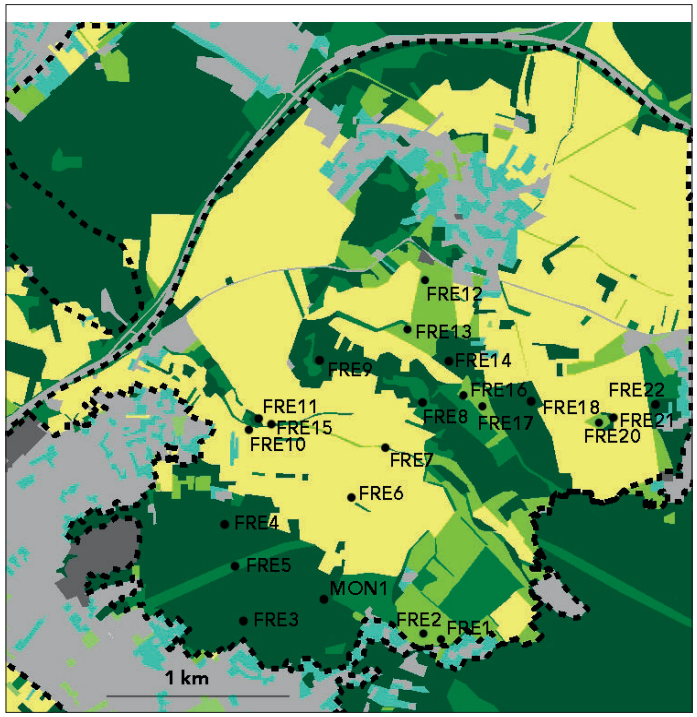

FRE5 (33 esp.)


FRE6 (21 esp.)


FRE7 (18 esp.)


FRE8 (17 esp.)


FRE9 (14 esp.)




FRE10 (21 esp.)


FRE11 (17 esp.)


FRE12 (27 esp.)


FRE13 (34 esp.)


FRE14 (22 esp.)


FRE15 (30 esp.)


FRE16 (45 esp.)


FRE17 (39 esp.)


FRE18 (27 esp.)


FRE19 (30 esp.)


FRE20 (13 esp.)


FRE21 (19 esp.)


FRE22 (32 esp.)

Plaine de Pierrelay-Bessancourt (23 relevés)


PIE1 (55 esp.)

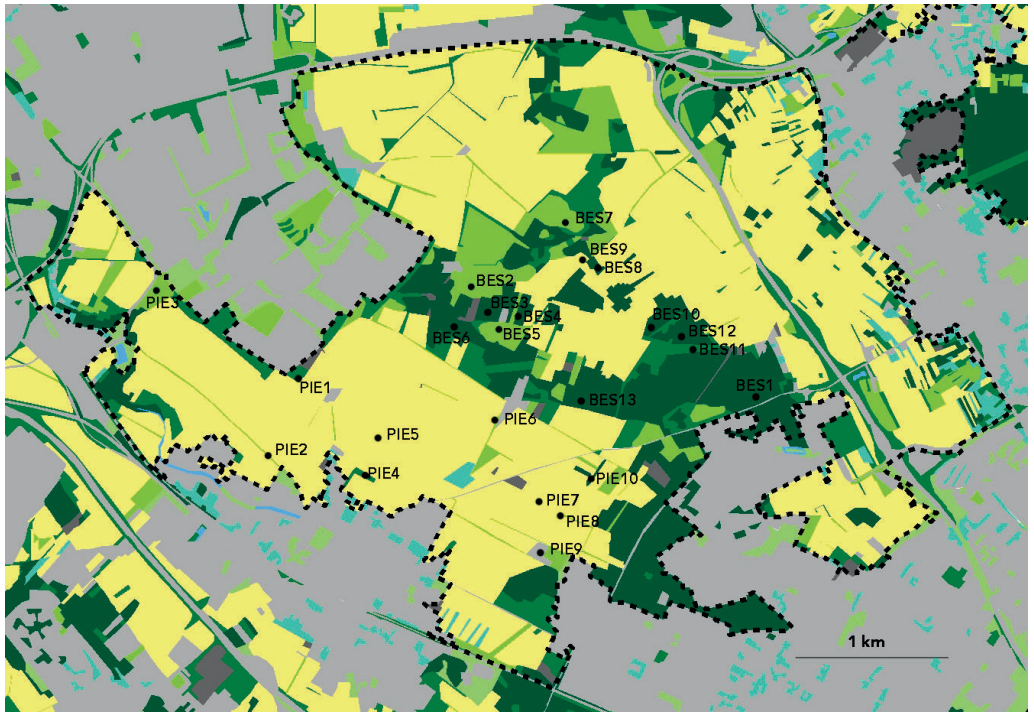

BES1 (19 esp.)


BES2 (23 esp.)


BES3 (16 esp.)


PIE2 (48 esp.)


PIE3 (51 esp.)




BES4 (17 esp.)


PIE4 (49 esp.)


PIE5 (41 esp.)


BES5 (36 esp.)


PIE6 (36 esp.)


PIE7 (30 esp.)


BES6 (24 esp.)


PIE8 (23 esp.)

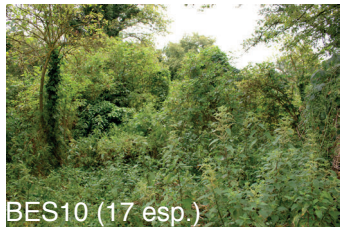

PIE9 (36 esp.)


BES7 (24 esp.)


BES8 (17 esp.)


BES9 (18 esp.)


PIE10 (18 esp.)


BES10 (17 esp.)


BES11 (41 esp.)


BES12 (28 esp.)


BES13 (23 esp.)

La vallée de l'Oise (16 relevés)




AUV1 (29 esp.)


AUV2 (25 esp.)


AUV3 (25 esp.)


AUV4 (22 esp.)


AUV5 (23 esp.)


AUV6 (34 esp.)


AUV7 (32 esp.)


AUV8 (27 esp.)


AUV9 (30 esp.)


AUV10 (43 esp.)


AUV11 (28 esp.)


AUV12 (28 esp.)


AUV13 (40 esp.)


AUV14 (42 esp.)


AUV15 (23 esp.)


AUV16 (29 esp.)


TAV1 (25 esp.)

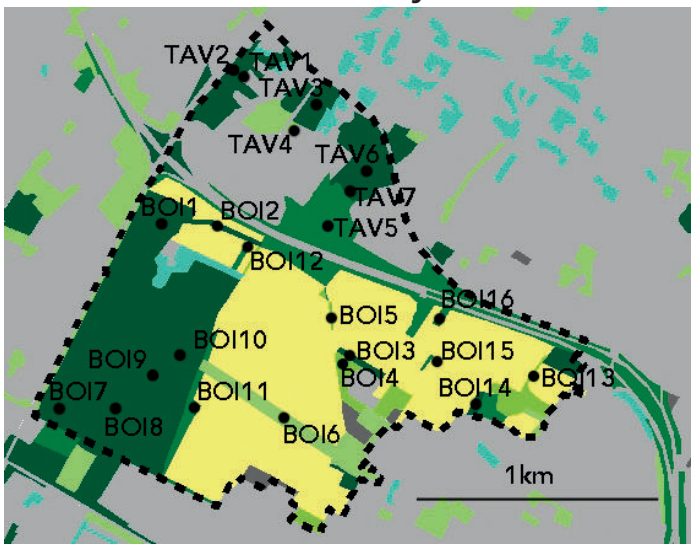

TAV2 (20 esp.)


TAV3 (32 esp.)


BOI1 (22 esp.)


BOI2 (28 esp.)

Plaine de Boissy (23 relevés)




TAV4 (30 esp.)


TAV5 (46 esp.)


BOI3 (37 esp.)


BOI4 (28 esp.)


TAV6 (18 esp.)


TAV7 (16 esp.)


BOI5 (24 esp.)


BOI6 (21 esp.)


BOI7 (28 esp.)


BOI8 (22 esp.)


BOI9 (17 esp.)


BOI10 (19 esp.)


BOI11 (48 esp.)


BOI12 (27 esp.)

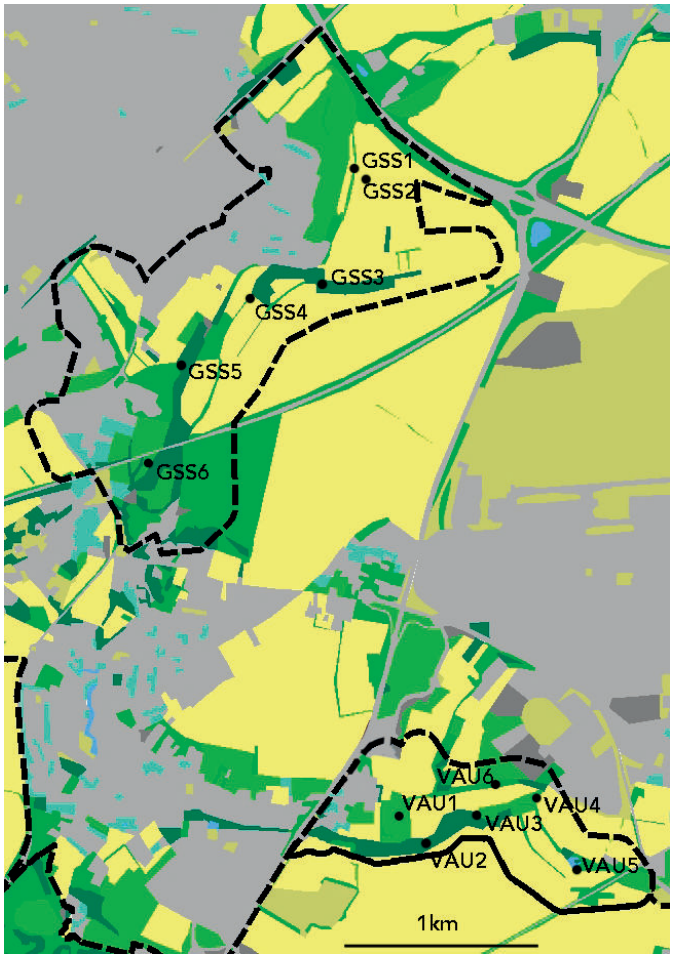

BOI13 (49 esp.)


BOI14 (23 esp.)


BOI15 (20 esp.)


BOI16 (20 esp.)

Vallons du Crould (6 relevés)
et de Vaudherland (6 relevés)




GSS1 (25 esp.)


GSS2 (47 esp.)


GSS3 (33 esp.)


GSS4 (26 esp.)


GSS5 (27 esp.)


GSS6 (16 esp.)


VAU1 (54 esp.)


VAU2 (26 esp.)

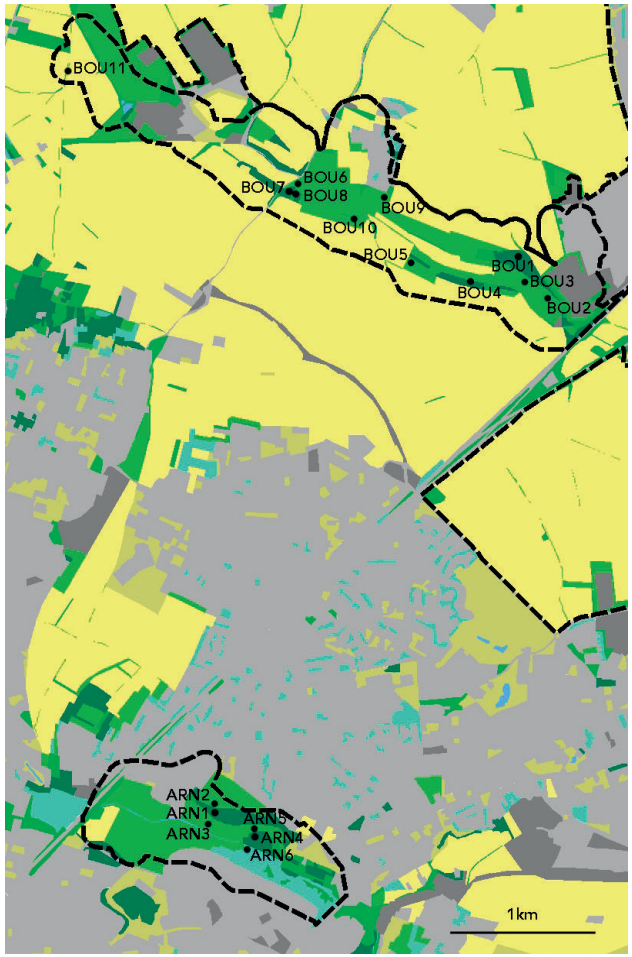

VAU3 (32 esp.)


VAU4 (38 esp.


VAU5 (38 esp.)


VAU6 (36 esp.)

Vallons de Bouqueval (10 relevés) et du Petit Rosne (6 relevés)




BOU1 (27 esp.)


BOU2 (38 esp.)


BOU3 (21 esp.)


BOU4 (23 esp.)


BOU5 (26 esp.)


BOU6 (22 esp.)


BOU7 (23 esp.)


BOU8 (25 esp.)


BOU9 (31 esp.)


BOU10 (20 esp.)


ARN1 (21 esp.)


ARN2 (32 esp.)


ARN3 (31 esp.)


ARN4 (29 esp.)


ARN5 (21 esp.)


ARN6 (44 esp.)

Le plateau agricole de la Plaine de France (17 relevés)


BOU11 (46 esp.)


BOU12 (36 esp.)


BOU13 (32 esp.)


BOU14 (36 esp.)


BOU15 (29 esp.)


GON7 (43 esp.)

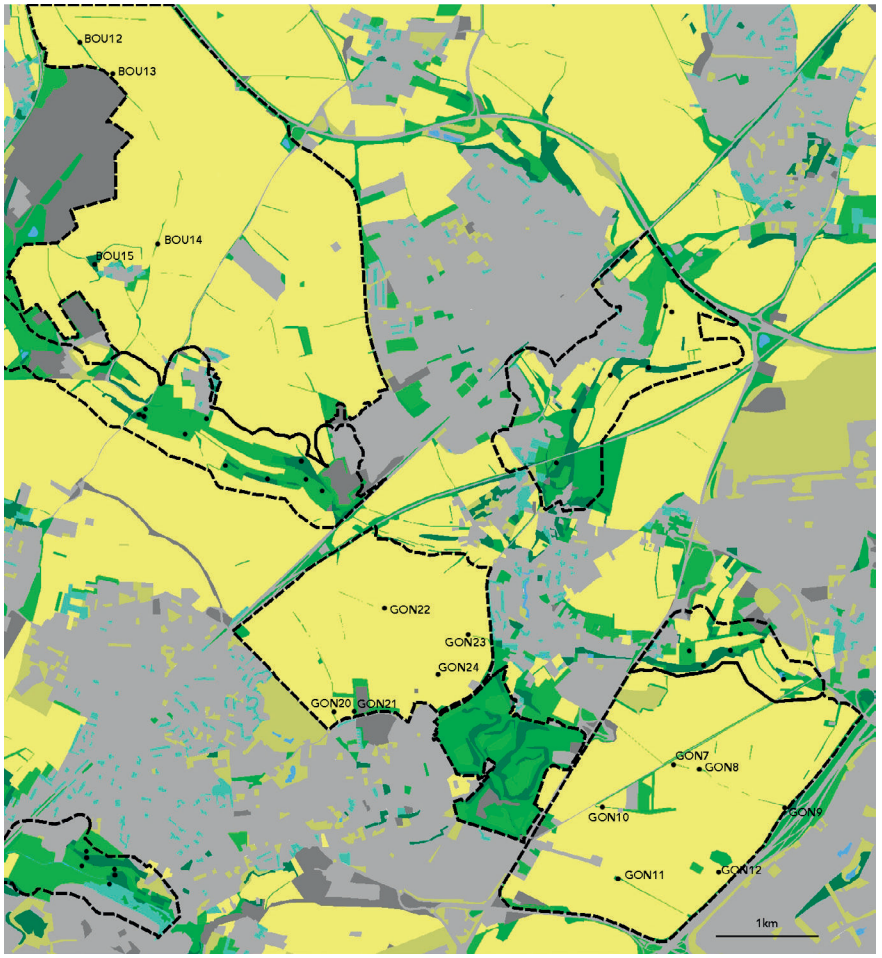

GON8 (31 esp.)


GON9 (33 esp.)


GON10 (24 esp.)


GON12 (32 esp.)


GON11 (26 esp.)




GON20 (24 esp.)


GON21 (29 esp.)


GON22 (39 esp.)

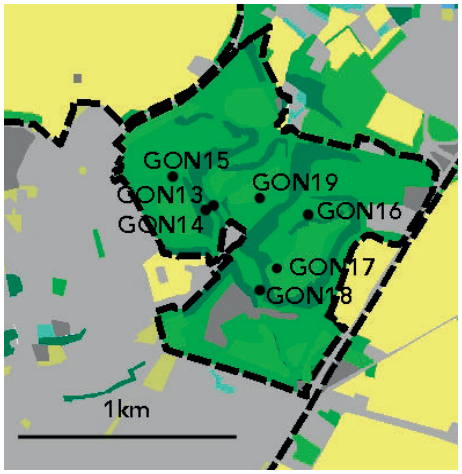

GON23 (39 esp.)


GON24 (24 esp.)

Parc de la Patte d'Oie à Gonesse(7 relevés)


GON13 (26 esp.)

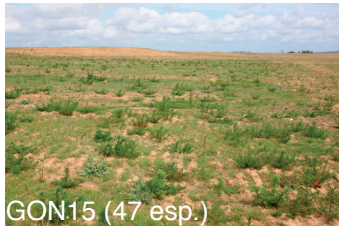

GON14 (18 esp.)




GON17 (40 esp.)

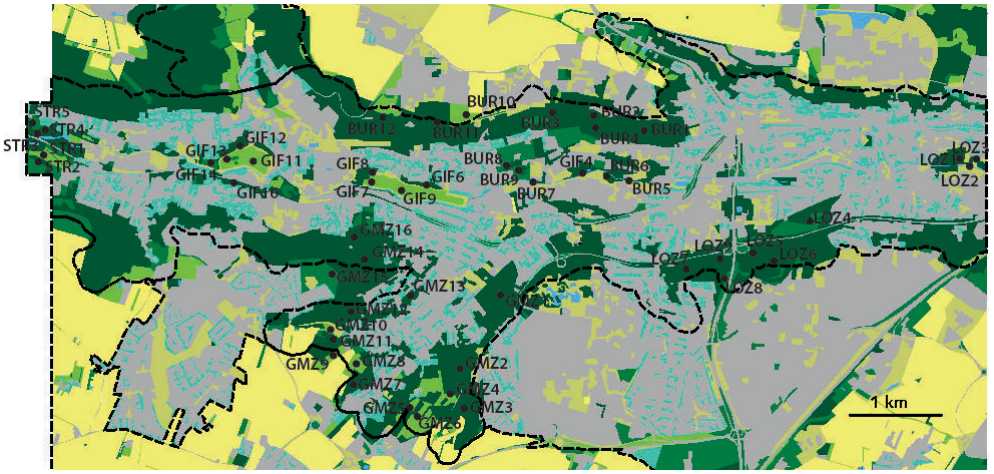

GON18 (39 esp.)


GON19 (16 esp.)


GON15 (47 esp.)


GON16 (44 esp.)

Vallée de l'Yvette (55 relevés)




BUR1 (34 esp.)


BUR2 (32 esp.)


BUR3 (37 esp.)


BUR4 (28 esp.)


BUR5 (45 esp.)


BUR6 (36 esp.)


BUR7 (38 esp.)


BUR8 (55 esp.)


GIF4 (42 esp.)


GIF7 (32 esp.)


GIF10 (37 esp.)


BUR9 (82 esp.)


BUR10 (56 esp.)


GIF5 (34 esp.)


GIF8 (39 esp.)


GIF11 (51 esp.)


BUR11 (21 esp.)


BUR12 (32 esp.)


GIF6 (36 esp.)


GIF9 (31 esp.)


GIF12 (55 esp.)


GIF13 (37 esp.)


GIF14 (67 esp.)

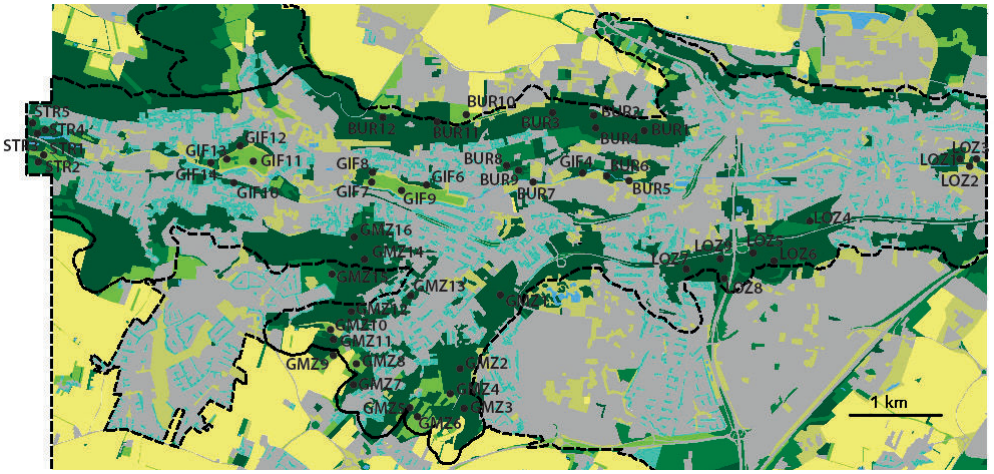

LOZ1 (37 esp.)


LOZ2 (65 esp.)


LOZ3 (43 esp.)


LOZ4 (27 esp.)

Vallée de l'Yvette
(55 relevés - suite)




LOZ5 (24 esp.)


LOZ6 (45 esp.)


GMZ7 (30 esp.)


GMZ11 (37 esp.)


LOZ7 (13 esp.)


LOZ8 (43 esp.)


GMZ12 (17 esp.)


LOZ9 (26 esp.)


STR1 (31 esp.)


GMZ13 (25 esp.)


STR2 (33 esp.)


STR3 (37 esp.)


GMZ1 (22 esp.)


GMZ4 (58 esp.)


GMZ8 (30 esp.)


GMZ14 (9 esp.)


STR4 (41 esp.)


STR5 (35 esp.)


GMZ2 (13 esp.)


GMZ5 (44 esp.)


GMZ9 (37 esp.)


GMZ15 (31 esp.)


STR6 (10 esp.)


STR7 (18 esp.)


GMZ3 (47 esp.)

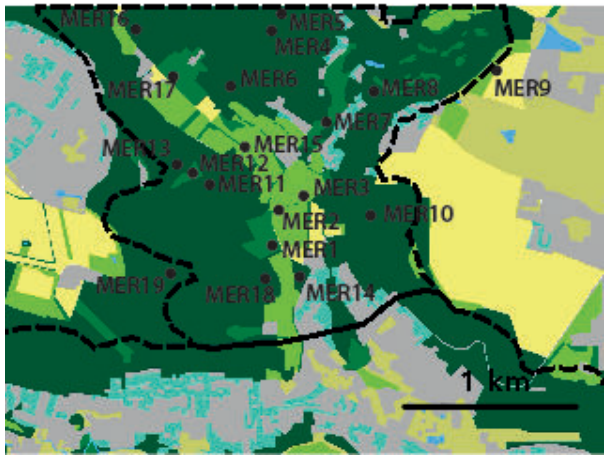

GMZ6 (40 esp.)


GMZ10 (71 esp.)

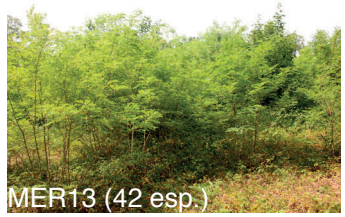

GMZ16 (24 esp.)

Vallée de la Mérantaise (19 relevés)


MER1 (48 esp.)




MER12 (20 esp.)


MER13 (42 esp.)


MER2 (51 esp.)


MER3 (23 esp.)


MER14 (62 esp.)


MER15 (40 esp.)


MER4 (12 esp.)


MER5 (15 esp.)


MER8 (27 esp.)


MER10 (46 esp.)


MER16 (40 esp.)


MER17 (43 esp.)


MER6 (49 esp.)


MER7 (35 esp.)


MER9 (29 esp.)


MER11 (26 esp.)


MER18 (28 esp.)


MER19 (10 esp.)

Vallée de la Salmouille (19 relevés)




JAN1 (29 esp.)


JAN3 (45 esp.)


JAN4 (29 esp.)


JAN5 (51 esp.)


JAN6 (9 esp.)


JAN7 (16 esp.)


JAN8 (40 esp.)


JAN9 (30 esp.)


JAN15 (36 esp.)


BEA1 (39 esp.)


BEA3 (37 esp.)


BEA7 (35 esp.)


JAN10 (30 esp.)


JAN11 (62 esp.)


JAN16 (20 esp.)


BEA2 (36 esp.)


BEA4 (59 esp.)


BEA5 (60 esp.)

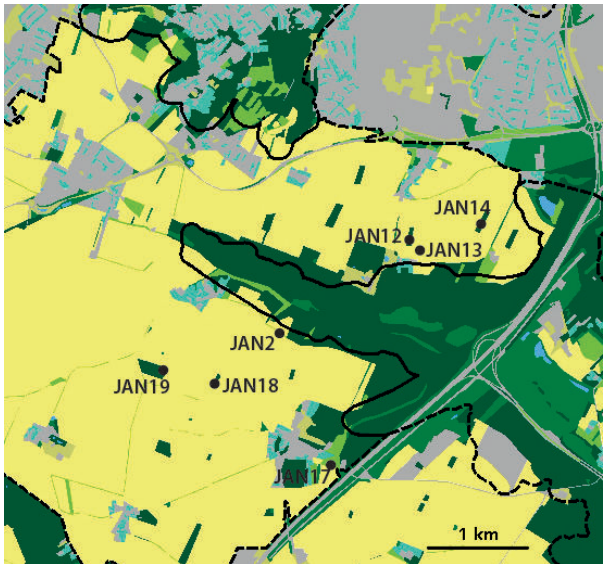

BEA6 (30 esp.)

Plateau du Hurepoix (7 relevés)


JAN2 (32 esp.)


JAN12(18 esp.)


JAN13 (51 esp.)




JAN18 (21 esp.)


JAN14 (27 esp.)


JAN17 (38 esp.)


JAN19 (46 esp.)

ANNEXE 3 : PUBLICATIONS SCIENTIFIQUES PARUES OU A PARAITRE

Annexe 3a :

ROUSSEL, F. (2016) - Que nous dit la végétation de la cohérence spatiale, biologique et paysagère de la « ceinture verte » de la région Île-de-France ? *Projets de paysage*. URL : http://projetsdepaysage.fr/que_nous_dit_la_vegetation_de_la_coherence_spatiale_biologique_et_paysagere_de_la_ceinture_verte_de_la_region_ile_de_france_

Annexe 3b

ROUSSEL, F., M. FLÉGEAU, B. LEBEAU et F. ALEXANDRE (2016) - Etude de cas : la plaine de Pierrelaye, un grand délaissé dans l'agglomération parisienne, In *La France des marges*, Paris, Armand Colin : 306-311

Annexe 3c

ROUSSEL, F. (2017) - La spatialisation des services écosystémiques en ceinture verte de la Région Île-de-France à l'épreuve de la végétation sur le terrain, *Environnement Urbain / Urban Environment*, n° Volume 11 (mars). URL : https://eue.revues.org/1777.

Annexe 3d :

ROUSSEL, F., C. J. E. SCHULP, P. VERBURG H. et A. J. A. VAN TEEFFELEN. 2017 - Testing the applicability of ecosystem services mapping methods for peri-urban contexts: A case study for Paris, *Ecological Indicators* 83:504-14. URL : https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.046.

Annexe 3e :

FLÉGEAU, M. et F. ROUSSEL (à paraître) - La ceinture verte de la Région Île-de-France : discontinuités, mises en valeur et représentations, In *Nature des villes, nature des champs. Synergies et controverses*, Valenciennes, Presses universitaires de Valenciennes.

Annexe 3a

Projets de paysage

Revue scientifique sur la conception et l'aménagement de l'espace

Fabien Roussel

Que nous dit la végétation de la cohérence spatiale, biologique et paysagère de la « ceinture verte » de la région Île-de-France ?

What information does vegetation provide about the spatial and biological coherence of the green belt landscape in the Ile-de-France region?

Publié le 25/01/2016 sur Projet de Paysage - www.projetsdepaysage.fr

En dépit de l'engouement pour l'esthétique champêtre magnifiée par les peintres - en Île-de-France, l'école de Barbizon et les impressionnistes -, c'est sans référence ni à la couleur verte ni à ses nuances que les premiers projets de ceintures végétalisées autour des villes ont d'abord été envisagés au tournant des XIXe et XXe siècles : comme des espaces libres d'urbanisation, où alternaient les « petits coins vert épinard » de l'Albertine de Proust (1924) et les parcs boisés. Un siècle plus tard, l'ambition des aménageurs pour les couronnes périurbaines et rurales dépasse le seul fait de contenir l'étalement urbain. On repart à la recherche de cette esthétique champêtre tout en l'enrichissant d'objectifs écologiques, économiques ou sociaux : maintien du patrimoine biologique et paysager, préservation des espaces et des ressources agricoles, accueil de loisirs verts, cadre de vie de nature, etc. (Poulot, 2013). Il s'agit de remettre en paysage et en nature les ceintures périurbaines et d'en tirer des services pour les habitants des villes comme pour les visiteurs.

La proposition d'une ceinture verte pour l'agglomération parisienne au début des années 1980 par le conseil régional[1] a reposé sur des ambiguïtés. D'un côté, dans la logique de cet outil d'aménagement conçu et mis en oeuvre depuis la fin du XIXe siècle pour limiter l'étalement des agglomérations urbaines (*cf. infra*), il s'agit de contribuer à l'effort de planification urbaine porté par l'État depuis le schéma directeur de 1965. D'un autre côté, à la différence par exemple de la *Green Belt* londonienne, le positionnement géographique même de la ceinture francilienne, à cheval sur l'agglomération et la couronne rurale, entre 10 et 30 kilomètres du centre de Paris, ne rend guère possible la réalisation de l'objectif de limitation de l'étalement urbain. Dès le départ, elle se présente donc comme une mosaïque d'espaces plus ou moins morcelés, plus ou moins urbains, forestiers ou agricoles. Ces limites floues comme l'absence de cadre réglementaire strict, son échec à contenir l'étalement urbain (Barbieri, 2002), de même que le recours à d'autres principes organisateurs (trames vertes, fronts urbains) l'ont depuis reléguée dans l'anonymat au sein des institutions régionales.
À l'heure du redéploiement de la métropole parisienne, notamment au travers des projets multiformes qui accompagnent la mise en place du Grand Paris, et de la montée en puissance des problématiques environnementales générées par la ville, il est temps de réexaminer le projet de ceinture verte pour l'agglomération parisienne en revenant sur le terrain, sur les espaces non bâtis à la limite de deux modes majeurs d'occupation du sol, urbains d'un côté, ruraux de l'autre. Malgré la discrétion du projet francilien, le principe même de préservation et de mise en valeur de ces espaces face à l'urbanisation est toujours d'actualité. Il s'agit bien de préserver une altérité écologique et paysagère à la ville.

Dans cet article, nous prenons le chemin de la végétation pour discuter le sens et la valeur de la couleur verte de la ceinture, couleur qui agrège toutes les nuances de cette altérité. Ce chemin nous mène vers les espaces végétaux semi-naturels et vers le paysage que leur agencement génère et que des projets encadrent. La recherche concernant les espaces non-bâtis situés sur les pourtours de l'agglomération parisienne n'est pas nouvelle. Elle a jusqu'à présent exploré la dimension agricole, selon une approche épistémologique (Poulot, 2009), ou bien au regard des projets de développement régionaux (Brédif et Pupin, 2012),

ou encore sous l'angle d'enjeux patrimoniaux (Darly, 2010). Ces recherches ne répondent pas cependant à la question de la *cohérence verte* de ces espaces, c'est-à-dire de leur structuration écologique et paysagère. Nous inscrivons cette question de la cohérence dans le cadre de réflexions classiques en géographie sur les notions de continuité et de discontinuité spatiales, qui invitent aussi à se saisir des notions d'homogénéité ou d'hétérogénéité spatiales (Alexandre et Génin, 2008). Ces interrogations guident notre analyse spatiale de la végétation dans les franges urbaines. Y répondre est nécessaire pour clarifier l'échelle et la portée des projets de paysage, au premier rang desquels celui de ceinture verte.

Nous revenons tout d'abord sur l'évolution de la signification de la couleur verte des ceintures périurbaines dans l'histoire de l'aménagement, pour ainsi mieux situer le projet qui a vu le jour en Île-de-France. Nous détaillons ensuite le chemin conceptuel, méthodologique et spatial qui nous mène de l'échelle régionale à l'échelle parcellaire. Nous fondons notre approche sur l'étude des espaces végétaux semi-naturels et sur une méthode d'emboîtement des échelles du paysage qui nous conduit à proposer une typologie des grands types de franges. Enfin, nous nous appuyons sur l'un des secteurs mis en évidence dans la typologie, la plaine de Pierrelaye et ses environs, la forêt de Montmorency et la vallée de l'Oise, pour illustrer l'hétérogénéité spatiale et biologique dans laquelle sont menés des projets locaux de mise en valeur et discuter ainsi de leur rôle dans le contexte régional de ceinture verte.

De la *green belt* à la ceinture verte, retour sur les étapes d'une transposition

De quoi le vert des ceintures périurbaines est-il le nom ?

La couleur verte accolée aux ceintures périurbaines des grandes métropoles européennes n'a pas toujours eu la connotation environnementale qu'on lui connaît aujourd'hui. Quand cette « forme d'aménagement urbain d'échelle régionale » (Alexandre, 2013) est imaginée par les urbanistes à la fin du XIXe siècle, faisant le constat de l'urbanisation galopante sous l'impulsion de la révolution industrielle, c'est avec l'objectif de lutter contre l'étalement urbain et de maintenir des espaces libres. Cette ambition constitue l'ADN des ceintures vertes à travers le monde occidental au cours du XXe siècle (Amati, 2008).

Elle se teinte d'abord d'hygiénisme social, en particulier à Paris qui aurait pu être pionnier en la matière, à l'emplacement de l'ancienne ligne de fortification construite par Thiers en 1840, et de sa zone *non aedificand*i (Alexandre et Génin, 2014). La zone est alors occupée par un ensemble d'habitats précaires dans lequel il s'agit de mettre de l'ordre. Mais l'idée de ceinture verte est abandonnée au profit d'aménagements hybrides mêlant parcs, espaces sportifs et infrastructures publiques dont l'héritage est toujours bien visible aujourd'hui le long des boulevards des Maréchaux.

