



Université Pierre et Marie Curie
Muséum national d'Histoire naturelle

Thèse de doctorat
Spécialité Ecologie

Présentée pour obtenir le grade de Docteur en sciences de l'Université PARIS VI

Equipe d'accueil : Conservatoire botanique national du Bassin parisien
Ecole doctorale : « Diversité du vivant », Paris VI

Diversité végétale en milieu urbain

L'exemple des Hauts-de-Seine

Soutenue le 11 septembre 2006 devant la Commission d'examen
par

Audrey Muratet

Composition du jury

Gérard Arnal	Ingénieur, Muséum national d'Histoire naturelle – Examineur
Jean Broutin	Professeur, Université Paris VI – Co-directeur de Thèse
Philippe Clergeau	Professeur, Université de Rennes – Rapporteur
Nathalie Machon	Professeur, Muséum national d'Histoire naturelle – Examinatrice
Jean-Noël Maleyx	Ingénieur, Conseil Général des Hauts-de-Seine – Examineur
Jacques Moret	Professeur, Muséum national d'Histoire naturelle – Co-directeur de Thèse
Georges Sallé	Professeur, Université Paris VI – Examineur
Don Waller	Professeur, Université du Wisconsin – Rapporteur

Remerciements

En premier lieu, je remercie les professeurs Jean Broutin et Jacques Moret, mes deux co-directeurs de thèse qui m'ont fait confiance et m'ont permis de réaliser cette étude. Merci à Philippe Clergeau et Don Waller d'avoir accepté de juger ce travail. Au sein du Conservatoire botanique national du Bassin Parisien, je remercie chaleureusement Gérard Arnal pour avoir enrichi mon travail de ses conseils précieux au cours des quatre années que j'ai passées à ses côtés et pour m'avoir initiée à la botanique. Je suis reconnaissante à Nathalie Machon pour avoir orienté mon travail de recherche, pour sa disponibilité, son écoute et pour tous ses conseils. Tous mes remerciements vont aussi à mes collègues et amis Sébastien Filoche, Olivier Jupille et Fabrice Perriat qui m'ont aidée à l'identification des plantes et habitats altoséquanais ; à Laurent Poncet et Frédéric Vest qui m'ont apporté leur aide en matière de cartographie et de base de données. Je remercie Gilles Garcia et Raphaël Masini, les jardiniers ainsi que Chantal Griveau pour leur aide dans les études populationnelles et tous mes collègues du conservatoire pour m'avoir à un moment ou à un autre aidée dans ce travail. Merci à Emmanuelle Porcher pour son aide scientifique et pour avoir accepté de prendre de son temps pour les multiples relectures des articles et de cette thèse. Je voudrais également remercier Jean-Noël Maleyx et toute son équipe de la direction de l'aménagement et du développement durable des Hauts-de-Seine, Xavier Devaux, Fabienne Michels, Sébastien Pelhate... qui m'ont fait découvrir le département et m'ont permis d'accéder à certains sites. Je remercie le Conseil Général des Hauts-de-Seine qui a financé cette étude. Merci à Vincent Devictor, Alexandre Robert, Sandrine Pavoine, Frédéric Jiguet, pour leur aide éclairée en statistiques. Merci aux stagiaires qui ont participé aux études de cette thèse, Mélina Sahli, Amélie Sanz, Rémy Chiffley, Yoann Faivre et à toutes les personnes qui m'ont accompagnée sur le terrain altoséquanais: Jean-Claude Abadie, Philippe Bardin, Béatriz Decencièrre, Grégoire Gautier, Bernard Germain, Laure Guillemette, Alain Le Provôt, Sylvie Lladós, Bruno Macé, Alexandra Mélé, Olivier Portail, Elodie Seguin, Jean-Luc Tasset et Philippe Thiebault. Un très grand merci à mon compagnon Jamy Libouton et à mon père Myr Muratet, pour leur soutien de tous les jours et pour les dimanches passés à errer dans les terrains vagues ; à Marie Pellaton pour son soutien graphique et, à Lia Sato et Manuel Joseph pour leur soutien linguistique. Enfin merci à mes amis Morgane, Mathieu, Emilie, Nicolas, Eric, Florence, Julie, Claude, Laetitia, Alex, Bruno, Céline, Djet, pour qui l'impact anthropique sur la Flore altoséquanaise n'a dorénavant plus aucun secret.

Sommaire

I. Introduction	6
A. Pourquoi conserver la biodiversité en ville ?	6
B. Définition de l'écologie urbaine	6
C. Spécificité de l'écologie urbaine	7
1. Impact de l'urbanisation sur la biodiversité	7
2. Particularité de certains processus écologiques en milieu urbain	7
D. Objectif de l'étude	8
 II. Le territoire d'étude et sa flore	 11
A. Les Hauts-de-Seine	11
B. Bilan floristique	13
1. Espèces naturalisées	13
2. Espèces d'intérêt patrimonial	15
 III. Etude de l'écosystème urbain	 20
A. Inventaires des communautés végétales en milieu urbain	20
1. Choix d'une méthode d'échantillonnage	20
2. Description des communautés végétales urbaines	21
3. Répartition des communautés végétales urbaines	22
B. L'indice d'intérêt floristique (IF)	24
C. Impact de l'urbanisation sur l'IF des communautés végétales	26
 IV. Analyse d'une communauté végétale typiquement urbaine	 31
A. Les terrains vagues nitrophiles	31
B. Description des terrains vagues nitrophiles étudiés	32
C. Par quoi est influencé l'intérêt floristique d'une friche?	34
1. Au niveau local	34
2. Impact de l'urbanisation autour de la friche	35
D. Caractérisation des échanges intersites	35
 V. Espèces invasives	 38
A. Qu'est-ce qu'une espèce invasive ?	38
B. Pourquoi étudier les populations d'espèces invasives en milieu urbain ?	38
C. Présentation des trois espèces étudiées	39
1. <i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	39
2. <i>Reynoutria japonica</i> Houtt.	40
3. <i>Solidago canadensis</i> L.	40

D. Habitats associés aux espèces invasives	41
E. Impact des espèces invasives sur la diversité floristique	44
1. Impact sur la richesse spécifique	44
2. Impact sur la rareté	44
3. Impact sur la naturalité	45
4. Impact sur l'intérêt floristique – IF	45
F. Cortège floristique des sites « envahis »	46
G. Invasion : Cause ou conséquence ?	48
 VI. Synthèse et conclusion générale	 50
A. Impact anthropique sur les communautés urbaines	50
1. Fragmentation des habitats	50
2. Destruction des habitats	50
3. Intérêt floristique et impact des structures urbaines	51
4. Invasions	51
5. Homogénéisation biotique	51
B. Pour une gestion raisonnée de la diversité floristique urbaine	52
C. Méthodologie des inventaires floristiques	53
D. Conclusion	55
 Bibliographie	 58
 Annexes	 61
Annexe 1 <i>Characterization and distribution of the floristic diversity in a highly urbanized area. Implications for urban management</i>	62
Annexe 2 <i>Urban structures affect floristic diversity in wastelands</i>	80
Annexe 3 <i>How do invasive plant species alter biodiversity in urban zones?</i>	96
Annexe 4 <i>Optimal periods for vegetal community inventories</i>	104
Annexe 5 <i>Nomenclature du mode d'occupation des sols en 76, 10 et 2 classes (Iaurif, 2003)</i>	119

I. Introduction	6
A. Pourquoi conserver la biodiversité en ville ?	6
B. Définition de l'écologie urbaine	6
C. Spécificité de l'écologie urbaine	7
1. Impact de l'urbanisation sur la biodiversité	7
2. Particularité de certains processus écologiques en milieu urbain	7
D. Objectif de l'étude	8

I. Introduction

A. Pourquoi conserver la biodiversité en ville ?

Redford et Richter (1999) ont montré que la préservation de toutes les composantes de la biodiversité ne pouvait être atteinte que dans des zones de grande surface et non encore altérées par l'homme. La création d'aires protégées a débuté avec le parc de Yellowstone en 1872 et aujourd'hui, celles-ci couvrent 18,8 millions de km² soit 3,6 % de la surface totale de la planète (IUCN 2003). Certes, ces créations représentent une avancée majeure pour la préservation de la biodiversité mais ces zones sont trop rares et trop distantes entre elles pour prévenir la perte d'espèces (Grumbine 1990; Newmark 1995) et il est difficilement envisageable d'améliorer sensiblement cette situation, dans la mesure où la majorité du monde terrestre et aquatique est d'ores et déjà exploitée par les populations humaines. Par conséquent, les aires soumises aux diverses altérations anthropiques doivent être également l'objet d'efforts de conservation des composants et attributs de la biodiversité. La protection de la nature doit s'étendre à toute la planète, y compris les territoires urbains car la totalité du paysage, peuplé ou non peuplé, constitue un système de réseaux par lesquels différents types de biotopes interagissent (Sukopp & Werner 1987; Jongman 1995; Redford & Richter 1999).

La prise de conscience de la crise de la biodiversité depuis la convention de Rio (1992) est devenue un sujet de préoccupation d'une grande majorité de la population en France (IFEN 2002). Les citoyens notamment modifient progressivement leur relation à la nature urbaine spontanée et la considèrent, de plus en plus, comme une part importante de l'environnement urbain (Pysek et al 1995; Sukopp & Weiler 1988). L'un des objectifs de la conservation de la nature en milieu urbain, outre la préservation de la biodiversité, est l'instauration de liens didactiques entre les citoyens et les éléments de la nature qui les entourent (Sukopp & Weiler 1988).

B. Définition de l'écologie urbaine

Le terme « **écologie** », du grec *oikos* (maison) et *logos* (discours), a été introduit par Ernst Haeckel en 1866 pour décrire une branche de la biologie traitant des relations entre les êtres vivants et le monde environnant.

L'épithète « **urbain** », du latin *urbanus*, définit tout ce qui concerne la *ville*. D'après l'Institut national de la statistique et des études économiques (INSEE, 2005), une commune ou une agglomération est qualifiée d'urbaine lorsqu'elle est constituée de plus de 2000 habitants et que la distance entre les diverses habitations (logements, cités, pavillons, toute construction), n'excède pas 200 mètres. Par ailleurs, selon l'United States Census (2000), les aires présentant une densité de population de plus de 620 individus/km² sont considérées comme « urbaines ». Ainsi, les deux premières spécificités d'une aire urbaine seraient d'une part sa forte densité de population humaine et d'autre part sa forte densité de constructions, deux caractéristiques qui ont des conséquences directes sur la dynamique des communautés.

L'**écologie urbaine** est définie en tant que science associant la recherche théorique et la recherche appliquée. Elle est l'étude des facteurs qui influencent, en milieu urbain, l'abondance et la distribution des organismes, les interactions entre ces organismes et leurs relations aux flux d'énergie et de matière. Elle s'attache essentiellement à l'étude des conséquences de l'urbanisation : la pollution de l'eau ; de l'air ; la destruction et la fragmentation des habitats ; l'accélération des extinctions d'espèces ; l'introduction d'espèces exotiques et de matériel génétique (Pakarinen 1994).

C. Spécificité de l'écologie urbaine

1. Impact de l'urbanisation sur la biodiversité

La destruction des habitats, conduisant notamment à leur fragmentation, est la menace la plus forte pour la diversité biologique et la première cause de la crise d'extinction actuelle des espèces (Wilcox & Murphy 1985). Les constructions de l'homme sont la cause majeure de cette fragmentation et de la modification des milieux et leurs conséquences sur la biodiversité sont avérées (Miller & Hobbs 2002). Ainsi, aux Etats-Unis, l'urbanisation a-t-elle été identifiée comme la cause principale du déclin de plus de la moitié des espèces menacées ou en danger (Czech et al 2000). Par ailleurs, une homogénéisation biotique gagne toutes les zones urbaines du globe et la majorité des espèces indigènes qui se maintiennent en milieu urbain sont souvent caractérisées comme étant des espèces communes généralistes, de faible valeur pour la conservation, tout comme le groupe de plus en plus homogène d'espèces introduites qui s'y développent (Miller & Hobbs 2002 ; Hobbs & Mooney 1998). Concernant plus particulièrement la flore, les plantes qualifiées de **typiquement urbaines** semblent être celles qui supportent le mieux d'être piétinées, qui ont le pouvoir germinatif le plus élevé, celles qui ont les plus fortes capacités de dispersion, enfin celles qui exploitent et supportent la plus grande quantité d'engrais azotés et de déchets anthropiques.

2. Particularité de certains processus écologiques en milieu urbain

Une des grandes questions de l'écologie est de comprendre quels sont les facteurs qui contrôlent la composition des communautés et l'abondance des espèces dans ces communautés. Pour un site donné, on considère classiquement que la présence et l'abondance des espèces est potentiellement influencée par :

- (1) La dynamique d'extinction/recolonisation des populations ; cette dynamique est le moteur de la théorie neutraliste de la biodiversité (Hubbell 2001). Les extinctions sont soit le fait des variations aléatoires de l'effectif des espèces (stochasticité), soit liées à des perturbations du milieu (catastrophes). La colonisation d'un site par de nouvelles espèces dépend de la présence, à proximité du site, de populations sources et des capacités/possibilités de migration des différentes espèces.
- (2) Les interactions interspécifiques, aboutissant à l'élimination de certaines espèces notamment par la compétition, la prédation ou la disponibilité en ressources pour les producteurs secondaires.
- (3) Les caractéristiques physicochimiques de l'environnement.

En milieu urbain, ces mêmes processus écologiques semblent généralement agir au même titre que dans les zones naturelles ou rurales (Sukopp & Numata 1995). Toutefois, certains traits spécifiques aux écosystèmes urbains, tels les phénomènes de fragmentation ou les processus d'invasions et d'extinctions, influencent la structure et la dynamique des populations de plantes et d'animaux, l'organisation et les caractéristiques biologiques des communautés et la structure du paysage, de manière différente des écosystèmes naturels (Rebele 1994 ; Trepl 1994). En effet, la nature urbaine peut être observée comme étant le résultat expérimental d'impacts de la présence humaine sur des écosystèmes (McDonnell & Pickett 1990). L'imperméabilisation du sol, le recours aux herbicides, la surfertilisation et l'introduction de plantes exotiques ont rendu l'émergence d'une vie animale et végétale indigène spontanée de plus en plus contrainte dans les zones urbaines (Klaus 2003). Par conséquent, la composition des écosystèmes urbains, à la différence des écosystèmes ruraux ou subnaturels, est le résultat d'une multitude de perturbations qui, collectivement, forment l'impact humain (Sukopp 2004).

D. Objectif de l'étude

L'objectif principal de cette thèse est de **mieux comprendre comment les caractéristiques du milieu urbain affectent les processus écologiques qui sous-tendent la dynamique des communautés végétales urbaines**, afin, à terme, de proposer des mesures efficaces pour préserver la biodiversité en ville.

Nous avons choisi de nous concentrer sur **les communautés de plantes**, car celles-ci se situent à la base de la chaîne alimentaire et sont le support de nombreuses autres formes de vie. Comme elles sont les premières à subir les effets des activités humaines, elles sont un indicateur très sensible des impacts environnementaux (Sukopp & Werner 1983; Godefroid 2001). L'étude de la communauté végétale peut mettre en avant les mécanismes qui mènent localement à l'apparition, au maintien ou à l'érosion de la diversité biologique. De cette manière sont liés les modèles et les processus écologiques (Barbault 1995).

L'aire urbaine est composée d'un ensemble de structures aux formes et aux fonctions variées. Ainsi, l'intensité de la fragmentation et la destruction des habitats de même que les invasions et les extinctions d'espèces ne sont pas homogènes dans tout le milieu urbain. Pour bien comprendre l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité, il est alors indispensable, dans un premier temps de définir l'impact des différents éléments agissant sur les communautés d'êtres vivants pour en déduire ensuite l'effet global. Par conséquent, nous avons choisi de travailler à trois niveaux hiérarchiques différents : **le paysage, la communauté et l'espèce**, pour étudier la répartition des communautés végétales et de la flore qui les compose dans un territoire caractérisé par un fort taux d'urbanisation.

Afin d'étudier les mécanismes contrôlant la dynamique des communautés en milieu urbain, nous avons inventorié la diversité végétale de plus de 1000 sites dans un département fortement urbanisé, les Hauts-de-Seine, et nous avons défini un nouvel indice permettant de quantifier de façon synthétique la diversité floristique grâce à ces données d'inventaires floristiques [Parties II, III et Annexe 1]. En couplant ces informations avec des relevés des caractéristiques physico-chimiques du milieu et des données du mode d'occupation des sols, nous avons pu explorer les questions suivantes :

(1) Quelles sont les communautés végétales présentes dans une zone fortement urbanisée ; abritent-elles des espèces à forte valeur « patrimoniale » ? [Partie II]

(2) Quel est l'impact des structures urbaines environnant un site sur la composition de la communauté végétale qu'il accueille ? [Partie III et Annexes 1 et 2] En effet, l'expansion de l'usage du sol en milieu urbain qui accompagne la croissance de la population humaine a pour conséquence la fragmentation puis la réduction progressive de l'aire moyenne et totale des habitats naturels. Cette fragmentation se traduit par la perte et l'insularisation des habitats naturels, contribuant au déclin de la diversité biologique (Wilcox & Murphy 1985), mais qui peuvent être plus ou moins sévères selon le mode d'occupation des sols : on peut s'attendre par exemple à ce que la présence d'espaces verts, même très entretenus, favorise plus les échanges entre habitats pseudo-naturels qu'une barre d'immeuble.

(3) L'urbanisation étant un phénomène dynamique, la modification régulière et rapide de l'utilisation des sols induit un taux de renouvellement des habitats très élevé : quel est le rôle des processus d'extinction et de recolonisation dans la dynamique des communautés végétales en milieu urbain ? Cette question a été abordée en étudiant plus finement un habitat urbain particulier et assez fréquent : la friche urbaine. [Partie IV et Annexe 2]

(4) La composition des communautés végétales est-elle affectée par les caractéristiques physicochimiques de l'environnement, qui sont très altérées en milieu urbain du fait des activités humaines, telles les constructions, la circulation routière, ou les productions industrielles affectant la qualité de l'air, de l'eau et du sol (Sukopp 2004) ? [Partie IV et Annexe 2] De telles modifications sont en

effet susceptibles de générer une restructuration complète de la végétation et de la flore associée (Shochat et al 2006).

(5) Le développement urbain est susceptible de provoquer également l'élimination d'une part importante de la flore et de la faune locale au profit d'espèces naturalisées cosmopolites. Un tel processus d'homogénéisation biotique, associé parfois à des phénomènes d'invasion, menace le caractère unique des écosystèmes locaux (McKinney 2002). Nous nous sommes donc intéressés à la relation entre la diversité floristique d'un site et la présence d'espèces envahissantes, afin d'explorer le rôle possible des invasions dans la modification de la dynamique des communautés végétales urbaines [Partie V et Annexe 3].

La réflexion issue de l'ensemble de ces travaux nous a mené à proposer des outils d'optimisation des méthodes d'inventaires floristiques standardisés afin d'améliorer leur puissance et leur interprétation sur le plan statistique [Partie VI et Annexe 4].

II. Le territoire d'étude et sa flore	11
A. Les Hauts-de-Seine	11
B. Bilan floristique	13
1. Espèces naturalisées	13
2. Espèces d'intérêt patrimonial	15

II. Le territoire d'étude et sa flore

A. Les Hauts-de-Seine

Situé à l'ouest de Paris, le département des Hauts-de-Seine a été créé en 1968 lors du redécoupage des anciens départements de la Seine et de la Seine-et-Oise. La dénomination « Hauts-de-Seine » traduit la réalité géographique d'un relief et d'un cours d'eau. Les collines du sud-ouest, de Montrouge à Puteaux, en passant par Meudon et Saint-Cloud finissent en plaine à Gennevilliers et obligent le fleuve à un grand détour vers le nord. La Seine dessine un long parcours sinueux de 39 km, semé d'îles, l'île de Puteaux, l'île Saint-Germain, l'île de la Jatte et l'île Seguin. Le centre, très vallonné, est recouvert par 1550 ha de parcelles forestières réparties entre les forêts domaniales de la Malmaison, de Meudon, de Fausses Reposes et de Verrières. Les Hauts-de-Seine sont l'un des départements de France les plus peuplés mais aussi le plus petit après Paris. Ses 36 communes couvrent une superficie totale de 176 km². Aujourd'hui, la densité de population est de plus de 8000 hab./km², alors que la densité nationale est de seulement 95 hab./km² (912 hab./km² pour l'Ile-de-France) (INSEE 1999). La population avoisinant 1,5 million est relativement stable depuis 30 ans (Figure 1).

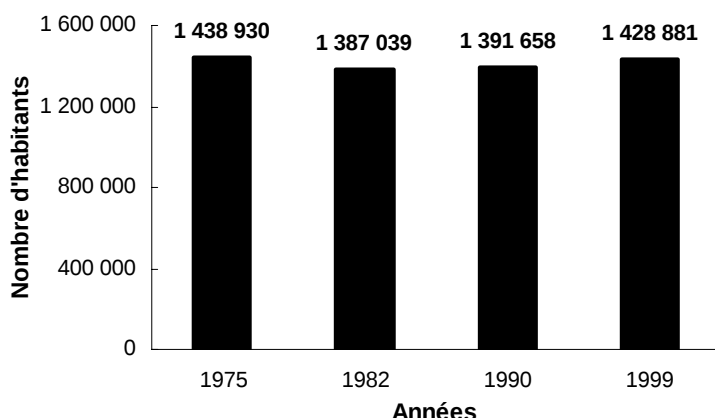


Figure 1
Evolution de la population hautséquanaise entre 1975 et 1999
(INSEE 1999)

Les différents types et degrés d'urbanisation présents sur le territoire d'étude ont été définis à partir du Mode d'Occupation des Sols (MOS). Le MOS, établi par l'IAURIF (Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région Ile-de-France 2003), est issu de photos aériennes interprétées, de fichiers administratifs, de bulletins municipaux et de consultations des communes. Il décrit l'usage du sol des Hauts-de-Seine divisé en 76 classes. Celles-ci ont été regroupées en 10 ou 2 classes majeures (Annexe 5) pour certaines illustrations et analyses. Cette information sur l'occupation des sols a été cartographiée sur des plans au 1/5000^e. L'inventaire MOS est mis à jour tous les 4 ou 5 ans depuis 1982. Leur analyse nous montre, depuis plus de 20 ans, une stagnation de la surface d'éléments bâtis (Figure 2) sur le département des Hauts-de-Seine. L'urbain bâti couvre environ 70 % du territoire.

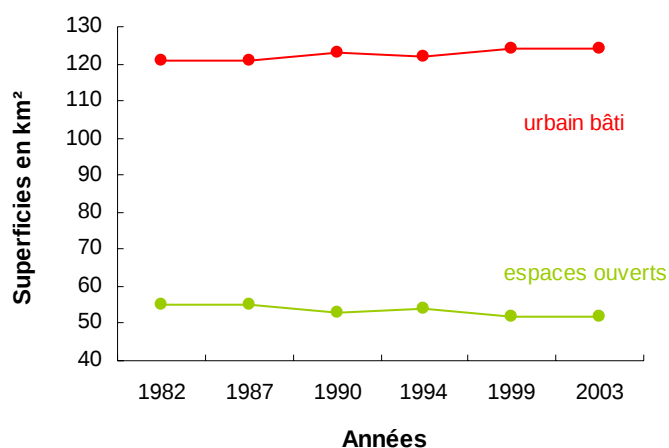


Figure 2
Evolution des surfaces d'urbain bâti et d'espaces ouverts entre 1982 et 2003 (IAURIF 2003).

L'urbanisation ne s'est pas développée de manière homogène sur le département, du fait de sa topographie particulière. A l'ouest et au sud-ouest, les nombreux coteaux et vallons (Figure 3a) sont défavorables à l'urbanisation. Cette partie est donc restée la plus naturelle (Figure 3b). Au nord, à l'est et au sud-est, on observe un secteur urbanisé et industriel avec une densité d'urbanisation qui augmente lorsqu'on s'approche de Paris (Figure 3b).

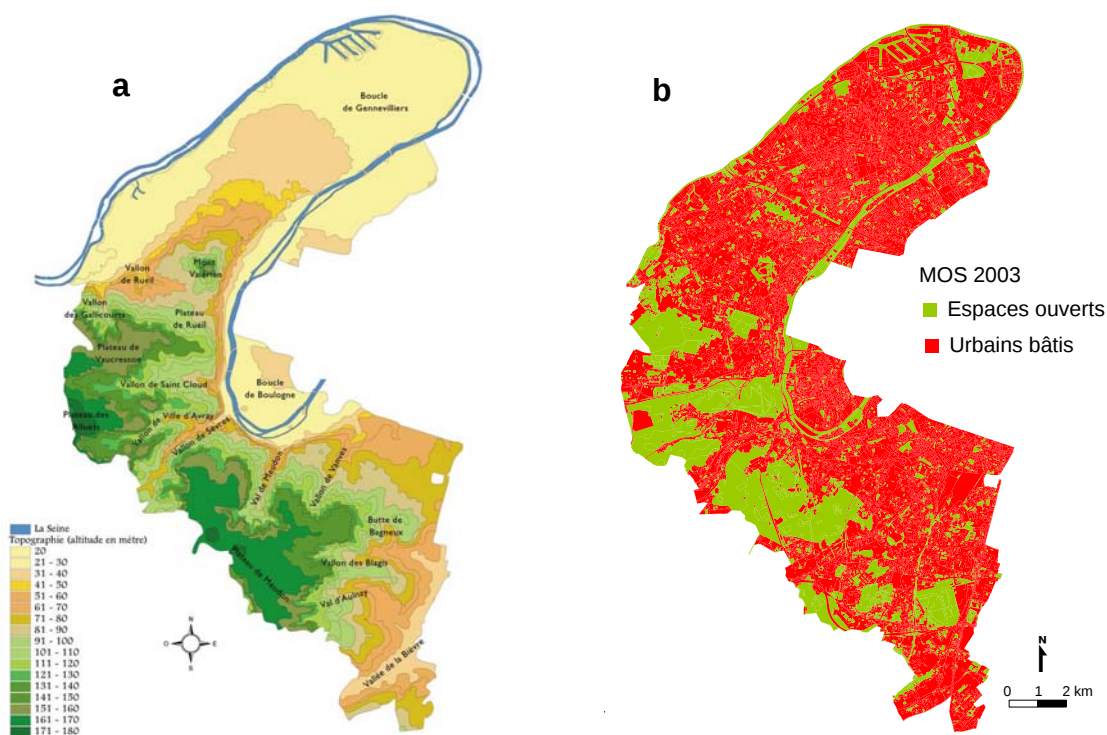


Figure 3
a : Topographie du département des Hauts-de-Seine

b : Répartition de l'urbain bâti et des espaces ouverts sur le département des Hauts-de-Seine (IAURIF 2003).

Ainsi, au vu de ces seules données générales, nous pourrions penser que cette urbanisation est plus ou moins figée depuis 30 ans. Or, si nous examinons plus en détail les données du MOS pour une classe particulière, en prenant comme exemple la classe « terrains vacants et chantiers » (Annexe 5, 10 classes), nous observons qu'un taux de renouvellement important est mis en évidence à chaque mise à jour du MOS (Figure 4). Des grandes surfaces de terrains vacants et de chantiers apparaissent et disparaissent régulièrement et se compensent pour afficher, de fait, une tendance globale atténuée (Figure 4). L'urbanisation est donc très active sur le territoire étudié.

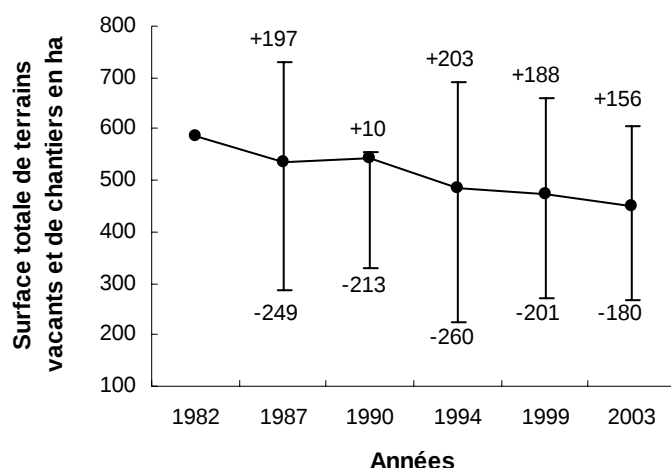


Figure 4
Evolution de la superficie totale des terrains vacants et des chantiers entre 1982 et 2003. Les superficies apparues et disparues à chaque mise à jour sont indiquées respectivement en positif et en négatif sur le graphique (IAURIF 2003).

B. Bilan floristique

Au cours de cette étude nous avons réalisé 1120 inventaires floristiques selon la méthode décrite dans la partie III. Nous avons répertorié 645 espèces de la flore vasculaire sauvage alto-séquanais. Cette flore est caractérisée par une forte proportion d'espèces naturalisées et par une faible proportion d'espèces d'intérêt patrimonial. Ces caractéristiques ne sont pas propres aux Hauts-de-Seine mais aux zones urbanisées en général (McKinney 2002).

1. Espèces naturalisées

Les espèces naturalisées sont des espèces étrangères à la région qui y ont été introduites et qui s'y sont maintenues dans le temps et se comportent aujourd'hui comme des espèces indigènes (Richardson et al 2000).

Sur le territoire des Hauts-de-Seine, 108 espèces naturalisées ont été répertoriées. Le pourcentage d'espèces naturalisées du territoire est comparable à celui de la Seine-Saint-Denis (16,8% contre 14,8 %, Filoche et al. sous presse) mais il est deux fois plus élevé que la moyenne nationale qui est de 9,4 % (Vitousek et al 1996). La situation particulière de ce département situé au cœur de l'agglomération parisienne, avec son réseau complexe de voies terrestres (autoroutes A6, A13, A14, A15 A6 et A86), fluviales (Seine, port de Gennevilliers..) et aériennes (proximité de l'aéroport d'Orly), favorise l'arrivée de nombreuses espèces. Les espèces naturalisées observées sur le département des Hauts-de-Seine appartiennent à des familles mondialement répandues grâce à leur fort pouvoir de dispersion comme les Astéracées, les Brassicacées et les Poacées (Figure 5).

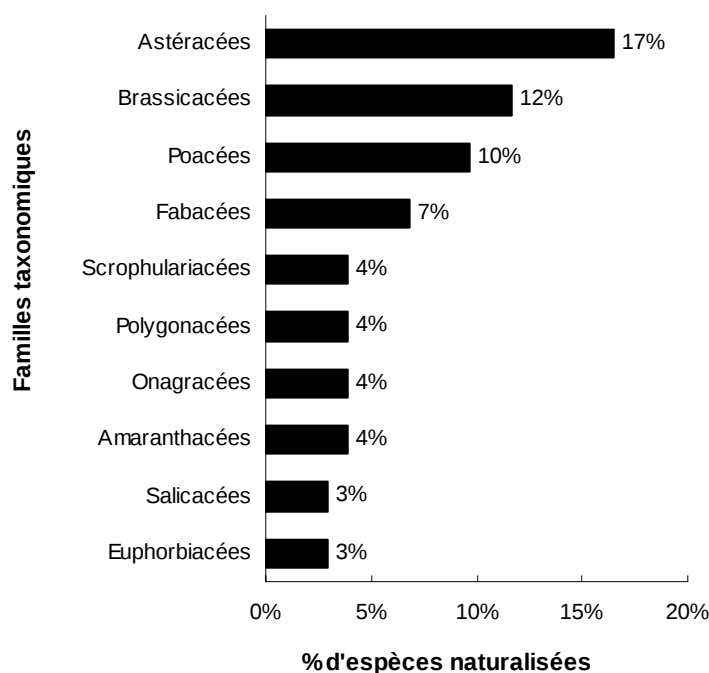


Figure 5
Dix principales familles taxonomiques comportant des espèces naturalisées dans les Hauts-de-Seine. Les 34% d'espèces naturalisées non indiquées sur ce graphique sont représentées par 25 familles.

Ces espèces sont d'origines géographiques très diverses mais elles viennent en grande majorité d'Europe et d'Asie (Figure 6) (Lambinon et al 2004). Leur introduction est plus souvent volontaire (58%) que fortuite. L'ornement constitue le principal facteur d'introduction volontaire de ces espèces (69% des introductions volontaires), viennent ensuite les cultures (21%) et les applications médicinales (10%). Un bon exemple est l'arbre aux papillons, *Buddleja davidii* Franch., originaire de Chine et introduit en France pour l'ornement en 1895 (Müller 2004), il est maintenant l'une des espèces pionnières caractéristiques des groupements végétaux des friches et ormaies rudérales de la région.

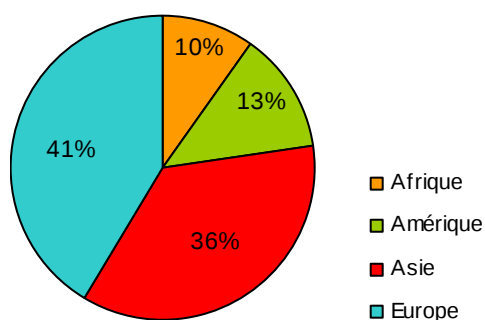


Figure 6
Provenance des espèces naturalisées

2. Espèces d'intérêt patrimonial

La flore urbaine est composée majoritairement d'espèces cosmopolites sans grandes implications pour la conservation de la biodiversité (McKinney 2002) mais elles peuvent jouer un rôle central dans le fonctionnement des écosystèmes urbains. Le tableau 1 présente les espèces protégées au niveau national observées sur le département avant 1960 et non revues depuis lors. Ces données sont issues de la base de données FLORA du conservatoire botanique national du bassin parisien. La majorité de ces espèces se développent dans des habitats naturels rares et menacés comme les marais et les tourbières. Ces milieux ont, aujourd'hui, totalement disparu du territoire d'étude.

Espèces protégées au niveau national et observées dans les Hauts-de-Seine	Dernière date d'observation	Habitat de l'espèce
<i>Anacamptis coriophora</i> (L.) Bateman, Pridgeon & Chase	1884	Prairies oligotrophes, prés de fauche non amendés, un peu humides, neutres ou légèrement basiques
<i>Carex hordeistichos</i> Vill.	1911	Fossés et bords de chemins humides, pâturages dégradés, souvent sur sols argileux et piétinés
<i>Damasonium alisma</i> Mill.	1879	Bords de mares et d'étangs, des marais, des mouillères dans les champs, des chemins dans les landes et dans les forêts très claires, soumises à une période d'exondation
<i>Drosera intermedia</i> Hayne *	1906	Marais tourbeux, mares à Sphaignes, landes humides, sur sols pauvres et gorgés d'eau (tourbe ou anmoor)
<i>Drosera longifolia</i> L.	1911	Marais tourbeux ou tourbières humides
<i>Drosera rotundifolia</i> L.	1954	Marais tourbeux, mares à Sphaignes, landes humides, sur sols pauvres et gorgés d'eau (tourbe ou anmoor)
<i>Gratiola officinalis</i> L.	1861	Prairies humides, inondées l'hiver, fauchées ou pacagées ; Marécages, queues d'étangs, parfois sur les berges des rivières à cours lent
<i>Ranunculus lingua</i> L.	1836	Semi-aquatique des prairies marécageuses et tourbeuses, des bords d'étangs, des bras morts et des rivières à cours lent, des pannes de dunes, des saulaies claires, sur sol neutre ou peu acide
<i>Sisymbrium supinum</i> L.	1879	Dans les sables et les graviers humides, au bord des cours d'eau, des étangs mais aussi au pied de certains éboulis, surtout sur craie
<i>Spiranthes aestivalis</i> (Poir.) Rich.	1726	En milieu humide et faiblement acide, dans les marais, les tourbières, les prairies humides, en bord de petits cours d'eau ou dans les landes à proximité d'étangs

Tableau 1

Espèces protégées au niveau national observées dans le département avant 1960 et non revues après cette date avec leurs habitats associés (Base de données FLORA du Conservatoire botanique national du bassin parisien, 2006).