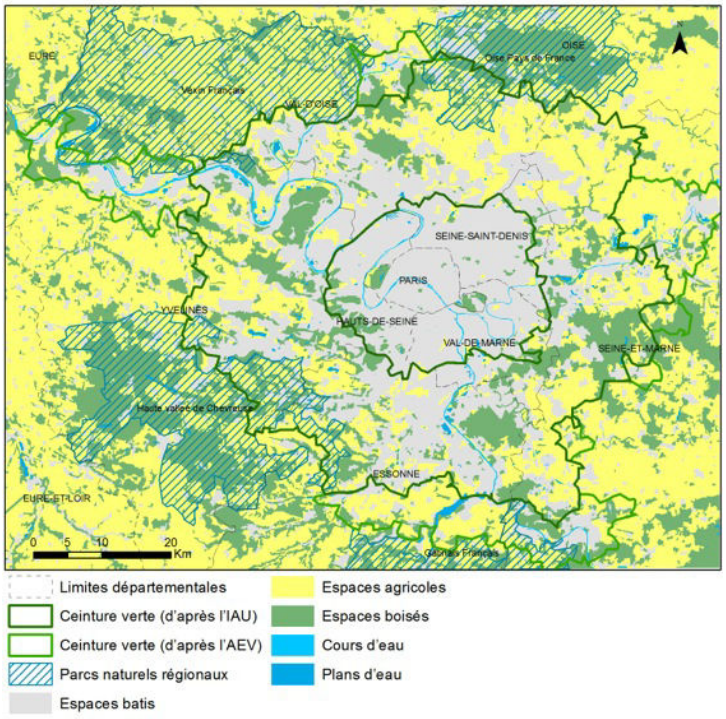
C'est finalement à Berlin et à Londres que le projet est mis en oeuvre. Le plan Jansen à Berlin est adopté en 1929 et pose une double ceinture d'espaces libres d'urbanisation (Alexandre, 2013). Il faut attendre 1944 et le plan Abercrombie pour voir le Grand Londres s'appuyer ouvertement sur le principe de *green belt*. Le vert y prend alors une coloration esthétique et patrimoniale. L'aversion des urbanistes britanniques à l'égard des paysages

hybrides des franges urbaines est patente dès 1909 dans les propos de Raymond Unwin : « *That irregular fringe of half-developed suburb, and half-spoiled country which forms such a hideous and depressing girdle around modern growing to*wns. » (Cité par Amati, 2008.)
Le concept de green belt a aussi été retenu en Grande-Bretagne par des groupes en faveur de la préservation des paysages dans une logique esthétique et normative. Londres constitue le cas de ceinture verte le plus abouti à ce jour malgré certains assouplissements et l'émergence de problématiques liées au coût du foncier et à l'éloignement du logement (Gant, Robinson, et Fazal, 2011).
Le concept a essaimé à travers le monde occidental sous influence britannique. 14 villes britanniques en sont progressivement « équipées ». Puis, au cours des années 1960 et 1970, le Canada, la Nouvelle-Zélande, l'Australie voient émerger une ceinture verte autour de leurs grandes agglomérations. Cette notoriété du concept s'exporte jusqu'à Hong Kong, au Japon et en Corée du Sud (Amati, 2008).
L'essor des ceintures vertes à travers le monde occidental a été une occasion pour l'aménagement en tant que discipline d'accéder à la modernité. Les aménageurs britanniques ont vu dans les ceintures vertes un outil rationnel et universel d'aménagement des agglomérations dans un esprit scientifique et moderniste : « *Overall, therefore, while the concept was deliberately spread by British planners keen to use the green belt as a «poster boy» for their nascent dsicipline, it was also copied wholesale by some cities.* » (*Ibid.*) Le succès ou l'échec des tentatives a pu ainsi s'expliquer par le caractère trop normatif des projets et le manque de prise en compte des contextes locaux.
Il faut attendre la fin du XXe siècle pour voir les problématiques écologiques donner à la couleur verte des ceintures périurbaines une envergure nouvelle. Les nouveaux enjeux de gouvernance locale, les problématiques écologiques générées par les villes, le développement de nouvelles manières de penser la nature en ville (les trames vertes en France par exemple) sont pour Marco Amati l'occasion d'interroger sous un nouveau jour les ceintures vertes, dans son ouvrage de référence sur le sujet *Urban Green Belts in the Twenty-first Century* (2008).
Notre étude de la ceinture verte de la région Île-de-France s'inscrit, elle aussi, dans cette réflexion, mais souhaite mettre l'accent sur le rôle que la végétation joue dans l'émergence ou non de franges urbaines « vertes ».

Le projet perdu de ceinture verte francilienne

Le concept de ceinture verte apporte une réponse stricte à la question des limites entre l'espace urbain et l'espace rural, selon une vision discontinue de l'espace (Alexandre et Génin, 2008). Nous venons de le voir, c'est comme tel qu'il a été pensé pour le Grand Londres de l'après-guerre. La région Île-de-France en a décidé autrement en posant la ceinture verte exactement à cheval sur le coeur d'agglomération et la couronne rurale, davantage dans une logique de continuité spatiale. Un critère de proportion en *espaces ouverts* (c'est-à-dire non bâtis, au sens large) par commune compris entre 40 et 60 % a été retenu par les institutions : en deçà, l'urbain dense, au-delà, la couronne rurale, domaine des parcs naturels régionaux. Il s'agit bien de répondre au besoin de protection des espaces non bâtis dans cet entre-deux. Aujourd'hui, près de 4 millions de personnes vivent dans la

ceinture verte. La dernière proposition en date pour son périmètre s'appuie sur un découpage communal réalisé selon le critère d'espaces ouverts arrêté (*cf. supra*)[2].



Emprise spatiale de la ceinture verte de la région Île-de-France à l'échelle de l'agglomération parisienne.
Fabien Roussel, 2015, d'après la carte IGN TOP 100 Tourisme et découverte n° 190 « Paris, Chantilly, Fontainebleau » de juillet 2011 et l'Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Île-de-France.

De la délibération régionale de 1983, en passant par l'apogée qu'a constituée le plan vert régional de 1995, pour finir avec le schéma directeur de la région Île-de-France (SDRIF) de 2013, la ceinture verte francilienne a été prise dans le jeu des compétences institutionnelles et des décisions politiques. Elle a en effet été l'occasion pour la région de s'appuyer, face à l'État alors en charge du SDRIF, sur un concept d'aménagement fort (Amati, 2008) pour

mettre en oeuvre sa compétence en matière d'espaces verts. D'après les personnes interrogées au sein des institutions régionales, le jeu de l'alternance politique semble ensuite avoir scellé le sort du plan vert de 1995 et, dans une moindre mesure, de la ceinture verte qui en constituait l'élément central. La ceinture verte est dès lors reléguée au second plan des SDRIF de 1994 et de 2013 et reste depuis dissimulée au sein de l'Institut d'aménagement et d'urbanisme (IAU), d'une part, et de l'Agence des espaces verts (AEV), d'autre part. Il est cependant curieux de relever que l'AEV a pris l'initiative d'étendre le périmètre de la ceinture verte aux grandes vallées de la Seine et de la Marne, notamment sans concertation aucune avec ses partenaires régionaux (voir figure ci-dessus). Aujourd'hui, le projet est donc éparpillé au sein du SDRIF sans réel fil conducteur, et grâce à la seule persévérance, pas toujours coordonnée, des instituts régionaux en charge de la question. Notons enfin que la ceinture verte n'est pas prise en compte dans les projets du Grand Paris.

Dès 2002, l'IAU pose un constat mitigé au moment de faire un bilan de la ceinture verte et relève la contradiction des développements urbains proposés par le SDRIF de 1994 dans le périmètre de la ceinture verte (Barbieri, 2002). L'Institut poursuit la réflexion pendant une dizaine d'années, s'interrogeant sur la « réinvention » d'un espace de vie (Laruelle et Legenne, 2005) pour finalement en revenir à son « invention » (Laruelle et Legenne, 2012). De la logique d'outil d'aménagement pour lutter contre l'étalement urbain, les institutions ont glissé vers la notion de projet de territoire : la ceinture verte est vue comme un cadre de vie où populations et projets s'appuient sur la valorisation environnementale des espaces ouverts comme voie de reconnaissance d'une moyenne couronne. La nature transitoire de l'espace entre la ville et la campagne est ainsi pleinement assumée, dans une logique continue de l'espace géographique.

En raison de ce parti pris et faute d'un ancrage réglementaire solide, le rôle de frein à l'urbanisation de la ceinture verte s'est trouvé amoindri et la notion même a perdu sa lisibilité spatiale. D'autres façons de concevoir le contrôle de l'étalement urbain ont été retenues au sein des institutions, en particulier la notion de front urbain (IAU Île-de-France, 2010). Depuis le Grenelle de l'environnement en 2008, les questions de nature en ville ont quant à elle largement été pensées sous l'angle des trames vertes et bleues (Clergeau et Blanc, 2013). Dans les deux cas, ce sont d'autres échelles qui sont considérées. Ces dernières se prêtent mieux à des projets locaux mais ne répondent pas directement à l'échelle régionale, à l'inverse de la ceinture verte.
La logique retenue par les institutions d'un pourcentage d'espaces ouverts par commune ne peut être suffisante pour rendre compte des transitions et/ou des ruptures spatiales à l'oeuvre dans les franges externes de l'agglomération parisienne. Il est proposé dans la partie suivante de revenir au terrain et de s'intéresser à l'organisation spatiale de la végétation et aux paysages qu'elle génère.

De la ceinture verte aux espaces végétaux : un emboîtement paysager

La place de la végétation dans la terminologie des espaces des franges urbaines dans le contexte

de ceinture verte

Dans le but de redonner de la clarté aux enjeux écologiques et paysagers, la couleur verte de la ceinture est approchée sous l'angle de la végétation. Nous concentrons l'analyse sur les

espaces végétaux semi-naturels, là où la végétation s'exprime le plus spontanément. Cette analyse porte sur les arrangements spatiaux de ces espaces et sur leur rôle dans les franges de l'agglomération à différentes échelles, sur leur composition botanique et sur les paysages qu'ils génèrent. Les espaces verts urbains (parcs, jardins, pelouses urbaines, etc.) n'ont pas retenu notre attention. Ils sont totalement pris en charge par la ville et intégrés à elle (Alexandre, 2013 ; Novarina, 2003) malgré des développements récents en faveur d'une gestion différenciée qui laisse plus de place aux dynamiques spontanées (Lizet, 2010).

Nous laissons également de côté la notion d'*espace ouvert* employée par les professionnels de l'aménagement. Elle signifie bien, quant à elle, une altérité aux espaces bâtis. En ce sens elle fait l'objet de recherches en géographie (Banzo, 2015). Son caractère synthétique et malléable a pu être mis en valeur (Poulot, 2013). Cependant, du point de vue biogéographique, ce caractère est problématique : la notion agrège des contextes spatiaux différents sur le plan des structures et dynamiques végétales (massifs forestiers plus ou moins exploités pour la sylviculture, boisements isolés, espaces de cultures plus ou moins intensifs, délaissés végétaux, etc.). De la logique initiale des espaces libres d'urbanisation telle qu'elle était invoquée au commencement des ceintures vertes européennes (Alexandre et Génin, 2014), à celle des espaces ouverts aujourd'hui convoquée, c'est toujours une manière de voir par l'urbain : l'altérité est réduite à un espace des possibles. Nous proposons donc d'en revenir à un objet d'étude plus précis et plus neutre du point de vue végétal.

Le caractère semi-naturel des espaces végétaux étudiés indique une intervention humaine avérée sur la végétation qui conserve cependant une structure et des peuplements vivants qui « diffèrent peu de leur état naturel » (Da Lage et Métaillé, 2005). La spontanéité de la flore est donc une clé de lecture majeure mais doit être nuancée : les forêts domaniales sont ainsi peuplées d'individus dont la présence est favorisée par l'activité sylvicole. De même, certaines espèces rencontrées dans les espaces végétaux sont issues de populations plantées dans les cultures, parcs ou jardins. À ce titre, les sciences naturelles les qualifient de « subspontanées », voire de « naturalisées » quand l'implantation est durable [3]. Ces précautions sémantiques pour qualifier les espaces végétaux des franges urbaines sont nécessaires au moment d'étudier leur hétérogénéité spatiale, biologique et paysagère (voir la dernière partie sur le cas du nord-ouest de l'agglomération parisienne autour de la plaine de Pierrelaye).

Passer de l'échelle régionale des franges dans leur ensemble à l'échelle parcellaire qui est celle des espaces végétaux semi-naturels nécessite de proposer une grille de lecture opérante de l'emboîtement des échelles. Le paysage est ici au coeur de la démarche.

L'emboîtement des échelles du paysage

Pour passer de la région à la parcelle, nous faisons la proposition méthodologique d'un

emboîtement des échelles du paysage tel qu'il a été avancé par Michel Godron (Godron et Joly, 2008, Godron, 2012). À l'origine de l'essor de l'écologie des paysages dans les années 1980 avec Richard T. T. Forman (Forman et Godron, 1986), Michel Godron a enrichi les propositions initiales sur les éléments paysagers d'une réflexion proprement géographique sur l'emboîtement des paysages. S'inspirant de la systématique appliquée aux règnes animal et végétal, il pose des types de paysages, puis des familles, des ordres, enfin des classes. Chaque échelle renvoie à des facteurs organisateurs spécifiques agissant eux-mêmes sur des durées particulières :

- les *classes* de paysages sont gouvernées par les climats zonaux, à l'échelle du 1/10 000 000e (exemple en France : méditerranéen, atlantique, continental) ;
- les *ordres* sont gouvernés par le climat régional et la géomorphologie, à l'échelle du 1/1 000 000e ;
- les *familles* de paysages, de la dizaine à la centaine de kilomètres, sont gouvernées par le climat local et la géomorphologie, mais aussi par l'action de l'homme. Elles comportent des éléments analogues dans des proportions qui peuvent varier ;
- les *types* de paysages, du kilomètre à la dizaine de kilomètres, réunissent des éléments similaires dans des proportions voisines ; le rôle de l'homme y est fort, capable de compenser les conditionnements précédents. La pédogenèse et la topographie continuent d'avoir un rôle important ;
- le *paysage* lui-même ou l'unité paysagère, de l'hectomètre au kilomètre, où les facteurs humains prennent encore davantage de place ;
- les *éléments* du paysage enfin, du décamètre à l'hectomètre, où seuls les facteurs humains sont réellement significatifs.

Le paysage en tant que tel se manifeste à l'échelle du kilomètre. Il est alors une résultante des choix humains dans un contexte topographique donné. Cette approche reste marquée par la tradition de l'écologie du paysage : la dimension objective prévaut. L'analyse paysagère commence par l'étude des arrangements spatiaux et des dynamiques des modes d'occupation des sols couplée à des données topographiques. Le paysage étant intimement lié au regard, l'analyse doit être complétée par un travail de terrain dont nous discuterons dans la troisième partie.

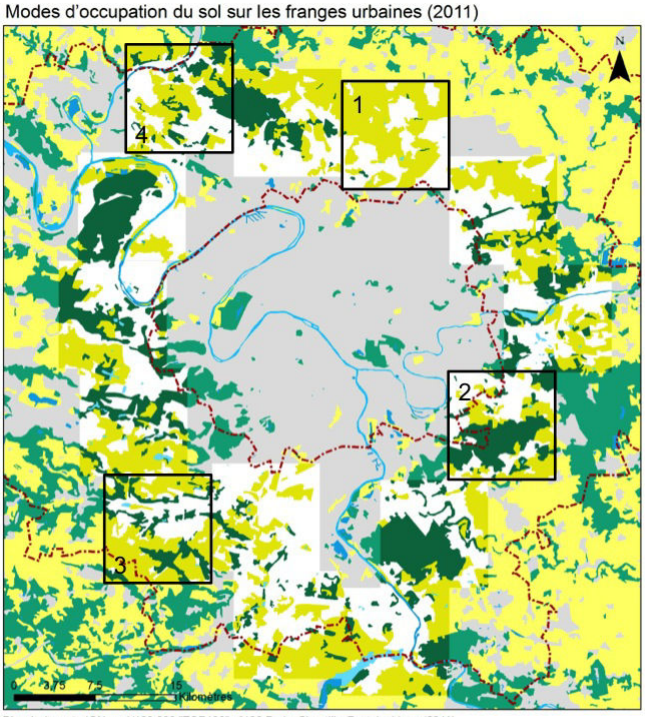
D'autres propositions d'emboîtement paysager existent qui s'appuient sur des propositions ministérielles (Bourget et Le Du-Blayo, 2010). Elles ont donné lieu aux atlas paysagers dont il existe une déclinaison pour l'Île-de-France (IAU Île-de-France, 2010). La proposition de Michel Godron nous permet de mieux emboîter les échelles sans en omettre aucune, tout en les reliant à des processus et à des dynamiques physiques ou anthropiques objectivables. Elle permet de lier modes d'occupation du sol, études botaniques de terrain et paysage, soit trois manières d'approcher les espaces végétaux.
L'enchaînement *type de paysage, paysage, éléments du paysage* est particulièrement bien adapté pour mettre en valeur les caractéristiques paysagères des franges urbaines à l'échelle de l'agglomération parisienne et interroger les jeux des continuités/discontinuités et de

l'homogénéité/hétérogénéité spatiale. La ville, l'*openfield* ou les massifs forestiers sont des *types de paysage* au sens de Godron : s'y exprime, à l'échelle du 1/100 000e, le rôle prépondérant des êtres humains sans que les conditions topographiques et pédologiques ne cessent d'avoir un impact. En conséquence, le périurbain, en ce qu'il agrège ou juxtapose ces types-là, relève lui aussi de cette échelle. Cet emboîtement nous mène ensuite sans heurt scalaire vers les espaces végétaux, puis vers la flore.

Types de paysage des franges à l'échelle régionale

Partant d'une approche matérielle du paysage énoncée plus haut, nous avons procédé à la cartographie des grands types d'occupation du sol à l'échelle régionale en nous appuyant sur la carte au 1/100 000e de l'IGN[4] : espaces bâtis, espaces agricoles, espaces boisés, espaces en eau. C'est aussi une manière d'appréhender les espaces végétaux dans leurs arrangements généraux en s'appuyant sur les espaces boisés et les espaces agricoles comme une forme certes grossière mais synthétique de ce type d'espace. La carte IGN au 1/100 000e permet en outre d'avoir une vue d'ensemble de l'espace régional. Reprenant la proposition de Michel Godron sur les types de paysages, nous avons appliqué une maille coulissante de 10 km sur 10 sur la limite de la tache d'agglomération centrale.

Modes d'occupation du sol sur les franges urbaines (2011)



D'après la carte IGN au 1/100 000 "TOP100" n°190 Paris, Chantilly, Fontainebleau (2011)

Occupation du sol

A l'échelle régionale
- Espaces agricoles
- Espaces boisés
- Espaces bâtis
- Cours d'eau
- Plans d'eau

A l'échelle des franges urbaines
- Espaces agricoles
- Espaces boisés
- Espaces bâtis
- Ceinture verte (IAU)

Mise en évidence de 4 types de franges paysagères

Occupation du sol dans l'espace de la ceinture verte de la région Île-de-France.
Fabien Roussel, 2015.

Nous en avons extrait des « types de paysages » de franges urbaines au sens de Michel Godron. Cette typologie s'appuie sur les arrangements spatiaux des modes d'occupation des sols et met en évidence des contextes spatiaux bien connus.

Le premier type met *frontalement en présence l'espace agricole et la ville*. Cela ne signifie pas que l'urbanisation soit interrompue. Elle reprend au contraire selon un phénomène de mitage et se propage aussi à partir de ces centres isolés, ce qui a été commenté par ailleurs (Grison, 2012). La dimension forestière est absente, la topographie ne présente pas d'obstacle au développement urbain. Le secteur de Goussainville en est un bon exemple (encadré 1 de la figure ci-dessus). Les projets à venir autour du plateau de Saclay (via le Grand Paris) ou à l'emplacement du Triangle de Gonesse (avec le projet Europa City) illustrent la vulnérabilité de ces espaces de grande culture. Leur contenu écologique peu reconnu, la dimension mondialisée et lointaine de la ressource agricole, le poids exclusif et intensif de celle-ci sur le paysage ne leur permettent pas d'accéder à un statut qui les valoriserait aux yeux des citadins. Ce sont des espaces peu reconnus et peu fréquentés auxquels l'agriculture périurbaine tente d'ouvrir de nouvelles perspectives (Poulot, 2012).
Les *massifs forestiers* en position de tampon sont une seconde caractéristique des franges de l'agglomération. Leur statut institutionnel (ce sont souvent des forêts domaniales) et patrimonial leur permet de se maintenir sur ces pourtours et de jouer un rôle de frein à l'urbanisation assez efficace. Ce rôle est visible dans le cas de la forêt de Montmorency ou de Notre-Dame (encadré 2 de la figure ci-dessus), c'est moins le cas pour les massifs de Sénart ou de Meudon, progressivement absorbés par l'agglomération et prenant la forme d'îles boisées à l'échelle de l'agglomération. Ces grands massifs forestiers produisent des types de paysages fréquentés par les populations et reconnus par elles.
Les *secteurs de vallées* sont des axes privilégiés et anciens de l'urbanisation parisienne. Le bâti occupe souvent le fond de vallée, en connexion directe avec le coeur d'agglomération, laissant les versants à une couverture forestière et le plateau à l'activité agricole ; le bâti déborde parfois sur les plateaux. La vallée de Chevreuse est un bon exemple de ce cas de figure (encadré 3 de la figure ci-dessus) mais c'est aussi le cas de la vallée de l'Oise et de la Seine en particulier en aval. Dans un style moins marqué, les vallées de l'Yerres, de l'Essonne ou de l'Orge ont également ce profil.
Enfin, il existe une quatrième catégorie, *zones hétérogènes*, où l'agencement des éléments paysagers présente l'aspect d'une mosaïque complexe. Poches agricoles, éclatement des boisements, urbanisation discontinue sont les caractéristiques du secteur de la plaine de Pierrelaye (encadré 4 de la figure ci-dessus) ou de la forêt de Bondy.
Ces types de paysages des limites nous permettent de mettre en évidence des contextes particuliers de franges et donc de nuancer une première fois l'espace de la ceinture verte, et, en outre, de procéder à un échantillonnage pour changer d'échelle et partir observer les paysages eux-mêmes à l'échelle locale.
Pour déterminer les paysages, nous retenons l'échelle du kilomètre, en respectant

l'emboîtement scalaire retenu, ce qui correspond à ce qu'un observateur perçoit d'un seul regard. Nous nous appuyons ensuite sur les concepts de l'écologie du paysage, en particulier ceux d'éléments du paysage et de matrice paysagère. La notion de *matrice* renvoie au fond du paysage, à ce qui en constitue la structure et les dynamiques fondamentales. Trois critères permettent de la mettre en évidence (Forman et Godron, 1986) : la surface relative, le degré de connectivité, *le degré de contrôle sur les dynamiques paysagères*.
Le secteur de la plaine de Pierrelaye qui inclut aussi une partie de la forêt de Montmorency et de la vallée de l'Oise est ici retenu comme étude de cas.

Hétérogénéité paysagère et projets de paysage : le cas du nord-ouest de l'agglomération (plaine de Pierrelaye-forêt de Montmorency-vallée de l'Oise)

La plaine de Pierrelaye et ses alentours, la forêt de Montmorency et la vallée de l'Oise sont représentatifs du type 4 « franges urbaines hétérogènes ». Le lien qui unit emprise spatiale des espaces végétaux, composition botanique, arrangements paysagers ainsi que produits et projets de paysage fondés sur la végétation s'y exprime pleinement.

Le poids des matrices paysagères sur l'hétérogénéité du paysage

Il n'est pas surprenant d'observer trois types de matrice, forestière, agricole, urbaine, dans ce secteur marqué par l'hétérogénéité de l'occupation du sol (soit les mêmes critères qui nous ont servi pour la cartographie au 1/100 000e). Reprenant l'idée d'un *degré de contrôle de la matrice*, nous avançons l'hypothèse que les matrices sont ici en compétition, toutes n'ayant pas le même pouvoir de domination :

- la matrice urbaine est agressive, car portée par des logiques démographiques et économiques puissantes ;
- la matrice forestière est quant à elle plus statique mais elle peut s'appuyer sur des statuts de gestion efficaces et reconnus, tels que les forêts domaniales ;
- la matrice agricole est sans doute la plus vulnérable car sans statut de protection vraiment reconnu, mis à part son classement dans les documents d'urbanisme, et les périmètres régionaux d'intervention foncière (PRIF) portés par l'Agence des espaces verts de la région ou le soutien des parcs naturels régionaux.

Premier constat, chacune ne fait pas preuve de la même tolérance à l'égard des espaces végétaux : la ville dense leur laisse peu de place, la ville lâche leur en laisse davantage. Il en va de même pour l'agriculture : plus l'intensité sera élevée, moins les espaces semi-naturels seront nombreux. Le principe de tolérance est directement lié à l'intensité des activités humaines mais aussi à la topographie et au substrat géologique. Ce sont ces critères qui vont apporter de la nuance au sein des matrices. Mais c'est aussi la proximité avec la matrice urbaine, la plus dominante, qui va jouer.
Par ce biais, nous souhaitons mettre en évidence les dynamiques et les processus spatiaux à

l'origine du maintien de la végétation spontanée et subspontanée des espaces urbains, forestiers et agricoles. Il en découle une mosaïque spatiale qui produit une hétérogénéité paysagère.

La végétation : une clé de lecture de la qualité paysagère et des types de projets de paysage

Végétation et paysage sont intrinsèquement liés via la notion de formation végétale (Alexandre et Genin, 2011) qui fait écho aux caractères physionomiques de la végétation. Ces derniers influent sur le paysage et sont, dans le contexte périurbain, le résultat des interventions humaines selon les modes de gestion, de mise en valeur ou au contraire de délaissés.

Les espaces végétaux constituent des éléments du paysage au sein des matrices paysagères. Ils renvoient à des types de formation végétale : prairies, bois, parcelles forestières, haies, bords de chemin, etc., dans lesquels nous avons mené des relevés botaniques (101 au total sur le secteur étudié). Près de 340 espèces, correspondant à tous les types biologiques, y ont été identifiées.

Derrière cette somme, se profile en réalité une flore typique des milieux tempérés très anthropisés. Les espèces les plus rencontrées en témoignent par leur caractère rudéral et leur plasticité écologique. C'est le cas de la ronce bleuâtre (*Rubus caesius*) et de la ronce commune (*Rubus fruticosus*), de l'ortie (*Urtica dioica*), du lierre (*Hedera helix*), de l'érable sycomore (*Acer pseudoplatanus*) et de l'aubépine (*Crataegus monogyna*). Un tiers des espèces relevées a en outre un caractère nitrophile, confirmant la proximité avec les activités humaines. Un quart est dit ubiquiste, capable de coloniser des milieux divers.

Des projets locaux de mise en valeur en ordre dispersé

Les types de matrices paysagères sur lesquels nous nous appuyons sont à l'origine de l'éparpillement des espaces végétaux, de leur intrication, de leur hybridation aussi sur le plan biologique. Il en découle une variété de modes de mise en valeur ou, à l'inverse, de mise à l'écart, pour lesquels s'expriment des usages et des fonctions variés qui ont une influence sur les caractéristiques végétales du secteur et, *in fine*, sur la couleur verte de l'ensemble de la ceinture.

Les espaces végétaux sont parfois pleinement intégrés à un projet patrimonial et paysager local. C'est le cas des berges de l'Oise à Auvers-sur-Oise par exemple.



Les bords de l'Oise à Auvers-sur-Oise.
Fabien Roussel, juin 2014.

La flore des bords de l'Oise mêle ainsi des espèces caractéristiques des ripisylves : aulnes (*Alnus glutinosa*), saules blancs (*Salix alba*), saules cassants (*Salix fragilis*), accompagnées d'espèces herbacées hygrophiles telles que la salicaire (*Lytrum salicaria*), l'épilobe hérissé (*Epilobium hirsutum*) ou l'eupatoire chanvrine (*Eupatorium canabinum*) et des espèces anthropophiles telles que l'érable sycomore (*Acer pseudoplatanus*), la benoite commune (*Geum urbanum*), le pissenlit (*Taraxacum officinal*) la grande chélidoine (*Chelidonium majus*) ou l'ivraie vivace (*Lolium perenne*). Le paysage qui en résulte traduit cette hybridation.
Les espaces végétalisés sont d'autres fois totalement délaissés, comme en plaine de Pierrelaye, frange marginalisée au sens spatial et même social du terme. Les espaces végétalisés et leur résultante paysagère sont ici hors de tout projet, laissés à la guise des initiatives individuelles propres aux situations de marges : dépôts sauvages, campements spontanés, etc.



Bois rudéralisés au nord de la plaine de Pierrelaye, sur la commune de Bessancourt. Fabien Roussel, juin 2014.

La flore y est rudérale, caractéristique des milieux perturbés. La structure interne des formations arborées est dense, les strates buissonnantes et arbustives prenant une large place. C'est le lieu de prédilection des aubépines (*Crataegus monogyna*), des érables sycomores (*Acer pseudoplatanus*), des ronces bleuâtres (*Rubus caesius*) et des sureaux noirs (*Sambucus nigra*). Les lisières, au contact des zones agricoles, voient proliférer orties (*Urtica dioica*), gaillets gratterons (*Galium aparine*) ou mûriers (*Rubus fruticosus*). Les formations herbacées sont conquises par des espèces au caractère fortement social, telles que le cirse des champs (*Cirsium arvense*) ou l'onagre bisannuelle (*Oenothera biennis*) qui rendent incertaine l'appréciation paysagère. Le projet d'une forêt pour cet espace n'est pas anodin : il dénote le désarroi des acteurs face à un espace peu appropriable, sur fond d'héritage industriel (pollution des sols). Le projet consiste alors à repartir de zéro pour fabriquer un paysage *ex nihilo* avec force incantation environnementale.

En situation d'îlot dans la ville, la plaine de Boissy, au nord-ouest de l'agglomération, sur les communes du Plessis-Bouchard et de Beauchamp, réunit tous les types d'espaces végétaux propres aux franges : des haies buissonnantes et des chemins enherbés le long de cultures maraîchères et céréalières, lieu de prédilection de la grande bardane (*Arctium lappa*) et de l'armoise commune (*Artemisia vulgaris*), un bois prenant l'allure d'une futaie domaniale bien entretenue, mêlant chênes, érables et châtaigniers, une promenade plantée avec prairies de fauche où a été semée de la luzerne cultivée (*Medicago sativa*), des boisements rudéraux impénétrables où s'entremêlent vieux merisiers (*Prunus avium*), aubépines (*Crataegus monogyna*), lierre (*Hedera helix*) et vigne vierge (*Parthenocissus quinquefoli*a), ou encore des friches buissonnantes, voire arborées, isolées et difficiles d'accès le long de l'autoroute A115. Chaque sous-ensemble présente ces spécificités floristiques, à des échelles parfois très fines (tel le remblai enfriché visible sur

la photographie ci-dessous). Le fond du paysage est bien dominé par l'activité agricole mais il prend l'allure d'une mosaïque d'espaces végétalisés divers et variés.



Vue sur la plaine de Boissy (direction nord-est)
Fabien Roussel, juin 2014.

Un PRIF porté par l'AEV cherche à donner de la cohérence à une grande partie de la zone et permet de maintenir celle-ci hors du développement urbain. Sont réunis ici la plupart des modes de mise en valeur et des usages propres aux espaces végétaux de la ceinture verte : usage récréatif, économique (ressource agricole), patrimonial, paysager... L'AEV entend cependant faire de cette hétérogénéité une synthèse de la campagne aux portes de la ville, s'adressant à une population urbaine. Le panneau qui accueille les promeneurs à l'entrée de la zone classée PRIF indique : « Un petit coin de campagne au milieu des villes ». Le logo de la ville du Plessis-Bouchard va plus loin : alors que c'est bien la « campagne » qui est encerclée dans les faits, il maintient quant à lui l'illusion d'un village dans la campagne[5].

À contretemps des images véhiculées, la réalité métropolitaine n'est pas loin : la communauté d'agglomération Val-et-Forêt a en projet une zone d'aménagement concertée (ZAC) pour le Nord-Est de la plaine, hors du PRIF, qui doit accueillir nouveaux bureaux et logements. L'espace ne se réclame à aucun moment de la ceinture verte à laquelle il appartient pourtant. La discrétion de celle-ci laisse ici les seuls PRIF comme porteurs d'un projet de mise en valeur des espaces végétaux et agricoles des franges urbaines (Agence des espaces verts de la région Île-de-France 2014). Les PRIF sont situés dans une grande majorité en ceinture verte mais ils y sont cependant éparpillés et de taille très variable. Leurs effets sont donc ponctuels et non globaux.

Conclusion

Le promeneur qui parcourrait les quelques 250 km du GR de Pays de la Ceinture verte proposés par la Fédération française de randonnée pédestre au début des années 2000[6]

serait bien en peine de voir une quelconque cohérence spatiale et paysagère aux espaces qu'il traverse. Sans doute perplexe en traversant Marne-la-Vallée, Cergy-Pontoise ou Saint-Quentin-en-Yvelines, il n'aurait pas davantage de certitudes en se focalisant sur la couleur verte dans les espaces non bâtis : couleur des chemins agricoles herbacés de la plaine de France, le vert est aussi la couleur des futaies de châtaigniers de la forêt de Montmorency, des promenades arborées des bords de l'Oise, des bois abandonnés de la plaine de Pierrelaye, des friches buissonnantes des bords des autoroutes... L'étude du secteur de Pierrelaye donne un aperçu de l'organisation spatiale de la végétation en ceinture verte : celle-ci est un agrégat spatial, biologique et paysager hétérogène et discontinu d'espaces végétaux aux structures et aux dynamiques plus ou moins naturelles, qui alternent selon l'emprise des matrices paysagères et selon les usages et les fonctions, produisant des paysages diversement valorisés ou valorisables. L'échelle locale est privilégiée pour mener des projets de mise en valeur paysagère de la végétation (comme le montre la réussite des PRIF). Poursuivre l'analyse biogéographique de la végétation dans les marges de l'agglomération est une voie pour relancer une approche globale, à l'échelle régionale, des paysages des franges urbaines et ainsi apporter des réponses à l'ambition inaboutie de la ceinture verte dans un contexte de ville durable relancé.

Notes

1. Institution qui venait de recevoir des pouvoirs renforcés dans le cadre des lois de décentralisation.
2. http://www.iau-idf.fr/fileadmin/user_upload/SIG/cartes_telecharge/PNR_2011.pdf.
3. Voir : https://inpn.mnhn.fr/informations/glossaire/liste/e.
4. Institut géographique national, TOP 100 Tourisme et découverte n° 190 « Paris, Chantilly, Fontainebleau », juillet 2011.
5. Voir : http://www.ville-le-plessis-bouchard.fr/index.html.
6. Voir Fédération française de randonnée pédestre, *GRP de la Ceinture verte d'Île-de-France* , coll. « Topo Guides », n° 100, 2000. L'ouvrage est aujourd'hui introuvable dans le commerce.

Fabien Roussel
Il est doctorant en géographie, EA7338 Pléiade, université Paris 13, Sorbonne Paris Cité. Courriel : fabien.roussel@univ-paris13.fr et fab.roussel@laposte.net

Bibliographie

Agence des espaces verts de la RÃ©gion ÃŽle-de-France, *Atlas des pÃ©rimÃ¨tres rÃ©gionaux d'intervention fonciÃ¨re. Ã‰dition 2015,* URL : http://www.aev-iledefrance.fr/les-missions/amenager-le-territoire/les-perimetres-regionaux-d-intervention-fonciere .

Alexandre, F., Â« The Role of Vegetation in the Urban Policies of European Cities in the Age of the Sustainable City Â», *European Spatial Research and Policy* , vol. 20, nÂ° 2, 2013, p. 11%u201127.

Alexandre, F. et GÃ©nin, A., Â« Ceintures vertes autour des grandes mÃ©tropoles europÃ©ennes Â», *Formes et Ã‰chelles des compositions urbaines* , actes des congrÃ¨s nationaux des sociÃ©tÃ©s historiques et scientifiques, Paris, Ã©dition Ã©lectronique du ComitÃ© des travaux historiques et scientifiques, 2014, p. 75%u201187.

Alexandre, F. et GÃ©nin, A., *GÃ©ographie de la vÃ©gÃ©tation terrestre. ModÃ¨les hÃ©ritÃ©s, perspectives, concepts et mÃ©thode*s, Paris, Armand Colin, 2011.

Alexandre, F. et GÃ©nin, A., *Continu et discontinu dans l'espace gÃ©ographiqu*e, Tours, Presse universitaires FranÃ§ois Rabelais, Coll. Â« Perspectives Villes et Territoires Â», 2008.

Amati, M., *Urban green belts in the twenty-first century* , Farnham, Ashgate, Coll. Â« Urban Planning and Environment Â», 2008.

Banzo, M., Â« L'espace ouvert pour recomposer avec la matÃ©rialitÃ© de l'espace urbain Â», *Articulo - Journal of Urban Research*, nÂ° 6, 2015.

Barbieri, N., Â« La Ceinture verte d'ÃŽle-de-France, quelle rÃ©alitÃ©%u202F ? Â», *Note rapide sur le bilan du SDRIF* , nÂ° 10, Institut d'amÃ©nagement et d'urbanisme de la RÃ©gion ÃŽle-de-France, 2002, URL : http://www.iau-idf.fr/savoir-faire/nos-travaux/edition/la-ceinture-verte-dile-de-france-quelle-realite.html .

Bourget, E., et Le Du-Blayo, L., Â« Cartographie des paysages%u202F : apport Ã l'analyse des trames vertes et bleues. L'exemple du Pays de Saint-Brieuc Â», *Projets de paysage*, nÂ° 4, juillet 2010, URL : http://www.projetsdepaysage.fr/fr/cartographie_des_paysages_apport_a_l_analyse_des_trames_vertes_et_bleues .

BrÃ©dif, H. et Pupin, V., Â« RÃ©Ã©valuer la place de l'agriculture Ã l'heure du Grand Paris Â», *Annales de gÃ©ographie*, vol. 1, nÂ° 683, 2012, p. 43%u201165.