* L'indigénat de cette espèce est douteux puisqu'elle a été introduite dans le Bois de Meudon en 1906 par Billard (Arnal 1996).

Les perturbations et dégradations importantes des espaces verts en milieu urbain ne nous ont permis d'observer qu'un nombre restreint d'espèces protégées ou déterminantes ZNIEFF lors de nos inventaires.

a) Une espèce protégée au niveau national

La Gagée des champs (*Gagea villosa* (M.Bieb) Sweet) s'observe généralement dans les terrains cultivés, sableux ou rocaillieux, et les vignes. En Ile-de-France cette espèce a souvent été inventoriée

dans les allées de parcs, au pied des arbres, surtout des tilleuls et des Marronniers d'Inde (Arnal 1996). L'espèce a été, ainsi, régulièrement observée dans le domaine national de Saint-Cloud sous des allées de marronniers entre 1861 et 1997. En 2003 et 2004, nous avons retrouvé des populations. Bien qu'elle ait été observée historiquement dans les huit départements de l'Île-de-France, on ne lui connaît aujourd'hui plus qu'une station en dehors du domaine de Saint-Cloud, située dans le parc du château de Saint-Germain en Laye dans les Yvelines. L'espèce est en forte régression et, sur les milliers d'individus observés à Saint-Cloud en 2004, un seul était florifère. L'espèce peu compétitrice, ne peut fleurir que lorsque la terre a été remuée. Aujourd'hui les populations de la Gagée des champs sont menacées par le piétinement et l'étouffement de la pelouse.



Gagea villosa (M.Bieb) Sweet

b) Quatre espèces protégées au niveau régional

La Cardamine impatiente (*Cardamine impatiens* L.) est une espèce d'ombre se développant sur des sols riches en nitrate, le long des cours d'eau dans les bois clairs et frais (Arnal 1996). Sur le département, cette plante annuelle est en expansion sur les berges encore naturelles de la Seine des communes de Puteaux, Issy-les-Moulineaux, Nanterre, Sèvres et Rueil-Malmaison.

La Fougère des marais (*Thelypteris palustris* Schott) est un géophyte rhizomateux qui s'observe dans les tourbières, les roselières tourbeuses et les marais en voie de boisement (Lambinon et al 2004). Cette fougère, représentée par un unique individu, a été répertoriée dans une fissure de berge bétonnée de la Seine à Clichy.

La Cuscuta d'Europe (*Cuscuta europaea* L.) est une espèce parasite annuelle qui se rencontre généralement sur les berges des cours d'eau. Elle a été recensée sur la commune de Villeneuve-la-Garenne dans une friche en bord de Seine. Cette plante ne possède pas de racines et se nourrit par des suçoirs, implantés dans la plante hôte. Sur l'unique station des Hauts-de-Seine dans laquelle elle a été observée, l'espèce parasitait essentiellement l'ortie dioïque, *Urtica dioica*, mais elle peut également parasiter d'autres genres, tels que *Humulus*, *Calystegia*, *Salix*, *Artemisia*, *Tanacetum* et *Galium*.

La Drave des murailles (*Draba muralis* L.) croît dans les rochers frais, les pelouses et les friches. Cette espèce annuelle a été observée à Neuilly-sur-Seine dans une jardinière municipale. Son apparition est probablement accidentelle. Elle pourrait avoir été apportée avec la terre de rempotage.



Cardamine impatiens L.



Thelypteris palustris Schott



Cuscuta europaea L.



Draba muralis L.

c) Quatorze espèces déterminantes ZNIEFF

Les zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF), sont des sites ayant fait l'objet d'un inventaire scientifique national sous l'autorité du Muséum national d'Histoire naturelle pour le compte du ministère de l'écologie et du développement durable et correspondant à une ou plusieurs unités écologiques homogènes. Celles-ci abritent obligatoirement au moins une espèce ou un habitat caractéristique remarquable ou rare, justifiant d'une valeur patrimoniale plus élevée que celle du milieu environnant.

Pour le domaine floristique, la création de ces zones dépend en premier lieu de la présence d'espèces « déterminantes » sur les sites. Il existe trois catégories d'espèces végétales déterminantes ZNIEFF en Ile-de-France qui sont répertoriées dans le guide méthodologique pour la création de ZNIEFF en Ile-de-France (CSRPN & DIREN 2002) :

La catégorie 1 regroupe les espèces déterminantes sans restriction géographique.

La catégorie 2 comprend des espèces soumises à des restrictions géographiques. Ce sont des espèces qui ne sont pas déterminantes dans tous les départements de la grande couronne. Néanmoins, elles le sont toujours dans Paris et la Petite couronne.

La catégorie 3 comprend les espèces des milieux très anthropisés. Leur prise en compte est soumise à des conditions techniques (abondance, fidélité au site).

Nous avons établi une liste des espèces déterminantes ZNIEFF en Ile-de-France observées sur le département (Tableau 2).

Espèces déterminantes ZNIEFF en Ile-de-France	Catégories
<i>Dryopteris affinis</i> (Lowe) Fraser-Jenkins (Dryoptéris écailleuse)	1
<i>Euphorbia dulcis</i> L. subsp. <i>incompta</i> (Ces.) Nyman (Euphorbe douce)	
<i>Fragaria viridis</i> Weston (Fraisier vert)	
<i>Sedum forsterianum</i> Sm. (Orpin de Forster)	
<i>Serratula tinctoria</i> L. (Serratule des teinturiers)	
<i>Ulmus laevis</i> Pallas (<i>Orme lisse</i>)	2
<i>Ceterach officinarum</i> Willd. (Cétérach)	
<i>Chondrilla juncea</i> L. (Chondrille à tige de jonc)	
<i>Fumaria muralis</i> Sond. ex Koch subsp. <i>muralis</i> (Fumeterre des murailles)	3
<i>Heliotropium europaeum</i> L. (Héliotrope d'Europe)	
<i>Lepidium ruderales</i> L. (Passerage des décombres)	
<i>Nepeta cataria</i> L. (Herbe aux chats)	
<i>Salvia verbenaca</i> L. (Sauge fausse-verveine)	
<i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertner (Torilis noueux)	

Tableau 2
Espèces déterminantes ZNIEFF observées sur le département des Hauts-de-Seine entre novembre 2001 et septembre 2005.

III. Etude de l'écosystème urbain	20
A. Inventaires des communautés végétales en milieu urbain	20
1. Choix d'une méthode d'échantillonnage	20
2. Description des communautés végétales urbaines	21
3. Répartition des communautés végétales urbaines	22
B. L'indice d'intérêt floristique (IF)	24
C. Impact de l'urbanisation sur l'IF des communautés végétales	26

III. Etude de l'écosystème urbain

A. Inventaires des communautés végétales en milieu urbain

1. Choix d'une méthode d'échantillonnage

Dans un contexte urbain, les méthodes d'échantillonnage classiques ne sont pas adaptées. La probabilité de sélectionner des zones inaccessibles ou dépourvues de végétation est trop élevée en suivant un échantillonnage systématique (en effectuant des relevés à intervalles réguliers) ou aléatoire (en sélectionnant aléatoirement la position des sites à inventorier) (Hayek & Buzas 1997). Pour cette étude, nous avons visité chacune des mailles d'un carroyage fictif de 1km² couvrant l'ensemble du département en suivant un échantillonnage stratifié selon la méthode définie par Sukopp et Weiler (1988). Ainsi, les surfaces inventoriées dans les différentes communautés végétales sont proportionnelles aux surfaces totales occupées par ces communautés sur le département. Nous avons mis en évidence cette corrélation en utilisant le cadastre vert réalisé pour le Conseil Général des Hauts-de-Seine en 1997 (Dewilde & Lafréchoux 2001) à partir de photos aériennes infrarouges et qui cartographie l'ensemble des « éléments verts » du département. Une régression linéaire nous a permis de montrer que la surface inventoriée dans chaque type d'élément vert était bien significativement corrélée à la surface totale de ceux-ci ($r^2 = 0,66$, $p = 0,0023$, Figure 7).

Les stations choisies selon cette méthode correspondent à une zone occupée par un seul type de communauté végétale. Dans chaque station, un inventaire floristique global de la flore vasculaire sauvage (espèces indigènes et naturalisées) a été effectué. La description des inventaires floristiques est détaillée dans l'article en Annexe 1.

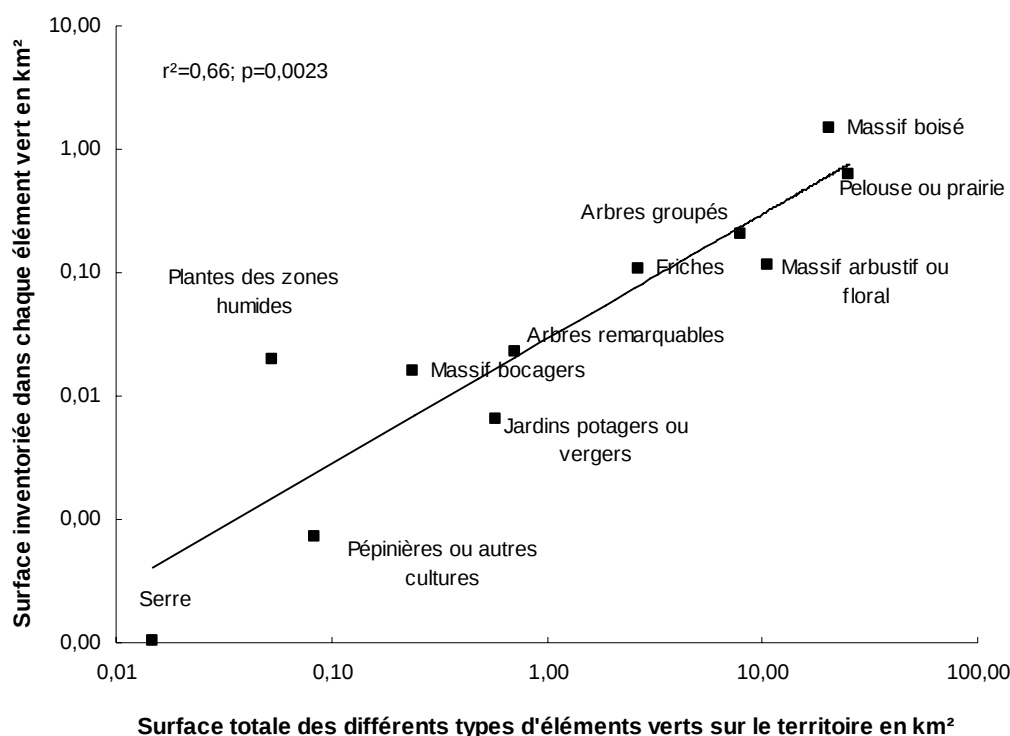


Figure 7
Régression linéaire entre la surface totale occupée par les différents types d'éléments verts et la surface inventoriée dans chacun d'eux. Afin d'obtenir une meilleure lecture des données, les échelles employées en abscisse et en ordonnée sont logarithmiques.

2. Description des communautés végétales urbaines

Les 23 communautés végétales observées lors des inventaires ont été définies à l'aide du Guide des groupements végétaux de la région parisienne (Bournérias et al 2001). Ces communautés ont été regroupées en trois grands types de milieux suivant un gradient d'anthropisation (Tableau 3). Ils sont basés sur les catégories décrites par Westhoff et Werner (1983) et Kendle et Forbes (1997).

Le milieu subnaturel (« relict » nature) est un écosystème influencé par l'homme mais appartenant toujours au même type de formation que le système naturel duquel il dérive. Parmi les milieux subnaturels, on distingue **la chênaie sessiliflore**. Cette forêt claire s'observe sur des sables non calcaires et acides, tels que les sables de Fontainebleau (très présents sur le département), des versants secs des coteaux. **La chênaie charmaie** est une forêt dense sur des sols à humus doux que l'on retrouve sur les limons de plateaux et les coteaux humides. **Les fourrés humides** sont généralement des forêts sur alluvions en bord de Seine dominées par l'Aulne glutineux. **Les roselières** comprennent les scirpaies, phragmitaies et phalaridaies observées essentiellement dans les étangs, répartis çà et là dans les forêts domaniales et autour des retenues d'eau. **La végétation du bord des eaux courantes** s'observe, quant à elle, sur les berges de Seine.

Le milieu intermédiaire (« man-made » nature) est un écosystème dans lequel la flore est largement spontanée mais la structure de la végétation est altérée de telle sorte que cet écosystème a changé de formation.

Parmi les milieux intermédiaires, on distingue **les friches après abandon de culture**, bien représentées sur la commune de Rueil-Malmaison dans laquelle ont été maintenus d'anciens vergers enrichés. **Les friches des voies de communications** couvrent les talus ferroviaires et autoroutiers. **Les haies ornementales** délimitent les maisons individuelles, certains immeubles mais aussi les nombreux jardins et squares des communes alto-séquanaises. **L'ormaie rudérale** est une variante de la chênaie-charmaie dégradée par des apports de déchets ou de remblais. **Les zones de remblais** sont généralement observées dans les chantiers de construction ou de démolition.

Le milieu anthropique (« spontaneous » nature) est un écosystème dépendant totalement de la présence des humains et de leurs constructions (Tableau 3). La flore de ces milieux se développe dans les fissures et interstices des murs, pavés, dalles de cimetières.

Milieux subnaturels	Milieux intermédiaires	Milieux anthropiques
- Chênaie sessiliflore - Chênaie-charmaie - Forêts et fourrés alluviaux ou très humides - Roselières, végétation du bord des eaux dormantes (lacs, étangs, mares) - Végétation aquatique - Végétation du bord des eaux courantes (fleuve, ruisseaux)	- Friche après abandon de culture - Friche des voies de communication, bermes, talus - Jardinières et vasques de cimetières - Lisières, ourlets, manteaux - Ormaie rudérale - Pelouses urbaines - Prairies mésophiles ou hygrophiles de fauche - Haies ornementales - Terrains vagues nitrophiles - Terres rapportées, zones de remblais	- Fissures des rochers et murs - Interstices de pavés, fissures de bitume - Interstices des dalles de cimetières - Lieux irrégulièrement piétinés, secs - Lieux piétinés, accotements, trottoirs et passages herbeux - Pieds d'arbres de rue - Végétation nitrophile du pied des murs

Tableau 3
Les 23 communautés végétales recensées dans les Hauts-de-Seine entre novembre 2001 et septembre 2005.

3. Répartition des communautés végétales urbaines

La forte urbanisation de ce territoire favorise une répartition régulière des milieux intermédiaires et anthropiques sur l'ensemble du département. Les milieux subnaturels, quant à eux, sont localisés dans des zones restreintes à l'ouest et au sud du département (Figure 8a). Comme les milieux intermédiaires sont les plus présents sur le département, les inventaires qui les ont concernés représentent plus de la moitié des inventaires effectués (59%). Les milieux anthropiques et subnaturels représentent respectivement 21% et 20% des stations inventoriées. La fragmentation des habitats occasionnée par l'urbanisation (Hobbs & Mooney 1998 ; Jongman 2002) se répercute à des échelles différentes sur les superficies moyennes des stations des différents milieux en suivant un gradient d'anthropisation (Figure 8b). Ainsi, bien que les efforts d'inventaire, obtenus à partir du nombre de stations inventoriées, pour les milieux subnaturels et anthropiques aient été quasi identiques, la superficie totale échantillonnée dans les milieux anthropiques était bien inférieure (Figure 8c) à celle des milieux subnaturels.

Les résultats concernant chaque communauté végétale sont présentés dans la Figure 2 de l'article présenté en Annexe 1. La pelouse urbaine est la communauté végétale la mieux représentée. Avec près d'un quart du nombre de stations inventoriées dans cette communauté végétale, la pelouse urbaine couvre la plus grande surface du territoire, soit près d'un quart de la superficie totale des stations inventoriées. Elle s'observe dans tous les squares, parcs et jardins du département mais aussi aux pieds des bâtiments administratifs ou d'habitation, sur les golfs, hippodromes et autres terrains de

sports, ainsi que dans certains cimetières etc. C'est un milieu soumis à des perturbations plus ou moins fortes, comme les tontes régulières, les piétinements fréquents ou l'enrichissement par divers engrais ou déjections.

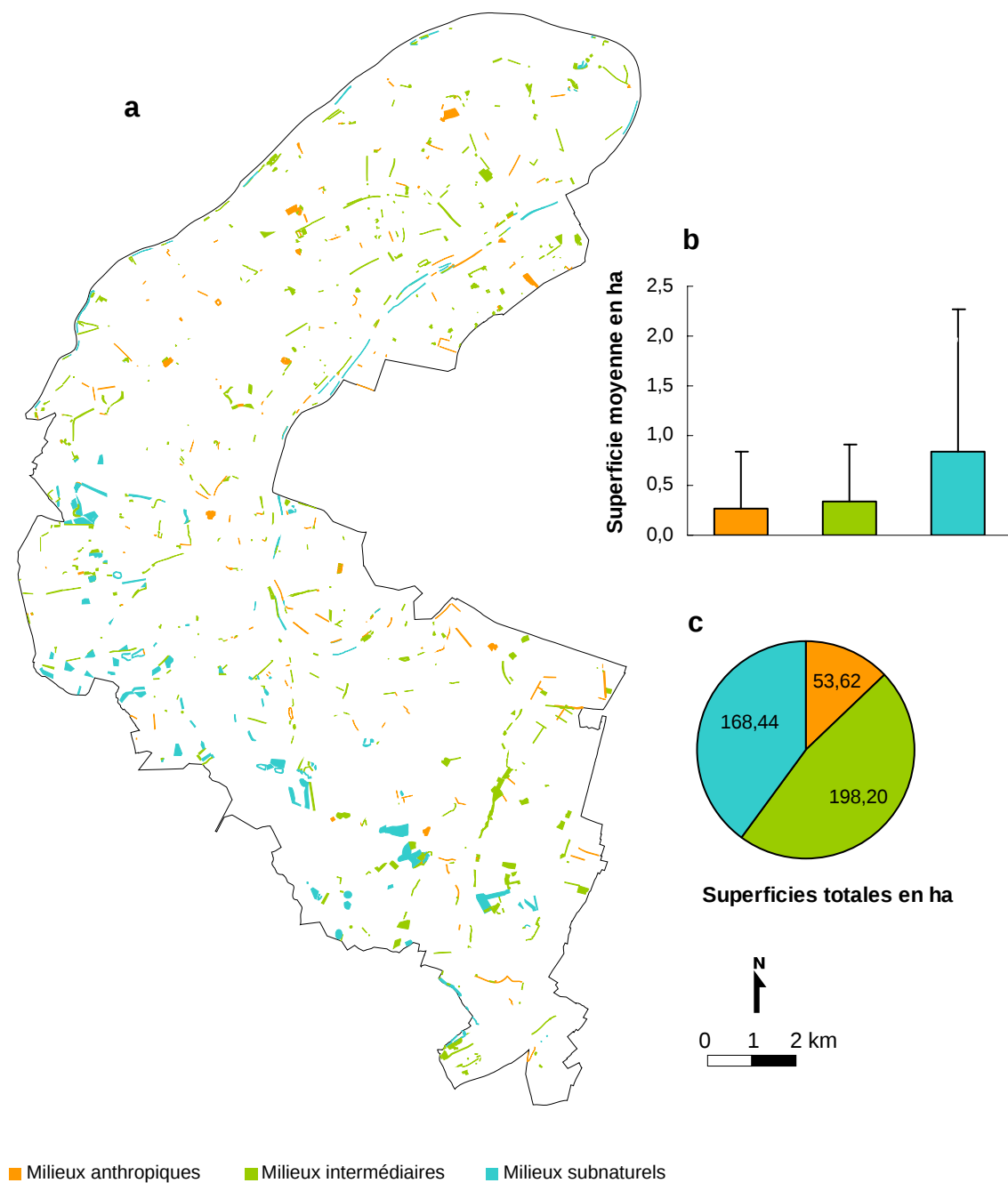


Figure 8
Répartition (a), superficie moyenne (b) et superficie totale (c) des stations des 3 types de milieux sur le département.

B. L'indice d'intérêt floristique (IF)

L'indice d'intérêt floristique, IF, a été élaboré pour permettre d'évaluer de manière simple et objective la diversité floristique quantitative et qualitative des communautés végétales et des stations dans un milieu fortement urbanisé. Il est basé sur quatre paramètres :

La richesse spécifique, *Rich*, correspond au nombre total moyen d'espèces répertoriées dans les stations de chaque communauté.

L'indice de rareté, *Rar*, pour une espèce donnée correspond à la proportion de stations dans lesquelles l'espèce n'a pas été vue. L'indice de rareté d'une communauté végétale correspond à la moyenne des indices de rareté des espèces dans les stations de cette communauté.

La naturalité, *Nat*, des communautés végétales correspond à la proportion d'espèces indigènes, c'est-à-dire le nombre d'espèces indigènes sur le total d'espèces indigènes et naturalisées.

La typicité, *Typic*, correspond à la proportion d'espèces propres à une communauté végétale observée dans ses stations.

Pour ces quatre paramètres, les milieux anthropiques présentent, en moyenne par station, un intérêt moindre que les autres milieux (Figures 9a, b, c et d). La tendance s'inverse pour les milieux subnaturels qui comportent en moyenne des proportions d'espèces typiques (Figure 9c) et rares (Figure 9d) significativement plus élevées que dans les deux autres milieux. Ainsi, d'une façon attendue, le remplacement d'un milieu subnaturel par un milieu anthropique induit une perte importante de diversité floristique à tous les niveaux.

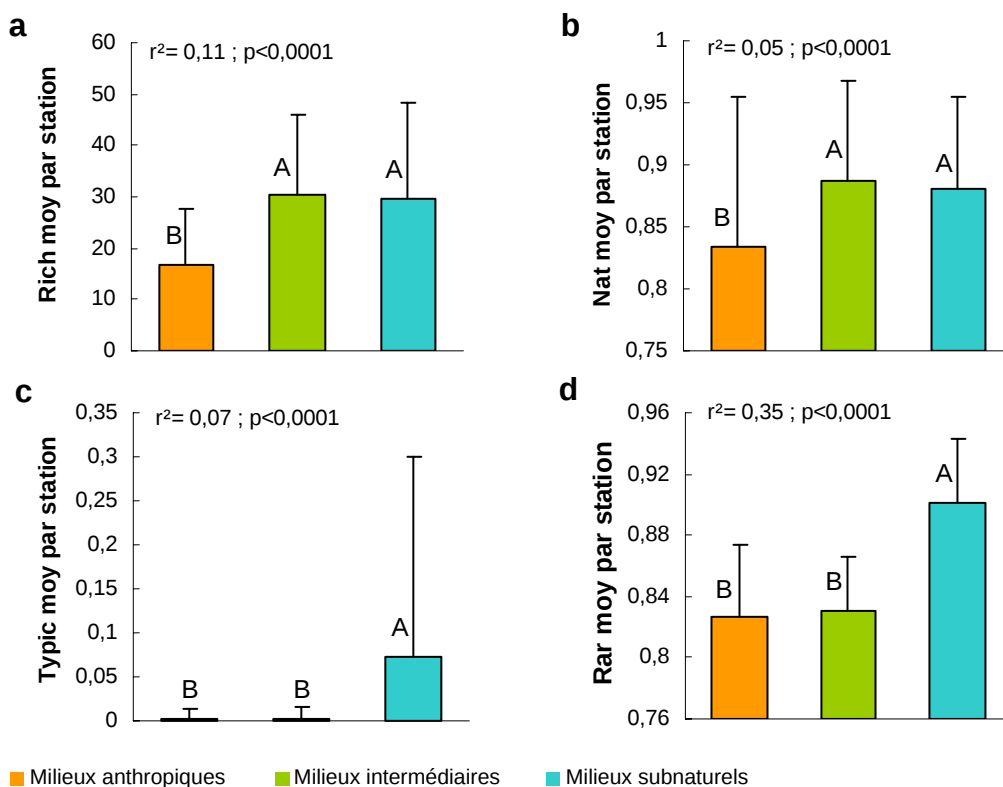


Figure 9
Valeurs moyennes par station de la richesse (a), de la naturalité (b), de la typicité (c) et de la rareté (d) pour les trois types de milieux. Les barres d'erreurs correspondent aux écart-types. Les différences significatives ($p = 0,05$) sont représentées par des lettres différentes au-dessus des histogrammes (test de Tukey).

Les résultats détaillés pour chaque communauté végétale sont présentés et commentés dans l'article en Annexe 1, Figure 3. La répartition des types de communautés végétales est différente selon le facteur étudié. Afin d'obtenir un classement fondé sur l'ensemble de ces données nous avons utilisé l'indice d'intérêt floristique, IF, dont l'équation est la suivante :

$$IF = \frac{1}{4}(Rich/Richmax + Typic/Typicmax + Nat/Natmax + Rar/Rarmax)$$

Les valeurs maximales, *Richmax*, *Typicmax*, *Natmax* et *Rarmax*, ont été définies de manière à donner un poids égal à chaque paramètre. Elles correspondent aux valeurs maximales obtenues pour les quatre indices sur le département à des saisons données, printemps, été et automne. Le total a été divisé par 4 afin que l'indice global varie entre 0 et 1, sachant que les communautés approchant la valeur 1 présentent un fort intérêt floristique.

Les inventaires réalisés en hiver n'ont pas été pris en compte pour les analyses, au vu du trop faible nombre de données recensées en cette saison.

L'IF a été utilisé afin de classer les différentes communautés végétales en fonction de leur participation à la diversité floristique du département des Hauts-de-Seine. La végétation aquatique présente un IF significativement plus élevé que les autres communautés (Figure 10). Cette communauté végétale, pourtant la plus pauvre en espèces, possède un fort intérêt d'un point de vue qualitatif. Les espèces observées dans ce type d'habitat ne peuvent s'observer ailleurs, elles sont rares car leur communauté est peu représentée sur le territoire. Cette communauté comporte également une faible proportion d'espèces naturalisées. Viennent ensuite 12 communautés végétales présentant des IF équivalents, elles sont toutes de milieux intermédiaires et subnaturels (Figure 10). Ces 13 premières communautés sont donc d'un intérêt majeur et participent le plus activement à la biodiversité des Hauts-de-Seine. Dans l'optique de préserver et d'améliorer la diversité végétale, ces communautés devraient être valorisées sur le territoire. Parmi ces 13 communautés, les quatre premières, la végétation aquatique, les fourrés humides, les friches après cultures et les remblais, se retrouvent dans moins de 3 % des stations inventoriées. Puis viennent les pelouses urbaines qui, malgré leur présence importante sur le département, ne présentent qu'un faible intérêt floristique. Enfin, les neuf dernières communautés, essentiellement de milieux anthropiques, présentent le plus faible intérêt.

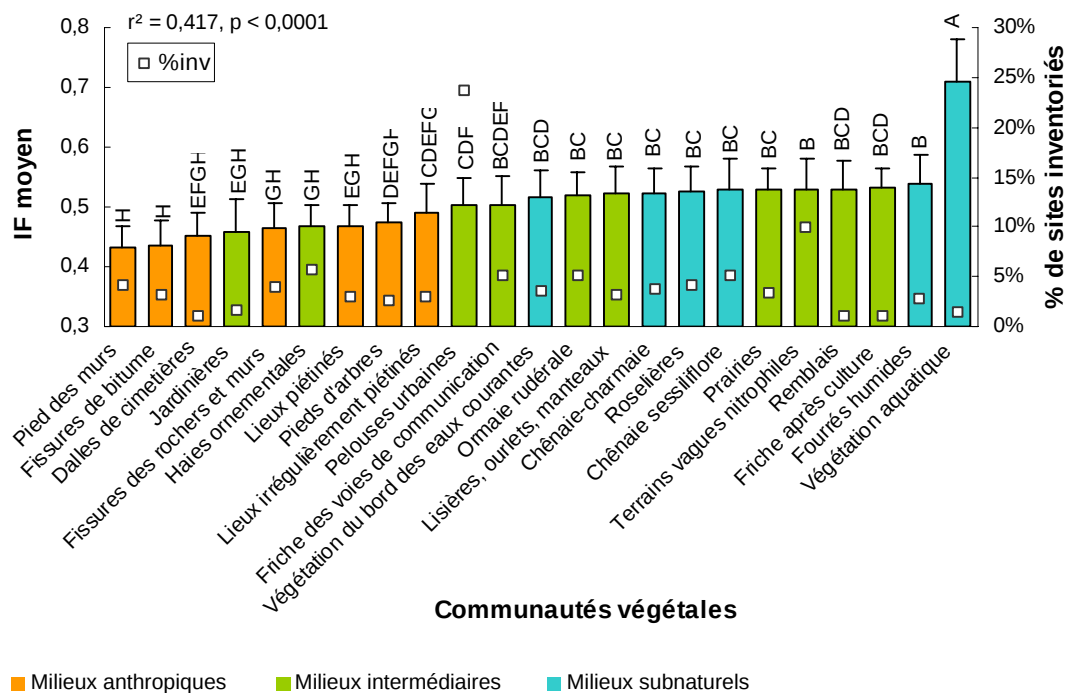


Figure 10
Intérêt floristique des 23 communautés végétales étudiées. Les barres d'erreurs correspondent aux écart-types. Les différences significatives ($p = 0,05$) sont représentées par des lettres différentes au-dessus des histogrammes (test de Tukey). Les carrés blancs correspondent aux pourcentages de sites inventoriés pour chaque communauté végétale.

Ce bilan (Figure 10) est donc un instrument essentiel pour établir un plan de conservation global de la biodiversité sur ce département. L'IF met en évidence l'impact de l'urbanisation sur la biodiversité. En modifiant et en fragmentant les habitats, l'urbanisation conduit à une perte globale d'espèces rares, indigènes et typiques.

Dans le but de préciser et d'affiner ces résultats, nous avons cherché à connaître plus spécifiquement quels types d'urbanisation avaient un impact sur l'IF des stations étudiées.

C. Impact de l'urbanisation sur l'IF des communautés végétales

Le mode d'occupation des sols, MOS, décrit précédemment, nous a permis de caractériser les différents types d'urbanisation présents sur le territoire. Les 76 classes du MOS ont été regroupées en 10 classes (Annexe 5) pour cette étude. A l'aide de cet outil nous avons pu estimer quel type d'urbanisation avait une influence sur l'intérêt floristique d'une station. Le logiciel MapInfo permet de calculer directement la superficie occupée par chaque classe du MOS dans un cercle centré sur chaque station inventoriée et ce dans des rayons que nous avons fait varier entre 100 m et 2 km afin de voir à quelle échelle le MOS a le plus d'effet sur la diversité floristique d'une station.

Nous avons ainsi mis en évidence que le MOS explique le mieux la variance de l'intérêt floristique dans un rayon de 200 mètres. Pour identifier les types d'urbanisation qui agissent sur l'intérêt floristique, nous avons donc relié leurs surfaces existant dans un rayon de 200 mètres autour

de la station avec l'intérêt floristique de cette station (voir exemple Figure 11 et les détails de l'analyse statistique dans l'article en Annexe 1).



Figure 11
Répartition des différentes classes du mode d'occupation
des sols dans un rayon de 200 mètres autour d'une station
(IAURIF 2003).

Les résultats sont présentés sur la Figure 12. Sur l'ensemble des 10 classes du MOS, cinq ont un impact significatif. La présence de milieux aquatiques est le facteur ayant une corrélation positive significativement la plus élevée avec l'IF d'une station. Lorsqu'un site est entouré de logements collectifs formés de grands immeubles, couvrant de grandes surfaces, les échanges de graines et de pollens entre les espaces ouverts pourraient en être empêchés, ce qui expliquerait leur impact négatif. De même, lorsque le site est entouré de logements individuels généralement plus petits et agrémentés de jardins privés, la végétation uniforme et très entretenue que l'on peut y trouver est défavorable à l'IF des stations alentours. En revanche, la présence de réservoirs de biodiversité dans un milieu urbain tels que les terrains vagues et les espaces ouverts (parcs, golfs, hippodromes) autour d'un site semble valoriser son IF.

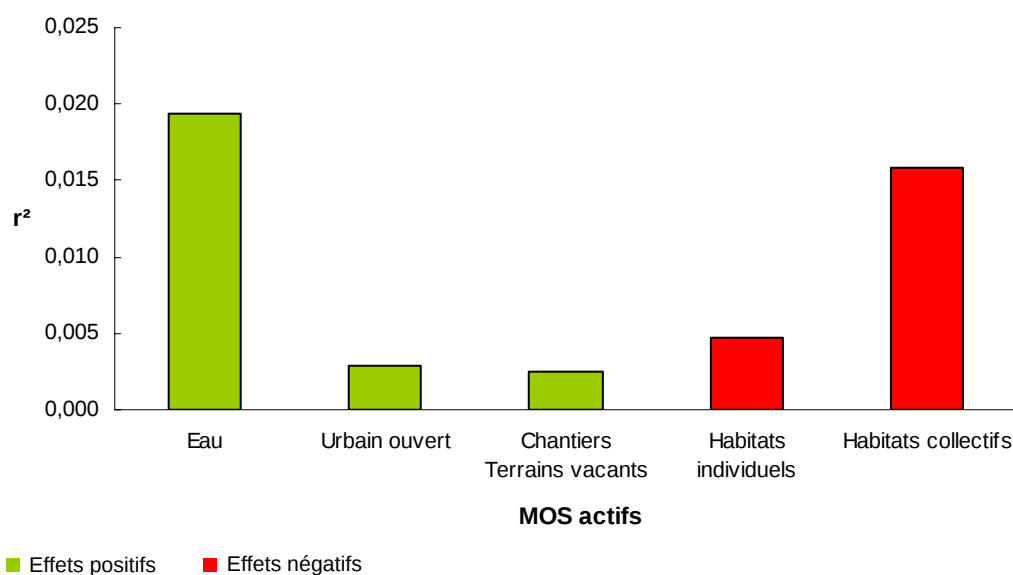


Figure 12
Classes du MOS ayant un impact significatif sur l'IF d'un site
avec les coefficients de corrélations associés, r^2 .