Clergeau, P. et Blanc, N. (dir.), *Trames vertes urbaines%u202F : de la recherche scientifique au projet urbain*, Paris, Le Moniteur, 2013.

Da Lage, A. et MÃ©taillÃ©, G. (dir.), *Dictionnaire de biogÃ©ographie vÃ©gÃ©tale* , Paris, CNRS Ã©dition, 2005.

Darly, S., Â« Agriculture et patrimoine identitaire des parcs naturels rÃ©gionaux en ÃŽle-de-France%u202F : des situations contrastÃ©es Â», *Pour*, vol. 2, nÂ° 205-206, 2010, p. 103-109.

Forman, R.T.T. et Godron, M., *Landscape ecology*, New York, John Wiley & sons, 1986.

Gant, R. L., Robinson, M., et Fazal, S., Â« Land-use change in the Â«edgelandsÂ»: Policies and pressures in London's rural-urban fringe Â», *Land Use Policy* , vol. 28, nÂ° 1, 2011, p. 266%u2011279.

Godron, M., *Ã‰cologie et Ã‰volution du monde vivant* , vol. 2, L'Ã‰chelle crÃ©e le phÃ©nomÃ¨ne, Paris, L'Harmattan, 2012.

Godron, M. et Joly, H., *Dictionnaire du paysage* , Paris, Conseil international de la langue franÃ§aise, 2008.

Grison, J.-B., Â« Le dÃ©veloppement pÃ©riurbain du Pays de France%u202F : des influences urbaines diffÃ©renciÃ©es Â», *Projets de paysage*, nÂ° 8, octobre 2012, URL : http://www.projetsdepaysage.fr/fr/le_developpement_periurbain_du_pays_de_france_des_influences_urbaines_differenciee
.

IAU ÃŽle-de-France, Â« UnitÃ©s paysagÃ¨res de la rÃ©gion ÃŽle-de-France. MÃ©thodologie, notice d'utilisation de la base de donnÃ©es atlas Â», Paris, Institut d'amÃ©nagement et d'urbanisme de la RÃ©gion ÃŽle-de-France, 2010.

IAU ÃŽle-de-France, Â« Comment traiter les fronts urbains%u202F ? Â», *Les Carnets pratique*
s, Paris, Institut d'amÃ©nagement et d'urbanisme de la rÃ©gion ÃŽle-de-France, 2010.

Laruelle, N. et Legenne, C., Â« La ceinture verte, un espace de vie Ã inventer Â», *Les Cahiers de l'IAU ÃŽle-de-France*, Institut d'amÃ©nagement et d'urbanisme de la rÃ©gion ÃŽle-de-France, no 161, fÃ©vrier 2012, p. 97%u2011100.

Laruelle, N. et Legenne, C., Â« La ceinture verte d'ÃŽle-de-France, un espace de vie Ã

rÃ©inventer. Ã‰lÃ©ments pour un nouveau partage de l'espace pÃ©riurbain dense Â», Paris, Institut d'amÃ©nagement et d'urbanisme de la rÃ©gion ÃŽle-de-France, 2005, URL : http://www.iau-idf.fr/savoir-faire/nos-travaux/edition/la-ceinture-verte-dile-de-france-un-espace-de-vie-a-reinventer.html .

Lizet, B, Â« Du terrain vague Ã la friche paysagÃ©e Â», *Ethnologie franÃ§aise*, vol. 40, nÂ° 4, 2010, p. 597%u2011608.

Novarina, G. Â« Ville diffuse et systÃ¨me du vert Â», *Revue de gÃ©ographie alpine*, vol. 91, nÂ° 4, 2003, p. 9%u201117.

Poulot, M., Â« Du vert dans le pÃ©riurbain Â», *Revue Ã©lectronique des sciences humaines et sociales*, mai 2013.

Poulot, M., Â« RÃ©surgences paysagÃ¨res et nouvelles Ã©conomies agricoles dans le pÃ©riurbain francilien Â», *Projets de paysage*, nÂ° 8, juillet 2012, URL : http://www.projetsdepaysage.fr/fr/resurgences_paysageres_et_nouvelles_economies_agricoles_dans_le_periurbain_francilie .

Poulot, M., Â« Les territoires pÃ©riurbains%u202F : Â«fin de partieÂ» pour la gÃ©ographie rurale ou nouvelles perspectives%u202F ? Â», *GÃ©ocarrefour*, vol. 83, nÂ° 4, 2009, p. 269-278.

Annexe 3b

ETUDE DE CAS
LA PLAINE DE PIERRELAYE, UN GRAND DELAISSE DANS L'AGGLOMERATION PARISIENNE

Fabien Roussel
Morgane Flégeau
Boris Lebeau
Frédéric Alexandre

La plaine de Pierrelaye[1] est un espace agricole d'environ 2 000 hectares parsemé de boisements, une sorte de dent creuse entièrement encerclée par l'agglomération parisienne - Val de Montmorency (à l'est) et vallée de la Seine (au sud) – et ses prolongements - ville nouvelle de Cergy-Pontoise (à l'ouest) et vallée de l'Oise (au nord). La plaine est emblématique d'une situation de marge urbaine, caractérisée par une hétérogénéité spatiale, du point de vue aussi de ses caractéristiques paysagères, biologiques et environnementales. La Plaine de Pierrelaye est en effet entrée au XIX^{e} siècle dans l'histoire métropolitaine, en recevant les effluents de Paris, participant ainsi aux fonctions les plus ingrates de son métabolisme[2] . Le rejet d'activités ou de structures en dehors de la zone centrale, faute d'espace disponible ou pour en éloigner les nuisances (infrastructures pour l'énergie, les déchets, l'assainissement, le transport...), est un trait caractéristique des marges. Cette situation et cette histoire font de la Plaine de Pierrelaye un espace pollué, déprécié et difficile à valoriser. Pour l'heure, le paysage est composé d'une mosaïque de boisements et de terres agricoles plus ou moins exploitées, d'une zone de déversement sauvage de déchets, et d'un lieu d'installation de gens du voyage et de Roms. Elle forme un morceau de la « France invisible » (Beaud, Confavreux et Lindgaard, 2006)[3], largement

[1] Aussi dénommée plaine de Pierrelaye-Bessancourt ou plaine de Bessancourt-Herblay-Pierrelaye. Les hésitations sur la dénomination sont significatives du caractère marginal de cet espace.

[2] Barles S., 2002, « Le métabolisme urbain et la question écologique », *Annales de la Recherche urbaine*, n°92, p. 143-150.

[3] Beaud S., Confavreux, J., Lindgaard, J., 2006, *La France invisible*, Paris, La Découverte.

rejetée et perçue comme déshéritée. Elle dessine un « tiers paysage [...] fragment indécidé du jardin planétaire » (Clément, 2004)[4]. En périphérie de la ville même, pas encore dans le périurbain, son insertion urbaine est faible. Elle ressemble à une sorte de terrain vague, à une « forêt des délaissés » qui passionnent les architectes paysagistes qui décrivent ces « lieux damnés » en des termes qui s'accordent si bien à la plaine de Pierrelaye que l'on ne peut manquer de les reproduire :

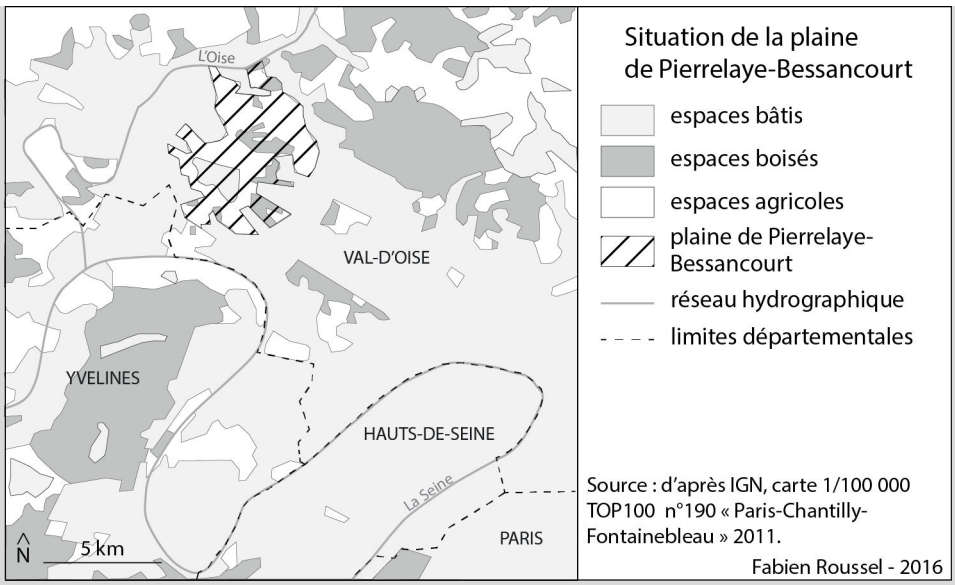
« [Le délaissé] est de trop dans l'actuelle répartition des places. C'est un corps en excès dont le voisinage indésiré inquiète, dont le contact entache une homogénéité planifiée. Telle une « ruine fraîche », glissant à découvert dans l'immonde, il présente l'image inversée de la ville, sans en être. Il est abandonné en ce seuil où le dedans et le dehors se confondent, s'annulent dans un présent naufragé, désammaré du passé et incapable d'avenir » (Bouchain, 2009)[5].

Incapable d'avenir ? Voire. Assez loin de cet intérêt nouveau et de ce regard empathique pour les espaces délaissés, les élus et les habitants du voisinage expriment leur volonté « d'en finir » avec la plaine de Pierrelaye, en profitant des opportunités offertes par le Grand Paris, pour la transformer en forêt périurbaine pourvue de tous les attributs de la durabilité.

---

[4] Clément G., 2004, *Manifeste du Tiers Paysage*
En ligne :
http://www.gillesclement.com/fichiers/admin_13517_tierspaypublications_92045_manifeste_du_tiers_paysage.pdf

[5] Bouchain, P. (dir.), 2009, « La forêt des délaissés, l'impensé dans la ville », in Biennale & PaysageNature àp. 40-50.



Carte 18 – EC1 : Situation de la plaine de Pierrelaye-Bessancourt

L'exutoire de Paris

L'identité de la plaine de Pierrelaye est liée, depuis la fin du XIX[e] siècle, à l'épandage des eaux usées de la ville de Paris. Sous le Second Empire, le baron Haussmann, Préfet de la Seine, décide d'y implanter l'exutoire du réseau d'assainissement sur des terrains acquis par la municipalité de Paris, initialement pour y créer un cimetière. Le remodelage de la physionomie de la plaine, la création d'un réseau d'irrigation puis le déversement des eaux usées, à partir de 1899, a longtemps offert l'opportunité de développer un maraîchage prospère, les sols étant alors réputés très fertiles.

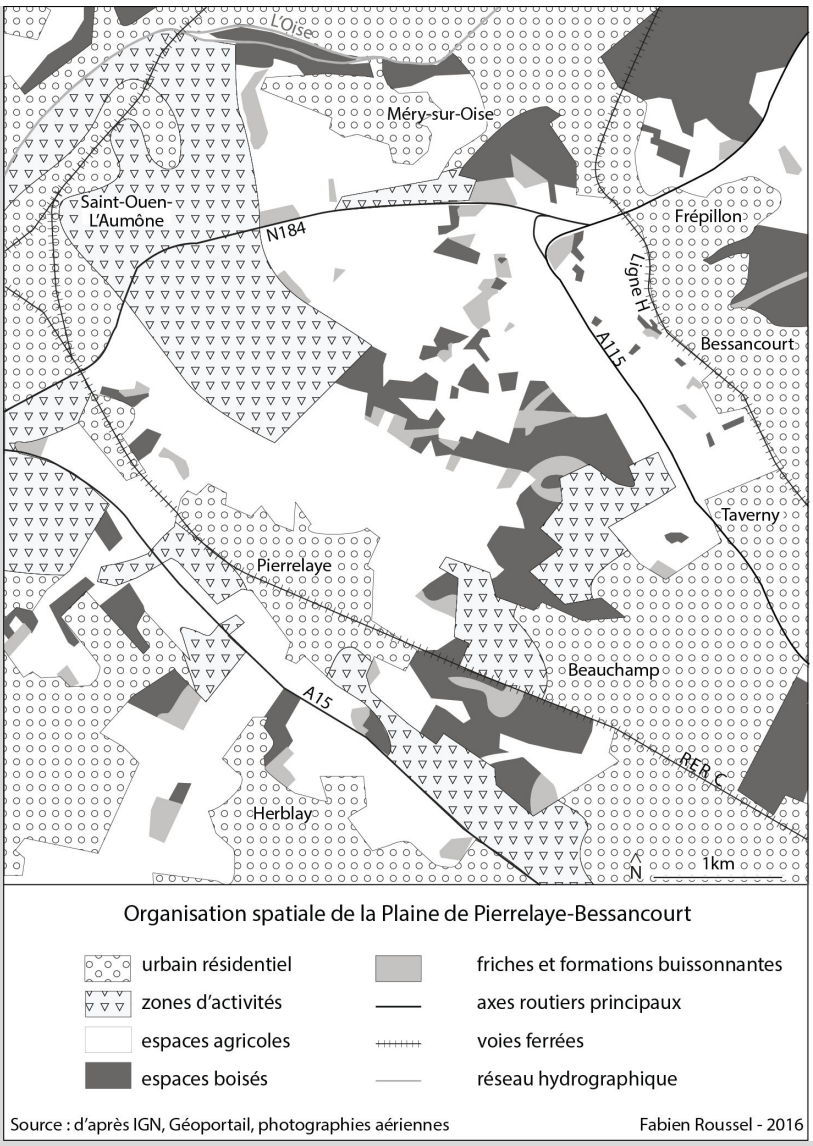
La pollution des sols par des Éléments Traces Métalliques (ETM) (Mandinaud, 2005)[6] est soupçonnée dans les années 1990 et des études sont conduites à la demande de la préfecture. Un arrêté préfectoral est alors pris en 2000 pour interdire la consommation humaine des produits alimentaires provenant de la plaine. Toutefois,

[6] Mandinaud V., 2005, « La pollution des sols des champs de dépandage d'eaux usées, contrainte et/ou ressource pour le développement durable en plaine de Bessancourt-Herblay-Pierrelaye », Développement durable et territoires, Dossier 4|2005
URL : http://developpementdurable.revues.org/1543

la production de céréales pour nourrir les animaux reste autorisée. Les agriculteurs qui ont maintenu leur exploitation sont aujourd'hui largement subventionnés par le SIAAP [7], service public de l'assainissement francilien, qui gère le réseau d'irrigation dans la plaine, en compensation d'un préjudice subi lié à la pollution. Ces financements sont cependant voués à cesser en 2017.

Le choix de la ville de Paris de placer ici l'exutoire de son réseau d'eaux usées a ainsi fixé le destin de la plaine de Pierrelaye, entrainant sa prospérité et finalement son déclin. Dans le même temps, l'activité agricole puis la pollution des sols ont permis de résister à la pression immobilière et à l'urbanisation et ainsi de préserver un espace libre au cœur de l'agglomération parisienne. Un temps envisagée, la dépollution du site a été abandonnée en raison de son coût.

[7] Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne.



Carte 18 – EC2 : Organisation spatiale de la plaine de Pierrelaye-Bessancourt

Un espace délaissé

La plaine de Pierrelaye est un espace perçu de façon essentiellement négative. Largement souligné lors des entretiens avec les acteurs de l'aménagement, les élus locaux et les habitants, le caractère détérioré du site et du paysage se retrouve dans le registre de

vocabulaire utilisé : « plaine en déshérence », « abandonnée », « exutoire », « décharge » [8]. Si certains sont en mesure de formuler une opinion sur la plaine, d'autres ne connaissent pas le nom donné à cet espace ou le perçoivent mal. Pour ceux qui n'habitent pas à proximité immédiate, il est un espace que l'on traverse pour se rendre d'un point à un autre, mais seulement en voiture et sans s'arrêter.

Dans les raisons citées à cette perception négative, la pollution des sols est peu mentionnée. La reconnaissance visuelle du délaissement vient en premier lieu avec la présence des déchets déposés ici ou là le long des routes et des chemins, dans les bois. Les coupures et les balafres imposées par les infrastructures de transport sont aussi très présentes dans les entretiens : autoroutes et nationales, axe ferroviaire reliant Pontoise à Paris, lignes à haute tension ... Zones industrielles et lotissements pavillonnaires complètent l'horizon. Un habitant de Bessancourt résume : « À part une route qui mène à Pierrelaye ou à la déchetterie, y'a rien d'autre... » [9] Cette représentation domine les discours des personnes interrogées.

Dans un deuxième temps, une autre raison est évoquée par une partie des acteurs et habitants, liée à la présence de gens du voyage et de familles Roms. Ces populations sont pourtant, pour certaines d'entre elles, établies dans la plaine depuis le début du XX^{e} siècle, et souvent sédentarisées aujourd'hui ; les activités développées sont alors montrées du doigt. Les Roms plus mobiles sont arrivées plus récemment, au moment où la situation de la plaine se dégradait. Il y aurait, selon le maire de Pierrelaye, entre 1 500 et 2 000 caravanes sur le périmètre de la plaine[10]. Derrière ces habitants se cachent des situations de précarité très diverses, aux contours parfois flous.

Cette place laissée à ces populations précaires ne plait pas à tout le monde, en particulier à Pierrelaye et à Herblay. Le lien est ici marqué entre un espace délaissé et perçu négativement par les habitants et l'occupation par des populations que l'on juge indésirables. En plaine

[8]Enquête M. Flégeau, juin 2015.
[9]Enquête M. Flégeau, juin 2015.
[10]Enquête M. Flégeau, juin 2015.

de Pierrelaye, les gens du voyage et Roms sont associés aux déchets et à la saleté. Lorsque certains discours se libèrent, pour certaines personnes interrogées, ils sont sales, car ils brûlent du cuivre, habitent dans des endroits eux-mêmes sales. Bien que les dépôts sauvages soient le fait de particuliers ou de petits entrepreneurs peu scrupuleux, ces habitants de la plaine sont aussi tenus pour responsables de la présence des ordures. Cela rejoint d'autres observations sur ces populations dans les marges urbaines, ailleurs en Ile-de-France et dans d'autres grandes agglomérations européennes.

Aménager la plaine de Pierrelaye : pour quel objectif ?

Sur les documents de planification et d'urbanisme des communes concernées, la plaine de Pierrelaye, a été jusqu'à aujourd'hui un espace impensé. Découpée entre sept communes[11], la plaine de Pierrelaye est périphérique pour chacune d'entre elles. Ne pouvant être utilisés pour d'autres usages, les terrains sont laissés en zone naturelle ou agricole, ne faisant l'objet d'aucune valorisation, sauf éventuellement aux abords, par exemple avec l'écoquartier des Meuniers à Bessancourt. L'extrême morcellement d'une part (dans la partie sud) ainsi que la propriété foncière d'un acteur extérieur et historique (la ville de Paris, toujours propriétaire d'une emprise foncière importante) ne facilite, par ailleurs, pas les initiatives.

Devant le coût de la dépollution des sols et l'impossibilité d'urbaniser la zone, le projet de requalifier la plaine de Pierrelaye s'élabore progressivement depuis 2008 où un premier syndicat intercommunal, constitué pour tenter de régler la question des dépôts sauvages de déchets, étudie la faisabilité de plantation d'une forêt. Le projet change de dimension et d'ambition depuis 2010-2011 lorsque le projet reçoit le label « Grand Paris » pour la mise en place d'une forêt périurbaine. Le Syndicat Mixte d'Aménagement de

[11] Méry-sur-Oise, Frépillon, Bessancourt et Taverny au Nord, Beauchamp à l'Est, Herblay au sud, Saint-Ouen-l'Aumône à l'Ouest et Pierrelaye en son centre.

la Plaine de Pierrelaye (le SMAPP) est créé en 2014[12] et un projet est présenté en 2015 (Vidal, 2015 ; Hachache, 2015[13]). Le Premier ministre annonce le classement du projet de forêt de Pierrelaye en 2015 en CIN (Contrat d'Intérêt National) et déclare que « La création de la forêt de Pierrelaye sera emblématique de cette démarche [de développement durable]. Après un siècle d'épandage des eaux usées, cette plaine sera transformée grâce à la réutilisation des déblais du chantier du Grand Paris Express. Elle doit devenir un nouveau poumon vert de la métropole. L'Etat coordonne ce travail et nous allons nous assurer qu'il continue à avancer. »[14]

On le voit, le développement durable est avancé comme argument majeur en faveur du projet de forêt en plaine de Pierrelaye. Cependant, plus prosaïquement, les maires des communes limitrophes et la communauté d'agglomération du Parisis associée, y voient un moyen de régler le problème des dépôts sauvages de déchets et dans le même temps de chasser les gens du voyage et les Roms. Les élus sont aussi face à l'urgence, en raison de l'arrêt des subventions du SIAPP aux derniers agriculteurs. La forêt a été vue également par une majorité d'élus comme la moins pire des solutions, seule possibilité permettant encore de changer le destin de la plaine.

Des questions liées au financement des travaux et à l'acquisition foncière divisent cependant les communes. La Ville de Paris, toujours propriétaire d'une part importante du foncier, est en cours de négociation pour installer des ISDI (installations de stockage de déchets inertes) en plaine de Pierrelaye. La construction du réseau

---

[12] Il réunit les sept communes limitrophes de la plaine, la communauté d'agglomération du Parisis, le département du Val-d'Oise, la Région Île-de-France et compte parmi ses partenaires, l'État français, au travers du projet du Grand Paris.

[13] Vidal R., 2015 : « La plaine de Pierrelaye, de la gestion environnementale au projet de paysage », *in* Chomarat-Ruiz C. (dir.), *Paysage en projet*. Presses Universitaires de Valenciennes, p. 59-93 ; Hachache N., 2015, Forêt du Grand Paris. « Le défi de la mise en œuvre », Traits urbains, n° 74, p. 41-43.

[14] Discours du 1er ministre Manuel Valls devant les maires d'Ile-de-France, suite au 2e Comité interministériel du Grand Paris, 14 avril 2015.

de métro du Grand Paris va impliquer une grande production de déchets que l'on appelle inertes (terre, roche, sable, etc.) qui pourraient être déposés dans la plaine. Si certains y voient un moyen de financer la forêt, la topographie des lieux et le paysage en seraient changés et ce nouveau dépôt de déchets pourrait être mal vécu localement.

La mise en forêt, si elle est globalement vue de manière positive par les personnes interrogées, n'est pas considérée comme la solution idéale, rêvée par les aménageurs et les paysagistes, pour régler les problèmes de la plaine. Les habitants[15] doutent de la stratégie qui consiste à se défaire des usages délictueux (déchets et campement) et estiment au contraire qu'ils pourraient être renforcés par la plantation de la forêt.

[15] Enquête M. Flégeau, juin 2015.

Annexe 3c

Environnement Urbain / Urban Environment

Volume 11 | 2017
Les espaces verts urbains : éclairages sur les services écosystémiques culturels

La spatialisation des services écosystémiques en ceinture verte de la Région Île-de-France à l'épreuve de la végétation sur le terrain

Fabien Roussel

Publisher
Institut national de Recherche scientifique
Urbanisation Culture et Société

Electronic version
URL: http://eue.revues.org/1777
ISSN: 1916-4645

Electronic reference
Fabien Roussel, « La spatialisation des services écosystémiques en ceinture verte de la Région Île-de-France à l'épreuve de la végétation sur le terrain », *Environnement Urbain / Urban Environment* [Online], Volume 11 | 2017, Online since 17 July 2017, connection on 29 July 2017. URL : http://eue.revues.org/1777

This text was automatically generated on 29 July 2017.

© Institut National de Recherche Scientifique Centre Urbanisation Culture et Société

La spatialisation des services écosystémiques en ceinture verte de la Région Île-de-France à l'épreuve de la végétation sur le terrain

Fabien Roussel

Introduction

1 La notion de service écosystémique a été définie en 2005 dans le cadre du Millenium Ecosystem Assessment (MEA) comme « les bénéfices que les hommes tirent des écosystèmes ». Depuis lors, l'évaluation, la spatialisation et la cartographie des services écosystémiques se sont répandues, sous l'impulsion de politiques scientifiques internationales, telles que la plateforme « *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* » (IPBES, 2017) ou européennes, tel que le programme « *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services* » (MAES) (BISE, 2017). La spatialisation et la cartographie participent d'un processus de transcription de la notion dans le champ des politiques environnementales. Cette logique a été précisément exposée par Arnaud de Sartre *et al.* (2014) dans l'ouvrage collectif « *Politcal ecology* des services écosystémiques » : les services écosystémiques ont vocation à produire des normes pour gouverner. En France, ils sont au programme du Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer qui a engagé à partir de 2012 une « évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques » (Efese). L'un de ses objectifs « *vise à construire des outils robustes et cohérents pour que les enjeux de protection et de conservation des écosystèmes et de la biodiversité soient perçus par l'ensemble des acteurs* » (MEEM, 2017). Dans le même temps, les services écosystémiques continuent d'être un objet d'étude important dans des programmes de recherche à l'échelle internationale. Il y a désormais une vocation affirmée d'aide à la décision publique. C'est le cas par exemple du programme

soutenu par l'Union européenne « *Operational Potential of Ecosystem Research Applications* » OPERAs (2017) : « the project seeks to help stakeholders to apply the ecosystem services and natural capital concept into practice ». Nous avons eu l'occasion d'expérimenter ce cadre de recherche lors d'un séjour scientifique de trois mois au sein du laboratoire de géographie de l'environnement de l'Université Vrije Amsterdam aux Pays-Bas, impliqué dans le projet OPERAs. Les chercheurs en géographie y développent notamment des modèles visant à spatialiser les services écosystémiques. L'occasion nous a été donnée de tester l'application de ces modèles de spatialisation des services écosystémiques dans le contexte périurbain de la ceinture verte de la Région Île-de-France. Les services écosystémiques ne fondent pas encore de politiques à l'échelle de cette institution régionale, mais ils constituent l'un des enjeux de la préservation de la trame verte et bleue au sein du Schéma Régional de Cohérence écologique (SRCE) en lien avec la notion de multifonctionnalité. En ce sens, l'Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Île-de-France (IAU) a publié en 2011 une synthèse à l'attention des décideurs portant sur la multifonctionnalité de la trame verte et bleu en secteurs urbains et périurbains dans laquelle la notion de service écologique est mobilisée pour appuyer la préservation de la biodiversité, notamment végétale (David. 2011). Sans préjuger des développements qui seront proposés à l'avenir par les acteurs régionaux, il nous a semblé pertinent d'évaluer le niveau de concordance des cartes issues de la modélisation de services écosystémiques avec des observations floristiques et paysagères de terrain. Malinga *et al.* (2015) ont en effet montré que la plupart des évaluations de services écosystémiques concernent des échelles municipales, assez fines donc (1 hectare), et qu'elles ont en outre recours à des données et des modèles généralistes pour ce faire. L'hypothèse est donc posée que ces méthodes classiques de spatialisation de services écosystémiques sont à même de produire des erreurs assez importantes dans le contexte paysager hétérogène de la ceinture verte (Roussel, 2016). Il s'agit ici de mieux comprendre les décalages encourus en prenant appui sur la végétation sur le terrain et les communautés végétales qui la constituent. L'espace périurbain et la végétation qui le caractérise sont un champ encore peu exploré de mise en application des modèles existants

2 Nous avons tout d'abord recours à une méthode de cartographie fondée sur des indicateurs indirects (en anglais « *proxy-based* »), à savoir la matrice d'évaluation des services écosystémiques développée par Burkhard *et al.* (2012) qui repose sur les connaissances scientifiques appliquées aux catégories d'occupation du sol de la base de données CORINE Land Cover (CLC). Ensuite, nous faisons appel à des indicateurs directs (qualifiés de « phénoménologiques » par certaines études (Lavorel *et al.,* 2017)), relatifs à des mécanismes biophysiques modélisés, sous-jacents aux services écosystémiques considérés. Sept ont été retenus : cinq correspondent à des services de régulation (climat, qualité de l'air, érosion, inondations, pollinisation), un correspond à un service d'approvisionnement (l'accès à la nourriture sauvage pour les populations humaines), un dernier s'inscrit dans le champ des services culturels (les activités récréatives). Ces services sont choisis pour leur pertinence dans un contexte périurbain, mais aussi en raison de leur mise à disposition lors de notre séjour scientifique au sein de la Vrije Universiteit d'Amsterdam. Pour chacun de ces services et pour les deux méthodes, des valeurs ont été extraites via un SIG à partir de 252 sites où nous avons par ailleurs réalisé des relevés botaniques. De manière à faciliter la comparaison des observations, nous procédons à trois classifications ascendantes hiérarchiques (CAH) de ces sites, selon les trois types de données : indicateurs directs, indicateurs indirects, données botaniques.

Cette notion d'assemblage de services nous permet de nous concentrer sur des typologies. Nous apprécions ensuite la concordance des typologies en observant la présence d'un même site dans des types différents, similaires ou non quant à leur signification spatiale et floristique. Avec cette classification, nous observons des communautés végétales d'une part, et des assemblages de services écosystémiques d'autre part, contrairement à d'autres études comparatives qui se sont focalisées sur des services écosystémiques séparément (Eigenbrod *et al.,* 2010 ; Schulp *et al.,* 2014a). Cela nous paraît davantage pertinent dans un contexte où les politiques locales tendent à considérer des espaces fournissant une diversité de services et non des services séparément.

3 Une première partie sera l'occasion de présenter les terrains d'étude retenus, les méthodes propres à la cartographie des services écosystémiques ainsi que nos choix méthodologiques pour évaluer la concordance entre les cartes de services écosystémiques et la végétation sur le terrain. Une deuxième partie nous conduira à présenter les résultats de ce travail en exposant tout d'abord les typologies, avant de les mettre en regard les unes des autres. Enfin, dans une troisième partie nous discuterons des limites soulevées par la spatialisation des services écosystémiques qui se heurte en pareil contexte à la diversité spatiale, paysagère et floristique des territoires.

1. La spatialisation des services écosystémiques face à la végétation : enjeux méthodologiques

1.1 Des terrains d'études représentatifs de la diversité spatiale de la ceinture verte

4 Notre zone d'étude concerne la ceinture verte autour de l'agglomération parisienne telle qu'elle a été définie par la Région Île-de-France (figure 1). La ceinture prend la forme d'un anneau d'une vingtaine de kilomètres d'épaisseur qui couvre 2662 km^2 soit 22 % du territoire francilien. Contrairement à d'autres ceintures vertes en Europe comme à Londres ou Berlin (Alexandre et Génin, 2014 ; Amati, 2008), le projet de ceinture verte ne s'est jamais vraiment matérialisé en Île-de-France. S'il continue d'être présent dans les documents d'aménagement régionaux, l'espace qu'il désigne est marqué par une fragmentation spatiale et paysagère importante, entre ville et campagne. Pour en rendre compte, nous avons développé une méthode fondée sur l'emboitement des échelles du paysage telle que proposée par Michel Godron (Godron et Joly, 2008 ; Godron, 2012). Les principes de cette méthode ont été exposés par ailleurs (Roussel, 2016). Elle nous a conduits à identifier quatre catégories de contextes : des zones d'agriculture intensive directement au contact de la ville (i), des zones de massifs forestiers (ii), des zones de vallées le long desquels la ville s'est développée (iii), des zones où l'occupation du sol est marquée par une forte hétérogénéité (iv). Pour des raisons de temps, nous n'avons pas exploré quatre terrains d'étude, mais trois (Figure 1), tous situés à la limite immédiate de l'agglomération parisienne. Chacun de ces terrains couvre une superficie de 100 km^2, en écho à l'échelle des types de paysages proposée par Godron. Un premier est centré sur la plaine de Pierrelaye au nord-ouest de l'agglomération parisienne et fait écho aux zones hétérogènes (iv) tout en incluant un massif forestier d'envergure régionale avec la forêt de Montmorency (ii). Un second terrain est situé en Plaine de France autour de la ville de Goussainville, au nord-est de l'agglomération non loin de l'aéroport Charles de Gaulle ; il

se veut représentatif de la catégorie où domine l'agriculture (i). Un dernier terrain est situé en Vallée de Chevreuse ; il se veut représentatif des zones de vallées (iii).

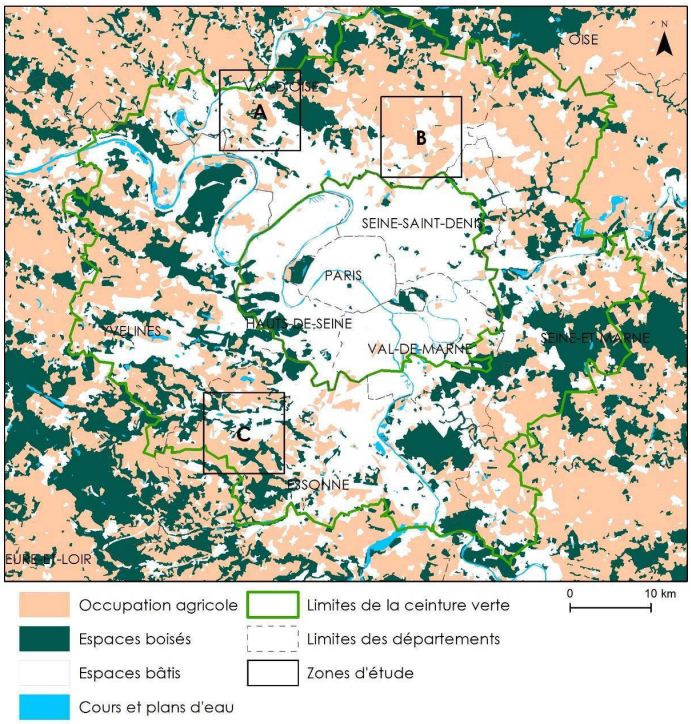


FIGURE 1 : situation des terrains d'étude en ceinture verte de la Région Île-de-France (F.Roussel, d'après la carte IGN TOP 100 Tourisme et découverte no 190 « Paris, Chantilly, Fontainebleau » de juillet 2011 et l'Institut d'aménagement et d'urbanisme de la Région Île-de-France)

5 Ces trois terrains ont donné lieu à une cartographie à partir des données CLC de 2012 (Figure 2). Cette base de données cartographique à l'échelle européenne est au cœur des propositions de Burkhard *et al.* (2012) mais a aussi servi à l'élaboration de plusieurs indicateurs directs de services écosystémiques retenus ici (voir 1.3.3.). Les trois cartes de la figure 2 indiquent l'emplacement des relevés botaniques effectués et le type d'occupation du sol auquel ils correspondent dans la classification CLC.

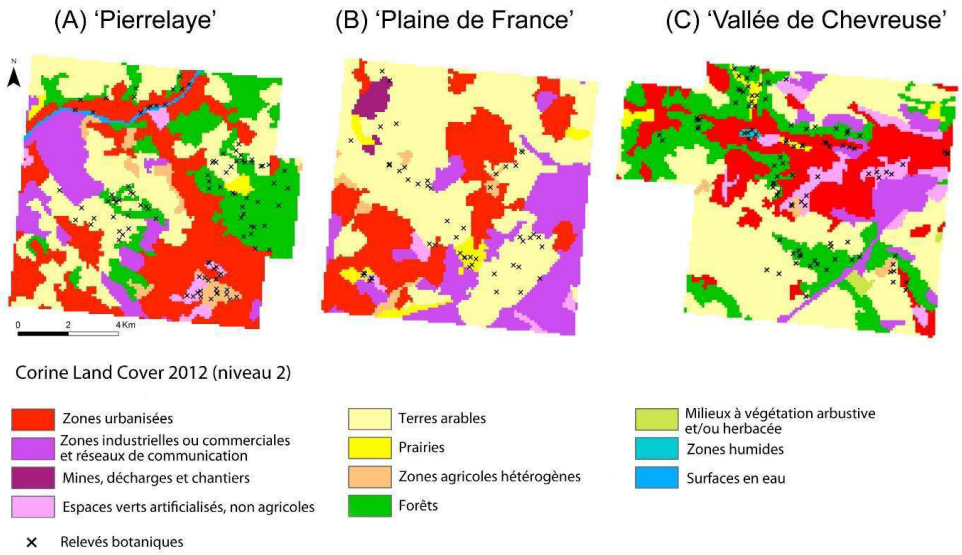


FIGURE 2 : Occupation du sol des trois terrains d'étude retenu d'après la nomenclature CLC de 2012 (niveau 2 – les couleurs ont été modifiées le cas échéant pour faciliter la lecture) ; les croix représentent l'emplacement des relevés botaniques réalisés en 2014 et 2015.