Ces résultats nous ont permis de cartographier la répartition de l'IF des stations (intérêt floristique observé) sur le département (Figure 13a). Parallèlement, nous avons cartographié la répartition des zones d'intérêt floristique potentiel (Figure 13b) obtenues à partir des classes du MOS ayant un effet significatif sur l'IF (voir article Annexe 1). Des valeurs négatives ont été associées aux classes du MOS ayant un impact négatif sur l'IF. Inversement des valeurs positives ont été associées aux classes du MOS ayant un impact positif.

On remarque que la répartition des zones de plus forts intérêts floristiques correspond aux localisations des forêts, de la Seine et des zones de densité urbaine moins élevées distantes de Paris (Figure 13a).

La carte des zones les plus prometteuses en matière de biodiversité (Figure 13b), ne correspond pas exactement à la carte de répartition de l'IF. La différence entre ces deux cartes peut s'expliquer par une gestion inappropriée des espaces verts.

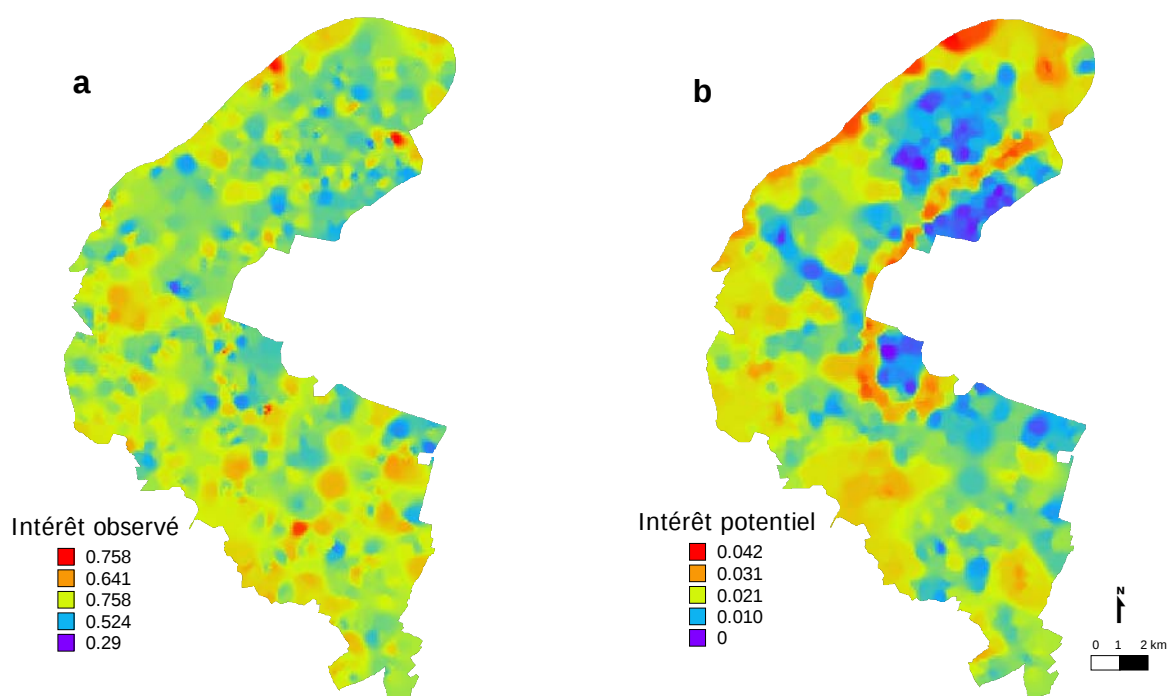


Figure 13

a : Répartition des zones d'intérêt observé obtenues à partir des valeurs de l'IF des stations.

b : Répartition des zones d'intérêt potentiel obtenue à partir des coefficients de corrélations des classes du MOS ayant un impact significatif sur l'IF des stations.

Par exemple, le long de la Seine, les berges pourraient être des zones de fort intérêt floristique mais, lorsqu'elles ont été bétonnées, le bénéfice de ce type d'habitat est perdu. Cette carte est donc d'un grand intérêt dans la suggestion de stratégies pour maximiser la biodiversité végétale dans le département.



Relevé floristique en bord de Seine à Boulogne-Billancourt le 14 juillet 2004.

IV. Analyse d'une communauté végétale typiquement urbaine	31
A. Les terrains vagues nitrophiles	31
B. Description des terrains vagues nitrophiles étudiés	32
C. Par quoi est influencé l'intérêt floristique d'une friche ?	34
1. Au niveau local	34
2. Impact de l'urbanisation autour de la friche	35
D. Caractérisation des échanges intersites	35

IV. Analyse d'une communauté végétale urbaine

A. Les terrains vagues nitrophiles

Les terrains vagues sont des espaces urbains, temporairement abandonnés ou irrégulièrement entretenus. Ces espaces sont souvent perçus comme des vides à combler, abritant une nature sauvage, non maîtrisée. La notion diffuse de danger y est associée, la crainte est forte d'y faire des rencontres importunes ou d'y voir des activités illégales dissimulées par une nature chaotique, nourrie de la toxicité urbaine. Ces terrains éphémères sont vus comme des zones sales et inutiles. Ils représentent, le plus souvent, une perte financière pour leurs propriétaires (Harrison & Davies 2002). Le mépris de ces terrains par la population se traduit par leur dégradation en décharges. Il existe cependant une approche, certes encore marginale, qui envisage les terrains vagues comme des possibles ressources communes favorables à toute la société. Les terrains vagues sont le refuge d'une vie sauvage ayant une forte valeur écologique dans le milieu urbain. En effet, c'est dans ces zones que nous avons recensé la plus grande diversité floristique du département (article Annexe 1).



Relevé floristique sur une friche urbaine à Nanterre le 10 mars 2003.

Les terrains vagues pourraient fournir l'opportunité aux humains d'expérimenter et de fréquenter une nature foisonnante et non domestiquée (Harrison & Davies 2002 ; Herbst & Herbst 2006). Ils peuvent également contribuer à la taille et à la qualité du réseau d'espaces verts existant.

Il existe certaines zones urbaines dans lesquelles les friches sont intégrées dans les stratégies de conservation de la nature. Elles sont identifiées comme un des habitats d'importance écologique à Birmingham, Londres et dans la Ruhr en Allemagne (Herbst & Herbst 2006).

Nous avons vu que les terrains vagues participent de manière essentielle à la biodiversité des villes (Figure 3 de l'Annexe 1). L'étude de ces zones est donc importante pour estimer leur rôle dans le maintien de cette biodiversité urbaine et pour apporter les outils essentiels à l'amélioration de leur gestion.

B. Description des terrains vagues nitrophiles étudiés

Sur les 1120 stations inventoriées dans les Hauts-de-Seine, 98 étaient des terrains vagues nitrophiles, ce qui fait de cette communauté la deuxième mieux représentée après la pelouse urbaine. Ces stations nombreuses et bien réparties sur l'ensemble du département (Figure 1 de l'Annexe 2) sont le reflet d'une bonne intégration de cette communauté végétale dans le tissu urbain. La friche s'observe dans tous les types d'urbanisation présents sur le territoire (Figure 2 de l'Annexe 2). Nous pouvons distinguer quatre types de friches liées à l'urbanisation :

- Les friches présentes sur les **terrains vacants et les chantiers** représentent 28% des inventaires et sont les plus vulnérables car elles se développent dans le temps, souvent court, d'une étape de transition. Elles sont temporairement abandonnées, le temps de l'acceptation et ou de la mise en œuvre du projet établi sur ces zones. Ainsi, ces types de friches sont souvent les plus jeunes (Tableau 4). Elles sont aussi les plus grandes (Figure 14).
- Les friches observées dans les espaces dits **urbains ouverts** (Annexe 5) représentent 22 % des inventaires. Elles sont de taille inférieure (moins de 3 ha en moyenne) et plus âgées que celles citées précédemment (Tableau 4). Elles sont dépendantes de la gestion menée sur ces espaces. Ce sont des parcelles de parcs, de golfs, de terrains de sports irrégulièrement entretenues volontairement ou non. Les jardins imprévus du parc de l'île Saint-Germain sont un exemple d'une réussite de gestion volontairement adoucie favorisant le développement de friches.
- Les friches observées dans les différents types d'**urbain bâtis**, tels que les habitats collectifs, les équipements, les zones d'activités etc. représentent 45% des inventaires de friches. Elles sont les plus petites (Figure 14) et correspondent à des parcelles de zones industrielles abandonnées ou à des espaces interstitiels entre les bâtiments. Ce sont des friches isolées et stables dans le temps (Tableau 4).
- Il existe aussi des parcelles en friche dans les **espaces naturels et ruraux**. Elles ne représentent que 5 % des inventaires de friche. On les trouve souvent en bordure du milieu naturel, leur apparition est liée à une perturbation importante du milieu, telle que par exemple une décharge sauvage. Ces parcelles ont une superficie d'1 ha en moyenne et ont toutes plus de 21 ans (Tableau 4).

Nous remarquerons que les termes « terrain vague nitrophile » ou « friche urbaine » sont des termes inadéquats mais que nous conserveront en l'absence de locutions plus précises. En effet, ces termes ne définissent pas les espaces naturels perturbés et les parcelles d'espaces verts irrégulièrement entretenues en milieu urbain. La réalité englobe donc une définition plus large qui est : une communauté végétale perturbée par l'activité humaine, souvent enrichie en nitrates, sur laquelle se développe une végétation à forte dynamique.

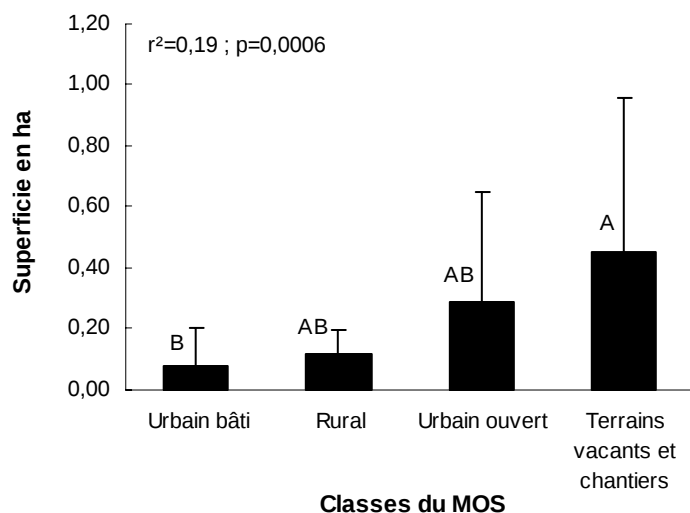


Figure 14
Superficie moyenne des friches en ha en fonction des classes du MOS dans lesquelles elles sont localisées. Les barres d'erreurs correspondent aux écart-types.

Type de MOS	moins de 4 ans	entre 4 et 13 ans	entre 13 et 21 ans	plus de 21 ans
Terrains vacants et chantiers	35%	35%	15%	15%
Urbain ouvert	11%	39%	6%	44%
Urbain bâti	3%	3%	3%	92%
Rural	0%	0%	0%	100%

Tableau 4
Pourcentage de friches inventoriées dans les différentes classes d'âges des types de MOS les contenant.

Nous avons inventorié 365 espèces de plantes vasculaires sauvages dans les terrains vagues des Hauts-de-Seine, ce qui correspond à 60 % de la flore totale que nous avons répertoriée sur le département. Ce résultat atteste du rôle de réservoir pour la biodiversité que représente cette communauté. Par contre, ces friches comportent également un pourcentage élevé d'espèces naturalisées : il est de 20% quand la moyenne sur le département est de 16,8%. Il est donc essentiel des connaître les paramètres qui vont influencer l'intérêt floristique de ces friches.

C. Par quoi est influencé l'intérêt floristique d'une friche ?

1. Au niveau local

Afin de connaître les paramètres influençant la diversité floristique d'une station de friche, nous avons étudié la variation de son intérêt floristique en fonction :

- de la surface de la station
- du type de MOS dans lequel la station est située
- de la classe d'âge du MOS dans lequel la station est située
- de la distance au centre du premier arrondissement de Paris
- du type de roche-mère de la station indiqué par la carte pédologique de la région
- de la géomorphologie de la station
- de la pente de la station
- de l'orientation de l'exposition au soleil de la station

Les explications de l'analyse sont présentées dans l'article en Annexe 2. Les résultats présentés dans le Tableau 5 mettent en évidence que l'IF d'une friche est essentiellement influencé par la taille du site et l'âge du type de MOS dans lequel elle est observée.

IF	Ddl	Valeur de F	Pr (>F)	
Superficie de la station	1	15,9	0,0003	*
Classes d'âges	3	3,1	0,0361	*
Type de MOS	2	1,1	0,3404	
Distance à Paris	1	1,1	0,3007	
Pente	2	3,1	0,0566	
Exposition	7	2,1	0,0657	
Superficie : âge	3	1,9	0,1510	
Superficie : Type de MOS	2	0,3	0,7283	
Superficie : Distance à Paris	1	0,5	0,4932	
âge : Distance à Paris	3	0,5	0,6800	
Type de MOS : Distance à Paris	2	0,0	0,9976	
Superficie : âge : Distance à Paris	3	2,4	0,0793	
Superficie : Type de MOS : Distance à Paris	2	1,7	0,1951	

Tableau 5
Résultats de l'analyse de variance de l'IF par degrés (Stepwise),
les résultats significatifs ($p \leq 0,05$) sont indiqués par un
astérisque.

Plus un site est grand, plus son IF est élevé. C'est un résultat attendu (Davis & Glick 1978), mais nous avons pu fixer un seuil au-dessus duquel l'IF devient supérieur à la moyenne départementale. Ainsi les friches ayant une superficie supérieure à 942 m² (Figure 4 de l'Annexe 2) sont d'un intérêt notable pour la biodiversité du département. Par ailleurs, les terrains en friches depuis 4 à 13 ans ont l'IF le plus élevé. Ce maximum de diversité observé à un âge intermédiaire peut être attribué aux modèles classiques de successions écologiques avec des étapes transitoires à haut degré de diversité (Horn 1974). Ainsi, dans un souci de conservation du maximum de diversité floristique sur ce département,

il est important de maintenir des friches de tout âge en y favorisant tout particulièrement les friches d'âge moyen qui ne représentent pour l'instant que 19 % des stations de friches inventoriées.

2. Impact de l'urbanisation autour de la friche

Afin de connaître l'impact des différents types d'urbanisation autour de la friche sur son intérêt floristique, nous avons appliqué la même méthode que celle employée dans la partie précédente. Nous avons relié l'IF d'une friche aux proportions de chaque classe du MOS présentes dans un rayon de 200 mètres autour de celle-ci. Seule la classe « urbain ouvert » (Tableau 4 de l'Annexe 2) présente un effet significatif indépendant sur l'IF d'une friche. Plus la surface de parcs, jardins, golfs, terrains de sport est grande autour d'un site plus son IF est élevé. Les pelouses urbaines représentent 45 % des surfaces d'urbain ouvert. Elles sont les mieux représentées sur l'ensemble du département (Figure 2 de l'Annexe 2) et pourraient ainsi jouer le rôle de relais dans un milieu fortement urbanisé.

D. Caractérisation des échanges intersites

En milieu urbain, les isolements écologiques sont très importants (Szacki et al 1994). Il est nécessaire de comprendre comment les connexions entre îlots peuvent être assurées pour améliorer les conditions des populations naturelles dans cet environnement. Des processus stochastiques ou des catastrophes locales peuvent mener très facilement des populations réduites ou isolées à l'extinction (Hanski 1989). Afin de préserver la nature urbaine de ces risques, nous devons la faire évoluer vers un système complexe stable et résilient (Szacki et al 1994) en opposition à une collection de parcelles isolées. Pour cela nous devons connaître ce qui peut agir comme corridor et ce qui constitue une barrière aux mouvements de graines et de pollens.

Pour savoir si la composition floristique d'une friche est uniquement liée aux conditions locales ou si elle participe à un réseau global sur le département, nous avons testé les corrélations entre les distance floristiques, géographiques et environnementales des friches pour différentes classes de surface (voir explication de la méthode article Annexe 2). Les tests de Mantel simples et partiels présentés dans le tableau 6 mettent en évidence une corrélation entre la distance floristique et la distance géographique uniquement pour des sites de superficie supérieure à 2500 m². Plus ces sites sont proches géographiquement, plus il existe de correspondances dans leur cortège floristique. Le réseau de friches, s'il existe, ne pourrait donc fonctionner qu'entre des sites de grande taille.

Nous n'avons pu mettre en évidence les impacts des différents paramètres environnementaux tels que la roche-mère, la pente, l'exposition et la géomorphologie, sur la composition floristique d'une friche. Ce résultat peut refléter une réelle absence d'effets environnementaux ou, plus probablement, un choix inadapté des paramètres à relever. Nous devons remarquer que l'urbanisation a aplani 75 % des friches inventoriées ce qui fait que les mesures de pentes et d'expositions sont inopérantes dans cette analyse. Le sol de ces friches est généralement recouvert de substrat étranger ou artificiel (Rebele 1994) ce qui rend l'utilisation du paramètre de la roche-mère également caduque. Le paramètre de géomorphologie ne semble pas non plus adapté aux paysages fragmentés que sont les zones urbaines. L'inefficacité de la mesure de ces paramètres révèle l'effet de l'urbanisation sur les conditions environnementales en les rendant homogènes, dans le cas de la pente et de l'exposition, ou en les masquant, dans le cas de la roche-mère et de la géomorphologie. Un paramètre que l'on suppose réellement variable et effectif en milieu urbain serait l'analyse du sol. Or ce paramètre est très variable à l'intérieur d'un site et son analyse requiert la prise de nombreux échantillons pour pouvoir mettre en évidence son influence. Dans cette étude nous n'avons pas eu les moyens de mettre en place cette analyse.