1.2 Des données botaniques représentatives des arrangements paysagers

6 101 relevés ont été réalisés sur le secteur de Pierrelaye et ses environs (Figure 2, A), 51 en Plaine de France (Figure 2, B), 100 en Vallée de Chevreuse (Figure 2, C). Le nombre moindre de relevés en Plaine de France s'explique par la plus faible proportion d'espaces végétalisés dans un secteur dominé par l'agriculture intensive. La sélection des parcelles suit la logique de l'échantillonnage stratifié (Roussel 2016). Elle s'appuie sur l'emboitement des échelles du paysage. Au sein de grands types de paysages (10x10km) existent des paysages (1x1km) eux-mêmes composés d'éléments du paysage. Ces deux derniers échelons ont été identifiés par un travail croisé de photo-interprétation et de modelé numérique de terrain. Les relevés botaniques ont pris place dans des éléments du paysage représentatifs des paysages eux-mêmes constitutifs de grands types de paysages.

7 La méthode des relevés est dite de l'aire minimale (Daget et Godron, 1982 ; Kent, 2012) : nous prenons place au centre des parcelles puis nous relevons les espèces végétales en nous éloignant par cercles concentriques jusqu'à ne plus rencontrer de nouvelles espèces ou à atteindre les lisières de la parcelle, pour lesquelles la composition floristique change. Tous les types biologiques végétaux ont été collectés : ligneux ou herbacés, vivaces ou annuels. Les campagnes de relevés ont eu lieu entre mai et juillet 2014 et 2015 de façon à conserver le plus possible une homogénéité saisonnière de la flore.

8 Au total, 520 espèces ont été identifiées. Pour des raisons de représentativité statistique, nous avons considéré uniquement les espèces rencontrées au moins sur cinq sites (c'est à dire dans plus de 2 % des cas) soit 288 espèces. Espèces et sites ont été réunis au sein d'un tableau de contingence indiquant le chiffre 1 lorsqu'une espèce est présente en un site, 0 lorsqu'elle est absente.

1.3 La spatialisation des services écosystémiques : enjeux et méthodes

1.3.1 Services écosystémiques, modes d'occupation du sol et végétation, quelles relations ?

9 La plupart des évaluations de services écosystémiques s'appuient sur les données d'occupation du sol (Andrew *et al.,* 2015 ; Martínez-Harms et Balvanera, 2012 ; Crossman *et al.,* 2013 ; Egoh *et al.,* 2012 ; Malinga *et al.,* 2015). Cette donnée spatiale répond le plus souvent à une nomenclature générale : forêts, terres agricoles, prairies, espaces verts urbains etc. (Neumann *et al.,* 2007). La composition végétale sur le terrain n'est alors jamais prise en compte pas plus que les modes de gestion dont cette végétation fait précisément l'objet. Le risque est réel de conclure in extenso à la présence de services écosystémiques alors que la végétation sur le terrain est assez éloignée au final des catégories généralistes employées au départ. Pareilles variabilités et incertitudes ont été démontrées à l'échelle européenne (Schulp *et al.,* 2014a) et nationale (Eigenbrod *et al.,* 2010, pour la Grande-Bretagne). Une autre marge d'erreur provient de la faible résolution des cartes employées (100 m dans le cas de la classification CLC), mal adaptée à des contextes spatiaux hétérogènes (Van der Biest *et al.,* 2015), tels que les espaces périurbains.

10 Le lien entre services écosystémiques et végétation a été démontré par ailleurs, à l'échelle des plantes, mais aussi à l'échelle des communautés végétales (Díaz *et al.,* 2007), donnant lieu, contrairement aux approches par l'occupation du sol, à des quantifications extrêmement précises et très localisées. Quelques études ont certes cherché à connecter ces études écologiques aux échelles paysagères (Homolová *et al.,* 2014 ; Crouzat *et al.,* 2015) mais la complexité et la quantité des données à prendre en compte, de même que la spécificité des espaces auxquelles elles se sont cantonnées – les pelouses d'alpage par exemple – rend, pour le moment, impossible la transposition à des échelles plus larges (Lavorel *et al.,* 2011 ; Lavorel *et al.,* 2017).

11 Les limites cartographiques inhérentes à ces deux approches sont particulièrement prégnantes dans le contexte de la ceinture verte, entre ville et campagne. Si ce type de contextes très anthropisés est moins mis en lumière d'un point de vue de la conservation de la biodiversité, il est constitué cependant de premiers espaces végétalisés au contact des villes, là où résident près de quatre millions d'habitants dans le cas de l'agglomération parisienne (Barbieri, 2002). Les espaces périurbains proches des villes ont été peu étudiés hormis quelques intrusions sur la question des services culturels récréatifs (Casado-Arzuaga *et al.,* 2013). En revanche, de nombreuses recherches se sont focalisées sur la ville en elle-même (voir par exemple, Haase *et al.,* 2014 ; La Rosa, Spyra, et Inostroza 2016 ; Alam, Dupras, et Messier, 2016). Les cartes de services écosystémiques produites dans ces contextes urbains ont recours à des types de couvertures végétales assez généraux (Tratalos *et al.,* 2007 ; Larondelle et Haase, 2013) avec parfois des propositions plus affinées (Derkzen, van Teeffelen et Verburg, 2015 ; Lehmann *et al.,* 2014 ; Holt *et al.,* 2015).

1.3.2 La matrice de Burkhard : un modèle par évaluation indirecte

12 L'évaluation des services écosystémiques y est ici directement fondée sur les modes d'occupation du sol de la base de données européenne CLC à une résolution de 100 m, et

sur les connaissances scientifiques accumulées pour chacun. Chaque mode se voit ainsi conférer un nombre de points de 0, aucune pertinence, à 5, pertinence très élevée. Cette méthode a été largement employée, car elle est facile à utiliser (Baral *et al.,* 2013 ; Sohel, Ahmed Mukul, et Burkhard, 2015 ; Burkhard *et al.,* 2015). Sa simplicité en limite cependant la portée au moment d'étudier des espaces particuliers (Van der Biest *et al.,* 2015 ; Eigenbrod *et al.,* 2010). Nous la considérons ici comme une première étape dans la spatialisation des services écosystémiques dans un contexte périurbain. La figure 2 permet de visualiser la position des sites de relevés botaniques dans le niveau 2 de la nomenclature CLC de 2012.

1.3.3 Des indicateurs directs fondés sur des paramètres biophysiques

13 Ces modèles directs ont été mis à notre disposition par le groupe de recherche en géographie de l'environnement de l'Université Vrije Uninersiteit d'Amsterdam qu'il a pour partie lui-même contribué à développer. Ils constituent un second niveau d'évaluation des services écosystémiques qui intègre des données spécifiques à chaque service. Tous ces modèles ont été développés à l'échelle de l'Union européenne. Nous en avons directement extrait les valeurs pour nos 252 sites sauf s'il nous était possible d'en affiner la résolution. Cela a été le cas pour le modèle relatif au stockage du carbone pour lequel nous avons fait passer la résolution de 1 km à 100 m, en intégrant les modes d'occupation du sol de la base de données CLC. Les résolutions sont donc variables, mais l'objectif est d'utiliser les valeurs les plus précises possibles.

1. La régulation du climat renvoie au stockage du carbone. Ce service a été modélisé par Catharina J. E. Schulp, Nabuurs, et Verburg (2008). Les résultats sont exprimés en tonnes par hectare. Au départ réalisé à une résolution de 1 km, nous en avons décliné les résultats pour une résolution de 100m en utilisant les données CLC de 2012.
2. La régulation de la qualité de l'air est évaluée par la quantité de dioxyde d'azote (NO2) absorbée par la végétation urbaine, en tonnes par hectare et par an (Lavalle et al., 2015). Le dioxyde d'azote est l'un des polluants principaux émis par les transports, les industries et les foyers.
3. La régulation des inondations se réfère aux recherches de Stürck, Poortinga, et Verburg (2014). Ces auteurs ont défini un indice entre 0 et 1 à l'échelle du kilomètre pour l'Union européenne. L'indice intègre des variables environnementales telles que les types de bassins hydrographiques, les types de précipitation, l'usage des sols, la capacité du sol à retenir l'eau. L'indice prend aussi en compte une modélisation spatiale des ruissellements pluvieux.
4. La régulation de l'érosion correspond à un facteur lié à la couverture des sols « C » (« cover management factor »), proposée par Panagos et al. (2015). Ce facteur est le ratio moyen de perte de sol par type d'occupation du sol, toujours selon CLC. Il est exprimé entre 0 et 1, 1 étant considéré comme l'état de base : une terre agricole nue, en pente.
5. L'enjeu de la pollinisation a lui aussi fait l'objet d'une modélisation pour lequel nous retiendrons ici la probabilité de visite des insectes pollinisateurs, en pourcentage, tel qu'elle a été proposée par C. J. E. Schulp, Lautenbach, et Verburg (2014 b) en considérant la proximité des habitats favorables aux abeilles.
6. Pour l'accès à la nourriture sauvage par les êtres humains, nous nous appuyons sur les propositions de C. J. E. Schulp, Thuiller, et Verburg (2014c). Les auteurs ont évalué le nombre de plantes comestibles et de baies à une résolution de 1 km. 81 espèces ont été identifiées comme étant utilisées par plus de quatre pays européens. Au total, 592 plantes ont été qualifiées de comestibles. Il faudrait certes confronter ces plantes à des pratiques avérées

sur le terrain. À défaut, il s'agit donc d'évaluer des potentialités, nombre de ces espèces étant bien présentes en ceinture verte d'Île-de-France

7. L'évaluation des activités récréatives est fondée sur les travaux de Verhagen et al. (2016) qui considère les opportunités de loisirs urbains en relation avec les modes d'occupation du sol, la distance au littoral, les caractéristiques forestières et la structure des paysages agricoles.

1.4 Comparer un degré de concordance à l'aide de typologies

14 Comparer les valeurs de chacun des sept services écosystémiques avec chacune des valeurs obtenues avec la matrice de Burkhard et enfin avec chacun des 252 relevés botaniques constitue une tâche d'une ampleur bien trop conséquente. Pour faciliter l'analyse, nous proposons des typologies pour chacune des trois approches. Ces typologies ont été obtenues grâce à la classification ascendante hiérarchique (CAH) à l'aide du logiciel SPSS (IBM® SPSS® Statistics 22). La CAH groupe progressivement les individus puis les groupements intermédiaires selon leurs similarités. Le premier niveau est constitué de 252 individus, le dernier niveau d'un seul et même ensemble. Entre les deux, la CAH livre à l'analyse une série de regroupements les plus homogènes possibles et de moins en moins nombreuse, sous la forme d'un dendrogramme ou arbre hiérarchique (Sanders 1989). Pour classer les sites, nous avons eu recours à la méthode de Ward qui minimise l'inertie au sein d'un même groupe et minimise ainsi la perte d'information pour chaque groupement. Elle permet d'obtenir une répartition la plus homogène possible des individus dans les types ainsi mis en évidence. Il nous est revenu d'arrêter la typologie la plus pertinente pour chacune des trois méthodes en nous appuyant sur les distances entre groupes telles qu'observées dans dendrogrammes produits par la CAH (Sanders, 1989).

15 Chacun de ces services étant exprimé dans une unité de mesure spécifique – pourcentages, indices entre 0 et 1, certaines avec des valeurs négatives, etc. – il a été nécessaire de procéder au préalable à une normalisation des valeurs. Pour ce faire nous avons eu recours à la fonction « Z score » du logiciel SPSS (« statistiques descriptives » dans le menu « analyse ») pour laquelle Z = (valeur – moyenne)/écart type. Les valeurs obtenues s'échelonnent de part et d'autre du 0, selon qu'elles sont au-dessus ou en dessous de la moyenne pour le modèle concerné. Ces valeurs normalisées sont plus simples à comparer et permettent de voir aisément quel service contribue à chaque type[1].

16 La classification des relevés selon le mode d'occupation du sol auquel ils renvoient dans la base de données CLC et le score que chaque mode obtient dans la matrice de Burkhard a donné lieu à une première typologie. Elle fait ressortir 2 types. La classification en fonction des résultats obtenus pour les sept services écosystémiques a donné lieu à une seconde typologie. Quatre types ont ici été retenus. Enfin, nous avons classé les 252 relevés selon les espèces végétales qui les composent (présence =1 ou absence = 0). Six types de communautés végétales ont été mis en évidence.

17 Pour effectuer le travail de comparaison entre les typologies, nous avons eu recours à l'indice de similarité de Jaccard qui mesure le nombre d'individus partagés par deux groupes dans deux classifications différentes sous la forme d'un indice compris entre 0, aucun point commun, et 1, similarité complète. Nous avons en outre comparé les valeurs moyennes obtenues par chacun des 12 groupes (2+4+6) dans les deux évaluations – indirectes et directes (Figures 3, 4, 5)

2. Des services écosystémiques en ceinture verte : tendances et contradictions

2.1. Propositions de typologies

2.1.1. Selon la matrice de Burkhard

18 Cette « matrice » est directement fondée sur la nomenclature établie par CLC (Burkhard *et al.* 2012). Il nous suffit ici de considérer le mode d'occupation du sol auquel chaque relevé appartient et de lui appliquer le « score » que Burkhard *et al.* lui confèrent. Deux types ont ici été mis en évidence (Tableau 1). Le premier type réunit 169 relevés soit toutes les modes d'occupation du sol à l'exception des forêts de feuillus. Ce type montre une capacité faible pour l'ensemble des services écosystémiques hormis pour les activités récréatives qui gardent une capacité moyenne (Tableau 1). Le deuxième type est uniquement constitué de relevés cartographiés comme étant des « forêts de feuillus ». Ce groupe concerne 83 relevés et présente une capacité moyenne à très élevée pour l'ensemble des services écosystémiques (Tableau 1, Figure 3).

Tableau 1 : Services écosystémiques délivrés sur les parcelles étudiées selon la matrice de Burkhard (valeurs comprises entre 0 (aucune capacité) et 5 (capacité maximale)).

Type	Nomenclature CLC (Niveau 3)	Nombre de relevés	Régulation globale du climat	Protection contre les	Régulation de la qualité de l'air	Régulation de l'érosion	Pollinisation	Nourriture	Activités récréatives et valeur esthétique	Score par poste CLC (pour une unité spatiale)
1	Terres arables hors périmètres d'irrigation	74	1	1	0	0	0	0	3	5
	Prairies et autres surfaces toujours en herbe à usage agricole	24	1	1	0	4	0	0	3	9
	Espaces verts urbains	22	1	0	1	2	1	1	3	9
	Tissu urbain discontinu	21	0	0	0	0	0	1	0	1
	Systèmes culturaux et parcellaires complexes	13	1	1	0	0	0	0	2	4
	Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants	4	2	1	1	3	0	3	2	12
	Marais intérieurs	4	2	4	0	0	0	0	0	6
	Cours et voies d'eau	3	0	5	0	0	0	0	4	9
	Zones industrielles ou commerciales et installations publiques	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Équipements sportifs et de loisirs	1	1	0	1	1	1	0	5	9
	Extraction de matériaux	1	0	0	0	0	0	0	0	0
	Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés	1	0	0	0	0	0	0	0	0
2	Forêts de feuillus	83	4	3	5	5	5	5	5	32
	Score des services écosystémiques, pondéré par le nombre de relevés concernés		482	395	442	568	438	470	826	

19 La typologie met ici en évidence le rôle de la couverture forestière dans l'évaluation de services. La classe « forêts de feuillus » a en effet la capacité en services écosystémiques la plus élevée (score total de 32). Le mode « Surfaces essentiellement agricoles, interrompues par des espaces naturels importants » est loin derrière avec un score de 12. Le service « Activités récréatives » a de loin le plus de potentiel (score de 828) en ceinture

verte de la Région Île-de-France. Il est suivi à bonne distance par « régulation des érosions » (568).



FIGURE 3 : Valeurs moyennes des services écosystémiques au sein des deux types obtenus par classification des valeurs issues de la matrice de Burkhard *et al.* (2012)

2.1.2. Selon les indicateurs directs

20 D'après la CAH appliquée aux valeurs extraites à partir des indicateurs directs, nos 252 sites se répartissent en quatre types. Pour mieux en évaluer la signification spatiale, nous les avons mis en regard des modes d'occupation du sol issus de la nomenclature CLC (Tableau 2).

Tableau 2 : occupations du sol (CLC) au sein de la typologie des services écosystémiques selon les indicateurs directs

Occupation du sol CLC (2012)	Type 1	Type 2	Type 3	Type 4
Forêt de feuillus	0	34	3	46
Systèmes culturaux et parcellaires complexes	11	1	1	0
Tissu urbain discontinu	0	20	1	0
Espaces verts urbains	2	18	2	0
Zones industrielles ou commerciales	1	0	0	0
Marais intérieurs	0	4	0	0
Surfaces essentiellement agricoles...	2	0	2	0
Extraction de matériaux	0	1	0	0
Terres arables hors périmètres d'irrigation	40	1	33	0
Prairies	10	5	8	1
Réseaux routier et ferroviaire et espaces associés	0	1	0	0
Équipements sportifs et de loisirs	0	0	1	0

Cours et voies d'eau	**0**	**3**	**0**	**0**
Territoires concernés (en % de relevés)	**A (23 %)** **B (74 %)** **C (3 %)**	**A (44 %)** **B (2 %)** **C (54 %)**	**A (47 %)** **C (53 %)**	**A (49 %)** **C (51 %)**

21 Le premier type rassemble 66 relevés mêlant divers modes d'occupations agricoles. Ces relevés obtiennent une réponse faible pour la plupart des services, excepté les activités r écréatives et la régulation des inondations (voir figure 4). Les relevés qui le composent sont en majorité situés en Plaine de France (B) dans un contexte d'agriculture intensive. Ceux issus du secteur de Pierrelaye (A) et de la vallée de Chevreuse (C) relèvent également d'un contexte agricole. Le second type réunit 88 relevés. Il est un mélange d'espaces bâtis et de forêts et donne à voir un profil assez moyen en terme de services, hormis pour la régulation des érosions, assez élevée, et les activités récréatives assez basses (figure 4). Le troisième type concerne 51 relevés majoritairement situés dans des contextes de terres arables, hors de La Plaine de France (B). Ce type se démarque du premier par un meilleur potentiel en service, en particulier pour les plantes comestibles, la pollinisation et la régulation de la qualité de l'air. Ce sont des relevés de secteurs plus hétérogènes sur le plan de l'occupation du sol. Le dernier type, constitué de 47 relevés, est composé à une large majorité de forêts de feuillus et réagit donc positivement à la plupart des services écosystémiques (Figure 4). La typologie met une nouvelle fois en évidence le potentiel de la couverture forestière (Type 4) tout en révélant à l'inverse les moindres potentialités des contextes urbains (Type 2). Les zones dominées par l'agriculture constituent un troisième ensemble que la CAH nuance en différenciant des relevés situés dans des

contextes d'agriculture intensive (Type 1) et d'autres situés dans des secteurs agricoles davantage mêlés à d'autres modes d'occupation du sol (Type 3).

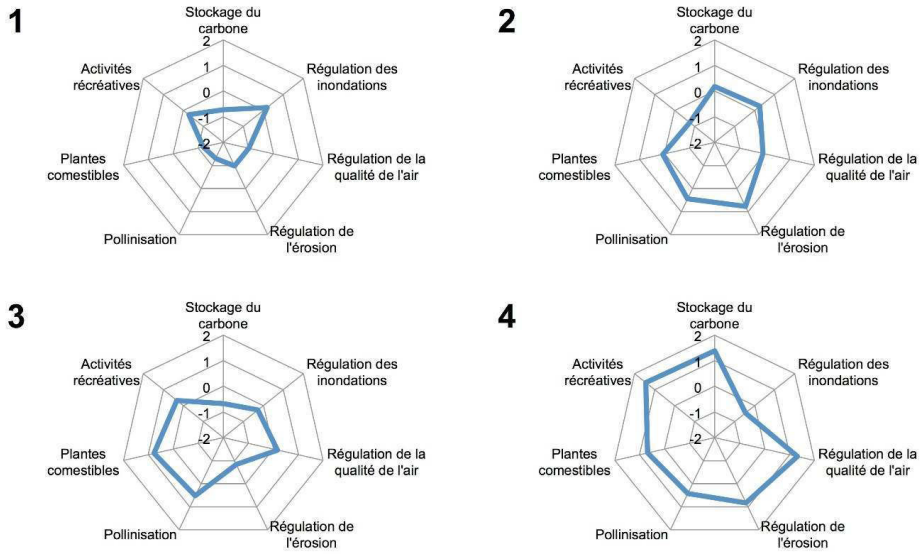


Figure 4 : Valeurs moyennes des services écosystémiques au sein de la typologie obtenue par classification des valeurs des indicateurs directs.

2.1.3. Selon la donnée botanique

22 Cette troisième typologie a pour ambition de mettre en évidence des communautés végétales.

23 La classification ascendante hiérarchique (CAH) de ces données binaires livre différents niveaux de typologie possibles. Nous nous sommes appuyés sur la moyenne obtenue par chaque espèce (entre 0 et 1 donc) pour définir les types. Nous avons considéré les espèces présentes dans plus de deux tiers des cas (avec une moyenne de 0,67), de même que celles présentes entre un et deux tiers (moyenne > 0,33) ainsi que celles que l'on ne retrouve nulle part ailleurs. Nous avons pu ainsi identifier 6 types ; en deçà (n =4), les groupements sont trop vagues, au-delà (n =9), ils ne sont plus interprétables. Le tableau 3 désigne les espèces qui contribuent le plus à chacun de ces six types ainsi que celles spécifiques à chacun.

Tableau 3 : Typologie des communautés végétales

	Espèces présentes dans + de 66 % des cas	Espèces spécifiques au type

Type 1 : Forêts de châtaigniers	*Castanea sativa* (Châtaignier) *Rubus cæsius* (Ronce bleuâtre) *Lonicera periclymenum* (Chèvrefeuille des bois)	*Betula pubescens* (Bouleau blanc)
Type 2 : Friches buissonnantes à arborées nitrophiles	*Urtica dioica* (Ortie dioïque) *Geum urbanum* (Benoite commune)	Non
Type 3 : Prairies	*Dactylis glomerata* (Dactyle aggloméré) *Plantago lanceolata* (Plantain à feuilles lancéolées) *Urtica dioica* *Arrhenatherum elatius* (Fromental) *Cirsium arvense* (Cirse des champs)	Non
Type 4 : boisements rudéraux	*Hedera helix* (Lierre grimpant) *Fraxinus excelsior* (Frêne commun) *Geum urbanum* *Cratægus monogyna* (Aubépine monogyne) *Acer pseudoplatanus* (Erable sycomore) *Corylus avellana* (Noisetier) *Rubus cæsius* *Urtica dioica*	*Potentilla indica* (Fraisier à fleurs jaunes)
Type 5 : communautés herbacées en contexte agricole	*Bromus sterilis* (Brome stérile) *Artemisia vulgaris* (Armoise commune) *Cirsium arvense*	*Apera spica-venti* (Agrostide épi-du-vent) *Reseda luteola* (Réséda des teinturiers) *Brassica nigra* (Moutarde noire) *Arenaria serpyllifolia* (Sabline à feuilles de serpolet) *Lactuca virosa* (Laitue sauvage) *Matricaria discoidea* (Matricaire odorante)

Type 6 : communautés herbacées à arbustives hygrophiles	*Symphytum officinale* (Grande consoude) *Lythrum salicaria* (Salicaire) *Urtica dioica* *Galium aparine* (Gaillet gratteron) *Arrhenatherum elatius* *Holcus lanatus* (Houlque laineuse) *Epilobium hirsutum* (Epilobe hérissé) *Filipendula ulmaria* (Reine des prés) *Scrophularia auriculata* (Scrofulaire à oreillettes)	*Galium uliginosum* (Gaillet des fanges)

24 Pour mieux cerner chaque type de communauté sur le plan des paysages qu'ils produisent, nous nous sommes appuyés sur les photographies de terrains des relevés concernés (voir Figure 6). Le paysage végétal par l'intermédiaire de la notion de formation se prête à des qualifications plus souples, pour lesquelles les espèces dominantes sont plus significatives.

25 Le type 1 rassemble une flore de milieux boisés dominée par le châtaignier et, en sous-bois, par la ronce bleuâtre et le chèvrefeuille. Sur les 57 relevés qui composent ce type, seuls quatre diffèrent d'un point de vue paysager et sont des clairières en contexte forestier. De jeunes individus de châtaigniers en peuplent la strate herbacée de même que des ronces bleuâtres. Ce type présente les valeurs les plus élevées en matière de services écosystémiques, quelle que soit la méthode (Figure 5).

26 Le type 2 réunit 39 relevés autour de deux espèces nitrophiles, anthropophiles, l'ortie dioïque et la benoîte commune, qui s'insèrent dans des petits boisements rudéraux à la strate arborée peu couvrante, des lisières boisées à la strate herbacée dominante, ou encore des zones ouvertes en voie d'enfrichement. À noter deux exceptions parmi ces relevés qui ne doivent leur présence dans le type qu'à l'ortie dioïque, le reste relevant purement de la prairie humide. Le niveau de service projeté à partir des deux méthodes de spatialisation y est moyen (Figure 5).

27 Le type 3 est également composé de 39 relevés. Les espèces que l'on retrouve dans plus des deux tiers des cas sont des herbacées, dont deux graminées, le dactyle aggloméré et le fromental, classiques des formations purement herbacées de type prairial, parfois pâturées. Là encore, nous retrouvons l'ortie dioïque comme marqueur, ainsi que le cirse des champs, également présent dans le type 5. Six relevés échappent à cet aspect prairial, prenant l'allure d'une haie entre parcelle herbacée et route ou chemin, ou bien de friches buissonnantes plus ou moins denses. La spatialisation par indicateurs directs présente un plus fort potentiel pour ce type de communauté végétale que les indicateurs indirects (Figure 5).

28 Le type 4 rassemble 54 relevés. Les espèces qui le caractérisent, érables sycomores, frênes pour la strate arborée, noisetiers et aubépines pour la strate arbustive, lierre, ronces bleuâtres, ortie dioïque et benoite commune pour la strate herbacée ainsi que la présence spécifique au groupe du fraisier à fleurs jaunes, désignent des formations arborées denses

en contexte anthropisé (agricole ou urbain), le plus souvent des parcelles boisées privées, difficiles d'accès. Les deux méthodes de spatialisation donnent à voir un résultat moyen, une nouvelle fois (figure 5).

29 Le type 5 se compose de 50 relevés. Ce type présente le plus grand nombre d'espèces qui lui sont propres : la moutarde noire, la laitue sauvage, la matricaire odorante, la sabline à feuilles de serpolet, le réséda des teinturiers et dans une moindre mesure l'agrostide épi-du-vent, s'associent aux plus répandus bromes stériles, cirses des champs et armoises. Elles sont toutes adventices et donnent à voir des formations herbacées caractéristiques de situations de reconquête végétale en secteur agricole : parcelles en jachère, bas-côtés de chemins, friches. Les deux méthodes de spatialisation des services écosystémiques s'accordent sur le faible potentiel de ce type de communautés, excepté pour la régulation des inondations où l'indicateur direct se montre plus positif.

30 Le type 6 enfin réunit 13 relevés uniquement situés en Vallée de Chevreuse. Ils ont la particularité de réunir à côté d'espèces herbacées mésophiles telles le fromental, la houlque laineuse, l'ortie dioïque et le gaillet gratteron, des espèces hygrophiles telles que la salicaire, la reine des prés, l'épilobe hérissé ou encore la scrofulaire à oreillettes. Les formations qui en découlent sont celles de prairies humides parfois colonisées par les saules cendrés ou de bandes herbacées de bords de l'eau. Les deux méthodes de spatialisation sont ici en désaccord tant sur le potentiel que sur les services. Seule la valeur concernant le stockage du carbone coïncide ; pour le reste, les indicateurs directs donnent à voir des valeurs au-dessus de la moyenne, ou en dessous pour ce qui concerne la régulation des inondations (Figure 5).

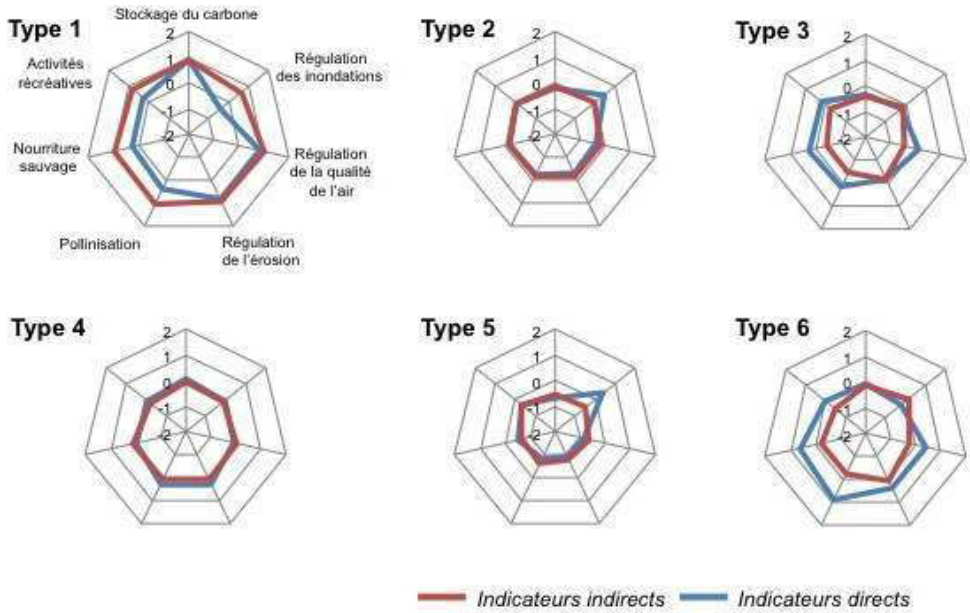
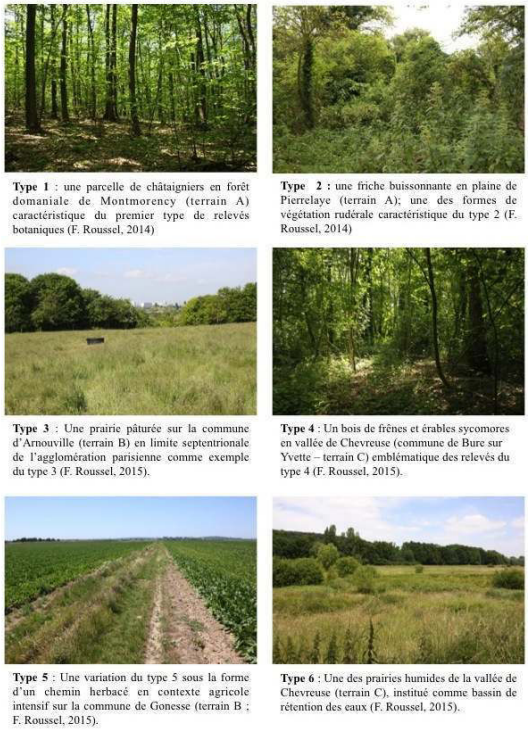


Figure 5 : Niveaux moyens de services écosystémiques pour les types de communautés végétales en fonction des deux méthodes de spatialisation (en rouge, par indicateurs indirects, en bleu par indicateurs directs)



Type 1 : une parcelle de châtaigniers en forêt domaniale de Montmorency (terrain A) caractéristique du premier type de relevés botaniques (F. Roussel, 2014)

Type 2 : une friche buissonnante en plaine de Pierrelaye (terrain A); une des formes de végétation rudérale caractéristique du type 2 (F. Roussel, 2014)

Type 3 : Une prairie pâturée sur la commune d'Arnouville (terrain B) en limite septentrionale de l'agglomération parisienne comme exemple du type 3 (F. Roussel, 2015).

Type 4 : Un bois de frênes et érables sycomores en vallée de Chevreuse (commune de Bure sur Yvette – terrain C) emblématique des relevés du type 4 (F. Roussel, 2015).

Type 5 : Une variation du type 5 sous la forme d'un chemin herbacé en contexte agricole intensif sur la commune de Gonesse (terrain B ; F. Roussel, 2015).

Type 6 : Une des prairies humides de la vallée de Chevreuse (terrain C), institué comme bassin de rétention des eaux (F. Roussel, 2015).

Figure 6 : Planche photographique présentant les six types de communautés végétales identifiés et les paysages associés

2.2. Résultats de l'évaluation de la concordance entre les trois typologies

2.2.1. L'évaluation par indicateurs indirects ou directs, quelles différences ?

31 Le niveau de concordance est faible entre les deux approches comme en attestent les deux colonnes les plus à droite du tableau 4 et les indices de Jaccard associés. La taille inégale des types explique pour partie ce différentiel : le type direct 1 est ainsi complètement inclus dans le type indirect 1 (66 sites), de même que le type direct 3 (48 sites sur 51). Il existe tout de même une logique : le type indirect 4 (forêt) est ainsi presque entièrement inclus dans le type indirect 2 (46 sites sur 47). De même, le type direct 2 qui mêlent occupations urbaines et forestières se sépare dans les deux types indirects.

Tableau 4 : table de contingence des 252 relevés répartis selon la typologie des SE fondée sur la matrice de Burkhard et la typologie des SE fondée sur les 7 indicateurs directs

	Type 1 (indirect) *Autre*	**Type 2 (indirect)** *Forêts de feuillus*	*Nb de relevés par type*
Type 1 (direct) *Grandes cultures*	66 (0,39)	0 (0)	66

Type 2 (direct) *Espaces mélangés urbains/boisés*	54 (0,27)	34 (0,25)	88
Type 3 (direct) *Espaces agricoles hétérogènes*	48 (0,28)	3 (0,02)	51
Type 4 (direct) *Couverture forestière*	1 (0,001)	46 (0,55)	47
Nb de relevés par type	169	83	252

2.2.2. La matrice de Burkhard face aux types végétaux sur le terrain

32 En terme d'occupation du sol, le type indirect 2 a beau être homogène (forêt de feuillus), ces individus sont malgré tout dispersés dans la typologie végétale (Tableau 5). En outre, 49 sites catégorisés comme étant des forêts (13 issus du type végétal 1, 36 issus du type végétal 4) ne sont pas associés à ce type indirect forestier. Cette méthode reflète donc assez mal la végétation sur le terrain. La généralisation ou à l'inverse la perte d'information à laquelle conduit la cartographie des services d'après les modes d'occupation du sol issus de CLC est ici évidente.

Tableau 5 : Table de contingence des 252 relevés selon la typologie des SE fondée sur la matrice de Burkhard et la typologie fondée sur la composition floristique des relevés

	Type 1 (Flore) *Forêt de châtaigniers*	**Type 2 (Flore)** *arbustives/ buissonnantes*	**Type 3 (Flore)** *herbacées prairiales*	**Type 4 (Flore)** *Boisements*	**Type 5 (Flore)** *herbacées adventices*	**Type 6 (Flore)** *herbacées hygrophiles*	*Nb de relevés par type*
Type 1 (Indic. Ind.) *Autre*	13 (0,06)	29 (0,16)	34 (0,20)	36 (0,19)	47 (0,27)	10 (0,06)	169
Type 2 (Indic. Ind.) *Forêts de feuillus*	44 (0,46)	10 (0,09)	5 (0,04)	18 (0,15)	3 (0,02)	3 (0,03)	83
Nb de relevés par type	57	39	39	54	50	13	252

2.2.3. La typologie par indicateurs directs face aux types végétaux

33 Si l'on s'en tient aux valeurs de l'indice de Jaccard, le niveau de correspondance de la typologie des services écosystémiques par indicateurs directs et la typologie végétale est lui aussi assez faible. La dispersion des individus est cependant plus cohérente que précédemment. Par exemple, les types forestiers se croisent assez bien (le type direct 1 est surtout composé d'élément du type végétal 1). Il en est de même pour certaines occupations agricoles : le type indirect 3 est composé d'éléments des types végétaux 3 et 5. Ce niveau de concordance reste néanmoins général indiquant une prise en compte approximative de l'hétérogénéité paysagère.

Tableau 6 : Table de contingence des 252 relevés selon la typologie des SE basés fondée sur les indicateurs directs et la typologie fondée sur la composition floristique des relevés

	Type 1 (Flore) *Forêt de châtaigniers*	**Type 2 (Flore)** *arbustives/ buissonnantes*	**Type 3 (Flore)** *herbacées prairiales*	**Type 4 (Flore)** *Boisements*	**Type 5 (Flore)** *herbacées adventices*	**Type 6 (Flore)** *herbacées hygrophiles*	***Nb de relevés par type***
Type 1 (modèles) *Grandes cultures*	0 (0)	18 (0,21)	9 (0,09)	11 (0,11)	28 (0,32)	0 (0)	*66*
Type 2 (modèles) *Espaces mélangés urbains/boisés*	30 (0,26)	11 (0,09)	8 (0,07)	27 (0,23)	5 (0,04)	7 (0,07)	*88*
Type 3 (modèles) *Espaces agricoles hétérogènes*	1 (0,01)	6 (0,07)	18 (0,25)	8 (0,08)	15 (0,17)	3 (0,05)	*51*
Type 4 (modèles) *Couverture forestière*	26 (0,33)	4 (0,05)	4 (0,05)	8 (0,09)	2 (0,02)	3 (0,05)	*47*
Nb de relevés par type	*57*	*39*	*39*	*54*	*50*	*13*	**252**

3. Des approches éloignées des arrangements paysagers et des pratiques

3.1. L'obstacle de la fragmentation paysagère

34 En fondant notre échantillonnage botanique sur les arrangements paysagers à différentes échelles, nous avons voulu rendre compte le plus justement possible de la complexité des paysages végétaux en ceinture verte de la Région Île-de-France.

35 Six types de végétation ont ainsi été retenus, s'apparentant à des communautés végétales. La typologie des services écosystémiques via les indicateurs indirects n'a fait nettement ressortir que la catégorie spatiale des forêts de feuillus comme source de services (Tableau 1 et Figure 3), en étant du reste approximative à ce propos (Tableau 5). La typologie des services écosystémiques selon des indicateurs directs s'est montrée plus détaillée sans que la concordance avec les types végétaux ne soit non plus très élevée.

36 Il existe plusieurs explications aux décalages de projections des sites d'étude entre les typologies. Premièrement, il faut rappeler une limite inhérente au traitement statistique par CAH : la séparation des groupes/types est figée et empêche de voir les proximités qui pourraient exister entre certains individus (ici des relevés) de types différents. Deuxièmement, si le lien a été démontré entre fonctionnement des écosystèmes, composition floristique et production de services, ces relations sont complexes et ne s'appuient pas uniquement sur le végétal (la topographie, l'hydrologie, la pédologie, les modes de gestion ont aussi un rôle à jouer (de Groot, Wilson, et Boumans 2002)). Les modèles par indicateurs directs intègrent pour partie ces données supplémentaires et sont, par conséquent plus nuancés. L'évaluation du service de régulation des inondations illustre ce point : à côté de l'occupation des sols, cet indicateur intègre aussi les types de sols et leur capacité à absorber l'eau de même que les types de bassins hydrographiques (Stürck *et al.,* 2014). Malgré tout, la résolution très grossière de l'indicateur est à l'origine de certaines contradictions : les surfaces boisées semblent ainsi présenter un plus faible potentiel que les espaces d'agriculture intensive... Cela nous conduit vers une troisième explication : la résolution des données d'occupation du sol utilisées est mal adaptée aux types de végétation observés sur le terrain. C'est pour cette raison que le type indirect relatif aux forêts de feuillus inclut des sites qui ne sont pas boisés et en oublie d'autres qui le sont pourtant. À une échelle nationale, Eigenbrod et al (2010) avaient eu l'occasion de montrer ce décalage. Les données CLC sont peu adaptées à des contextes paysagers aussi hétérogènes. De nombreux éléments des paysages ne sont pas pris en compte avec une résolution de 1ha. Cette dernière génère en outre des anomalies dans l'emplacement de nos sites d'études : nous n'avons pas fait de relevés en zones commerciales et industrielles, pas plus que sur des terrains de sport (Tab. 1). C'est la grossièreté des limites qui entraine ces bizarreries. La concordance avec les types végétaux est meilleure pour des modes d'occupation du sol étendue tels que la forêt ou les cultures. De leur côté, chemins enherbés, jachères, haies, ilots boisés sont mal pris en compte et les deux méthodes donnent ainsi à voir des contextes agricoles qui fournissent peu de services. Plus le contexte est hétérogène, fragmenté, plus il est nécessaire de recourir à des données spatiales fines.

37 Des données floristiques plus précises existent telles que la cartographie des groupements végétaux d'Île-de-France réalisée par le Conservatoire Botanique National du Bassin

Parisien (CBNBP) (Fernez et Causse, 2015). Des méthodes d'évaluation des services écosystémiques fondées sur les traits fonctionnels des communautés végétales ont certes été élaborées, mais elles sont extrêmement consommatrices de données (Lavorel, 2011). Entre les deux, les voies d'amélioration n'ont pas encore été trouvées comme en attestent les résultats d'une étude menée à l'échelle de petits territoires pour les massifs forestiers (Cordonnier *et al.,* 2017) :

> En effet, à ces échelles, la plupart des systèmes d'information, bases de données nationales ou régionales ne peuvent être mobilisés en raison d'un manque de données ou d'une puissance statistique insuffisante. La spatialisation des niveaux de services au sein du territoire devient alors une véritable gageure.

38 Les propositions d'amélioration qui sont avancées dans cette étude témoignent de la complexité des démarches à entreprendre :

> La construction d'une chaîne de traitement qui articule l'acquisition de données de télédétection (couplées à des données de calibration terrain), l'initialisation de modèles de dynamique forestière et l'évaluation de la production de services écosystémiques par des fonctions de lien utilisant au mieux les sorties des modèles de dynamique forestière applicables à l'échelle du peuplement ou du massif.

3.2. La spatialisation des services écosystémiques et le fonctionnement des espaces localement

39 Si nos observations de terrain ne nous permettent pas de définir des services écosystémiques, elles donnent cependant à voir des modes de gestions et des pratiques. Puisque les méthodes de spatialisation font essentiellement ressortir les contextes forestiers et les agricoles, nous avons voulu préciser le fonctionnement de ces espaces sur nos terrains.

3.2.1. Des territoires agricoles plus complexes qu'il n'y paraît

40 Les types de végétation que nous avons mis en évidence dans les contextes agricoles sont noyés dans les deux propositions de spatialisation des services écosystémiques, les deux méthodes s'accordant sur le faible potentiel de ce type de territoires. Alors que la superficie des parcelles sur lesquelles elles se déploient n'est pas perçue par les modes d'occupation des sols à petite échelle, et donc par les modélisations de services écosystémiques, leur rôle écologique et paysager n'est pas anodin (Björklund, Limburg, et Rydberg, 1999 ; Swift, Izac, et van Noordwijk, 2004). La diversité végétale qu'elles présentent dans des contextes d'agriculture intensive leur confère des fonctions écologiques et paysagères non négligeables. Elles offrent par exemple un potentiel pour la pollinisation par les insectes (cirses, matricaires, laitues, réséda sont entomogames). La dynamique de l'enfrichement est aussi un moyen de régulation de l'érosion à des micros échelles. Si l'on ne tient pas compte de l'usage intensif des produits phytosanitaires sur les cultures qu'elles côtoient, non plus du fait que les espaces concernés ne sont pas fréquentés et que leur collecte s'est perdue – autant de critères en défaveur même de l'évaluation de ce service en pareil contexte ! – certaines espèces remplissent parfaitement les critères de comestibilité, telles l'armoise, la moutarde, la laitue. Encore

faudrait-il confirmer l'usage avéré de ces plantes. Selon le degré de complexité paysager de ces zones agricoles, il peut néanmoins s'y développer des pratiques récréatives, telle la randonnée.

3.2.1. Les espaces boisés, un potentiel à nuancer

41 Les deux méthodes s'accordent à faire des espaces boisés des contextes végétaux à fort potentiel en services (Figure 5). Un type végétal correspond à des forêts de châtaigniers. Ce sont des forêts domaniales gérées par les pouvoirs publics, État, avec ici la Forêt de Montmorency, ou collectivités avec la forêt de Gif-sur-Yvette par exemple. Sur le terrain, la gestion portée par l'Office national des forêts (ONF) est guidée par un principe de multifonctionnalité mêlant usages économiques, avec l'exploitation du bois sous forme de futaie, usages récréatifs, avec la fréquentation des promeneurs et randonneurs, usages écologiques enfin, avec la mise en valeur de la biodiversité (Moigneu 2005). On y retrouve donc bien de fait la notion de service récréatif. La présence des châtaigniers rend possible la collecte des châtaignes évoquant par la même un autre service évoqué ici. La position topographique – buttes, pentes – rend par contre caduques les attentes en matière de régulation des inondations. Les relevés botaniques menés en forêt de Montmorency ont par ailleurs montré une certaine pauvreté floristique. Partout dominent les châtaigniers et dans une moindre mesure, les chênes sessiles, le chèvrefeuille et les ronces en sous-bois. Ces espèces ne sont par exemple pas dépendantes de la pollinisation par les insectes, hormis pour partie le chèvrefeuille. Le substrat acide sur lequel repose ici le massif forestier explique pour partie cette moindre richesse.

42 La CAH appliquée aux données botaniques donne à voir d'autres types de boisements, qui, pour des raisons de résolution, ne sont pas pris en compte par les méthodes de spatialisation des services écosystémiques ou mal interprétés (espaces verts urbains). La flore de ces boisements révèle une tendance rudérale ou à large amplitude écologique, tels l'érable sycomore, le lierre ou l'aubépine. La présence des orties et des benoites confirme le contexte rudéral. Ce sont souvent des parcelles peu accessibles : boisements privés ou délaissés, car isolés ou enclavés. Très ombragés, à la stratification verticale dense, ils ne font généralement l'objet d'aucune mise en valeur. Pourtant, la diversité végétale y est plus grande que dans les forêts publiques que nous avons explorées, qui sont, quant à elles, installées sur des substrats acides. Ces communautés végétales répondent davantage aux attentes en matière de biodiversité, de pollinisation, voire de régulation de la qualité de l'air, de l'érosion et des inondations, à une échelle très locale et participent d'un fonctionnement écologique des paysages parfois sur de vastes étendues, comme en plaine de Pierrelaye, sur notre premier terrain d'étude (Roussel *et al.,* 2016).

Conclusion

43 La spatialisation des services écosystémiques dans le contexte périurbain parisien de la ceinture verte se heurte à plusieurs difficultés. Nous avons, tout d'abord, montré que les méthodes ayant recours aux modes d'occupation du sol ont tendance à ne refléter que les modes dominants – forêts, terres arables – et peinent à capter les nuances végétales sur le terrain, tant du point de vue biologique que paysager. En écho, là où les modélisations se veulent les plus pertinentes, c'est en référence à ces contextes spatiaux et végétaux facilement identifiables et d'ailleurs bien identifiés par les pouvoirs publics et les citadins,

en premier lieu la forêt. Face à une cartographie des services écosystémiques qui pose comme diagnostic que les forêts aient un potentiel récréatif, régulateur de chaleur, de l'érosion ou des émissions de carbone, on est en droit de se demander, perplexe, tout ça pour ça ? Quand par ailleurs l'analyse de terrain montre que pour de multiples raisons écologiques, sociales, économiques, historiques, cadastrales, etc., telle ou telle forêt ne répond en fait pas du tout aux services que l'on pouvait attendre, c'est bien un travail de fourmis qui se présente au chercheur pour concrétiser la spatialisation des services écosystémiques. De l'autre côté du spectre scalaire, l'extrême précision des analyses biologiques fait de chaque parcelle étudiée un cas à part, rendant la généralisation impossible.

44 Il faut alors s'interroger plus globalement sur la notion de service écosystémique comme le font X. Arnaud de Sartre *et al.* (2014) :

> Il est difficile de proposer des indicateurs d'un service à l'échelle d'un milieu, plus difficile encore de parler de compromis de services à cette échelle. La compréhension des liens entre processus physiques, indicateurs de services écosystémiques et utilisation de ces services par l'homme est un défi pour la recherche, d'autant plus que chaque service écosystémique a son propre fonctionnement. Or la géographie comme l'écologie nous rappellent que cela n'a pas de sens de parler d'un service indépendamment des processus fonctionnant sur un territoire. De ce fait, regrouper des services dans des indicateurs de compromis de services est un défi plus grand encore. Alors parler de services à une échelle plus large, à l'échelle d'une région ou d'une écorégion, est extrêmement hasardeux. (p.249)

45 Pourquoi dès lors persévérer dans cette voie ?

46 La spatialisation des services écosystémiques est un objectif qui mobilise de nombreux chercheurs et programmes de recherche. La notion de services écosystémiques s'y déploie dans une logique de recherche appliquée, voire d'aide à la décision publique. Le travail des scientifiques à ce sujet est une réponse à une offre de financement des institutions européennes qui de ce point de vue ont un levier sur les enjeux à traiter. Pour comprendre cette dynamique, il faut en revenir à l'idée avancée par Arnaud de Sartre et al (2014) selon laquelle les services écosystémiques sont un dispositif de ce que les auteurs nomment la modernité environnementale où « savoirs et pouvoirs s'allient pour construire un outil de gouvernementalité ». Les organismes de recherche deviennent les partenaires des pouvoirs publics qui s'assurent ainsi une légitimité scientifique à promouvoir tel ou tel projet d'aménagement ou de valorisation des territoires. De ce point de vue, les services écosystémiques sont une notion fédératrice que les scientifiques s'efforcent d'appliquer au réel. Que nous dit ici le réel, en l'occurrence ici la végétation sur le terrain ? Que la spatialisation des services écosystémiques est une tâche infinie dont l'issue est pour le moment de révéler des fonctions et des usages génériques en référence à des modes d'occupation du sol généraux, peu représentatifs des arrangements paysagers et des pratiques locales.

BIBLIOGRAPHY

ALAM, M., DUPRAS, J. et MESSIER, C. (2016). « A framework towards a composite indicator for urban ecosystem services », *Ecological Indicators* 60 (janvier), p. 38-44.

ALEXANDRE, F, et GENIN, A. (2014). « Ceintures vertes autour des grandes métropoles européennes », In *Formes et Échelles des compositions urbaines*, éd. électronique du Comité des travaux historiques et scientifiques (Actes des congrès nationaux des sociétés historiques et scientifiques), p. 75-87.

AMATI, M. (2008). *Urban green belts in the twenty-first century*. Urban Planning and Environment. Ashgate, 268 p.

ANDREW, M. E., WULDER, M. A., NELSON, T. A. et COOPS N. C. (2015). « Spatial Data, Analysis Approaches, and Information Needs for Spatial Ecosystem Service Assessments: A Review », *Giscience & Remote Sensing, vol.* 52, no 3, p. 344-73.

BARAL, H., KEENAN, R. J., FOX, J. C., STORK, N. E. et KASEL, S. (2013). « Spatial assessment of ecosystem goods and services in complex production landscapes: A case study from south-eastern Australia », *Ecological Complexity, vol.* 13, p. 35-45.

BARBIERI, N. (2002). « La Ceinture Verte d'Ile-de-France, quelle réalité? », Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Ile-de-France, note rapide sur le bilan du SDRIF, no 10, https://www.iau-idf.fr/savoir-faire/nos-travaux/edition/la-ceinture-verte-dile-de-france-quelle-realite.html (consulté le 25 mars 2017).

BISE. (2017). « Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services (MAES) », *Biodiversity Information System for Europe*, http://biodiversity.europa.eu/maes (consulté le 24 mars 2017)

BJÖRKLUND, J., LIMBURG, K. E. et RYDBERG, T. (1999). « Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystem services: an example from Sweden », *Ecological Economics, vol.* 29, no 2, p. 269-91.

BURKHARD, B., KROLL, F. NEDKOV, S. et MÜLLER, F. (2012). « Mapping ecosystem service supply, demand and budgets », *Ecological Indicators,* vol 21, p. 17-29.

BURKHARD, B, MÜLLER, A., MÜLLER, F., GRESCHO, V., ANH, Q., ARIDA, G. et VICTOR, J., Bustamante, *et al.* (2015). « Land cover-based ecosystem service assessment of irrigated rice cropping systems in Southeast Asia—An explorative study », *Ecosystem Services, vol.* 14, p. 76-87.

BURKHARD, B., MÜLLER, A., MUELLER, F., GRESCHO, V., ANH, Q., ARIDA, G., et MARQUEZ, L. (2015). « Land cover-based ecosystem service assessment of irrigated rice cropping systems in Southeast Asia—an explorative study ». *Ecosystem Services*, vol. 14, p. 76-87.

CASADO-ARZUAGA, I., ONAINDIA, M., MADARIAGA, I., et VERBURG, P. H. (2014). Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning. *Landscape ecology*, vol. 29, no 8, p. 1393-1405.

CORDONNIER, T., BERGER, F., CHAUVIN, C., COURBAUD, B., FUHR, M., TENERELLI, P., et MAO, Z. (2016). « Modéliser et quantifier les services écosystémiques forestiers à l'échelle des petits territoires ». *Sciences Eaux & Territoires*, no 4, p. 58-63.

CROSSMAN, N., BURKHARD, B., NEDKOV, S., *et al.* (2013). « A blueprint for mapping and modelling ecosystem services », *Ecosystem Services*, vol. 4, p. 4-14.

CROUZAT, E., MOUCHET, M., TURKELBOOM, F., *et al.* (2015). « Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale: insights from the French Alps ». *Journal of Applied Ecology*, vol. 52, no 5, p. 1145-1155.

DAGET, P. et GODRON, M. (1982). *Analyse de l'écologie des espèces dans les communautés*, Masson, Paris, 163 p.

DAVID, A. (2011). *La multifonctionnalité des trames verte et bleue en zones urbaines et périurbaines — synthèse bibliographique*, Paris, Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Île-de-France, 180 p.

DE GROOT, R. S., WILSON, M. A., et BOUMANS, R. M. (2002). « A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services », *Ecological Economics, vol.* 41, no 3, p. 393-408.

DE SARTRE, X. A., OSZWALD, J., CASTRO, M., et DUFOUR, S. (2014). *Political ecology des services écosystémiques*, vol. 21, PIE Peter lang. 299 p.

DERKZEN, M. L., VAN TEEFFELEN, A. J. A, et VERBURG, P. H. (2015). « Quantifying Urban Ecosystem Services Based on High-Resolution Data of Urban Green Space: An Assessment for Rotterdam, the Netherlands », *Journal of Applied Ecology, vol.* 52, no 4, p. 1020-1032.

DERKZEN, M. L., TEEFFELEN, A. J., et VERBURG, P. H. (2015). « Quantifying Urban Ecosystem Services Based on High-Resolution Data of Urban Green Space: An Assessment for Rotterdam, the Netherlands », *Journal of Applied Ecology*, vol. 52, no 4, p. 1020-1032.

DÍAZ, S., LAVOREL, S., DE BELLO, F., QUÉTIER, F., GRIGULIS, K., et ROBSON, T. M. (2007). « Incorporating Plant Functional Diversity Effects in Ecosystem Service Assessments ». *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 104, no 52, p. 20684-20689.

EGOH, B., DRAKOU, E. G., DUNBAR, M. B., MAES, J., et WILLEMEN, L. (2012). « Indicators for mapping ecosystem services: a review ». *Report EUR*, vol. *25456*.

EIGENBROD, F., ARMSWORTH, P. R., ANDERSON, B. J., HEINEMEYER, A., GILLINGS, S., ROY, D. B., et GASTON, K. J. (2010). « The Impact of Proxy-Based Methods on Mapping the Distribution of Ecosystem Services », *Journal of Applied Ecology,* vol. 47 no 2, p. 377-385.

FERNEZ, T., ET CAUSSE, G. (2015). *Synopsis phytosociologique des groupements végétaux d'Île-de-France. Version 1 — avril 2015.* Conservatoire botanique national du Bassin parisien — Muséum national d'Histoire naturelle, délégation Île-de-France, Direction régionale et interdépartementale de l'environnement et de l'énergie Île-de-France, 98 p.

GODRON, M. (2012). *Ecologie et évolution du monde vivant — Volume 2 : l'échelle crée le phénomène*, L'Harmattan, Paris, 388 p.

GODRON, M., et JOLY, H. (2008). *Dictionnaire du paysage*, Conseil international de la langue française, Paris, 287 p.

HAASE, D., LARONDELLE, N., ANDERSSON, E., ARTMANN, M., BORGSTRÖM, S., BREUSTE, J., et KABISCH, N. (2014). « A Quantitative Review of Urban Ecosystem Service Assessments: Concepts, Models, and Implementation », *Ambio*, vol. 43, no 4, p. 413-433.

HOLT, A. R., MEARS, M., MALTBY, L., et WARREN, P. (2015). « Understanding spatial patterns in the production of multiple urban ecosystem services ». vol. 16, p. 33-46.

HOMOLOVÁ, L., SCHAEPMAN, M. E., LAMARQUE, P., CLEVERS, J. G. P. W., DE BELLO, F., THUILLER, W., et LAVOREL, S. (2014). « Comparison of remote sensing and plant trait-based modelling to predict ecosystem services in subalpine grasslands », *Ecosphere*, vol. 5 no 8, 1-29.

IPBES (2017). « About IPBES », *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES),* www.ipbes.net/about-usm (consulté le 25 mars 2017)

KENT, M. (2012). *Vegetation Description and Data Analysis: A Practical Approach*, Wiley-Blackwell, 428 p.

LA ROSA, D., SPYRA, M. et INOSTROZA, L. (2016), « Indicators of Cultural Ecosystem Services for urban planning: A review ». *Ecological Indicators, vol.* 61, p. 74-89.

LARONDELLE, N., et HAASE, D. (2013). « Urban ecosystem services assessment along a rural–urban gradient: A cross-analysis of European cities », *Ecological Indicators, vol.* 29, p. 179-90.

LAVALLE C., LOPES BARBOSA, A. L., PERPIÑA CASTILLO, C., VALLECILLO RODRIGUEZ, S., JACOBS, C., MARI RIVERO I., VIZCAINO, M. P., VANDECASTEELE I., BARANZELLI C., BATISTA E SILVA F., ZULIAN G., HIEDERER R., AURAMBOUT J. P., RIBEIRO BARRANCO R., AREVALO TORRES J., MAES J. et MARÍN HERRERA M. A. (2015). « LUISA Dynamic Land Functions Catalogue of Indicators - Release I: EU Reference Scenario 2013 LUISA Platform - Updated Configuration 2014 ». EUR 27675. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 121 p.

LAVOREL, S., BAYER, A., BONDEAU, A., LAUTENBACH, S., RUIZ-FRAU, A., SCHULP, N., et ARNETH, A. (2017). « Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches ». *Ecological Indicators*, vol. *74*, p. 241-260.

LAVOREL, S., GRIGULIS, K., LAMARQUE, P., COLACE, M. P., GARDEN, D., GIREL, J., et DOUZET, R. (2011). « Using Plant Functional Traits to Understand the Landscape Distribution of Multiple Ecosystem Services », *Journal of Ecology*, vol. 99, no 1, p. 135-147.

LEHMANN, I., MATHEY, J., RÖßLER, S., BRÄUER, A., et GOLDBERG, V. (2014). « Urban vegetation structure types as a methodological approach for identifying ecosystem services – Application to the analysis of micro-climatic effects ». *Ecological Indicators*, vol. 42, p. 58-72.

MALINGA, R., GORDON, L. J., JEWITT, G., et LINDBORG, R. (2015). « Mapping ecosystem services across scales and continents – A review », *Ecosystem Services*, vol. 13, p. 57-63.

MARTÍNEZ-HARMS, M. J., et BALVANERA, P. (2012). « Methods for mapping ecosystem service supply: a review », vol. 8, no 1-2, p. 17-25.

MEEM. (2017). « L'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques », Ministère de l'Environnement, de l'Énergie et de la Mer (MEEM), http://www.developpement-durable.gouv.fr/levaluation-francaise-des-ecosystemes-et-des-services-ecosystemiques (consulté le 25 mars 2017)

MOIGNEU, T. (2005). *Gérer les forêts périurbaines*. Paris : Office National des Forêts, 1 p.

NEUMANN, K., HEROLD, M., HARTLEY, A., et SCHMULLIUS, C. (2007). « Comparative assessment of CORINE2000 and GLC2000: Spatial analysis of land cover data for Europe », *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, vol. 9, no 4, p. 425-437.

OPERAS (2017). « Welcome to OPERAs », *OPERAs*, http://operas-project.eu/ (consulté le 25 mars 2017)

PANAGOS, P., BORRELLI, P., MEUSBURGER, K., ALEWELL, C., LUGATO, E., et MONTANARELLA, L. (2015). « Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale ». *Land Use Policy*, vol. 48, p. 38-50.

ROUSSEL, F. (2016). « Que nous dit la végétation de la cohérence spatiale, biologique et paysagère de la “ceinture verte” de la région Île-de-France ? » *Projets de paysage*, http://projetsdepaysage.fr/que_nous_dit_la_v_g_tation_de_la_coh_rence_spatiale_biologique_et_paysag_re_de_la_ceinture_verte_de_la_r_gion_le_de_france_ (consulté le 25 mars 2017)

ROUSSEL, F., FLEGEAU, M., LEBEAU, B., et ALEXANDRE, F. (2016). « Étude de cas : la plaine de Pierrelaye, un grand délaissé dans l’agglomération parisienne ». In GRÉSILLON, É., ALEXANDRE, F., SAJALOLI, B. (Ed.). *La France des marges*. Armand Colin. Paris, 448 p.

SANDERS, L. (1989). *L’analyse des données appliquée à la géographie*, GIP Reclus, Montpellier, 268 p.

SCHULP, C. J., BURKHARD, B., MAES, J., VAN VLIET, J., et VERBURG, P. H. (2014a). « Uncertainties in Ecosystem Service Maps: A Comparison on the European Scale ». *PLOS ONE, vol.* 9, no 10, e109643.

SCHULP, C. J. E., LAUTENBACH, S. et VERBURG, P. H. (2014b). « Quantifying and mapping ecosystem services: Demand and supply of pollination in the European Union », *Ecological Indicators, vol.* 36, p. 131-41.

SCHULP, C. J. E., THUILLER, W. et VERBURG, P. H. (2014c). « Wild food in Europe: A synthesis of knowledge and data of terrestrial wild food as an ecosystem service ». *Ecological Economics,* vol. 105, p. 292-305.

SCHULP, C. J., NABUURS, G. J., et VERBURG, P. H. (2008). « Future carbon sequestration in Europe—Effects of land use change ». *Agriculture, Ecosystems & Environment, vol.* 127, no 3-4, p. 251-64.

SOHEL, M. S. I., MUKUL, S. A., et BURKHARD, B. (2015). « Landscape′s capacities to supply ecosystem services in Bangladesh: A mapping assessment for Lawachara National Park ». *Ecosystem Services, vol.* 12, p. 128-135.

STÜRCK, J., POORTINGA, A., et VERBURG, P. H. (2014). « Mapping ecosystem services: The supply and demand of flood regulation services in Europe ». *Ecological Indicators, vol.* 38, p. 198-211.

SWIFT, M. J., IZAC, A. M., et VAN NOORDWIJK, M. (2004). « Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? » *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Environmental Services and Land Use Change: Bridging the Gap between Policy and Research in Southeast Asia, vol. 104, no 1, p. 113-134.

TRATALOS, J., FULLER, R. A., WARREN, P. H., DAVIES, R. G., et GASTON, K. J. (2007). « Urban form, biodiversity potential and ecosystem services ». *Landscape and Urban Planning, vol.* 83, no 4, p. 308-317.

VAN DER BIEST, K., VREBOS, D., STAES, J., BOEREMA, A., BODI, M. B., FRANSEN, E., et MEIRE, P. (2015). « Evaluation of the accuracy of land-use based ecosystem service assessments for different thematic resolutions ». *Journal of Environmental Management, vol.* 156, p. 41-51.

VERHAGEN, W., KUKKALA, A. S., MOILANEN, A., TEEFFELEN, A. J., et VERBURG, P. H. (2016). « Use of Demand and Spatial Flow in Prioritizing Areas for Ecosystem Services ». *Conservation Biology*.

NOTES

1. À noter pour la régulation de l’érosion : au départ, plus l’indice C utilisé est élevé moins le service est assuré. Pour conserver graphiquement la notion de potentialité de service, les signes positifs et négatifs obtenus par standardisation ont donc été inversés.

ABSTRACTS

In this article, we evaluate the degree of congruence between common ecosystem services mapping methods and plant composition in the peri-urban context of the Île-de-France' green belt. First, we use a proxy-based mapping method, based on land cover data, and, second, we use more accurate mapping models for seven ecosystem services. Then, we extract the values from 252 sites where we conducted botanical surveys. A cluster analysis of the three data helps us comparing typologies. The level of congruence is low. Ecosystem services mapping in peri-urban areas reveals generic functions and practices (i.e. carbon sequestration, recreation activity) in relation with general land cover types (forest, arable land), which are poorly representatives of local landscapes and practices.

Dans cet article, nous confrontons les valeurs issues de méthodes courantes de spatialisation des services écosystémiques à la composition floristique dans le contexte périurbain de la ceinture verte de la Région Île-de-France. La première méthode de spatialisation est fondée sur des indicateurs indirects liés aux modes d'occupation du sol ; la seconde, plus poussée, est fondée sur une série d'indicateurs directs intégrant des paramètres biophysiques pour sept services écosystémiques. Nous extrayons les valeurs de ces deux méthodes à partir de 252 sites de la ceinture verte pour lesquels nous avons réalisé des relevés botaniques. Le recours à la classification ascendante hiérarchique (CAH) de ces trois ensembles de données nous permet de comparer des typologies de services écosystémiques et de végétation. Le niveau de concordance est faible entre ces typologies. La spatialisation des services écosystémiques en zones périurbaines révèle des fonctions et des pratiques génériques (activités récréatives, stockage du carbone) en référence à des modes d'occupation du sol généraux (forêts, terres arables), peu représentatifs des arrangements paysagers et des pratiques locales.

INDEX

Mots-clés: Services écosystémiques, modes d'occupation du sol, relevés botaniques, paysages, zones périurbaines.
Keywords: Ecosytem services, land cover, botanical surveys, landscapes, peri-urban studies.

AUTHOR

FABIEN ROUSSEL

Université Paris 13 – Sorbonne-Paris-Cité, EA7315 Pléiade, 99 avenue Jean-Baptiste Clément, 93 440, Villetaneuse, France
fabien.roussel@univ-paris13.fr

Annexe 3d

Ecological Indicators 83 (2017) 504–514

Contents lists available at ScienceDirect

Ecological Indicators

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ecolind

Research paper

Testing the applicability of ecosystem services mapping methods for peri-urban contexts: A case study for Paris

Fabien Roussel[a,*], Catharina J.E. Schulp[b], Peter H. Verburg[b], Astrid J.A. van Teeffelen[b]

[a] Université Paris 13–Sorbonne-Paris-Cité, EA7338 Pléiade, 99 avenue Jean–Baptiste Clément, 93 440, Villetaneuse, France
[b] Environmental Geography group, Faculty of Science, Vrije Universiteit Amsterdam, De Boelelaan 1087, 1081 HV, Amsterdam, The Netherlands

ARTICLE INFO

Keywords:
Vegetation
Botanical survey
Cluster analysis
Green infrastructure
Peri-urban ecosystems

ABSTRACT

Through their semi-natural and agricultural areas, peri-urban regions are pivotal in providing ecosystem services (ES) to city dwellers. To quantify the ES provided by these areas, it is possible to use ES mapping methods: many ES mapping methods rely on land cover maps, but most maps are coarse compared to the peri-urban scale. Nevertheless, readily-available land use data and methods are often used to map ES at such scales, without contextualisation. As a result, such methods may not be able to capture the diversity that is present in the peri-urban vegetation, which could have consequences for their accuracy and furthermore for urban planning policies.

To increase our understanding of the applicability of ES mapping methods in peri-urban regions, we assessed to what degree sites with similar plant composition in the green belt of Paris, France, were also projected to have similar ES bundles. We considered two commonly used ES model types: proxy-based models (here: look-up tables) and phenomenological models. We used 252 sites for which botanical survey data were available and applied the ES models to seven ES relevant in the peri-urban context. A cluster analysis was used to group sites, hence facilitating analyse of the spatial congruence between types of vegetation and bundles of ES.

Clustering sites based on plant composition revealed six distinct clusters. Clustering sites based on ES bundles as estimated by phenomenological models and proxy-based models, resulted in four and two clusters, respectively. The proxy-based clustering only highlighted broad-leaved forests as an important ES supply source. The phenomenological model estimates of ES allowed a more nuanced clustering of sites into four different groups. The level of congruence between the different sets of clusters based on plant composition and estimated ES bundles was low. Except for forests, the commonly used ES models tested here were not able to represent the same level of heterogeneity in the peri-urban landscape as was found in the vegetation. Our results demonstrate the need to integrate finer scale approaches and primary data in ES assessments of peri-urban areas.

1. Introduction

Ecosystem services (ES) mapping and assessment is increasingly common, in line with science-policy initiatives globally, like IPBES (http://www.ipbes.net/), and regionally, like MAES for the European Union (http://biodiversity.europa.eu/maes). Land cover data are a common data source for ES assessments (e.g. Andrew et al., 2015; Crossman et al., 2013; Egoh et al., 2012; Malinga et al., 2015; Martínez-Harms and Balvanera, 2012; Harms and Balvanera, 2012). However, such data are coarse representations of the actual vegetation composition and often do not represent the intensity of land use or land management. Indeed, Eigenbrod et al. (2010); for England) and Schulp et al. (2014a; for Europe) revealed that estimates by ES mapping methods based on land cover data exhibited relatively large uncertainty and variability. Another source of uncertainty and error originates from the coarse resolution of land cover data typically used to map ES. Such data do not represent fine scale heterogeneity in land cover, resulting in potential errors in ES estimates in heterogeneous areas, such as peri-urban regions (Van der Biest et al., 2015).

Other approaches assess ES based on the functional relationship between the traits of plant communities and the provision of ES (Díaz et al., 2007), hence overcoming some of the uncertainties of methods primarily using land cover. However, studies linking plant functional traits and ES are mostly local, given the data-intensity and complexity of such models. This challenges the transposition of trait-based methods to more complex landscapes, and to larger spatial scales (Lavorel et al., 2011). Some studies have been conducted at landscape scales (Crouzat et al., 2015; Homolová et al., 2014) but mostly in areas valuable from a

* Corresponding author.
E-mail addresses: fabien.roussel@univ-paris13.fr, fab.roussel@laposte.net (F. Roussel).

http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.046
Received 24 October 2016; Received in revised form 12 July 2017; Accepted 23 July 2017
1470-160X/ © 2017 Elsevier Ltd. All rights reserved.

biodiversity conservation perspective, which are often remote, such as alpine grasslands.

The limitations of both types of approaches to map ES are especially important in peri-urban areas. While often less relevant from a biodiversity conservation perspective, peri-urban regions are pivotal in the provision of ES to people, given that over half of global population lives in cities (United Nations, 2015). Peri-urban areas still represent considerable amounts of non-built up land that provide ES (Huang et al., 2011; McGregor and Simon, 2012) although some need to be more closely delivered to beneficiaries (e.g. recreation and air quality regulation), than others (e.g. carbon sequestration) (Casado-Arzuaga et al., 2013; Vejre et al., 2010; Verhagen et al., 2017). Here, the relations between vegetation and ES are little studied, although ES have received much attention in an urban context (e.g. Alam et al., 2016; Haase et al., 2014; La Rosa et al., 2016). Studies that map ES in urban areas have mostly used general vegetation covers (Larondelle and Haase, 2013; Tratalos et al., 2007), with some using more detailed vegetation types in ES assessment (Derkzen et al., 2015; Holt et al., 2015; Lehmann et al., 2014). Given that peri-urban landscapes, at least in Europe, are typically heterogeneous in land cover (Couch et al., 2007; Hoggart, 2016), mapping approaches using coarse resolution data may have relatively large errors in ES estimates (Van der Biest et al., 2015). Indeed, Malinga et al. (2015) conclude that while most ES mapping studies concern the municipal scale and fine grain size (1 ha), most of these studies used generic data and models for calculating ES generation at these finer grain sizes. Therefore, it is important to improve the understanding of the relations between actual vegetation composition, land cover classification and ES assessments in the peri-urban context, at fine grain size. Even though vegetation composition alone cannot be considered an optimal proxy for ES provision either, it is a relevant indicator of degree to which ES mapping methods based on land cover data capture actual variation in vegetation at the local scale.