Classes de surface	test de Mantel r	p
surface 1 (FLO/GEO)	0,097	0,086
surface 1 (FLO/GEO avec ENVI partiel)	0,109	0,075
surface 2 (FLO/GEO)	0,005	0,445
surface 2 (FLO/GEO avec ENVI partiel)	0,010	0,485
surface 3 (FLO/GEO)	0,078	0,223
surface 3 (FLO/GEO avec ENVI partiel)	0,085	0,183
surface 4 (FLO/GEO)	0,214	< 0,001 *
surface 4 (FLO/GEO avec ENVI partiel)	0,182	0,003 *

Tableau 6

Résultats des tests de Mantel avec les distance floristique (FLO), géographique (GEO) et environnementales (ENVI).

12,4 m² ≤ Surface 1 ≤ 399 m²

399 m² < Surface 2 ≤ 1000 m²

1000 m² < Surface 3 ≤ 2580 m²

2580 m² < Surface 4 ≤ 18300 m².

Les résultats significatifs ($p \leq 0,05$) sont indiqués par un *

Ce travail sur les friches urbaines nous a permis de mettre en évidence leur rôle essentiel dans la protection de la biodiversité urbaine. Ainsi, le maintien et la création de grandes friches (> 2500 m²) favoriseraient une plus grande diversité spécifique, une baisse des risques d'extinction de populations de plantes et la colonisation de nouveaux sites par les graines. De plus, le taux de renouvellement moins rapide de ces friches (environ 10 ans) favoriserait l'installation d'une forte diversité floristique. Une gestion douce de ces zones, en évitant des apports de sols ou de ressources en éléments nitrés permettrait la préservation d'une flore locale en limitant le développement des espèces exotiques.

V. Espèces invasives	38
A. Qu'est-ce qu'une espèce invasive ?	38
B. Pourquoi étudier les populations d'espèces invasives en milieu urbain ?	38
C. Présentation des trois espèces étudiées	39
1. <i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	39
2. <i>Reynoutria japonica</i> Houtt.	40
3. <i>Solidago canadensis</i> L.	40
D. Habitats associés aux espèces invasives	41
E. Impact des espèces invasives sur la diversité floristique	44
1. Impact sur la richesse spécifique	44
2. Impact sur la rareté	44
3. Impact sur la naturalité	45
4. Impact sur l'intérêt floristique – IF	45
F. Cortège floristique des sites « envahis »	46
G. Invasion : Cause ou conséquence ?	48

V. Espèces invasives

A. Qu'est-ce qu'une espèce invasive ?

L'afflux d'études sur les invasions écologiques a fait apparaître une prolifération de termes pour décrire des concepts variés. De nombreuses confusions dans les terminologies existantes appellent l'éclaircissement des différents termes associés à une espèce lors de son processus d'invasion. Ce processus est marqué par différentes étapes correspondant à des barrières biotiques et abiotiques que doit surmonter la future espèce invasive. Les définitions suivantes s'inspirent des travaux de Richardson et al. (2000).

L'introduction signifie que la plante a surmonté, souvent par le biais de l'action humaine, une barrière géographique majeure. De nombreux taxons introduits survivent comme accidentels, ils se reproduisent mais ne réussissent pas à maintenir leur population sur une longue période.

La naturalisation débute lorsque les barrières environnementales n'empêchent plus la survie des individus et lorsque les nombreux obstacles à une reproduction normale sont surmontés. A ce stade les populations sont devenues suffisamment grandes pour que la probabilité d'extinction due à la stochasticité environnementale soit faible.

L'invasion est l'expansion dans des zones loin des sites d'introduction de l'espèce. Elle implique que les plantes introduites surmontent les barrières de dispersion de la nouvelle région et les obstacles environnementaux dans la zone qu'elles colonisent. Une plante introduite sur mille deviendrait invasive selon une règle établie par Williamson (1996).

Selon les définitions précitées et bien que, dans certains cas, les espèces invasives puissent causer des dommages aux espèces indigènes et réduire leur diversité, ce terme ne devrait pas être systématiquement associé à des impacts néfastes pour l'environnement et/ou l'économie (Slobodkin 2001). Un terme proposé qui pourrait être plus approprié pour nommer la part des espèces invasives qui transforment les écosystèmes naturels sur une aire importante serait : les espèces **transformatrices** (Richardson et al 2000).

Nous avons choisi d'employer, ici, le terme d'espèces **invasives** et non **envahissantes** (Müller 2005) car nous nous intéressons uniquement aux espèces dont l'origine d'introduction est strictement extérieure à l'aire naturelle d'origine. Une espèce envahissante peut, quant à elle, être indigène, telle la Clématite, *Clematis vitalba*.

B. Pourquoi étudier les populations d'espèces invasives en milieu urbain ?

Les invasions par des espèces transformatrices sont une des causes majeures de la perte de biodiversité sur la planète (Mack et al 2000). Bien que celles-ci aient représenté une composante importante des processus de l'évolution naturelle, aujourd'hui elles se propagent plus sensiblement du fait des activités humaines : l'agriculture, commerce, et voyages essentiellement (Williamson 1996). Cette accélération des phénomènes d'invasion fragilise ou anéanti l'équilibre entre les processus de colonisations et d'extinctions.

Les aires urbaines sont le point majeur d'introduction des espèces invasives car elles abritent le plus fort pourcentage d'espèces naturalisées (McKinney 2002). De ces aires se déclarent les invasions. Une meilleure compréhension des mécanismes favorisant l'arrivée et le développement

de ces espèces dans leurs aires d'introduction pourrait permettre de mesurer leur impact sur la diversité floristique en milieu urbain. L'impact de ces espèces en ville n'a peut-être pas d'importantes implications sachant que les milieux urbains sont déjà fortement perturbés par les activités humaines. Mais une meilleure connaissance de leurs effets permettrait de mieux maîtriser les invasions dans ces zones et surtout de réduire leurs extensions dans les aires naturelles limitrophes.

Nous avons engagé, cette année 2006, une étude avec Méлина Sahli et Amélie Sanz, étudiantes de master 2 afin de dresser le profil écologique du milieu potentiellement invasible et d'évaluer l'impact de la présence des espèces invasives sur la diversité floristique des communautés végétales urbaines.

C. Présentation des trois espèces étudiées

Nous avons choisi trois espèces classées comme invasives terrestres en France par Müller (2004). Celles-ci ont été sélectionnées du fait de leur abondance dans le département, afin d'obtenir un nombre de stations échantillonnées suffisant pour les analyses exploratoires et statistiques, mais aussi à cause de leur nuisance déclarée par les gestionnaires d'espaces verts du département.

1. *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle



L'Ailante ou Faux-vernis du Japon a été répertorié dans 77 stations des Hauts-de-Seine. Cette espèce dioïque fait partie de la famille des Simaroubacées. Son origine s'étend du sud de la Chine à l'Australie. Il fut introduit en France en 1786 (Müller 2004) comme arbre d'alignement et pour l'élevage du vers à soie. La pollinisation de ses fleurs et la dispersion de ses fruits, les samares, se font par le vent. Un individu produit environ 300 000 graines par an (Agence Méditerranéenne de l'environnement 2003). Cette espèce croît rapidement, jusqu'à 1,5 m par saison. L'espèce peut se reproduire végétativement à partir de ses racines en drageonnant. Cet arbre est très tolérant à la pollution urbaine et a la particularité d'être allélopathique : il empêche la germination d'autres espèces à proximité par la production de molécules inhibitrices (Heisey & Heisey 2003).

2. *Reynoutria japonica* Houtt.



La Renouée du Japon a été répertoriée dans 72 stations du département. C'est une Polygonacée originaire des régions méridionales et océaniques d'Asie orientale et introduite en Europe en 1825 comme plante ornementale. Bien que la plante soit dioïque dans son aire d'origine, il n'a été observé que des pieds femelles en Angleterre (Bailey 1995) et il semblerait que cela soit le cas dans toute l'Europe. Le moyen de dispersion de l'espèce, un géophyte rhizomateux, serait donc uniquement végétatif, à partir de fragments de rhizomes et de boutures de tiges.

3. *Solidago canadensis* L.



Le Solidage du Canada a été observé dans 76 stations sur le département. Il s'agit d'une Astéracée d'Amérique du nord qui a été introduite pour l'ornement en 1650. On l'observe encore chez les fleuristes. C'est une hémicryptophyte autoincompatible, qui dépend de la présence de pollinisateurs pour pouvoir produire des graines fertiles. Elle fleurit d'août à octobre et un individu peut produire jusqu'à 19 000

akènes par an, disséminés par le vent. Cette espèce se reproduit aussi végétativement, une fois installée sur un site, elle est capable d'en coloniser tout l'espace par l'intermédiaire de rhizomes souterrains.

D. Habitats associés aux espèces invasives

Les trois espèces invasives étudiées ont été observées, au total, dans 21 des 23 habitats recensés sur le département. Aucune d'elles n'a été observée dans les stations de végétation aquatique ni aux pieds des arbres de rues.

L'Ailante a été répertorié dans 18 habitats sur le département (Figure 15). Outre les deux habitats susnommés, il n'a pas été recensé dans les chênaies-charmaies, les chênaies sessiliflore et dans les roselières. Cette espèce semble plus apprécier les milieux intermédiaires. On la retrouve majoritairement au bord des voies ferrées et des autoroutes car elle y a été plantée, à l'origine, pour maintenir les talus. De plus ces voies de communications sont un moyen idéal pour sa propagation. Cette espèce se retrouve également dans plus de 20% des terrains vagues et des zones de remblais.

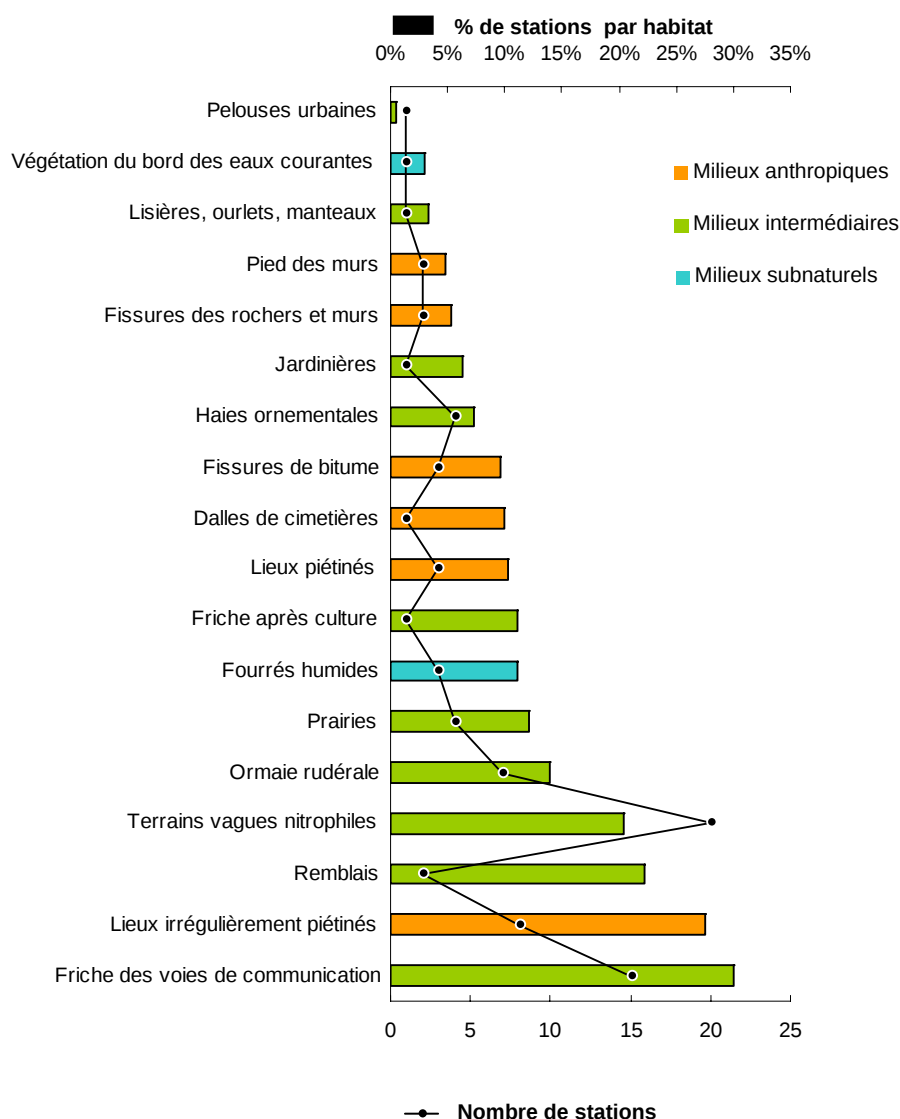


Figure 15
Nombre et pourcentage de stations par habitat dans lesquelles *Ailanthus altissima* a été observé

La Renouée du Japon a été observée dans 14 habitats (Figure 16). Elle n'a pas été vue dans les milieux trop anthropisés ou trop secs, tels que les interstices de pavés, les fissures des murs et les interstices de dalles de cimetières. On ne l'a pas observée dans les jardinières, les haies ornementales, les chênaies-charmaies et les friches après cultures. Contrairement à l'Ailante, la Renouée du Japon a été observée majoritairement dans les milieux subnaturels des bords de Seine : la végétation du bord des eaux courantes et les fourrés humides. La Seine pourrait jouer alors le rôle d'un corridor à l'expansion de cette espèce. Elle a été vue également dans les milieux perturbés à fort taux de renouvellement : les terrains vagues nitrophiles, les ormaies et les friches des voies de communication.

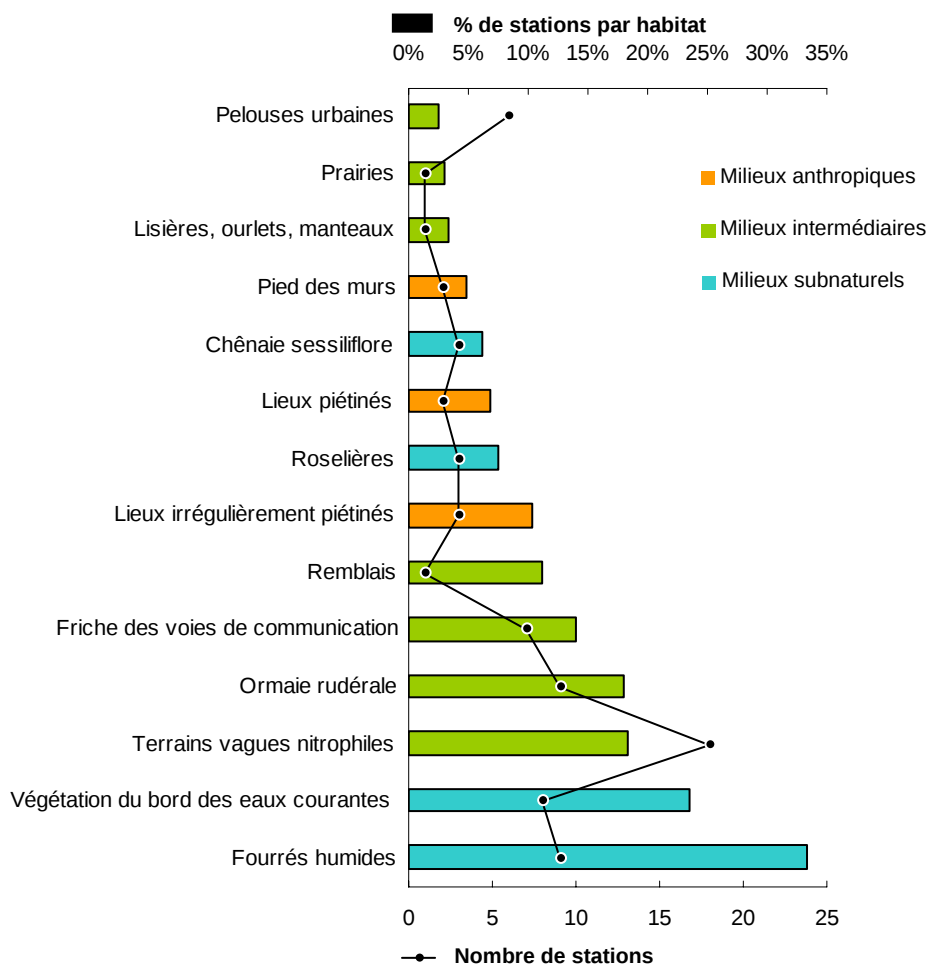


Figure 16
Nombre et Pourcentage de stations par habitat dans lesquelles
Reynoutria japonica a été observé.

Le Solidage du Canada a été observé dans 17 habitats différents (Figure 17). Il n'a été vu ni dans les remblais, les jardinières, aux pieds des murs, ni dans les lieux irrégulièrement piétinés. Son habitat le plus fréquent semble être les friches après cultures mais cette donnée doit être relativisée car il n'en existe que 9 stations et elles sont toutes localisées dans une même zone de la ville de Rueil-Malmaison. Nous ne pouvons, dans ce cas, distinguer clairement l'influence de la promiscuité de celle du type d'habitat. Par contre, comme les deux précédentes espèces, le Solidage du Canada apprécie les terrains vagues et les friches de voies de communication. On l'a observé, comme la Renouée du Japon, en bord de Seine.