This research aims at assessing the congruence between two commonly used ES mapping methods based on land use data, and plant composition for a peri-urban context. We considered (1) proxy-based models (*sensu* Lavorel et al., 2017: "*models that relate ES indicators to land or marine cover, abiotic and possibly biotic variables by way of calibrated empirical relationships or expert knowledge* ") − namely the ES assessment matrix by Burkhard et al. (2012) − and (2) phenomenological models (*sensu* Lavorel et al., 2017: "*based on an understanding of biological mechanisms underpinning ES supply* […] *They assume, but do not represent explicitly, a mechanistic relationship between elements of the landscape, considered as ES* [Providers] *units, and the provisioning of ES* ") for seven ES: air quality regulation, global climate regulation, flood protection, pollination, wild food provision, erosion regulation, and recreation. We used Paris, France, as a case study. The peri-urban green space of this large metropolis serves a large population and is heterogeneous in landscape character and therefore likely to have spatial variation in ES provision. For 252 sites, we assessed the plant composition from botanical surveys. For these sites ES were quantified using both types of ES modelling approaches. Next, sites were clustered three times, based on either their plant composition or their ES bundle, as estimated by the two model types, and the degree of congruence among the three sets of clusters was determined. By doing so, our study aims at indicating the degree to which land use and vegetation heterogeneity are reflected in the ES bundles estimated by different modelling approaches. Note that this focus on ES bundles is different from earlier studies, which compared individual ES models to each other (Schulp et al., 2014a) and to primary data (Eigenbrod et al., 2010). The ES bundle approach is relevant because policies often aim at protecting the overall level of ecosystem service provision rather than or additional to the provision of individual services (Schulp et al., 2014a). Moreover, Eigenbrod et al. and Schulp et al. focussed on national to continental scales using 1–10 km resolution. Here we focus on the smaller-scale peri-urban context, using data as fine-grained as possible (0.1–1 km resolution). This is valuable because correct assessment of ES in peri-urban regions is important for designing effective green infrastructure networks to support human well-being − a key objective under the EU Strategy on Green Infrastructure (European commission, 2013), and which can also support Sustainable Development Goal 11: sustainable cities and communities (United Nations, 2015).

2. Materials & methods

This section comprises four parts: we first explain the Parisian peri-urban context and the selected study areas (2.1.). Second, we describe the plant data and the survey methods used to collect them (2.2.). Third, we specify the ES mapping models (2.3.), and last, we present how cluster analysis is used to evaluate the congruence between ES bundles and plant data (2.4.).

2.1. Study area

We focus our research on the peri-urban interface of Paris, France, which forms the intermediate between rural and urban land. It is designated as a "green belt" by the Île-de-France Regional Council. This so-called green belt is approximately 20 km wide and covers 2662 km^2 around the urban core of Paris (Fig. 1). Contrary to other green belts in Europe such as London or Berlin (Alexandre, 2013; Amati, 2008), the concept of the Île-de-France green belt has never been strictly embedded or enforced in land cover management and spatial planning. As it has been discussed elsewhere (Allen, 2003; Simon, 2008), drawing limits to peri-urban areas is not an easy task as land use is characterised by hybridization and heterogeneity. Here, the area consists of a patchwork of land cover types where woodland, cropland, semi-natural land and urban land coexist and where almost four million people live (Roussel, 2016). For these people, as well as for inhabitants of the city of Paris itself, the region provides important benefits for well-being through ES provision. The pressure on non-built-up areas has recently risen again with the Grand Paris project for which an extended transportation network is planned (Belkind, 2013) as well as new economic and housing developments (Gallez, 2014). In this context, which is applicable to many cities worldwide, it is even more relevant to understand the distribution and composition of peri-urban vegetation and the ES it supplies.

In order to apprehend the spatial complexity of the green belt area, three study areas were selected to represent the landscape diversity of the area (see squares in Fig. 1, detailed in Fig. 2).

The first area (Fig. 2A Pierrelaye) is situated in the north-west of Paris urban area and includes the isolated agricultural land around the small city of Pierrelaye, the state forest of Montmorency and the valley of the Oise river. The area presents a combination of the different land cover/land use types in a peri-urban context. Vegetation patches vary in size, form and are scattered throughout the area. The eastern extension intends to catch forests, which are a recurrent land cover in the context of Paris (see Fig. 1).

The second area (Fig. 2B Plaine de France) lays in the north-east part of the Paris urban area around the city of Goussainville, on an agricultural plateau called "Plaine de France", in proximity of the International Airport Charles de Gaulle. The area represents intensive agricultural lands under urban pressure. Most of the plateau is used for crop production, with semi-natural vegetation being scarce. The Paris metropolis has been extending here for the last forty years. Some grassland and woodland remain on the narrow and gentle slopes of a few small brook valleys.

The last area (Fig. 2C Vallée de Chevreuse) is centred on the valley of the river Yvette, in the south-west of Paris urban area, also known as "Vallée de Chevreuse". The topography and related land cover and land use is typical of the Île-de-France valleys: slopes can be steep and are mostly covered by trees, while the valley bottom is occupied by built-up area with some riparian habitat along the river. The valley is notably known for nature protection measures, such as a nature reserve on the western part of the area, hence, the extension in this direction.

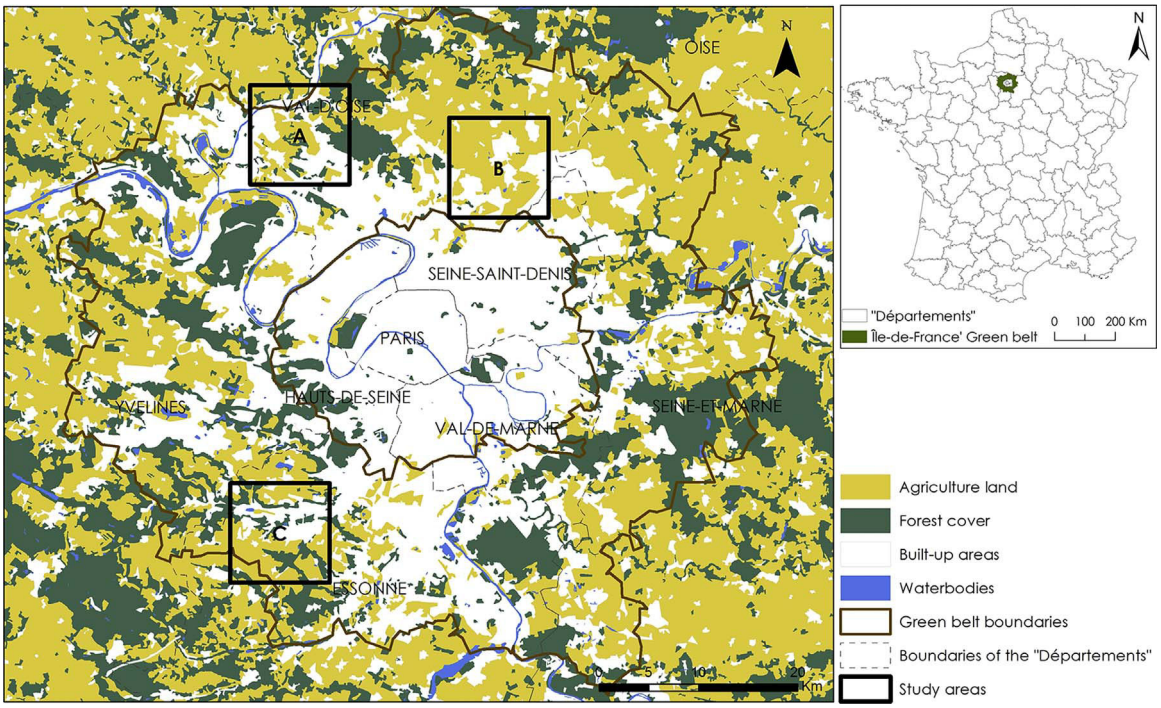


Fig. 1. Situation of the green belt in the context of Paris urban area (modified from the French National Geographical Institute map of the region at 1/100 000–2011). The black squares indicate the location of the study areas (see Fig. 2). The map at the right depicts the location of the green belt in France. (For interpretation of the references to colour in this figure legend, the reader is referred to the web version of this article.)

2.2. Plant data

We took advantage of existing plant data from a parallel research project, in the form of botanical surveys that identify plant species composition in each of the three areas. The site selection also intends to catch the landscape diversity representative of the areas. It is composed of 252 botanical field surveys 51 for the Plaine de France, 100 for the Vallée de Chevreuse, 101 for the Pierrelaye surroundings (Fig. 2). The smaller number of surveys for Plaine de France is a consequence of the limited semi-natural vegetation cover in the area, which is dominated by intensive cropland. The selection process corresponds to a stratified sampling method (Godron, 2012; Kent, 2012): botanical surveys are representatives of landscape elements inside local landscapes (1 × 1 km) composing the four major types of landscapes (10 × 10 km). For each of the three study areas, local landscapes were defined in reference to topography and main spatial occupation (urban,

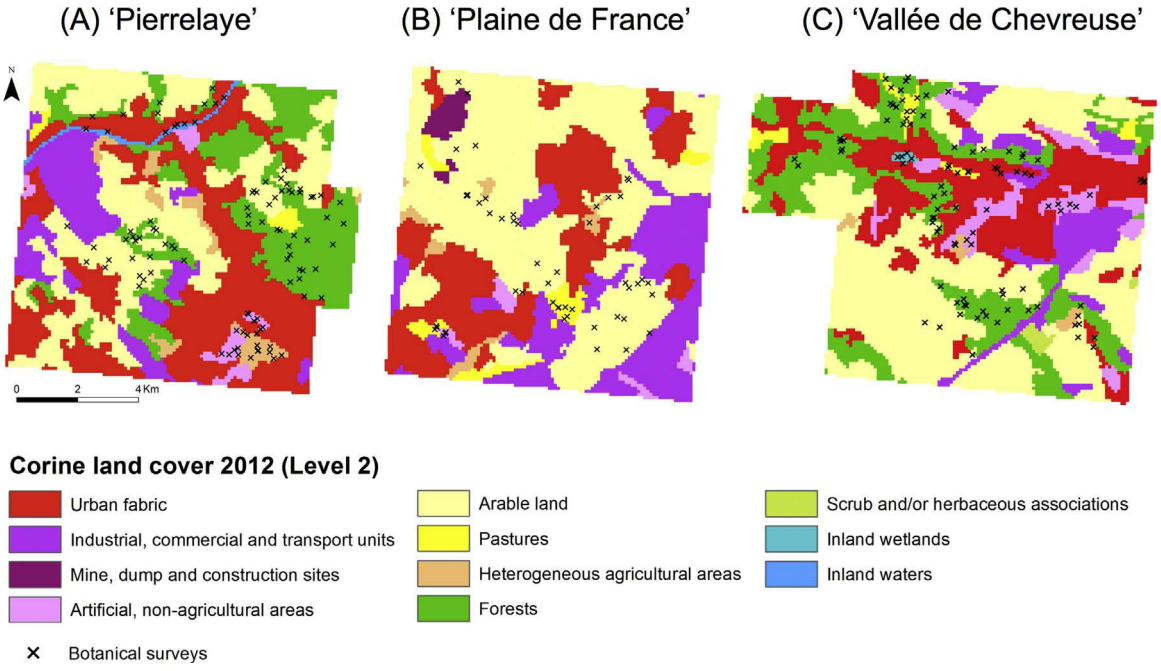


Fig. 2. CORINE land cover maps (year 2012) of the three study areas (A-B-C, Fig. 1). Study area A was extended to be able to represent the forest context; Study area C was extended to be able to represent the nature reserve context. NB: for more clarity, we used here level 2 of CORINE Land Cover classification data, instead of level 3 which is commonly used in ES models, proxy-based and phenomenological.

rural, forest etc.) given by IGN topographical maps at 1/25000. Landscape elements were based on vegetation cover types on aerial photographs (France 'Institut Géographique National', 2012, 0.5 m resolution) inside each local landscape type: woodland, shrub, herbaceous. The number of botanical surveys is proportional to the vegetation cover types observed in a landscape (e.g. if 10% of the area is woodland and 20% is herbaceous, then we selected twice as many sites in grassland than in woodland). However, the complexity of landscapes and vegetation on the ground made it necessary to choose the sites in detail along the way. No minimum distance between the sites was required as long as land cover was different (it is also true for forested areas as they are interspersed with trails or small paths that interrupt forest cover).

Botanical surveys were conducted according to the minimum area approach (Kent, 2012): starting from the centre of a plot/landscape element, we identified all the species until no new species were found, or until we reached the plot/landscape element limit. Surveys included all plant types: herbaceous, wooden (trees and shrubs), annual and perennial. Each site was surveyed once and all surveys were conducted between May and July, in the years 2014 and 2015, in order to keep the highest seasonal homogeneity in the flora.

In total, 520 plant species were identified among the 252 sites. For statistical analysis we considered only species that were encountered in at least five sites (i.e. in more than 2% of the sites), yielding 288 species. Species and sites were put together in a contingency table indicating the presence or the absence of species per site.

2.3. ES mapping

To map ES for the study area, we employed two types of methods: first, as a baseline, ES were mapped with a proxy-based approach, using an ES assessment matrix (Burkard et al., 2012). Second, phenomenological ES models were applied to the study areas to see whether they would refine the estimate of ES supply as compared to the matrix method. Seven services were considered: air quality regulation, global climate regulation, flood protection, pollination, wild food provision, erosion regulation and recreation. Selection of services was based on their relevance in a peri-urban context, and on availability of phenomenological models to map them.

2.3.1. Proxy-based model

In this approach, described by Burkhard et al. (2012), the mapping of ES is based on the level 3 of CORINE Land cover types at a 100 m resolution. Each land cover type is given a score per ES on a scale between 0, no relevance, and 5, very high relevance. The method is widely applied (e.g. Baral et al., 2013; Burkhard et al., 2015; Sohel et al., 2015), is easy to use, but due to its simplicity it has its shortcomings when there is an interest to map ES more accurately for specific study areas (Bagstad et al., 2014; Vallés-Planells et al., 2014; Van der Biest et al., 2015). Here, we consider the use of the ES matrix as a first step in ES assessment in a peri-urban context.

2.3.2. Phenomenological models

All the ES values for the 252 sites were extracted using GIS software. All ES models were developed at EU level referring to EU level data. We directly applied it to our study areas unless it was possible to modify the land cover data inside the GIS model. This was the case for the carbon sequestration model, which has been adapted to our study area, that is the Île-de-France Region, in order to obtain more precise values. The initial models were built on 1 km resolution land cover types. We were able to run it with CORINE land cover resolution (100 × 100m). The erosion regulation model we used was already based on CORINE land cover classes. Even though data have different resolutions, the purpose is to create the most precise bundle of ES.

Air quality regulation was expressed through nitrogen dioxide (NO2) removal by urban vegetation in ton/ha/year. NO2 is one of the main pollutants emitted by transports, industries and households. The indicator is calculated as the product of dry deposition velocity and pollutant concentration at a 100 m resolution (Lavalle et al., 2015).

Global climate regulation is quantified through carbon sequestration (Schulp et al., 2008). The results are expressed in tonnes per hectares and have been adapted for a 100 m resolution, using the 2012 CORINE Land Cover map.

Flood protection. We used the map of Stürck et al. (2014), which defines a flood regulation supply index between 0 and 1, at one kilometre resolution for the European union. The index integrates environmental variables such as river catchments types and zones, precipitation types, land use information, water-holding capacity of the soil (WHC). It also takes into account the hydrological spatial modelling of rainfall runoff optimized for the analysis of the hydrological impact of land use and climate changes in large river basins.

Pollination. We used the probability that a location is visited by pollinators, measured in percentage, which takes into account the proximity of bee habitats as defined by Schulp et al. (2014b).

Wild food provision. We took into account vascular plants related to human consumption as described by Schulp et al. (2014c). They measured the number of edible plants and berries at 1 km resolution. 81 edible plants and berries have been listed as used in more than four European countries while 592 plants have actually been identified as edible in total. Similar to the other models large scale available data sources of vascular plant occurrence were used. Our own plant inventories were not used for this assessment to ensure an independent comparison is possible afterwards.

Erosion regulation. We considered the mean cover management factor "C" per land-cover type, as defined by Panagos et al. (2015). It is the weighted average of the soil loss ratio per land cover types, as defined by CORINE Land Cover. It is expressed between 0 and 1, 1 being considered as a reference condition: down hill tillage with no vegetation.

Recreation. Assessment of this ES is described in Verhagen et al. (2017), which considers urban leisure opportunities. Maps are based on land cover data, distance to coasts, forest location characteristic and agricultural landscape structure. It has to be noticed that the proxy-based ES matrix we refer to considers "Recreation and aesthetic values" together (Table 2).

2.4. Statistical analysis

2.4.1. Cluster analysis

To assess the level of congruence between plant composition and ES models, we applied a hierarchical cluster analysis to our data (Kent, 2012; Milligan and Cooper, 1987). All 252 sites were clustered three times: once based on the plant composition data, and twice based on (standardised) ES values − once for the proxy-based ES values and once for the phenomenological modelling ES values. This approach allows assessing whether sites with similar plant compositions are also estimated to have similar ES bundles. As the ES are expressed in different units, all ES values were standardised using a Z score approach (standardized value Z = (value − mean)/standard deviation) before clustering. The resulting values range between −1.5 and +1.5, with zero indicating the mean value for that ES over all sites, according to the model in question (proxy or phenomenological). Cluster analysis was conducted using Ward's method and square Euclidean distance (SPSS® Statistics 22). Because of its binary dimension, we selected a specific binary data option in SPSS for the plant table. Dendrograms were used to decide on a meaningful number of clusters per cluster analysis focusing on the distance between two clustering nodes (Norusis and SPSS, 2011). In case of ties (i.e. the absence of clear breakpoints) we chose the clustering that could be explained best based on the biotic properties of the sites (land cover, vegetation type).

2.4.2. Cluster comparison

In order to compare how ES evaluation methods and plant

composition correspond or differ, we used two approaches. First we determined the degree of similarity among clusters in terms of number of sites shared, using the Jaccard similarity index (Kaufman and Rousseeuw, 2009). This index gives each pair of clusters a value between 0 and 1, 1 indicating 100% similarity (i.e. both clusters consist of the same sites; see Table 4). Second, we compared the bundle of ES values supplied by each of the clusters, according to the two ES methods: for each cluster and each ES, we calculated the average ES supply, once based on the phenomenological modelling values, and once based on proxy values. The resulting two bundles of average ES supply per cluster were visualised in spider diagrams, to allow an assessment of the congruence of the methods within clusters, and to compare variation among clusters.

3. Results

This section is divided in three parts: we first present the clustering per dataset (3.1), followed by assessing cluster congruence (3.2), for all three datasets (3.2.1) and pair-wise (3.2.2-3.2.4). Third, we present and compare the ES bundles as predicted by the two ES models (3.3), for the three study areas (3.3.1) and for the clusters (3.3.2).

3.1. Clustering results

3.1.1. Plant clusters

According to the dendrogram for plants (see suppl. material), there was little difference between 4, 6 or 9 plant clusters. From an ecological perspective, the 6 clusters matched well with typical vegetation types like mature timber forests, wet grasslands, fallows etc., for which 6 clusters were used in subsequent analyses. Cluster descriptions (Table 1) were based on plant composition in relation with field photographs of the sites in each cluster, allowing us to define types of vegetation.

The first cluster (57 sites) can be designated as Chestnut forests vegetation with few sites (4) being clearings in the forest. The second cluster (39 sites) refers to various types of low or high shrub formations in disturbed vegetation contexts dominated by *Urtica dioica*. The third cluster (39 sites) puts together grasslands where species from the Poacea family prevail (*Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata*). Some sites (6) are actually not grasslands but hedges or low shrubs along grasslands. The fourth cluster (54 sites) designates unmanaged woodlands in isolated, disturbed or private contexts. The fifth cluster (50 sites) relates to fallow or herbaceous path in croplands. This cluster contains most unique species (Table 1, third column). The sixth cluster (13 sites) refers to wet grass or shrub lands with typical hygrofilous species such as *Filipendula ulmaria*, *Scrophularia auriculata* or *Lythrum salicaria*.

The three study areas show three different profiles in terms of vegetation types (Figs. 3 and 4). Study area A is the most balanced, plant clusters 1, 2 and 5 being present in the same proportions, ahead of plant clusters 3 and 4. This confirms the rationale for which the area was selected, i.e. for its landscape heterogeneity. Study area B is dominated by cluster 5 and cluster 1 is absent. It confirms the criteria of intensive agriculture to select this area. Plant cluster 6 is only found in study area C, confirming the hydrological criteria used to select it (valley). It also has the most wooded sites among all, clusters 1 and 4 are both most abundant in this area.

3.1.2. Proxy-based model clusters

Sites fell into two distinct clusters according to the proxy-based model estimates (Table 2). The first cluster comprised 169 sites, consisting of all sites that have land cover other than Broad-leaved forest. For almost all ES the capacity was low (0 or 1 out of 5, Table 2), except for Recreation, which had a medium capacity of 2.5. The second cluster only comprises sites classified as Broad-leaved forest (83 sites from areas A and C). This cluster shows high capacity for nearly all ES, except flood protection (Table 2).

3.1.3. Phenomenological models clusters

Based on the phenomenological model results, sites were clustered into four groups (see suppl. material). For interpretation, phenomenological clusters are listed against CORINE land cover classes (Table 3).

The first cluster comprises 66 sites representing a mix of agricultural land, mostly from the Plaine de France study area (B, Table 3). In this cluster ES provision is mostly below average, except for flood regulation and recreation, which is average (Fig. 5). The second cluster comprises 88 sites. It is a mix between built-up areas (including green urban spaces) and forest. It has average supply of most of the ES, but higher erosion control and lower recreation capacity. The third cluster comprises 51 sites representing mixed agricultural land from Pierrelaye (A) and Vallée de Chevreuse (C), mostly non-irrigated arable land. The situation of the sites on the map (see Fig. 2) shows more proximity with

Table 1
Types of vegetation according to the cluster analysis of plant species composition per sites.

Cluster	Species presence above 67%	Species unique to the group	Number of sites
1–chestnut forest vegetation	*Castanea sativa* (Chestnut); *Rubus cæsius* (Dewberry); *Lonicera periclymenum* (Common Honeysuckle)	*Betula pubescens* (Downy Birch)	57
2 – low/high shrub vegetation	*Urtica dioica* (Stinging Nettle); *Geum urbanum* (Wood Avens)	None	39
3 – grassland vegetation	*Dactylis glomerata* (Cocksfoot); *Plantago lanceolata* (Ribwort Plantain); *Urtica dioica* (Stinging Nettle); *Arrhenatherum elatius* (Tall Oat Grass); *Cirsium arvense* (Creeping Thistle)	None	39
4 – woodland vegetation	*Hedera helix* (Common Ivy); *Fraxinus excelsior* (Common Ash); *Geum urbanum* (Wood Avens); *Cratægus monogyna* (Common Hawthorn); *Acer pseudoplatanus* (Sycomore); *Corylus avellana* (Hazel); *Rubus cæsius* (Dewberry); *Urtica dioica* (Stinging Nettle)	*Potentilla indica* (Indian Strawberry)	54
5 – fallow or herbaceous paths vegetation in cropland context	*Bromus sterilis* (Sterile Brome); *Artemisia vulgaris* (Mugwort); *Cirsium arvense* (Creeping Thistle)	*Apera spica-venti* (Loose Silky-bent); *Reseda luteola* (Weld); *Brassica nigra* (Black Mustard); *Arenaria serpyllifolia* (Thyme-leaved Sandwort); *Lactuca virosa* (Blue lettuce); *Matricaria discoidea* (Pineappleweed)	50
6 – wet grass or shrub vegetation	*Symphytum officinale* (Common Comfrey); *Lythrum salicaria* (Purple Loosestrife); *Urtica dioica* (Stinging Nettle); *Galium aparine* (Goose-grass); *Arrhenatherum elatius* (Tall Oat Grass); *Holcus lanatus* (Yorkshire Fog); *Epilobium hirsutum* (Great Hairy Willow-herb); *Filipendula ulmaria* (Meadow Sweet); *Scrophularia auriculata* (Water Figwort)	*Galium uliginosum* (Swamp Bedstraw)	13

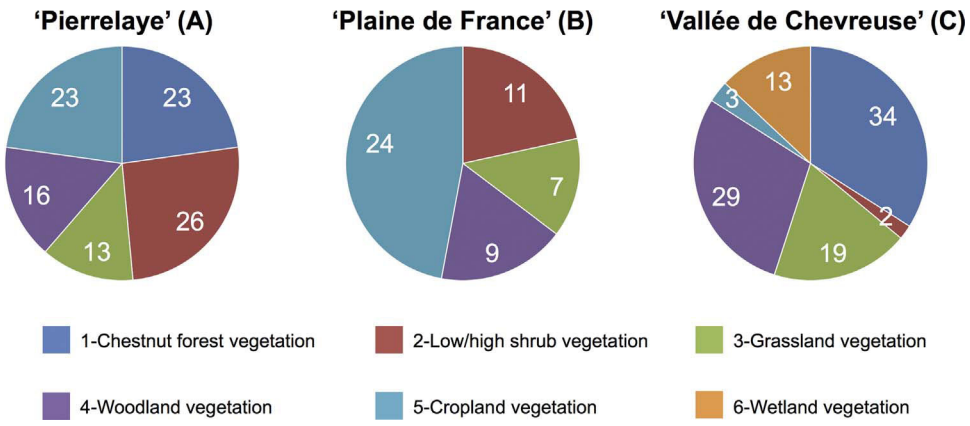


Fig. 3. Distribution of plant clusters among sites of the three study areas. Values in the diagrams refer to numbers of sites.

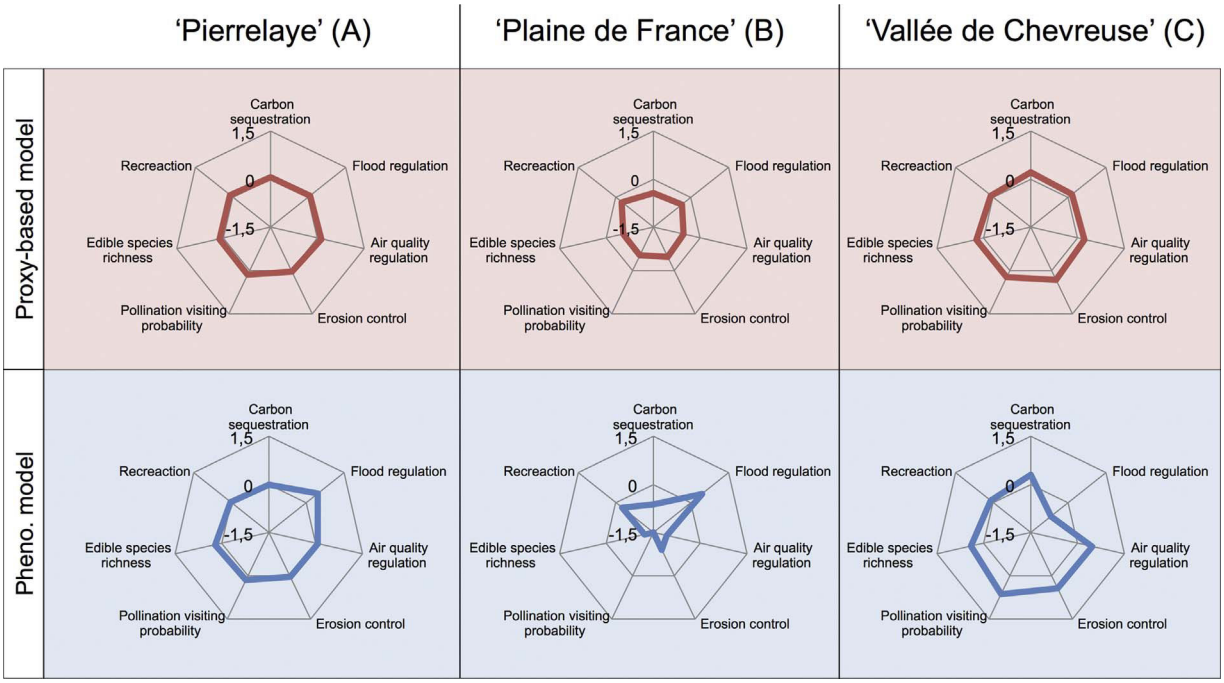


Fig. 4. Mean ES supply in the sites within each of the study areas A (Pierrelaye), B (Plaine de France), C (Vallée de Chevreuse) according to the proxy-based model and the phenomenological model (normalized values: zero indicates the average value for a service within the study area is equal to the average value for that service among all sites. Negative (positive) values indicate the average value within the study area scores below (above) the overall average for that ES).

broad-leaved forests and heterogeneous contexts than sites from cluster 1. Hence, recreation, wild food provision, pollination and air quality regulation are higher. The last cluster is mostly broad leaved-forest and comprises 47 sites mainly from Pierrelaye (A) and Vallée de Chevreuse (C). Most ES have high values, especially recreation, air quality regulation and carbon sequestration, the highest among all the clusters.

3.2. Congruence of clusters

3.2.1. Generic patterns

Sites are rather scattered among the different clusters (Table 4), indicating that the three different methods have a low congruence. Most (though not full) congruence exists between Proxy-Cluster2, Pheno-Cluster4 and Plant-Cluster1, which are predominantly forested sites. Also Proxy-Cluster1, Pheno-Cluster1 and Plant-Cluster5 share a large proportion of sites, in agricultural land. Some clusters tend to be mutually exclusive: Pheno-Cluster1 has no similarity with Plant-Cluster1 or Plant-Cluster6, while Plant-Cluster5 and Pheno-Cluster4 exclude each other to a large extent, just as Plant-Cluster1 and Pheno-Cluster3.

3.2.2. Pheno. clusters vs proxy-based clusters

The similarity is seemingly low between proxy-based clusters and phenomenological clusters, (Table 4, rightmost two columns, Jaccard indices), but this is in part explained by the difference in cluster number and size: Pheno-Cluster1 is entirely embedded in Proxy-Cluster1 (66 sites), and Pheno-Cluster3 is predominantly embedded in Proxy-Cluster1 too (48 sites out of 51); Pheno-Cluster4 is almost entirely embedded in Proxy-Cluster2 (46 sites out of 47); only Pheno-Cluster 2 is clearly divided over both Proxy-Clusters.

3.2.3. Proxy-based clusters vs plant clusters

In terms of land use, Proxy-Cluster2 represents a homogeneous land use class (broad-leaved forests), but its sites are nevertheless rather dispersed when clustered according to their plant composition (Table 4, bottom row). This indicates that on the ground plant composition is more nuanced than reflected by the proxy-based ES. Moreover, 49 sites that do have a plant composition representative of forests (Plant-Cluster1, 13 sites, and Plant-Cluster 4, 36 sites) are not grouped with this forest-related ES cluster, but with Proxy-Cluster1. Hence, the congruence between plant composition and ES bundles according to Proxy-based models is relatively low.

Table 2
CORINE land cover types present in the study area, number of survey sites within each land cover type, and associated supply of the seven selected ES, as estimated using the ES matrix approach (Burkhard et al., 2012). Scores between 0 (no relevant capacity, no shading) and 5 (very high capacity, dark shading).

Cluster	Study area where cluster sites originates from	CORINE land cover types	Number of sites	Global climate regulation	Flood protection	Air quality regulation	Erosion regulation	Pollination	Wild foods	Recreation & aesthetic values
1 (169 sites)	A (37%) B (30%) C (33%)	Non-irrigated arable land	74	1	1	0	0	0	0	3
		Pastures	24	1	1	0	4	0	0	3
		Green urban areas	22	1	0	1	2	1	1	3
		Discontinuous urban fabric	21	0	0	0	0	0	1	0
		Complex cultivation patterns	13	1	1	0	0	0	0	2
		Land principally occupied by agriculture	4	2	1	1	3	0	3	2
		Inland marshes	4	2	4	0	0	0	0	0
		Water courses	3	0	5	0	0	0	0	4
		Industrial or commercial units	1	0	0	0	0	0	0	0
		Sport and leisure facilities	1	1	0	1	1	1	0	5
		Mineral extraction sites	1	0	0	0	0	0	0	0
		Road and rail networks and associated land	1	0	0	0	0	0	0	0
2 (83 sites)	A (47%) C (53%)	Broad leaved-forest	83	4	3	5	5	5	5	5

Table 3
CORINE land cover for each sites of the four phenomenological clusters.

CORINE land cover (2012)	Cluster 1 (66 sites)	Cluster 2 (88 sites)	Cluster 3 (51 sites)	Cluster (47 sites)
Broad leaved-forest	0	34	3	46
Complex cultivation patterns	11	1	1	0
Discontinuous urban fabric	0	20	1	0
Green urban areas	2	18	2	0
Industrial or commercial units	1	0	0	0
Inland marshes	0	4	0	0
Land principally occupied by agriculture	2	0	2	0
Mineral extraction sites	0	1	0	0
Non-irrigated arable land	40	1	33	0
Pastures	10	5	8	1
Road and rail networks and associated land	0	1	0	0
Sport and leisure facilities	0	0	1	0
Water courses	0	3	0	0
Study area where cluster sites originate from	A (23%) B (74%) C (3%)	A (44%) B (2%) C (54%)	A (47%) C (53%)	A (49%) C (51%)

3.2.4. Pheno. clusters vs plant clusters

The similarity between plant clusters and phenomenological model clusters is also low given the Jaccard values (Table 4). However, the way sites are predominantly distributed appears logical. For instance, Pheno-Cluster4 (Broad-laved forest) is mostly composed with elements from Plant-Cluster1 (Chestnut forests vegetation). Plant-Cluster1 also shares sites with Pheno-Cluster2 (mixed urban/forest). And, Pheno-cluster3 (ES from Heterogeneous agriculture land) is composed of sites from Plant-Cluster3 (grassland vegetation) and Plant-Cluster5 (Cropland vegetation). Despite this overall congruence, it is not uniform and a certain level of scatter remains in all clusters, showing that heterogeneity in the landscape, as represented by plant composition, is not fully reflected in the ES results from phenomenological models either.

3.3. Comparison of ES model estimates

3.3.1. ES levels in study areas

As the three study areas were chosen in reference to specific types of landscapes (Fig. 1), it is valuable to see whether the ES bundles estimated by the two model types reflect this difference, too. Fig. 4 depicts the mean ES supply for the sites in each of the study areas for both ES model types.

For proxy-based models, the round shape of the spider diagrams for all three study areas suggests the areas do not differ in the bundle of services provided, but only slightly in the amount of services provided. Study area B shows below average ES values, which is explained by the absence of sites classified as broad-leaved forest (even though,

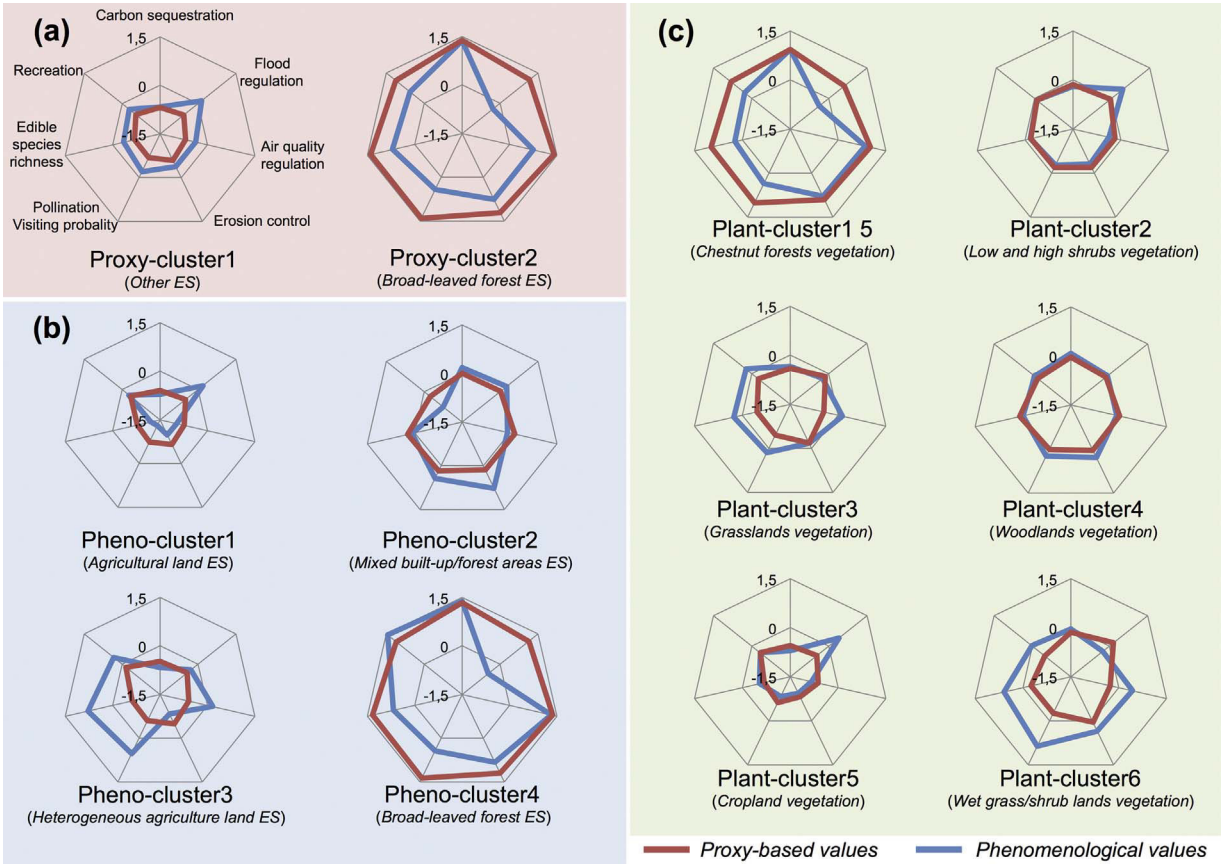


Fig. 5. Mean ES values per cluster for proxy-based (a), phenomenological (b) and plant clustering (c). Both ES values are depicted (red = proxy-based model values; blue = -phenomenological model values). A value of zero represents the mean value of the ES across all sites (n = 252), as estimated by a particular method. Positive (negative) values indicate ES supply in the cluster is estimated to be higher (lower) than the mean.

according to the vegetation data, 9% of the sites contains woodland vegetation (Fig. 3)). Although study areas A and C do possess broad-leaved forest sites, they show average supply because they are also a mix of several land cover types.