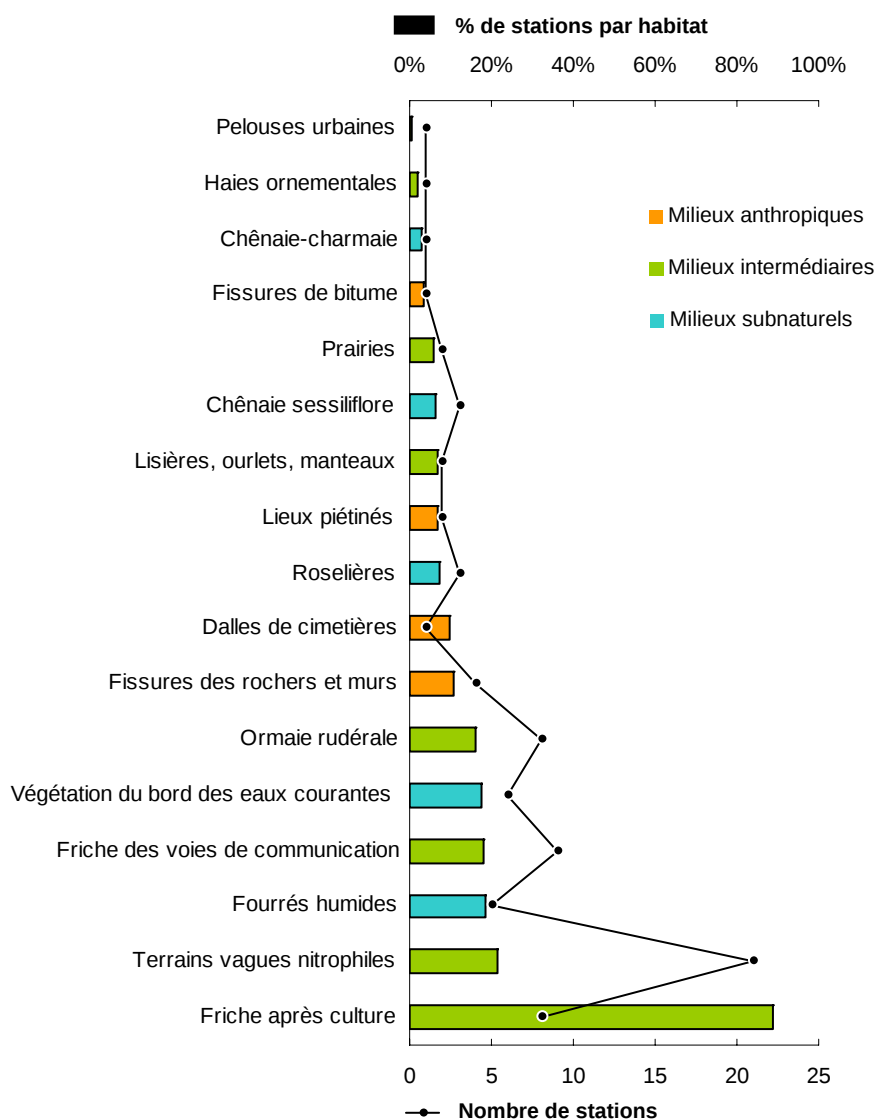


Figure 17
Nombre et Pourcentage de stations par habitat dans lesquelles *Solidago canadensis* a été observé.

Au vu de ces analyses descriptives, les habitats « invasibles » diffèrent plus ou moins en fonction de l'espèce étudiée. Par exemple, l'Ailante a été observé dans 28 % des stations de lieux irrégulièrement piétinés tandis que le Solidage du Canada n'y a jamais été recensé. Les origines d'introduction et les traits de vie respectifs de ces deux espèces pourraient expliquer ces différences. Cependant, les trois espèces semblent généralement profiter des bords de Seine : les fourrés humides et la végétation du bord des eaux courantes, et des bords des voies ferrées et d'autoroutes : les friches des voies de communication comme corridors à leur propagation. Elles apprécient également les milieux perturbés avec un fort taux de renouvellement tels que les terrains vagues nitrophiles, les friches après cultures et les ormaies rudérales. Ces espèces apprécient moins les communautés trop anthropisées (fissures de bitume, pieds des murs, interstices des dalles de cimetières) ou les milieux naturels isolés comme les forêts (chênaie-charmaie, chênaie sessiliflore) et les étangs (roselières).

Il nous a été impossible cette année d'approfondir ces analyses du profil écologique des sites « envahis » pour un même habitat faute de données adaptées. Nous avons pu discuter dans la

partie précédente portant sur les friches urbaines, des problèmes liés aux paramètres environnementaux notés sur le terrain. Ceux-ci ne se révèlent pas assez fins ni assez adaptés pour mettre en évidence un profil environnemental spécifique des sites « envahis ». Il pourrait être intéressant, à l'avenir, de développer ces analyses afin de déterminer les caractéristiques écologiques du milieu « invasible ».

E. Impact des espèces invasives sur la diversité floristique

Afin d'étudier l'impact de la présence d'une espèce invasive sur la diversité floristique d'un site, nous avons comparé les diversités floristiques des sites où l'on a observé la plante invasive étudiée (sites « envahis ») à celles des sites où elle n'a pas été vue (sites « non envahis »). Pour cela nous avons utilisé les indices d'intérêt floristiques analysés individuellement ainsi que l'indice global.

Nous allons baser nos analyses sur le seul habitat comportant au moins 10 stations « envahies » et 10 stations « non envahies » pour toutes les espèces étudiées : les terrains vagues nitrophiles, ceci dans le but d'obtenir une meilleure fiabilité des analyses statistiques.

1. Impact sur la richesse spécifique

Contre toute attente, la richesse spécifique moyenne des sites où s'observent l'Ailante ou le Solidage du Canada est significativement plus élevée que dans les sites où ils en sont absents ; la tendance est la même, bien que non significative, pour la Renouée du Japon (Figure 18). Si ce résultat semble *a priori* paradoxal, il trouverait son explication dans les conditions environnementales particulières des sites « envahis ». La présence d'une forte diversité spécifique dans les sites « envahis » serait liée à leur richesse en ressources diverses (nitrates, phosphates...). En effet, il a été démontré que toute perturbation favorisant l'accroissement de l'apport d'une ressource limitée sur un site, fournit une opportunité à l'invasion (Hobbs 2000). Cette hypothèse pourrait être validée par des études plus approfondies sur le terrain, particulièrement par des prélèvements de sols pour comparaison. Ces études permettraient de déterminer également si la richesse du milieu est le facteur favorisant l'arrivée des espèces invasives ou si ce sont les espèces invasives qui transforment le milieu en enrichissant le sol.

En revanche, nous n'avons pas détecté de différences significatives des richesses par unité de surface, entre un site « envahi » et un site « non envahi ». Ceci pourrait s'expliquer par le fait que les espèces invasives s'établissent préférentiellement dans les grands sites, qui contiennent plus d'espèces. Cependant, si la surface moyenne des sites « envahis » est effectivement plus grande que celle des sites « non envahis », cette différence n'est pas significative (2746 m² vs. 1763 m² ; $r^2 = 0,021$, $p = 0,15$). Cela peut être dû à des biais lors de la cartographie des stations inventoriées. Cette cartographie étant réalisée sur des photos aériennes, le calcul des surfaces n'est pas toujours très fiable surtout pour les petites surfaces.

2. Impact sur la rareté

Les résultats précédents suggèrent une plus forte diversité spécifique dans les sites « envahis » du fait de ressources locales importantes du sol. Dès lors, on pourrait supposer que cette diversité se compose essentiellement d'espèces nitrophiles, communes sur le département. Pourtant, l'indice de rareté des sites où s'observent la Renouée du Japon et le Solidage du Canada est significativement plus élevé que dans les sites où ils sont absents. La différence n'est pas significative pour les sites avec et sans l'Ailante mais la tendance est la même (Figure 18). L'indice de typicité ne présente pas de valeurs significativement différentes entre les sites envahis et non envahis et ce, pour aucune des trois

espèces étudiées. On en déduit que les plantes envahissantes n'entraînent pas la perte d'espèces rares dans la communauté végétale étudiée.

3. Impact sur la naturalité

La proportion d'espèces indigènes dans les terrains vagues nitrophiles où s'observent l'Ailante et la Renouée du Japon est significativement plus faible que dans les sites où ils sont absents. La différence n'est pas significative pour les sites avec et sans le Solidage du Canada mais la tendance est la même (Figure 18). Le nombre d'espèces naturalisées augmente plus rapidement que le nombre d'espèces indigènes dans les sites « envahis ».

On pourrait s'attendre à ce que les espèces naturalisées présentes dans les sites « envahis » soient les espèces rares mises en évidence précédemment. Effectivement, il existe une corrélation entre ces deux indices, mais bien trop faible pour en être l'unique explication ($r^2 = 0,09$; $p = 0,0026$).

4. Impact sur l'intérêt floristique – IF

L'intérêt floristique des terrains vagues envahis où s'observent le Solidage du Canada et la Renouée du Japon est significativement plus élevé que dans les sites où ils sont absents. La différence n'est pas significative pour les sites avec et sans l'Ailante, mais la tendance est la même (Figure 18). Ainsi, la présence de ces espèces invasives dans les terrains vagues s'accompagnerait d'un intérêt floristique important autant d'un point de vue quantitatif que qualitatif.

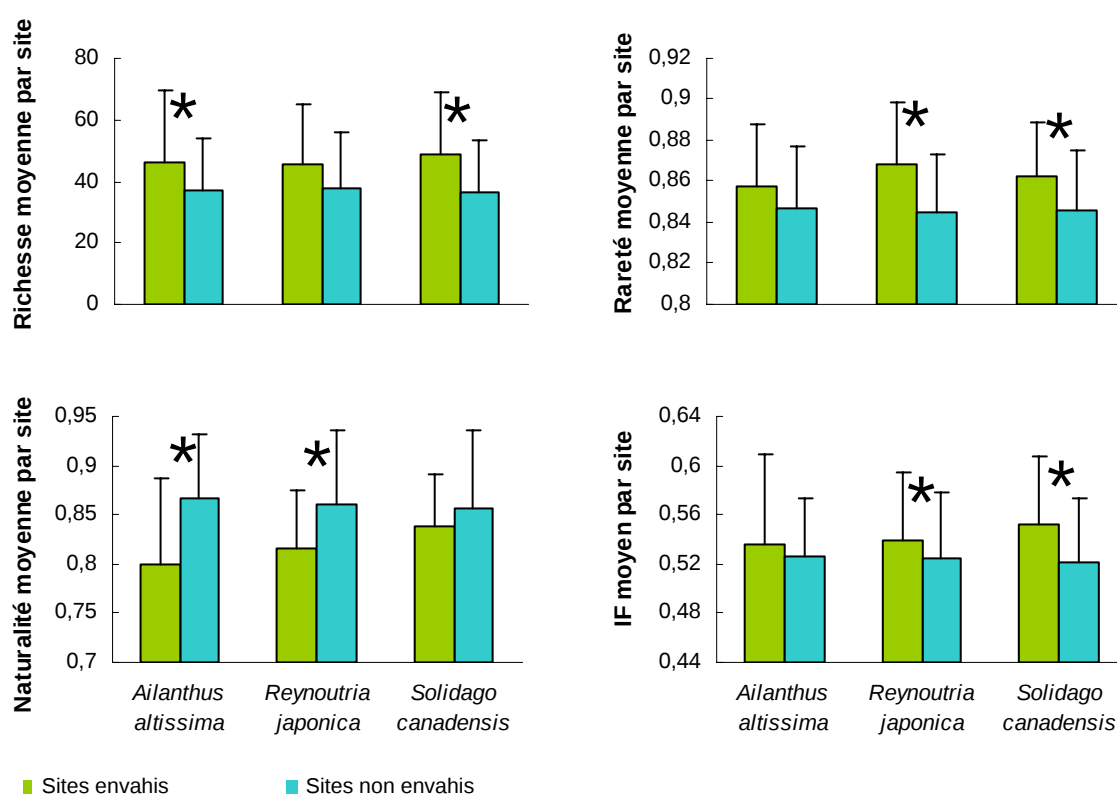


Figure 18
Indices d'intérêt floristique (richesse, rareté, naturalité et IF) moyens des terrains vagues nitrophiles par site et en fonction de la présence des espèces invasives étudiées. Les barres d'erreurs correspondent aux écart-types et les différences significatives

entre les sites envahis et non envahis pour un même habitat sont indiquées par un astérisque (*).

Ces résultats sont très intéressants mais encore trop fragmentaires, ils requerraient des études plus poussées pour pouvoir élargir le champ des données et approfondir nos connaissances sur l'impact des espèces invasives en milieu urbain. Ici, nous n'avons étudié qu'une seule communauté végétale urbaine : les terrains vagues. Il faudrait étendre l'étude à d'autres communautés urbaines, en particulier les communautés végétales semi-naturelles observées en bord de Seine. L'étude de ces communautés est un enjeu majeur car elles participent activement à la diversité floristique du département (voir résultats de la partie I) et sont également parmi les plus « envahies » (Figures 15, 16 et 17).

Si l'on veut affiner les analyses statistiques, il faudrait noter les abondances des espèces invasives au sein de chaque site et, afin de vérifier la non-influence des espèces invasives sur la richesse par unité de surface, suivre plusieurs placettes de surfaces équivalentes à l'intérieur de chaque site.

F. Cortège floristique des sites « envahis »

Pour déterminer l'existence d'un cortège floristique spécifique associé à la présence de l'une des trois espèces étudiées, différent de celui associé à leur absence, nous avons utilisé le positionnement multidimensionnel non-métrique (NMDS, Nonmetric Multidimensional Scaling, Kruskal 1964). Cette analyse apporte une représentation graphique des stations en fonction de la ressemblance de leur cortège floristique. Elle est associée à un test de significativité, dbRDA (Legendre & Anderson 1999) des différences de cortèges entre sites « envahis » et « non envahis ».

Nous avons donc comparé les compositions en espèces des sites « envahis » et « non envahis » des terrains vagues nitrophiles pour les trois espèces invasives.

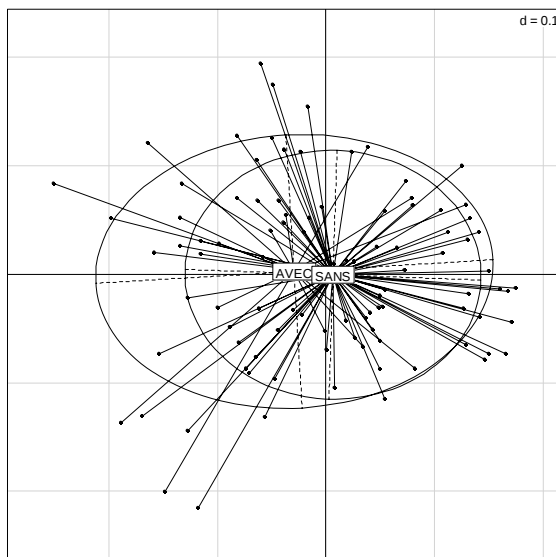


Figure 19
Résultats du positionnement multidimensionnel non métrique pour l'Ailante (test dbRDA : $p = 0,001$).

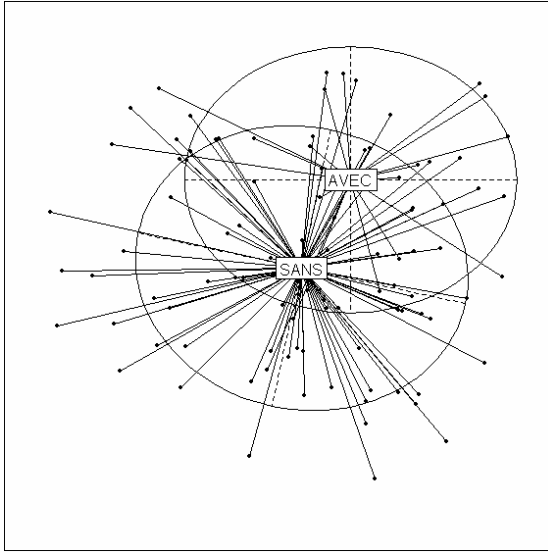


Figure 20
Résultats du positionnement multidimensionnel non métrique
pour la Renouée du Japon (test dbRDA : $p = 0,001$).

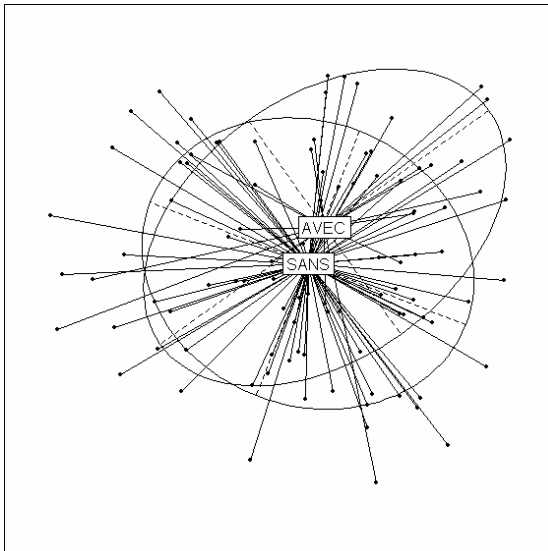


Figure 21
Résultats du positionnement multidimensionnel non métrique
pour le Solidage du Canada (test dbRDA : $p = 0,005$).

Nous pouvons remarquer que, dans les trois cas (Figures 19, 20 et 21), les sites « envahis » diffèrent significativement, de par leur composition floristique, des sites « non envahis ». Deux hypothèses peuvent expliquer ces différences :

Soit les sites étaient différents avant la colonisation par les espèces invasives, le succès de l'invasion étant contrôlé par ces différences.

Soit l'établissement des plantes invasives a mené à des modifications écologiques importantes des sites et à leur différenciation en terme de composition d'espèces.