For phenomenological models, the contrast is stronger between the three study areas. Also here study area B has the lowest overall ES provision compared to A and C, but the bundles are not as balanced as with proxy-based model. Study areas A and B stand out in terms of flood regulation, while this service is lower in area C, where edible species richness, pollinators visiting probability, erosion control, air quality regulation and carbon sequestration values are the highest.

3.3.2. ES levels in site clusters

To compare ES values of the two modelling approaches in all of the clusters, mean ES values were calculated over the sites per cluster, for each of the two modelling approaches (analogous to the mean ES values for the study areas in the previous section). (Fig. 5 panels a, b, c). Like with study areas, proxy-based model estimates (red lines) are consistently round in shape, suggesting all clusters provide the same ES bundle, just in different quantities. The phenomenological model estimates (blue lines) on the other hand, often show a different shape indicating that the models are more pronounced in what bundle of ES is provided by different clusters.

In terms of ES bundle size, models largely agree: e.g. when the

Table 4
Number of sites shared by clusters (Jaccard index).

			Plant clusters						Proxy-based clusters	
			1 Chestnut forests vegetation	2 Low and high shrubs vegetation	3 Grasslands vegetation	4 Woodlands vegetation	5 Cropland vegetation	6 Wet grass/shrub lands vegetation	1 Other ES	2 Broad-leaved forest ES
Pheno.clusters	1	Agricultural land ES	0 (0)	18 (0.21)	9 (0.09)	11 (0.11)	28 (0.32)	0 (0)	66 (0.39)	0 (0)
	2	Mixed built-up/forest areas ES	30 (0.26)	11 (0.09)	8 (0.07)	27 (0.23)	5 (0.04)	7 (0.07)	54 (0.27)	34 (0.25)
	3	Heterogeneous agriculture land ES	1 (0.01)	6 (0.07)	18 (0.25)	8 (0.08)	15 (0.17)	3 (0.05)	48 (0.28)	3 (0.02)
	4	Broad-leaved forest ES	26 (0.33)	4 (0.05)	4 (0.05)	8 (0.09)	2 (0.02)	3 (0.05)	1 (0.001)	46 (0.55)
Proxy-based clusters	1	Other land cover ES	13 (0.06)	29 (0.16)	34 (0.20)	36 (0.19)	47 (0.27)	10 (0.06)		
	2	Broad leaved forest ES	44 (0.46)	10 (0.09)	5 (0.04)	18 (0.15)	3 (0.02)	3 (0.03)		

Proxy-based model estimates a small bundle, so do the Pheno models (e.g. for Proxy-Cluster1 (Fig. 5, panel a) and Pheno-Cluster1 (panel b)). The estimate for flood regulation deviates most often between the two model types (e.g. Proxy-Clusters 1 and 2, Pheno-Clusters 1 and 4, and Plant clusters 1, 2 and 5). Interestingly, the models estimate a much larger ES bundle in Plant-Cluster1 than in Plant-cluster4 while both clusters represent forested habitats. Plant-Cluster3 and 6 (grassland/shrubland vegetation types (panel c)) show overall disagreements in the size of ES bundles. In each case, phenomenological models estimated average to above average values for most services, whereas proxy-based methods mostly estimated below average values.

4. Discussion

4.1. Spatial congruence of vegetation and ES bundles

The phenomenological model estimates of ES allowed a more nuanced clustering of sites (four clusters) than proxy-based model estimates of ES (two clusters). This indicates that phenomenological models created more pronounced bundles than the proxy-based model, which only highlighted broad-leaved forests as an important ES supply source (Figs. 4 and 5). Clustering based on plant composition was most detailed, yielding six distinct clusters. To decide on an appropriate number of clusters we looked for clear breakpoints in each of the dendrograms (Norusis and SPSS, 2011; see suppl. material). That is, we assessed the distance between two clustering nodes, in relation to the agglomeration values used to build the dendrogram. In our study, the clustering of sites was very different for each of the three datasets, with only a clear breakpoint for proxy-based model ES estimates. For the plant clusters and to a lesser degree, the phenomenological clusters, clear breakpoints were lacking. For these datasets, we therefore interpreted the dendrograms using expert knowledge of the study area, to decide on relevant cut-off values. There are also other ways of deciding on the optimal number of clusters to use, such as using equal distance between clusters, a similar number of sites per cluster etc. (Hennig et al., 2015). There is no consensus, however, on what is the best method (Dimitriadou et al., 2002; Milligan and Cooper, 1985). Therefore, we decided to follow an approach that helped to best represent the specifics of the study area in the clusters identified.

There can be multiple explanations why sites that do have similar plant composition, do not cluster together based on ES bundles. First, while ES are provided by ecosystems and hence have a relation to plant composition (Díaz et al., 2007), these relations can be complex, and do not rely on vegetation alone (e.g. topography, soil type, hydrology, and management intensity also play a role) (de Groot et al., 2002). For the phenomenological models, which take some of these additional factors into account, this can be one explanation for estimating different ES bundles on sites that are otherwise similar in land cover type. The flood regulation service shows this effect (see Figs. 4 and 5). Besides land cover, the phenomenological flood regulation index also takes soil type and related water holding capacity as well as catchment type into account (Stürck et al., 2014). The seemingly contradicting results – forested sites (Plant-clusters1 and 4, Fig. 5) having lower mean flood regulation values than intensive cropland sites (Plant-cluster 5, Fig. 5) – is a result of the spatial composition of the peri-urban landscape. On the contrary, carbon sequestration capacities were very similar between the ES models (Fig. 5). This was also shown in larger scale studies: land cover is a dominant input in estimating carbon sequestration capacity (Schulp et al., 2014a). Hence, for certain services the 'biophysical realism gap' (*sensu* Lavorel et al., 2017) seemed to increase indeed with the use of proxy-based models compared to the more detailed phenomenological models.

Second, the land cover data used in the ES models mismatched with the actual, on the ground plant composition. Indeed, the proxy-based model cluster that represented broad-leaved forest sites (Proxy-Cluster2) did also include non-forest sites and failed to include actual forest sites (Table 4). Such mismatch can be due to a lack of thematic resolution (the number of land cover classes) in the land cover data, or due to coarser spatial resolution of the land cover data. Eigenbrod et al. (2010) detected such a mismatch between primary data and proxy-based ES models using larger mapping units at a national scale. As we show here, the use of standard land cover data such as CORINE data faces limitations when applied in heterogeneous landscapes, including peri-urban contexts. With a minimum mapping unit of 1 ha, smaller patches are not represented in CORINE, leading to noise in the ES estimated for such areas. For sites representing forested areas (both model types) and agricultural areas (phenomenological models) the congruence with plant composition was relatively high (Table 4). This can be explained as the forest and agricultural patches are typically larger, increasing the chances of being correctly classified in generic land use data sets. On the contrary, the cluster analysis of plant composition revealed specific contexts such as herbaceous paths/fallow vegetation or small woodland/shrub vegetation patches in broader intensive cropland areas that showed a low congruence with ES bundles (Table 4). As a consequence, in homogenous intensive cropland landscapes, both proxy-based and phenomenological methods showed low ES supply (Fig. 4). However, those small landscapes elements do enhance heterogeneity in the landscape, so we could expect some ES supply too (e.g. wild food provision, pollination or erosion regulation) as it has been shown elsewhere (Björklund et al., 1999; Swift et al., 2004; Verhagen et al., 2016). Hence, for studies taking place at smaller and fine-grained scale, readily-available proxy-based methods and land use data without further contextualisation are likely to perform poorly, and it may be important to use land cover data with appropriate detail (e.g. Derkzen et al., 2015). Note however that, as pointed out by Gómez-Baggethun and Barton (2013), the valuation of ES can serve different urban planning contexts (e.g. awareness raising, accounting, priority-setting, instrument design), which may require different levels of spatial detail and accuracy. The (un)suitability of ES mapping tools for the peri-urban context will have to be evaluated based on the context in which it will be applied and for what purpose.

4.2. ES maps and primary vegetation data

The use of primary data can improve ES mapping methods and ultimately guide urban policies (Maes et al., 2012). While we did not infer ES from plant composition, we did assess the congruence between estimated ES bundles and vegetation types, focussing on spontaneous flora. The data we used were collected for the purpose of understanding the composition of semi-natural/spontaneous vegetation in peri-urban regions. By following a stratified sampling method based on a nested landscape approach, these data are representative of the semi natural vegetation land cover in Paris peri-urban area. Of course other types of vegetation cover such as planted green spaces (Derkzen et al., 2015) or crops (Swift et al., 2004) also provide ES. However, we were not able to convey such data here.

We used cluster analysis to assess the congruence in the spatial distribution of ES bundles compared to vegetation types. The clustering based on plant data did result in the grouping of sites, which could be considered to have different vegetation types. As a step forward, one could consider using finer vegetation maps to assess this congruence or even direct ES quantification. For a different purpose (biodiversity conservation) using different methods (phytosociology), the French National Botanical Conservatory for the Parisian Basin (CBNBP) carried out a study of the vegetation throughout the entire Île-de-France region, mixing botanical surveys and extrapolations from aerial photographs analysis (Ferreira et al., 2015). About 100 communities have been mapped at 1/10 000 scale to help decision making in conservation projects. Trait-based methods can be used to evaluate ES supply at such refined scales (Díaz et al., 2007). However, the data intensity of those approaches (Lavorel et al., 2011) is still a limitation. Moreover, as the work aimed at biodiversity it ignored some more common vegetation

types: 97 of our 252 sites (38%) are not mapped as plant communities by the CBNBP. This shows that even when detailed vegetation databases exist, they may still not be suitable for landscape-scale ES quantification. Hence, for ES assessments in landscapes such as (peri-) urban areas where smaller fractions of vegetation matter for ES provision, a land cover map with intermediate level of spatial resolution and thematic (vegetation type) detail is relevant.

5. Conclusions

Peri-urban landscapes are often pivotal in ES provision to the urban community (e.g. Gómez-Baggethun and Barton, 2013). To understand ES provision, mapping ES at such fine-grained, smaller scale level is frequently conducted (Malinga et al., 2015), but often using generic data and methods, especially to quantify several ES. Using seven ES, we have demonstrated that ES bundles estimated by such methods using generic data have low congruence with actual on-the-ground vegetation data, in particular in areas where the land use is heterogeneous. Because they integrate some biological mechanisms, phenomenological models showed more refined bundles of ES than proxy-based methods, for which they may be a better indicator of ES bundles in peri-urban areas. However, while large vegetation covers such as forests are correctly reflected, the mismatch is still considerable for finer vegetation cover types such as grasslands or small woodlands. With the increasing attention for resilient and healthy cities (United Nations, 2015), it is important to realise that readily available land cover data and ES mapping methods may not adequately capture the spatial and thematic (vegetation) detail relevant in peri-urban regions. The purpose of ES assessments in peri-urban and urban planning determines the degree of detail necessary. However, investments in mapping (peri-)urban green space in more detail, and using ES quantification methods that adequately reflect the heterogeneity present, may well be offset by the returns in human well-being from a more effective green space management.

Acknowledgements

We would like to thank Willem Verhagen of the Environmental Geography group Department of Earth and Life Sciences, Vrije Universiteit Amsterdam, who provided data for recreation ES model, and also the Joint Research Group (JRC) from the European commission for allowing us to use the air pollution data. The collaboration between Université Paris 13–Sorbonne-Paris-Cité and Vrije Universiteit Amsterdam was financially supported by the doctoral school 'Erasme' from Université Paris 13. This research also benefitted from financial supported from the European Union's Seventh Framework Programme (FP7/2007-2013) under grant agreement no. 282834 "TURAS" and no. 308393 "OPERAs".

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.046.

References

Alam, M., Dupras, J., Messier, C., 2016. A framework towards a composite indicator for urban ecosystem services. Ecol. Indic. 60, 38–44. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.05.035.

Alexandre, F., 2013. The role of vegetation in the urban policies of european cities in the age of the sustainable city. Eur. Spat. Res. Policy 20, 11–27.

Allen, A., 2003. Environmental planning and management of the peri-urban interface: perspectives on an emerging field. Environ. Urban. 15, 135–148. http://dx.doi.org/10.1177/095624780301500103.

Amati, M., 2008. Urban green belts in the twenty-first century, Urban Planning and Environment. Ashgate.

Andrew, M.E., Wulder, M.A., Nelson, T.A., Coops, N.C., 2015. Spatial data, analysis approaches, and information needs for spatial ecosystem service assessments: a review. GISci. Remote Sens. 52, 344–373. http://dx.doi.org/10.1080/15481603.2015.1033809.

Bagstad, K.J., Villa, F., Batker, D., Harrison-Cox, J., Voigt, B., Johnson, G.W., 2014. From theoretical to actual ecosystem services: mapping beneficiaries and spatial flows in ecosystem service assessments. Ecol. Soc. 19. http://dx.doi.org/10.5751/es-06523-190264.

Baral, H., Keenan, R.J., Fox, J.C., Stork, N.E., Kasel, S., 2013. Spatial assessment of ecosystem goods and services in complex production landscapes: a case study from south-eastern Australia. Ecol. Complex 13, 35–45. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2012.11.001.

Belkind, L., 2013. The Negotiated Urbanism of Grand Paris Express. Metropolitics.

Björklund, J., Limburg, K.E., Rydberg, T., 1999. Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystem services: an example from Sweden. Ecol. Econ. 29, 269–291. http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00014-2.

Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecol. Indic. Challenges of sustaining Nat. Cap. Ecosys. Serv. Quantif. Modell. Valuat. Account. 21, 17–29. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019.

Burkhard, B., Müller, A., Müller, F., Grescho, V., Anh, Q., Arida, G., Bustamante (Jappan), J.V., Van Chien, H., Heong, K.L., Escalada, M., Marquez, L., Thanh Truong, D., Villareal, (Bong), S., Settele, J., 2015. Land cover-based ecosystem service assessment of irrigated rice cropping systems in southeast Asia–An explorative study. Ecosyst. Serv 14, 76–87. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.05.005.

Casado-Arzuaga, I., Onaindia, M., Madariaga, I., Verburg, P.H., 2013. Mapping recreation and aesthetic value of ecosystems in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning. Landsc. Ecol. 29, 1393–1405. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-013-9945-2.

Couch, C., Leontidou, L., Petschel-Held, G. (Eds.), 2007. Urban Sprawl in Europe: Landscapes, Land-Use Change & Policy. Blackwell Publishing Ltd, Oxford.

Crossman, N.D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemen, L., Petz, K., Palomo, I., Drakou, E.G., Martín-Lopez, B., McPhearson, T., Boyanova, K., Alkemade, R., Egoh, B., Dunbar, M.B., Maes, J., 2013. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. Ecosyst. Serv. Spec. Issue Mapp. Modell. Ecosys. Serv. 4, 4—14. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.001.

Crouzat, E., Mouchet, M., Turkelboom, F., Byczek, C., Meersmans, J., Berger, F., Verkerk, P.J., Lavorel, S., 2015. Assessing bundles of ecosystem services from regional to landscape scale: insights from the French Alps. J. Appl. Ecol. 52, 1145–1155. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12502.

de Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecol. Econ. 41, 393–408. http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7.

Derkzen, M.L., van Teeffelen, A.J.A., Verburg, P.H., 2015. Quantifying urban ecosystem services based on high-resolution data of urban green space: an assessment for Rotterdam, the Netherlands. J. Appl. Ecol. 52, 1020–1032. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12469.

Díaz, S., Lavorel, S., Bello de, F., Quétier, F., Grigulis, K., Robson, T.M., 2007. Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. Proc. Natl. Acad. Sci. 104, 20684–20689. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0704716104.

Dimitriadou, E., Dolničar, S., Weingessel, A., 2002. An examination of indexes for determining the number of clusters in binary data sets. Psychometrika 67, 137–159. http://dx.doi.org/10.1007/BF02294713.

Egoh, B., Drakou, E.G., Dunbar, M.B., Maes, J., Willemen, L., 2012. Indicators for Mapping Ecosystem Services: A Review (Publications Office of the European Union No. EUR 25456 EN). European Commission. Joint Research Centre, Luxembourg.

Eigenbrod, F., Armsworth, P.R., Anderson, B.J., Heinemeyer, A., Gillings, S., Roy, D.B., Thomas, C.D., Gaston, K.J., 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. J. Appl. Ecol. 47, 377–385. http://dx.doi.org/10.1111/j. 1365–2664.2010.01777. x.

European commission, 2013. Green Infrastructure (GI) — Enhancing Europe's Natural Capital. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions (No. SWD 155 Final). (Brussels).

Ferreira, L., Azuelos, L., Bertran, A., Culat, A., Détrée, J., Fernez, T., Lafon, P., Menard, O., 2015. Conservatoire botanique national du Bassin parisien. Inventaire Et Cartographie Des végétations Naturelles Et Semi-naturelles En Île-de-France. Rapport Final De Synthèse (2008–2014). Muséum national d'Histoire naturelle, délégation Île-de-France.

Gómez-Baggethun, E., Barton, D.N., 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. Ecol. Econ. Sustainable Urbanisation: A Resilient Future 86, 235–245. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019.

Gallez, C., 2014. Contrats de développement territorial in the Grand Paris project: towards negotiated networked development? Town Plan. Rev. 85, 273–286. http://dx.doi.org/10.3828/tpr.2014.17.

Godron, M., 2012. ed. Ecologie Et évolution Du Monde Vivant l'échelle Crée Le Phénomène Vol. 2 L'Harmattan, Paris.

Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgström, S., Breuste, J., Gomez-Baggethun, E., Gren, Å., Hamstead, Z., Hansen, R., Kabisch, N., Kremer, P., Langemeyer, J., Rall, E.L., McPhearson, T., Pauleit, S., Qureshi, S., Schwarz, N., Voigt, A., Wurster, D., Elmqvist, T., 2014. A quantitative review of urban ecosystem service assessments: concepts, models, and implementation. AMBIO 43, 413–433. http://dx.doi.org/10.1007/s13280-014-0504-0.

Hennig, C., Meila, M., Murtagh, F., Rocci, R. (Eds.), 2015. Handbook of Cluster Analysis. CRC Press.

Hoggart, K. (Ed.), 2016. The City's Hinterland: Dynamism and Divergence in Europe's

Peri-Urban Territories. Routledge.
Holt, A.R., Mears, M., Maltby, L., Warren, P., 2015. Understanding spatial patterns in the production of multiple urban ecosystem services. Ecosyst. Serv. 16, 33–46. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.08.007.
Homolová, L., Schaepman, M.E., Lamarque, P., Clevers, J.G.P.W., de Bello, F., Thuiller, W., Lavorel, S., 2014. Comparison of remote sensing and plant trait-based modelling to predict ecosystem services in subalpine grasslands. Ecosphere 5, art100. http://dx.doi.org/10.1890/es13-00393.1.
Huang, S.-L., Chen, Y.-H., Kuo, F.-Y., Wang, S.-H., 2011. Emergy-based evaluation of peri-urban ecosystem services. Ecol. Complex 8, 38–50. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2010.12.002.
Kaufman, L., Rousseeuw, P.J., 2009. Finding Groups in Data: An Introduction to Cluster Analysis. John Wiley & Sons.
Kent, M., 2012. Vegetation description and data analysis: a practical approach. Wiley-Blackwell.
La Rosa, D., Spyra, M., Inostroza, L., 2016. Indicators of cultural ecosystem services for urban planning: a review. Ecol. Indic., Developing and Applying Ecosystem Services Indicators in Decision-Support at Various Scales 61, 74–89. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.04.028. (Part 1).
Larondelle, N., Haase, D., 2013. Urban ecosystem services assessment along a rural-urban gradient: a cross-analysis of European cities. Ecol. Indic. 29, 179–190. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.022.
Lavalle, C., Lopes Barbosa, A., Perpina Castillo, C., Vallecillo Rodriguez, S., Jacobs, C., Mari Rivero, I., Vizcaino, M., Vandecasteele, I., Baranzelli, C., Batista Silva, E.F., Zulian, G., Hiederer, R., Aurambout, J., Ribeiro Barranco, R., Arevalo Torres, J., Marin Herrera, M., 2015. LUISA Dynamic Land Functions Catalogue of Indicators – Release I: EU Reference Scenario 2013 LUISA Platform–Updated Configuration 2014 (No. EUR 27675 EN), JRC Technical Reports. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
Lavorel, S., Grigulis, K., Lamarque, P., Colace, M.-P., Garden, D., Girel, J., Pellet, G., Douzet, R., 2011. Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. J. Ecol. 99, 135–147. http://dx.doi.org/10.1111/j. 1365–2745.2010.01753.
Lavorel, S., Bayer, A., Bondeau, A., Lautenbach, S., Ruiz-Frau, A., Schulp, N., Seppelt, R., Verburg, P., van Teeffelen, A., Vannier, C., Arneth, A., Cramer, W., Marba, N., 2017. Pathways to bridge the biophysical realism gap in ecosystem services mapping approaches. Ecol. Indic. 74, 241–260. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.015.
Lehmann, I., Mathey, J., Rößler, S., Bräuer, A., Goldberg, V., 2014. Urban vegetation structure types as a methodological approach for identifying ecosystem services −Application to the analysis of micro-climatic effects. Ecol. Indic. Contemp. Concepts Novel Methods Fostering Indicator-based Approach Urban complexities 42, 58–72. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.036.
Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liquete, C., Vihervaara, P., Schägner, J.P., Grizzetti, B., Drakou, E.G., Notte, A.L., Zulian, G., Bouraoui, F., Paracchini, Luisa, Luisa Paracchini, M., Braat, L., Bidoglio, G., 2012. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. Ecosyst. Serv. 1, 31–39. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.004.
Malinga, R., Gordon, L.J., Jewitt, G., Lindborg, R., 2015. Mapping ecosystem services across scales and continents –a review. Ecosyst. Serv. Best Practices Mapp. Ecosys. Serv. 13, 57–63. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.01.006.
Martínez-Harms, M.J., Balvanera, P., 2012. Methods for mapping ecosystem service supply: a review. Int. J. Biodivers. Sci. Ecosyst. Serv. Manag. 8, 17–25. http://dx.doi.org/10.1080/21513732.2012.663792.
McGregor, D., Simon, D., 2012. The peri-Urban interface: approaches to sustainable natural and human resource use. Routledge.
Milligan, G.W., Cooper, M.C., 1985. An examination of procedures for determining the number of clusters in a data set. Psychometrika 50, 159–179. http://dx.doi.org/10.1007/BF02294245.
Milligan, G.W., Cooper, M.C., 1987. Methodology review: clustering methods. Appl. Psychol. Meas. 11, 329–354. http://dx.doi.org/10.1177/014662168701100401.
Norusis, M., SPSS, I., 2011. IBM SPSS Statistics 19 Statistical Procedures Companion, 1 ed. Addison Wesley, Upper Saddle River, NJ.
Panagos, P., Borrelli, P., Meusburger, K., Alewell, C., Lugato, E., Montanarella, L., 2015. Estimating the soil erosion cover-management factor at the European scale. Land Use Policy 8, 38–50. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.021.
Roussel, F., 2016. Que nous dit la végétation de la cohérence spatiale, biologique et paysagère de la «ceinture verte» de la région Île-de-France? Proj. Paysage.
Schulp, C.J.E., Nabuurs, G.-J., Verburg, P.H., 2008. Future carbon sequestration in Europe–effects of land use change. Agric. Ecosyst. Environ. 127, 251–264. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.04.010.
Schulp, C.J.E., Burkhard, B., Maes, J., Vliet, J.V., Verburg, P.H., 2014a. Uncertainties in ecosystem service maps: a comparison on the european scale. PLoS One 9, e109643. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0109643.
Schulp, C.J.E., Lautenbach, S., Verburg, P.H., 2014b. Quantifying and mapping ecosystem services: demand and supply of pollination in the European Union. Ecol. Indic. 36, 131–141. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.07.014.
Schulp, C.J.E., Thuiller, W., Verburg, P.H., 2014c. Wild food in Europe: a synthesis of knowledge and data of terrestrial wild food as an ecosystem service. Ecol. Econ . 105, 292–305. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.06.018.
Simon, D., 2008. Urban environments: issues on the peri-Urban fringe. Annu. Rev. Environ. Resour. 33, 167–185. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.environ.33.021407.093240.
Sohel, M.S.I., Ahmed Mukul, S., Burkhard, B., 2015. Landscape's capacities to supply ecosystem services in Bangladesh: a mapping assessment for Lawachara National Park. Ecosyst. Serv. 12, 128–135. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.015.
Swift, M.J., Izac, A.-M.N., van Noordwijk, M., 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes–are we asking the right questions? Agric. Ecosyst. Environ. Environ. Serv. Land Use Change: Bridging Gap Between Policy Res. Southeast Asia 104, 113–134. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.013.
United Nations, DESA, 2015. World Urbanization Prospects: The 2014 Revision. Population Division, New York (No. ST/ESA/SER.A/366).
Vallés-Planells, M., Galiana, F., Van Eetvelde, V., 2014. A classification of landscape services to support local landscape planning. Ecol. Soc. 19. http://dx.doi.org/10.5751/es-06251-190144.
Van der Biest, K., Vrebos, D., Staes, J., Boerema, A., Bodí, M.B., Fransen, E., Meire, P., 2015. Evaluation of the accuracy of land-use based ecosystem service assessments for different thematic resolutions. J. Environ. Manage. 156, 41–51. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.03.018.
Vejre, H., Jensen, F.S., Thorsen, B.J., 2010. Demonstrating the importance of intangible ecosystem services from peri-urban landscapes. Ecol. Complex Ecosys. Serv. –Bridging Ecol. Econ. Social Sci. 7, 338–348. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.09.005.
Verhagen, W., Van Teeffelen, A.J., Compagnucci, A.B., Poggio, L., Gimona, A., Verburg, P.H., 2016. Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity: a review of evidence and a case study in Scotland. Landsc. Ecol. 31, 1457b–1479. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-016-0345-2.
Verhagen, W., Kukkala, A.S., Moilanen, A., van Teeffelen, A.J.A., Verburg, P.H., 2017. Use of demand for and spatial flow of ecosystem services to identify priority areas. Conserv. Biol. 31, 860–871. http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12872.

Annexe 3e

Morgane FLEGEAU, Fabien ROUSSEL,
Doctorants en géographie,
Université Paris 13 Sorbonne Paris cité
EA 7338 PLEIADE 99 Avenue Jean Baptiste Clément,
93430 Villetaneuse, France
morgane.flegeau@univ-paris13.fr
fabien.roussel@univ-paris13.fr

La ceinture verte de la Région Île-de-France : discontinuités, mises en valeur et représentations

Introduction

Formalisée à partir des années 1980 par la Région Île-de-France, en référence au concept d'aménagement développé au XX^{e} siècle dans le monde occidental (Amati, 2008), le projet de ceinture verte a eu pour objectif de freiner la progression urbaine de l'agglomération parisienne, particulièrement forte entre les années 1960 et 1970 (Baccaïni et Sémécurbe, 2009). Contrairement à la *green belt* de Londres, emblématique des ceintures vertes au XX^{e} siècle (Alexandre, 2013 et Amati et Yokohari 2006), la ceinture verte francilienne se situe à cheval entre l'urbain et le rural, entre 10 et 30 kilomètres du centre de Paris. La Région Île-de-France a ainsi souhaité donner du sens à un espace hybride, en y formulant un projet de territoire. D'après l'Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Île-de-France (IAU-idf), il y aurait là une « moyenne couronne » qui tirerait son identité des espaces ouverts, libres d'urbanisation (boisés, agricoles ou naturels), qui la composent en majorité et dont le ratio atteindrait 60 % par commune. Intégrée timidement au Schéma Directeur de la Région Île-de-France (SDRIF) de 1994, la ceinture verte francilienne a vu l'éventail de ses fonctions s'élargir au fil du temps (fonctions récréatives, paysagères, écologiques ou participant à la qualité de vie de ses habitants) sans jamais accéder à un statut réglementaire, le mode partenarial entre le niveau local et régional pour l'acquisition d'espaces végétaux ayant été au final privilégié (Laruelle et Legenne, 2005). En réalité, en dépit d'une apparente logique régionale, à une échelle locale, la confusion règne entre les modes d'occupation du sol.

En nous inscrivant dans le champ d'une géographie de l'environnement urbain, nous voudrions ici nous focaliser sur les espaces de « nature » pour éclairer le hiatus qui existe entre la vision institutionnelle et les réalités locales. Le cas francilien de ceinture verte a peu retenu l'attention des géographes. Si certains travaux de chercheurs se sont rapportés à l'espace de la ceinture verte, dans sa dimension agricole (Charvet et Poulot, 2006) ou dans les jeux d'acteurs s'y déroulant (Brédif et Pupin, 2012), ils ne portent pas de regard sur le projet régional ni sur le concept d'aménagement en tant que tel. Son histoire et ses contradictions ont fait l'objet de premiers travaux

(Alexandre, 2013), que nous nous proposons ici de poursuivre sur le terrain, selon le mode exploratoire du transect. Le segment retenu débute aux portes de l'Université Paris 13 à Villetaneuse et se termine sur les bords de l'Oise à Auvers-sur-Oise. La ceinture verte est l'occasion de mettre en lumière les dynamiques spatiales qui touchent les zones de contact entre l'urbain et le rural. Le transect rend possible une analyse originale des arrangements spatiaux dans l'épaisseur de la ceinture, du cœur urbain vers ses marges. Nous mobilisons ici un assemblage de méthodes géographiques : analyse spatiale de terrain, lectures paysagères et entretiens avec les habitants. Cette démarche multicritères a donné lieu à une typologie des espaces végétaux (Roussel, 2016) rencontrés sur le transect.

Après avoir présenté notre terrain, les concepts liés et les méthodes retenues, nous développons une typologie des espaces végétaux dont nous évaluons les modes de mises en valeur anthropique. Pour finir, l'ordonnancement spatial de ces espaces ainsi que leur mise en projets sont discutés.

1. Un cheminement de la ville à la campagne

1.1. Le contact urbain/rural : un champ d'étude majeur de la géographie

1.1.1 Une « profusion de vocabulaire »

La ceinture verte d'Île-de-France invite à réfléchir à la relation entre le rural et l'urbain. Avec la croissance et l'extension spatiale des villes, les limites entre ces deux modes d'occupation de l'espace tendent aujourd'hui à devenir de plus en plus floues et mouvantes. Les termes de ville éclatée, ville diffuse, ou encore ville émiettée (Charmes, 2011), montrent bien le mouvement d'étalement et de fragmentation de la ville et l'intrication de ces deux formes, comme l'indique l'expression de ville-campagne (Donadieu, 2003). Le phénomène d'étalement urbain a entrainé une consommation effrénée de terres en Île-de-France, en particulier de surfaces agricoles. D'après le MOS[1], environ 1 700 ha de terres ont été consommés chaque année entre 1982 et 2012. Malgré l'émergence récente des préoccupations environnementales, les espaces non bâtis aux marges des villes ont été considérés comme des réserves foncières, disponibles pour la construction. Bien que présentant toujours des caractéristiques rurales, ils ne sont ainsi plus situés à l'extérieur des villes mais désormais dans les interstices de l'urbain (Novarina, 2003). La diversité de ces espaces d'entre-deux, tout comme leurs situations, expliquent la difficulté à les qualifier sous un terme unique. Pour reprendre les travaux de M. Poulot, on peut parler d'une « profusion de vocabulaire » (Poulot, 2013). Des chercheurs, parmi lesquels M. Banzo (2013) ou M. Poulot, évoquent pour les désigner, le terme d' « espace ouvert », quand d'autres leur préfèrent celui d'espaces périurbains non bâtis (Banos et Sabatier, 2011), insistant sur leur situation géographique. Le terme d'espace ouvert, utilisé d'abord par les chercheurs

[1] Le MOS (Mode d'occupation des sols) est l'outil de cartographie numérique de l'occupation du sol conçu par l'IAU Île-de-France.

anglo-saxons (Mc Harg, 1980), est celui qui a été retenu par la Région Île-de-France. Il recouvre « l'ensemble des espaces boisés, agricoles et naturels, c'est-à-dire ni bâtis ni imperméabilisés » (Laruelle et Legenne, 2005, p. 8). Ce terme technique possède désormais une forte assise aussi bien chez les chercheurs que chez les acteurs de l'aménagement et du paysage (Banzo, 2011). Cette expression peut être cependant porteuse d'ambiguïtés. Elle ne signifie notamment pas que ces espaces ont un statut d'ouverture au public ou que ce sont des espaces ouverts du point de vue paysager. En conséquence, nous leur avons préféré celui plus neutre et plus concret, d'espace végétal, qui renvoie au rôle que joue la végétation (Roussel, 2016).

1.1.2. Un espace hybride à l'aune des enjeux environnementaux

La Région Île-de-France a formalisé le périmètre de la ceinture verte dès sa création en 1983, afin de donner une cohérence à un espace intermédiaire, dans un contexte de décentralisation. La ceinture verte est constituée à la fois d'un espace urbain dense et d'un périurbain plus rural, mais sous forte influence de l'agglomération centrale. Elle se singularise par sa composition en pleins et en vides, entre bâti et non-bâti (Barbieri, 2002).

Les discours sur la ville compacte en réaction à l'étalement urbain, invitent à questionner la place des espaces non urbanisés dans les marges urbaines. La pression foncière reste forte en Île-de-France[2] mais les collectivités territoriales ont acté ce principe de densité urbaine. Ainsi, le SDRIF de 2013 prévoit, dans son projet spatial, « une extension urbaine contrôlée » (Région Île-de-France, 2013). Par ailleurs, différentes études cherchant à qualifier les transformations du périurbain ont montré un intérêt renouvelé de la part des habitants pour les espaces végétaux (Banos et Sabatier, 2011). Dans l'espace périurbain, ils constituent un véritable cadre de vie pour ces populations, qu'elles valorisent et revendiquent (Poulot, 2013). C'est pourquoi la Région Île-de-France a proposé l'idée que la ceinture verte puisse être un élément de valorisation de ce territoire périurbain (Laruelle et Legenne, 2005). En Île-de-France, la qualité des sols agricoles et la demande croissante pour des modes de production plus respectueux de l'environnement invite en outre à la préservation des espaces agricoles.

Les territoires couverts par la ceinture verte sont également concernés par le projet métropolitain du Grand Paris. Les dynamiques métropolitaines à l'œuvre renforcent encore les enjeux autour des espaces non bâtis et donc l'intérêt porté aux marges de l'agglomération. La pression sur ces espaces se révèle notamment au travers du métro du Grand Paris et des grands projets urbains comme celui d'Europacity sur la commune de Gonesse (Val d'Oise) ou de celui de Paris-Saclay (Essonne), projets qui sont inscrits au moins pour partie sur le territoire de la ceinture verte.

Approcher ces questions par le prisme d'un espace hybride, celui de la ceinture verte, composée d'espaces agricoles, forestiers ou naturels, mais sous influence urbaine, permet d'examiner les interactions entre urbain et rural à la lisière des agglomérations.

---

[2] En 2011, 12 % des superficies consommées par l'urbanisation en Île-de-France ont lieu en ceinture verte (IAURIF, 2012).

1.2. Un transect à travers la ceinture verte de la région Île-de-France

Le transect que nous avons retenu pour cet article part de l'Université Paris 13, située dans un tissu urbain dense, et se termine sur les bords de l'Oise, aux portes du Parc naturel régional du Vexin, quant à lui caractérisé par sa forte dimension rurale. Sa longueur permet d'étudier une diversité de configurations entre espaces urbains et végétaux. Surtout, il couvre en totalité l'épaisseur de la ceinture verte (Figure 1).

ILLUSTRATION 1

Figure n°1 : La ceinture verte d'Île-de-France et le transect retenu.

L'identification des espaces végétaux s'est appuyée sur quatre critères : l'organisation spatiale, le paysage, les représentations et le statut réglementaire. Pour y parvenir, quatre étapes ont été élaborées.

La première a consisté en l'analyse et la cartographie d'orthophotographies de 2011 mises à disposition par l'Institut Géographique National (IGN), de 50 cm de résolution, également croisée avec la version 2012 du Mode d'occupation des sols (MOS) de l'IAU de la Région Île-de-France[3]. La seconde étape nous a conduite sur le terrain, munis d'un appareil photographique, pour préciser la nature des paysages propres à chaque espace cartographié. Ce travail nous a permis de collecter des informations complémentaires sur l'ouverture ou la fermeture de ces espaces, leurs caractéristiques botaniques, leur degré de mise en valeur et enfin les fonctions auxquelles ils répondent. A ce stade, une première sélection d'espaces a été réalisée. Une troisième étape a consisté en un travail d'enquête auprès des habitants de manière à approcher les perceptions et représentations sous un angle qualitatif. La grille d'entretien élaborée a privilégié des questions en nombre limité et les plus ouvertes possibles afin de laisser les personnes exprimer leurs perceptions. Les thèmes abordés concernaient les pratiques, l'accessibilité, la perception des lieux et de leurs fonctions, la perception des modes d'intervention et d'entretien, le rapport ville/campagne ainsi que la ceinture verte. Nous avons constitué un échantillon de 13 entretiens le long du parcours. Enfin, les espaces retenus ont été confrontés à leur statut réglementaire dans les Plans locaux d'Urbanisme et l'ensemble du transect aux préconisations du SDRIF et du Schéma Régional de Cohérence Écologique (SRCE).

1.3. De Villetaneuse à Auvers-sur-Oise : un cheminement urbain

Le parcours, orienté sud-est / nord-ouest, est rythmé par plusieurs ensembles. La vallée de Montmorency, forme un couloir entre deux buttes-témoins, celle du Parisis et celle de Montmorency. Elle s'ouvre ensuite sur la vallée de l'Oise. Du point de vue paysager, on remarque l'importance des points de vue sur ce parcours, qui donnent à voir l'agglomération parisienne avec les éléments marquants de la capitale (Tour Effel, bâtiments de la Défense, etc.).

[3] Voir le site internet de l'IAU : http://www.iau-idf.fr/liau-et-vous/cartes-donnees/mode-doccupation-du-sol-mos.html.

Le transect invite à étudier les espaces végétaux le long d'un axe de moins en moins densément urbanisé. Cependant, l'essentiel du territoire traversé est situé au sein de l'unité urbaine de Paris, au sens de l'INSEE[4], chacune des communes prises en compte faisant partie de ce que l'organisme définit comme la banlieue. La figure 2 présente une cartographie des modes d'occupation des sols en quatre sections. Le vocabulaire retenu, en particulier pour la couverture végétale, est celui de la photo-interprétation.

ILLUSTRATION 2

Figure n°2 : Cartographie des modes d'occupation du sol du transect étudié (d'après IAU Île-de-France).

Du point de vue de la morphologie urbaine, l'espace étudié peut être découpé en trois sous-ensembles. Le premier (sections 1 et 2) est situé en frange interne de la ceinture verte. Ce sous-ensemble va de la commune de Villetaneuse à celle d'Eaubonne et présente un tissu urbain quasi continu, très dense et hétérogène, mêlant un bâti pavillonnaire et des ensembles d'habitats collectifs avec de grands équipements sportifs, scolaires ou sociaux. Un deuxième sous-ensemble se dégage en poursuivant le cheminement vers l'Oise (section 3). Le tissu urbain y est plus relâché, l'habitat caractérisé par une forte proportion de logements individuels. D'Eaubonne à Taverny, on longe la butte de Montmorency, bien visible dans le paysage avec sa couronne boisée. L'habitat y est relativement cossu, en particulier sur le coteau, comme dans l'ancien village de Saint Prix. Enfin, à partir de la commune de Taverny et ce jusqu'aux bords de l'Oise (section 4), il s'agit d'une toute autre forme d'occupation de l'espace qui porte l'empreinte de l'activité agricole. Des noyaux villageois centraux hérités de l'histoire sont entourés de lotissements, qui sont eux-mêmes au contact direct des espaces en culture. Ces espaces ruraux ont connu une forte urbanisation dans les années 1990, en particulier avec la construction de zones d'activités, sous l'influence notamment du pôle économique de Cergy-Pontoise (Laruelle et Legenne, 2005). Ce territoire reste fortement marqué par l'influence de l'agglomération au travers notamment des grandes infrastructures routières et ferroviaires qui le traversent : la ligne H du « Transilien » qui relie Paris à Pontoise, l'autoroute A155 et la Francilienne. Ce territoire bascule définitivement dans l'espace rural en quittant Auvers-sur-Oise.

Ce sont donc trois ensembles territoriaux relativement cohérents que nous avons identifiés et qui ont par la suite servi de points de repère à l'identification de types précis d'espaces végétaux.

[4] L'INSEE définit l'unité urbaine selon les critères de continuité du bâti. L'unité urbaine de Paris regroupe 412 communes dont le tissu urbain ne possède pas plus de 200 m entre chaque bâtiment.

2. La ceinture verte : des espaces végétaux anthropisés

2.1. Une typologie des espaces végétaux

Sept types d'espaces végétaux ont été mis en lumière. Ils recoupent des catégories bien identifiées dans le champ de la recherche géographique : les jardins collectifs, les jardins pavillonnaires, les friches buissonnantes et arbustives, la forêt domaniale, les espaces agricoles, les parcs urbains et les bords de rivières aménagés.

2.1.1. Les jardins collectifs

Présents dès le début du cheminement, les jardins collectifs existent sous divers statuts, communal à Montmagny, associatif à Deuil-la-Barre. Ils sont en général de petite superficie. Selon K.-E. Demailly (2014), la surreprésentation de jardins collectifs dans certains secteurs franciliens est due à la présence de friches, d'une vie associative forte et, dans l'ensemble d'un déficit d'espaces verts. Ils participent généralement à une mise en valeur urbaine d'anciennes parcelles maraichères ou de vergers enfrichés. Les jardins collectifs ne sont en général pas accessibles à tous. A Deuil-la-Barre, l'association des jardins du Moutier a passé une convention avec un propriétaire privé et installé une vingtaine de personnes sur de petites parcelles ou chacun cultive fruits, légumes et fleurs selon des logiques variables, entre jardinage de loisir et autoconsommation alimentaire.

Dans cette catégorie, il faut considérer les jardins potagers agglomérés des marges de la plaine agricole de Pierrelaye mais caractérisés par un flou réglementaire, entre parcelles privatives et usages informels.

2.1.2. Les jardins pavillonnaires

Notre cartographie (figure 2) permet de constater que l'habitat de type pavillonnaire avec jardin est prédominant sur le transect parcouru. Le rapport des habitants à leur jardin spécifique dans le mode d'habiter périurbain a été étudié et nuancé par ailleurs, au travers notamment du rôle tant sociétal qu'écologique des haies (Frileux, 2008). Nous avons quant à nous fait le choix de ne pas en approfondir l'étude et de nous focaliser sur les espaces partagés, relevant d'un aménagement public, où peuvent se jouer des rapports d'acteurs, des synergies, des projets contradictoires entre ville, nature et campagne. Si le jardin privé renvoie à d'importants enjeux en matière de préservation de la biodiversité, il est un lieu qui « appartient à l'habitant » et implique donc des logiques propres (Riboulot-Chetrit, 2015).

2.1.3. Les friches

Les vergers et autre parcelles maraichères abandonnées constituent le premier cadre des friches. Les anciens vergers se rencontrent très tôt sur le parcours, dès la sortie du campus de Villetaneuse. Les cerisiers de Montmorency y occupaient une place centrale, aujourd'hui gagnée par les ronces, la clématite, les orties. Cornouillers sanguins, aubépines et sureaux s'y sont aussi fait une place, les érables sycomore et le lierre commencent à poindre. Tous indiquent la reprise végétale spontanée dans un contexte rudéral soumis désormais à des activités humaines non encadrées. Ce

manque de lisibilité agit comme une mise à l'écart qui conduit certains habitants et artisans à y déverser gravats et détritus que le végétal attrape dans sa croissance.

Une friche située à quelques encablures de la forêt de Montmorency sur la commune de Saint Prix est moins soumise aux impératifs et aléas urbains (Lizet, 2010). Les noyers, pommiers et cerisiers sont gagnés par les ronces et les clématites mais sans les artefacts urbains.

De manière plus classique dans un contexte urbain dense, les friches peuvent relever d'autres logiques d'aménagement : espaces résiduels des infrastructures de transport notamment, ou résidus de boisements aujourd'hui enclavés. Ces espaces très difficiles d'accès, soit par leur isolement, soit par la densité du couvert végétal, ne sont pas fréquentés par les habitants. Leur rôle paysager et écologique en particulier n'est pas à sous-estimer néanmoins.

2.1.4. La forêt domaniale de Montmorency

La forêt de Montmorency fait partie des grandes forêts périurbaines de l'agglomération parisienne aux côtés de celles de Saint-Germain, de Notre-Dame, ou encore de Sénart. Elle relève d'une toute autre échelle que les espaces précédemment évoqués.

Son statut foncier et réglementaire ainsi que l'activité sylvicole qui la caractérise, la préservent des pressions urbaines. Le transect en longe les marges méridionales, sur la partie en contact direct avec l'agglomération. Le châtaigner y domine largement accompagné des chênes pédonculés ou sessiles. L'activité sylvicole y est bien visible, ouvrant largement des parcelles à la coupe forestière. Les larges allées de promenades, les parkings, la multitude de sentiers offrent également un espace compatible avec des pratiques récréatives, fortement présentes au sein de cette forêt.

2.1.5. Les espaces agricoles

L'activité agricole apparait sur notre parcours à partir de la commune de Bessancourt, présentant alors deux types de paysage selon que l'on se situe au nord ou au sud du transect. Au nord, l'agglomération parisienne s'efface définitivement. L'activité agricole s'y déploie en fonction d'une topographie nuancée où les boisements occupent le haut des reliefs et l'activité agricole occupe les bas des versants et le fond des vallons, laissant certains versants à des prairies de fauche. Des randonneurs s'y promènent, empruntant les chemins de terre qui en structurent l'espace.

Au sud de notre axe, s'étend la Plaine de Pierrelaye aux caractéristiques topographiques moins marquées. Surtout, cette plaine est prise dans sa totalité au sein de l'agglomération : lignes à haute tension et autoroutes en marquent l'horizon, ensembles pavillonnaires et zones industrielles en délimitent les contours. Quand le nord de la commune renvoie à l'idéal de campagne, sa partie septentrionale reste marquée par la ville. Ancienne zone de déversements des égouts de Paris, la plaine continue de véhiculer une image repoussoir : dépôts sauvages de gravats, boisements morcelés et difficiles d'accès. Ces espaces impensés ont laissé l'opportunité aux gens du voyage de s'y installer.

ILLUSTRATION 3

Figure n°3 : Planche photographique des paysages rencontrés le long du transect parcouru.

2.1.6. Les parcs urbains

Le transect présente un nombre réduit de parcs urbains où les formations végétales sont le fruit d'un aménagement contrôlé. Il s'agit de parcs ouverts sur la ville, équipés de bancs et d'un éclairage public, voire d'aires de jeux pour les enfants comme c'est le cas à Soisy-sous-Montmorency, ou d'équipements sportifs comme le Parc du Luat à Eaubonne. Nous sommes bien ici en présence d'espaces verts au sens de l'aménagement urbain (Mehdi et al., 2012). Les boisements sont contenus voire complétement dégagés et laissent alors la place à de grands arbres au port champêtre, érables ou chênes. Les formations herbacées font quant à elles l'objet de tontes régulières et sont agrémentées de plantations et parterres de fleurs, les chemins sont larges et revêtus. Ce type d'espaces végétal peut aussi être lié à un patrimoine bâti ancien, tels des châteaux dont les terrains ont pu cependant suivre des trajectoires foncières différentes. Utilisés à des fins de services sociaux et donc non accessibles au public (Centre d'accueil pour enfants dans l'ancienne propriété du Duc de Dino à Montmorency), rendus à l'usage public (le parc du château de Méry-sur-Oise), ou même fondus dans de nouveaux projets urbains (Parc du Val Joli à Eaubonne).

2.1.7. Les bords de l'Oise

L'Oise et ses rives constituent un type à part entière tant la rivière correspond à une mise en valeur patrimoniale forte. Comme le rappelle S. Bonin (2007, p. 10) « la valorisation du fleuve en ville prend place effectivement au titre d'un visuel, et d'une symbolique vectrice d'identité ». C'est sur les rives de l'Oise que commence le Parc naturel régional du Vexin et que l'on pénètre sur la commune d'Auvers-sur-Oise, haut lieu de l'histoire de la peinture impressionniste. Les bords de la rivière sont aménagés de manière à accueillir les visiteurs : chemin, tonte des pelouses, bancs etc. A la fréquentation touristique s'ajoutent les pratiques des habitants : promenades, pique-nique ou encore pêche.

2.2. Une mise en fonction contrastée des espaces végétaux

Les types identifiés montrent la diversité des espaces végétaux le long du parcours. Cette diversité s'exprime également au travers du degré d'intervention anthropique dont ils sont l'objet. L'analyse dégage une grille de lecture de ces modes d'intervention qui naviguent entre deux pôles, allant de l'impensé des activités anthropiques jusqu'à l'intégration complète. Entre les deux, on trouve toute une gradation d'interventions humaines. Ce sont les fonctions attribuées aux espaces de nature qui permettent de juger de leur degré d'intégration. Elles sont de plusieurs ordres : récréative, économique, écologique, patrimoniale ou encore touristique.

2.2.1. De l'impensé à la mise en valeur: le parcours différencié des friches en ville

Les friches constituent des poches de respiration dans un milieu urbain dense. Bien que délaissées par l'aménagement du territoire, elles constituent généralement des réserves foncières pour des futurs projets (Janin et Andres, 2008). Une partie de la friche proche de l'Université Paris 13 est classée en zone naturelle et l'autre en zone d'aménagement futur dans le plan de zonage du plan local d'urbanisme de la commune de Villetaneuse. Si les collectivités locales prévoient une utilisation à terme de ces espaces, ils restent très peu pratiqués et souvent ignorés par les habitants. Conséquence de l'absence de fonction attribuée, les friches accueillent parfois des personnes sans domicile fixe. Sur la commune de Deuil-la-Barre, à proximité immédiate des jardins collectifs évoqués plus haut, un homme de nationalité malienne s'est ainsi construit un lieu de vie, pour le moment toléré par la mairie, composé d'un chapiteau, fait de matériaux plastiques de récupération et d'assemblages de terre et de branchages, et autour duquel il cultive des légumes, élève des poules et s'est creusé un puits. Ces pratiques marginales ont évoqué la notion de « quart-espace » aux institutions régionales (Huart, 2010).

Certains des espaces enfrichés de l'agglomération ont fait l'objet d'une valorisation récente. Leur évolution vers des espaces intégrés fait état d'un « remplissage » des vides à l'échelle du territoire. Les vergers de Saint Prix, où l'intervention humaine avait été très limitée depuis quelques décennies, ont été mis en valeur par des acteurs locaux et départementaux. La commune de Saint Prix a classé cet espace non constructible dans son Plan d'Occupation des Sols (POS) dès 1993, au titre de la préservation de la biodiversité. L'entretien et la gestion du site restent très limités afin de favoriser la richesse de la faune et de la flore locale. La revalorisation se fait également sur le plan patrimonial puisque l'on cherche à conserver les anciens vergers, typiques de l'ancienne ceinture maraîchère de Paris.

Les jardins collectifs ont connu un fort engouement à partir des années 2000 en Île-de-France (Demailly, 2014). Ce type d'espaces répond à un nombre de fonctions accrues. Le besoin de nature et la demande de paysage sont les premiers éléments évoqués lors des enquêtes. Un locataire d'une parcelle à Deuil-la-Barre interrogé témoigne en ce sens : « ça me ramène à la terre ». Ces jardins agissent pour leurs occupants comme des poches de bien être, hors de la ville, autour de leurs pratiques agricoles amateurs. « J'ai besoin de la nature » exprime cet habitant. La dimension sociale est aussi primordiale, et participent de leur appropriation. Les jardins collectifs contribuent au cadre de vie dans un contexte urbain dense (Reyburn, 2002). Il s'agit bien d'une pratique urbaine de jardinage, et non d'une véritable culture de subsistance.

2.2.2. Une intégration forte et des pratiques urbaines : les espaces récréatifs

Viennent ensuite les espaces à l'intégration ancienne que sont les forêts domaniales et les parcs urbains. Ils peuvent allier à la fonction récréative une fonction patrimoniale comme c'est le cas du parc de Méry-sur-Oise. Les bords de l'Oise entrent aussi dans cette même catégorie. La forêt de Montmorency est également très fortement valorisée pour les activités de loisirs. Un jeune homme habitant de la vallée identifie la forêt ainsi : « c'est mon fief ». Il souligne tout à la fois la qualité de l'entretien et l'aspect

« sauvage » de la forêt. La très forte fréquentation de la forêt notamment pendant les week-ends pousse certains à s'écarter des chemins jugés trop pratiqués. D'autres y voient à l'inverse une occasion de sociabilité. La forêt agit pour les deux comme un point focal fort dans un contexte quotidien urbain. Elle est par ailleurs utilisée pour des activités économiques. La promenade du chien semble être un des premiers prétextes de sortie en forêt ou bien dans les parcs parmi les personnes rencontrées au cours de notre campagne de terrain.

2.2.3. Les espaces agricoles : un cas particulier ?

Les espaces agricoles possèdent un statut ambivalent. Ils représentent une activité économique de production alimentaire, qui permet également d'entretenir les paysages. Certains habitants en sont conscients, tel cet enquêté rencontré à Bessancourt : « L'agriculture entretient le paysage ; s'il n'y avait pas de cultures, ce serait le maquis ». De plus, lorsqu'ils répondent au « désir de campagne » identifié par P. Donadieu et qu'ils paraissent agréables, ils sont fréquentés par des randonneurs (Donadieu, 2003). Nos enquêtes identifient le Vexin comme le territoire où débute la campagne et l'Oise en marque la limite. C'est le cas pour cette femme rencontrée à Saint Prix mais aussi pour deux autres interviewés rencontrés en forêt de Montmorency. A la question du commencement de la campagne, l'un pense sans hésitation au Vexin, « une route départementale, un village, des champs, un peu de forêt » constituant sa vision du monde rural. D'autre part, la présence d'AMAP et de producteurs pratiquant la vente directe dans notre secteur d'étude, comme dans toute la ceinture verte, montre que ce territoire est concerné par la valorisation d'une agriculture de proximité, en particulier par des citadins (Poulot, 2012). Ces deux aspects sont représentatifs du regain d'intérêt pour ce type d'espaces par le biais de nouvelles fonctions.

Les espaces agricoles restent toutefois fragiles face à la progression de l'urbain. Fournir des surfaces disponibles pour la construction constituerait alors une fonction par défaut. Dans la carte de destination du SDRIF de 2013, les pastilles d'urbanisation correspondant aux secteurs d'urbanisation préférentielle sont ainsi disposées sur les franges de la plaine de Pierrelaye. Cet espace présente une situation singulière. La plaine agricole de Pierrelaye illustre le passage de l'intégration, économique, à la marginalité. Un habitant à la retraite d'un pavillon mitoyen de la plaine avoue ne pas s'aventurer plus loin que ne le nécessite la sortie de son chien. « On a une plaine qui est dégeulasse » synthétise sans détour sa pensée. L'image très négative de la plaine a participé à la constitution d'un projet de forêt par les élus locaux[5]. Inscrit dans le projet métropolitain comme la future forêt du Grand Paris, l'exemple de la plaine de Pierrelaye illustre la volonté des acteurs locaux et régionaux d'en changer la vocation et de faire participer ce territoire au fonctionnement de la métropole.

[5] Entretien avec M. Vallade, maire de Pierrelaye (juin 2015).

3. La ceinture verte d'île de France : des espaces végétaux en ordre dispersé

3.1. Diffusion, fragmentation, comblement

L'hétérogénéité spatiale et paysagère est liée à la dynamique de l'étalement urbain dans le temps, qui a conduit la ceinture verte à subir un triple phénomène de *diffusion de l'urbanisation*, de *fragmentation des espaces végétaux* et de *comblement des zones en creux*.

Le territoire couvert par le transect connaît une mise en valeur anthropique ancienne autour de vieux bourgs comme en atteste la carte de Cassini, datée de la fin du XVIII^{e} siècle. L'emprise forestière s'est par exemple très peu déplacée depuis lors. Nous avons focalisé notre attention sur les évolutions survenues entre la fin des années 1970, date à laquelle le projet de ceinture verte émerge, en 1995, point d'orgue de la politique régionale de ceinture verte avec le « Plan vert » et en 2011, dernière donnée spatiale disponible.

ILLUSTRATION 4

Figure n°4 : Carte de l'évolution de l'occupation du sol du transect entre 1978 et 2011. D'après les cartes IGN au 1/100 000^{e} datées de 1978,1995 et 2011.

On voit ainsi les franges agricoles des communes de Bessancourt, Frépillon ou Auvers-sur-Oise régresser sous l'effet de la diffusion urbaine. Les coteaux ouverts de Taverny sont aussi gagnés par l'urbanisation, mais la forêt domaniale de Montmorency joue pleinement son rôle d'espace-tampon. La fragmentation de la ceinture verte s'observe quant à elle entre Frépillon et Bessancourt : dès 1995, la jointure s'opère avec la ville de Méry sur Oise. Enfin, à proximité du cœur urbain, les zones agricoles en creux ont été comblées, à l'image de celles d'Eaubonne, de Deuil la Barre ou de Soisy sous Montmorency.

3.2. Le rôle des échelles dans la perception des agencements spatiaux

Cette hétérogénéité et la manière dont elle s'exprime renvoie par ailleurs à deux échelles distinctes, l'une régionale, l'autre locale. Toutes deux font écho au principe de ceinture verte selon que l'on le considère de façon discontinue (une limite stricte) ou continue (une transition).

L'agencement des grandes entités spatiales (villes, forêts, plaines agricoles) à l'échelle régionale a guidé les aménageurs au moment de faire la proposition d'une ceinture verte au début des années 1980. Elle renvoie à des ensembles paysagers forestiers et agricoles qui délimitent une forme de pourtour circulaire et « vert » à l'agglomération parisienne. De ce point de vue, la forêt de Montmorency, la Plaine de Pierrelaye ou encore le Plateau du Vexin participent de formes de limites strictes à l'urbanisation, sur un mode discontinu. La forêt fonctionne en particulier comme une zone tampon : d'un côté la ville dense, de l'autre, le rural et ses villages. Elle s'appuie en cela sur des caractéristiques topographiques marquées (buttes témoin) qui renforcent cette rupture paysagère. Dans le cas du Vexin, tant la topographie que le classement en Parc naturel régional contribuent à inscrire une discontinuité forte dans l'occupation du sol. Nous l'avons vu dans les

entretiens, ces espaces d'envergure régionale sont des points de repère pour la population. Une personne interviewée en forêt de Montmorency, a pleinement conscience de ce poids régional : « Tous les franciliens ont dans leur coin une forêt qui n'est pas très loin ». Cette parenté fonctionnelle et paysagère avec d'autres grands massifs (Forêt de Saint Germain, Forêt de Sénart, Forêt de Ferrière voire Fontainebleau) s'accompagne toutefois d'un isolement : ces massifs ne sont pas connectés entre eux. Les plaines agricoles qui en marquent l'alternance non plus. Partout l'agglomération s'est insinuée en doigts de gants et partout la ceinture est rompue. Ce qui n'a pas échappé non plus aux personnes enquêtées. Le même interviewé s'interroge devant la proposition d'une ceinture verte : « les relier ça va être compliqué, à part raser quelques villes entre les deux ».

A l'inverse, les espaces végétaux de petite superficie sont isolés dans l'urbain et apparaissent éparpillés sans cohérence aucune. Pourtant, contrairement aux espaces d'envergure régionale et malgré leur disposition en pas japonais, ceux-là semblent réagir davantage à une forme de transition urbaine. C'est en particulier le cas des friches maraichères et des vergers abandonnés. Au début de notre transect, dans l'urbain dense, la mise en place de projets urbains ou paysagers (jardins collectifs ou parcs) semble une condition nécessaire pour ne pas les marginaliser. Lorsque l'on s'éloigne du cœur urbain, la mise à l'écart de ces friches prend davantage des allures de nature sauvage préservée. Les anciens vergers de Saint Prix sont institués comme tels. La proximité de la forêt, le relâchement du tissu urbain les préserve davantage de pratiques marginales. Dans un autre registre, les parcs urbains connaissent une transition similaire : plus on est proche du cœur d'agglomération plus ils sont utilisés par la ville à des fins d'aménagement urbain ou de fonctions sociales. Plus on s'écarte, plus ils sont conservés dans leur dimension paysagère et patrimoniale.

L'ensemble donne finalement l'aspect d'une ceinture hybride, davantage mosaïque d'espaces végétaux d'échelle variable, que ceinture verte homogène et continue.

3.3. Un espace en mal de projet global

La constitution d'un aménagement cohérent et d'un projet global de ceinture verte est freinée par une gouvernance morcelée issue la décentralisation des décisions politiques. La récente décision de rassembler en une seule intercommunalité, la Métropole du Grand Paris, les 124 communes des trois départements de petite couronne et de la ville de Paris, aurait pu être une réponse à ce constat[6] mais le territoire de la ceinture verte reste exclu de ce périmètre, censé à terme pouvoir être gouverné de manière intégrée.

Seuls des projets d'échelle locale, émanant de communes, d'intercommunalité ou d'acteurs privés, répondent pour le moment aux enjeux urbains et environnementaux soulevés par la ceinture verte. Dans certains cas, ces initiatives sont partagées avec les départements ou des agences d'Etat ou sous tutelle de l'Etat (ONF, SAFER etc.). Le site des

[6] Loi du 27 janvier 2014 de modernisation de l'action publique territoriale et d'affirmation des métropoles.

vergers de Saint Prix a été classé en Espace naturel sensible d'intérêt local par le département et la commune. Le foisonnement de ces initiatives complètent par petites touches le dispositif, lui même sporadique mis en place par la Région. Ce sont en particulier les Périmètres Régionaux d'Intervention Foncière (PRIF), acquisitions réalisées par l'Agence des espaces verts de la Région, seule manifestation concrète d'une politique régionale de ceinture verte.

Conclusion

Contrairement à ce que pourrait faire penser l'idée d'une ceinture verte, il n'y a dans le cas francilien, ni homogénéité ni véritable gradient spatial à la limite entre ville et campagne. Très ambitieux, le projet de ceinture verte n'a, en définitive, jamais vraiment pris corps dans l'esprit des acteurs franciliens ni sur le terrain. Il se trouve aujourd'hui relégué dans les interstices du SDRIF de 2013, alors même que la notion de trame verte, envisagée à une toute autre échelle et avec d'autres visées, a été largement prise en compte par les acteurs territoriaux (Clergeau et Blanc, 2013). Il n'y a guère qu'à une échelle régionale qu'émergent effectivement de grands ensembles végétaux. A une échelle locale, la nature qui se déploie dans ces espaces de l'entre deux prend en réalité une multitude de formes, entre opérations de renaturation volontaires et impensés des activités humaines, que la ceinture verte ne parvient pas à structurer en raison d'un contexte hybride, entre ville et campagne. La pertinence spatiale de la forme urbaine de l'outil d'aménagement « ceinture verte » est ici soulevée. Le parcours que nous avons suivi nous ramène à l'observation de F. Alexandre et A. Genin qui, bien que s'adressant aux chercheurs, synthétise notre propos sur la difficulté à trouver une cohérence aux espaces végétaux entre ville et campagne : « Nulle part, il n'est une réalité primordiale dont le scientifique devrait tenter de retrouver l'existence, et les lois, derrière le désordre apparent. Tous les phénomènes, à une certaine échelle, sont désordonnés, irréguliers, irréductibles à des formes pures » (Alexandre et Génin, 2008, p. 14).

Sur le plan des modes de vie, les pratiques urbaines tendent quant à elles à s'homogénéiser le long du transect retenu. Ce constat va bien dans le sens du dépassement de l'opposition entre ville et campagne. De nouveaux usages et fonctions tendent ainsi à diversifier le rôle et les valeurs attachées aux espaces végétaux, l'éloignement au centre de l'agglomération entrainant une moindre urgence à définir ces fonctions. Au départ essentiellement support d'activités de loisirs ou d'activités économiques, les espaces végétaux sont aujourd'hui aussi promus pour leur fonction écologique ou patrimoniale (Alexandre, 2013). Il ne reste donc de la ceinture verte francilienne qu'un espace composite où se confrontent et se juxtaposent des modes d'occupation et modalités d'utilisation. Elle est devenue, d'une certaine façon, un espace des possibles pour la prise en compte de la nature, là où l'agglomération parisienne se fragmente dans la couronne agricole qui l'entoure. Notre recherche se poursuit et doit permettre d'affiner la compréhension des enjeux écologiques, paysagers et sociétaux croisés autour des espaces végétaux dans le contexte de la ville durable. Elle a

également pour but de mettre en lumière les jeux d'acteurs et l'organisation paysagère dans un contexte de métropolisation redynamisé par le projet du Grand Paris.

BIBLIOGRAPHIE

Alexandre, F. (2013), « The Role of Vegetation in the Urban Policies of European Cities on the Age of the Sustainable City », *European Spatial Research and Policy,* 20 (2), p. 11–26.

Alexandre, F. et Genin, A. (2008), *Continu et discontinu dans l'espace géographique : actes du colloque tenu à la Maison des sciences de la ville de Tours*, Tours : Presses universitaires François-Rabelais, 442 p.

Amati, M. (2008), *Urban Green Belts in the Twenty-First Century*, Urban Planning and Environment, London: Ashgate, 248 p.

Amati, M. et Yokohari, M. (2006), « Temporal changes and local variations in the functions of London's green belt », *Landscape and Urban Planning,* n°75 (1–2), p. 125-142.

Baccaïni, B. et Sémécurbe, F. (2009). « La croissance périurbaine depuis 45 ans. Extension et densification », *INSEE Première*, n° 1240 (juin), p.1-4.

Banos, V. et Sabatier, B. (2011), « Les espaces périurbains non bâtis en France : entre publicisation « urbaine » et privatisation « rurale » ?», *Articulo*, no. Special issue 3, URL : http://articulo.revues.org/1524.

Banzo, M. (2011), L'espace ouvert pour une nouvelle urbanité, Habilitation à diriger des recherches en géographie, Université Michel de Montaigne - Bordeaux III, 204 p.

Barbieri, N. (2002) "La Ceinture Verte d'Ile-de-France, Quelle Réalité ? Note Rapide Sur Le Bilan Du SDRIF." IAURIF, n° 10, URL : http://www.iauidf.fr/fileadmin/NewEtudes/Etude_306/nr_303_10_la_ceinture_verte.pdf.

Bonin, S. (2007), « Fleuves en ville : enjeux écologiques et projets urbains », *Strates. Matériaux pour la recherche en sciences sociales*, n°13, URL : http://strates.revues.org/5963.

Brédif, H. et Pupin, V. (2012) « Réévaluer La Place de L'agriculture À L'heure Du Grand Paris », *Annales de Géographie*, n°683, p. 43-65.

Charmes, E. (2011), *La ville émiettée. Essai sur la clubbisation de la vie urbaine*, La Ville En Débat, Paris : PUF, 288 p.

Charvet, J.-P. et Poulot, M. (2006) « Conserver des espaces ouverts dans La métropole éclatée : le cas de l'Île-de-France », *Ville et Environnement*, Sedes, Paris, p. 332-369.

Clergeau, P. et Blanc, N. (2013), *Trames vertes urbaines : de la recherche scientifique au projet urbain*, Paris : Éditions Le Moniteur, 339 p.

Demailly, K-E. (2014), « Les jardins partagés franciliens, scènes de participation citoyenne ? », *EchoGéo*, n° 27 (Mars), URL : http://echogeo.revues.org/13702.

Donadieu, P. (2003), « La construction actuelle des villes-campagnes : de l'utopie aux réalités », *Histoire urbaine* 8 (2), p.157.

Frileux, P. (2008), « La haie et le bocage pavillonnaires. Diversité d'un territoire périurbain, entre nature et artifice », *Projets de Paysage*, URL :http://www.projetsdepaysage.fr/fr/la_haie_et_le_bocage_pavillonnaires.

Huart, F. (2010), « L'Île-de-France, une métropole face au *quart-espace*», *Pour* 2/2010, N° 205-206, p. 131-136.

IAURIF (2012), « Les pressions foncières en milieux agricoles et naturels. Exploitation des données SAFER 2000-2011 », URL : http://www.iau-idf.fr/savoir-faire/nos-travaux/edition/les-pressions-foncieres-en-milieux-agricoles-et-naturels.

Janin, C. et Andres, L. (2008), « Les friches : espaces en marge ou marges de manœuvre pour l'aménagement des territoires ? », *Annales de géographie* n° 663 (5), pp. 62-81.

Laruelle, N. et Legenne, C. (2005), « La ceinture verte d'Ile-de-France, un espace de vie à réinventer. Eléments pour un nouveau partage de l'espace périurbain dense »,

Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Ile-de-France (étude), URL : http://www.iau-idf.fr/savoir-faire/nos-travaux/edition/la-ceinture-verte-dile-de-france-un-espace-de-vie-a-reinventer.

Lizet, B. (2010), « Du terrain vague à la friche paysagée », *Ethnologie française* Vol. 40 (4), pp. 597-608.

Mc Harg, I. (1980), "Composer avec la nature", n°58-59, *Cahiers de l'IAURIF*, 184 p. Édition américaine : 1969.

Mehdi, L. et al. (2012), « Évolution de la place du végétal dans la ville, de l'espace vert a la trame verte ». VertigO, volume 12, n° 2 (September). URL : https://vertigo.revues.org/12670.

Novarina, G. (2003), « Ville diffuse et système du vert », *Revue de géographie alpine* 91 (4), pp. 9-17.

Poulot, M. (2013), « Du vert dans le périurbain », *Revue électronique des sciences humaines et sociales*, URL : http://www.espacestemps.net/articles/du-vert-dans-le-periurbain/.

Poulot, M. (2012), « Résurgences paysagères et nouvelles économies agricoles dans le périurbain francilien », *Projets de Paysage*, URL :http://www.projetsdepaysage.fr/fr/résurgences_paysagères_et_nouvelleséconomies_agricoles_dans_le_périurbain_francilien.

Région Île-de-France, *Schéma Directeur de La Région Île-de-France*, 2013.

Reyburn, S. (2002), « Le cadre de vie et les jardins potagers communautaires à Montréal », VertigO, Volume 3, Numéro 2, URL : http://vertigo.revues.org/3794.

Riboulot-Chetrit, M. (2015), « Les jardins privés : de nouveaux espaces clés pour la gestion de la biodiversité dans les agglomérations », Articulo, n° Special issue 6 (Mai), URL : http://articulo.revues.org/2696.

Roussel, F. (2016) « Que nous dit la végétation de la cohérence spatiale, biologique et paysagère de la « ceinture verte » de la région Île-de-France? », Projets de Paysage. URL : http://projetsdepaysage.fr/que_nous_dit_la_vegetation_de_la_coherence_spatiale_biologique_et_paysagere_de_la_ceinture_verte_de_la_region_ile_de_france_ .