G. Invasion : cause ou conséquence ?

Les invasions sont perçues comme une des plus fortes menaces pour la biodiversité dans le monde. Les espèces invasives sont la deuxième menace pour les espèces en péril aux Etats-Unis (Wilcove 1998) même si en Europe, la pollution, les pratiques agricoles, l'urbanisation sont probablement au moins aussi importantes que les invasions (Williamson 1999).

Dans la bibliographie, une grande majorité des études sur les invasions portent sur des milieux naturels, tels que l'espèce fixatrice d'azote atmosphérique, *Myrica faya*, originaire des Canaries et introduit il y a 80 ans à Hawaï où elle a envahi les habitats humides en y formant des peuplements monotypiques denses ; le Niaouli (*Melaleuca quinquenervia*) d'Australie qui a remplacé l'herbe coupante (*Cladium jamaicense*) en Floride du Sud ; la jacinthe d'eau sud américaine (*Eichhornia crassipes*) qui a été introduite en Floride où elle a causé de graves dégâts dans des centaines de lacs et d'étangs ; l'algue marine australienne, *Caulerpa taxifolia*, qui a remplacé les posidonies (*Posidonia oceanica*) en Méditerranée ; la Spartine à feuilles alternes (*Spartina alternifolia*), espèce de la côte est des Etats-Unis, introduite en Angleterre en 1840 pour la stabilisation des vases côtiers des estuaires qui s'est hybridée avec l'espèce indigène, *Spartina maritima* et l'hybride, *Spartina anglica*, est devenu invasif dans les communautés végétales des marais littoraux. (Conférence de Dan Simberloff le 21 juin 2006 au Muséum national d'Histoire naturelle « Impact des espèces envahissantes au niveau de l'écosystème »).

Notre étude, elle, porte uniquement sur un milieu largement anthropisé. *A priori*, l'impact des trois espèces invasives étudiées n'est globalement pas négatif sur l'intérêt floristique des terrains vagues. Bien que la présence de ces espèces soit associée à une réduction du pourcentage d'espèces indigènes sur un site, son indice de rareté est augmenté et sa richesse n'est pas diminuée. Il nous reste à déterminer si ce résultat est valable pour les autres habitats urbains mais, dès à présent, il remet en cause l'idée reçue de l'influence néfaste de ces espèces invasives en conditions urbaines. L'Ailante, la Renouée du Japon et le Solidage du Canada ne semblent pas poser de réels problèmes à la diversité floristique urbaine face à ceux qu'engendre l'urbanisation. En revanche, ces espèces introduites en milieu urbain pourraient causer de graves perturbations dans les milieux naturels et agricoles adjacents. L'étude des mécanismes d'introduction et d'invasion ainsi que leur contrôle en milieu urbain sont primordiaux pour une action préventive à la préservation des milieux naturels.

Les premiers résultats de recherche d'un profil écologique des sites « envahis » ne nous ont pas permis de conclure sur l'influence active, « drivers », ou passive, « passagers » des espèces invasives sur la perturbation des milieux. Cependant, l'hypothèse selon laquelle ces invasions seraient les passagers de la perturbation environnementale est appuyée par l'étude de MacDougall et Turkington (2005) qui a démontré que les invasions survenaient le plus souvent dans des écosystèmes déjà plus ou moins dégradés. La distinction entre ces deux hypothèses est fondamentale pour pouvoir fournir les meilleurs éléments de décision aux gestionnaires des milieux. Si les invasions ne sont que les « passagers » de la perturbation du milieu, l'éradication des espèces invasives n'aurait qu'un impact minime. En revanche, en l'associant à une gestion adoucie et à une restauration des milieux, elle aurait dans ce cas, un effet plus durable.

VI. Synthèse et conclusion générale	50
A. Impact anthropique sur les communautés urbaines	50
1. Fragmentation des habitats	50
2. Destruction des habitats	50
3. Intérêt floristique et impact des structures urbaines	51
4. Invasions	51
5. Homogénéisation biotique	51
B. Pour une gestion raisonnée de la diversité floristique urbaine	52
C. Méthodologie des inventaires floristiques	53
D. Conclusion	55

VI. Synthèse et conclusion générale

Cette étude s'est donné pour objectif d'évaluer l'impact anthropique sur la répartition et la composition floristique des communautés végétales en milieu urbain. L'étude a été réalisée sur un échantillon représentatif des communautés végétales du département des Hauts-de-Seine, caractérisé par une forte densité d'urbanisation.

Nous avons présenté en introduction les différents impacts de l'urbanisation sur la biodiversité. Ils vont être, ici, repris point par point et confrontés aux résultats de nos travaux. Fort de cette étude, nous espérons apporter des éléments de réflexion complémentaires à l'écologie urbaine et fournir, dans le même temps, de nouveaux outils aux gestionnaires d'espaces verts soucieux de préserver la diversité floristique de leur territoire. L'objectif ne saurait être que les villes perdent leur urbanité pour devenir des territoires ruraux, mais plutôt de donner à la flore une réelle possibilité de cohabiter avec, ou en dépit de, la densité de l'espace bâti et la forte population humaine (Sukopp & Werner 1987).

A. Impact anthropique sur les communautés urbaines

1. Fragmentation des habitats

Le site d'étude est formé à 70% de zones bâties se répartissant sur toute la surface et fragmentant ainsi les communautés végétales qui occupent les interstices. Le milieu urbain n'étant pas suffisamment étudié, la plupart des modèles élaborés le sont suivant la théorie de la biogéographie insulaire qui a souvent servi de première approche afin de définir les relations entre la richesse et les caractéristiques des espèces des habitats urbains (Miller & Hobbs 2002; Davis & Glick 1978). Or, ces habitats urbains sont loin d'être insulaires au sens réel. En effet, la matrice urbaine n'est pas aussi infranchissable que l'eau entourant les îles océaniques. Nous avons mis en évidence l'influence des structures urbaines environnant un site sur la diversité floristique de celui-ci dans un rayon de 200 mètres. Par ailleurs, nous avons pu démontrer qu'il existait des échanges floristiques entre les stations de friche urbaine de grande taille. Ces résultats suggèrent donc l'hypothèse d'un fonctionnement en métapopulation des communautés végétales dans la matrice urbaine. Ces échanges seraient d'autant plus facilités par les réseaux de communication tels que les routes, les voies ferrées et les bords de Seine, qu'ils semblent déjà être les voies de propagation des espèces invasives.

2. Destruction des habitats

La destruction de certaines communautés végétales du territoire étudié est illustrée par le fort taux de renouvellement des différents modes d'occupation du sol, MOS (Figure 4). Ce taux de renouvellement est toutefois très variable d'un site à l'autre, et dépend notamment des classes du MOS. Nous avons pu montrer que les terrains vagues situés dans les zones bâties et les zones rurales étaient les plus âgés, alors que ceux situés dans les espaces ouverts et les terrains vacants ont une durée de vie plus courte (Tableau 4). Ces derniers sont donc les plus confrontés à la destruction des communautés végétales qu'ils abritent.

Nous avons pu observer que certaines communautés végétales étaient très rares sur le département, notamment les milieux humides, tels la végétation aquatique et les fourrés humides. Ils sont en faible nombre et donc ce sont potentiellement les habitats qui disparaîtront le plus vite, et ce malgré la présence marquée de la Seine et de nombreux étangs dans les différentes forêts domaniales du territoire. Le peu d'espèces d'intérêt patrimonial inventoriées dans le département (par exemple *Cuscuta europaea*, *Cardamine impatiens* ou *Thelypteris palustris*) sont souvent liées à ces habitats rares. En observant les espèces déjà disparues du territoire depuis 1960 (Tableau 1), il est évident que certains types d'habitats, rares en Ile-de-France, tels les marais et les tourbières, ne seront plus jamais retrouvés dans le département des Hauts-de-Seine.

3. Intérêt floristique et impact des structures urbaines

A l'aide du nouvel indice d'intérêt floristique, IF, nous avons pu classer les différentes communautés végétales urbaines en fonction de leur participation à la diversité floristique du département. Si, évidemment, il confirme la pauvreté des habitats les plus anthropisés et la richesse des habitats naturels, il nous a aussi révélé l'intérêt floristique de certains milieux intermédiaires, tels les terrains vagues nitrophiles. En outre, la définition de l'IF a permis de mettre en évidence les structures urbaines ayant une influence significative sur la biodiversité. Généralement deux catégories d'aires urbaines sont distinguées dans les pratiques de projets : les zones ouvertes et les zones construites. Il semble que cette classification soit inefficace d'un point de vue écologique, certaines zones bâties pouvant être des éléments utiles pour les systèmes naturels dans les villes (Szacki et al 1994). Dans cette étude nous avons montré que seules certaines classes du MOS avaient un impact négatif évident sur l'intérêt floristique des sites inventoriés : les habitats collectifs et individuels, tandis que les classes du MOS telles que les chantiers et les terrains vacants ont un impact positif sur l'intérêt floristique des sites inventoriés.

Notre étude sur les friches urbaines a mis en évidence que les sites de plus grande surface, d'âge intermédiaire, entre 4 et 13 ans, et entourés, dans un rayon de 200 m, d'espaces d'« urbain ouvert » (parcs, golfs, hippodromes) présentent les IF les plus élevés.

4. Invasions

Nous avons remarqué que le pourcentage d'espèces naturalisées dans le territoire d'étude est bien plus élevé que la moyenne nationale et qu'il croît lorsque l'on s'approche du cœur de l'agglomération parisienne. Selon les règles de 10 de Williamson (1996), 1/10^e de ces espèces deviendrait invasives, c'est donc dans les milieux urbains qu'il faut s'attendre, le plus souvent, au départ des invasions. C'est dans des milieux perturbés et au bord des voies de communications terrestres et fluviales que nous avons essentiellement recensé les espèces invasives. Elles n'ont pas l'impact négatif attendu sur la diversité floristique des friches urbaines et même dans certains cas celui-ci serait plutôt positif. Cependant, la présence des espèces invasives sur un site est souvent associée à une augmentation de la proportion d'espèces naturalisées. Par contre, la présence d'espèces invasives ne semble induire ni la perte d'espèces rares, ni la diminution de la richesse spécifique des sites envahis.

5. Homogénéisation biotique

Apparemment, les facteurs environnementaux tels que la pente, l'exposition, la géomorphologie et la roche-mère sont nivelés ou transformés par les activités humaines et perdent ainsi de leur influence sur la composition floristique des communautés (Tableau 5). Actuellement, le dépôt de composants azotés (NH et NO) va croissant sur l'ensemble du globe et contribue à une eutrophisation de la biosphère (Scherer-Lorenzen et al 2000). Cette homogénéisation des paramètres environnementaux très marquée en milieu urbain aurait pour conséquence une homogénéisation de la composition floristique des communautés végétales urbaines en faveur d'espèces nitrophiles. Dans les friches, les espèces les plus communes, *Artemisia vulgaris* L., *Cirsium arvense* (L.) Scop., *Plantago lanceolata* L.,

Picris hieracioides L., *Urtica dioica* L., sont effectivement caractérisées par leur haute capacité à supporter des sols enrichis en ressources variées (engrais, déchets anthropiques, déjections animales, etc.). Par ailleurs, nous avons pu remarquer que les pelouses urbaines sont la communauté végétale largement dominante sur le territoire avec 24 % des inventaires réalisés dans cet habitat.

B. Pour une gestion raisonnée de la diversité floristique urbaine

A ce jour, il n'existe qu'un nombre trop faible d'études portant sur les aires bâties pour apporter les recommandations nécessaires afin de minimiser les effets hostiles de l'urbanisation sur les espèces indigènes (Miller & Hobbs 2002). Pourtant, les gestionnaires d'espaces verts, les urbanistes, les propriétaires de terrains sont de plus en plus demandeurs d'informations sur la conservation en milieu urbain. Ils tablent sur les études d'écologie urbaine, souhaitant qu'elles les guident dans leurs choix d'aménagement pour la gestion durable des territoires urbanisés.

La réalisation d'inventaires floristiques à large échelle dans une zone fortement urbanisée, et l'identification de certains des facteurs qui influencent la composition des communautés végétales en ville, nous permettent de suggérer quelques pistes pour une gestion « durable » de la diversité floristique.

Nos préconisations pour assurer le maintien et si possible l'amélioration de la diversité floristique en milieu urbain sont les suivantes :

Nous recommandons la préservation de tous les habitats seminaturels encore existants, tels que les forêts et les zones humides qui sont des sources importantes d'espèces rares et les plus grands réservoirs de la diversité floristique indigène du département étudié.

Les milieux intermédiaires sont ceux qui possèdent la plus grande richesse spécifique. Celle-ci se concentre surtout dans les terrains vagues, qui, de par leur distribution importante et homogène sur le département, jouent un rôle clé dans la favorisation des échanges entre les communautés urbaines. La préservation des terrains vagues n'a donc pas d'implication pour la conservation des espèces rares mais elle est nécessaire à la protection de la biodiversité urbaine à l'échelle du paysage. La présence de ces terrains facilite les connexions entre les sites et sont une source d'espèces pour la colonisation des sites vacants. Le développement d'un réseau de friches urbaines de grande taille (plus de 2500 m²) permettrait d'assurer la longévité et les échanges entre les différentes communautés qui composent l'écosystème urbain. Il réduirait en outre les risques d'extinction des populations de plantes et favoriserait la colonisation de nouveaux sites par les semences.

Nous suggérons également d'éviter des taux de renouvellement trop rapide des friches urbaines et d'attendre une dizaine d'années avant leur destruction. Ainsi, le temps serait donné pour qu'une forte diversité spécifique s'installe et contribue au mieux à celle des sites environnants. Une gestion douce de ces sites, sans apport de sols ou d'engrais, favoriserait la préservation d'une flore caractéristique des facteurs environnementaux locaux. De plus, des actions pédagogiques informant le public de la nécessité de la préservation en l'état de telles friches et de leur protection contre toute décharge sauvage valoriserait, en tout point, cette flore indigène.

Le développement des qualités spécifiques de chaque milieu suppose que l'on mette fin aux méthodes uniformes de gestion des espaces verts dans les villes (Sukopp & Werner 1987). Pour se faire, il faudrait, par exemple, appliquer des gestions d'intensité variable sur les nombreuses pelouses du département afin d'obtenir une dynamique d'habitats s'échelonnant de la pelouse à la friche. De tels exemples sont déjà appliqués sur quelques parcelles de la coulée verte, des parcs de Sceaux et de l'île Saint-Germain.

Fondre la ville dans les réalités naturelles exige évidemment que l'on encourage la flore indigène (Sukopp & Werner 1987). Ainsi, bien que l'impact négatif des espèces invasives ne soit pas démontré sur les habitats urbains, il est évident que leur contrôle est nécessaire pour la protection des milieux naturels adjacents.

C. Méthodologie des inventaires floristiques

Au cours de notre étude nous avons été confrontés à des problèmes de méthode d'échantillonnage. L'ensemble des analyses sur la diversité floristique urbaine et sur l'impact anthropique subi sont fondées sur les relevés floristiques de terrain. Il est donc essentiel que ceux-ci soient réalisés de la manière la plus standardisée possible. Or, la confrontation aux réalités du terrain, ainsi que le temps et les moyens impartis pour réaliser les relevés nécessitent le plus souvent d'adapter les méthodes. Ceci est vrai pour cette étude comme pour nombre de programmes de suivis de la diversité floristique mis en places par des conservatoires botaniques, impliquant des botanistes professionnels et amateurs. Dans ce dernier cas, du fait que les données nécessitent un grand nombre d'observateurs à de larges échelles géographiques, elles ne satisfont pas toujours aux règles de standardisation.

Les botanistes du Conservatoire botanique national du Bassin parisien inventorient la Flore des communes d'Ile-de-France de mars à octobre. Les stations à inventorier sont choisies par le botaniste avec l'objectif de maximiser le nombre d'espèces observées par commune étudiée. Ils vont, pour ce faire, chercher le plus grand nombre d'habitats différents. La durée du relevé floristique et la surface inventoriée sont soumises à l'appréciation des botanistes, leur optique étant de réaliser le relevé le plus exhaustif par habitat homogène. Les sites inventoriés ne sont, faute de temps et de moyens, généralement visités qu'une seule fois, à l'exception de certains sites présentant des intérêts élevés de conservation.

Le nombre important de relevés (7538 étudiés ici pour la période 2001-2005) et la compétence des botanistes apportent une connaissance précieuse de la composition de la Flore de la région et nous ont permis de découvrir les stations d'espèces les plus rares et menacées.

Notre étude portant sur la répartition et l'intérêt floristique des communautés végétales d'un territoire donné, notre intérêt n'était pas d'effectuer des relevés dans la plus grande variété d'habitats mais de les effectuer dans un échantillon proportionnel des habitats existant sur ce territoire. Nous avons dû, ainsi, développer notre propre méthode d'échantillonnage (voir partie III). Si le choix des stations a été modifié par rapport à celui préconisé par le conservatoire, les techniques de relevé floristique sont quant à elles, restées inchangées.

La méthode que nous avons suivie pendant toute la durée du terrain ne s'est pas avérée sans failles, les biais statistiques rencontrés au cours de nos analyses, tels que les saisons d'inventaires différentes et le manque de suivi des sites en sont les principales. Afin d'améliorer les futurs relevés floristiques de terrain, nous avons réfléchi aux questions suivantes:

- Comment utiliser un grand nombre de données non standardisées pour dresser des conclusions sur la biodiversité ?
- Jusqu'à quel point un inventaire unique par an est-il représentatif de la diversité dans un type d'habitat donné ?
- Ou, combien d'inventaires faudrait-il réaliser pour qu'ils soient représentatifs de la diversité réellement présente dans un habitat ?
- Quelles sont les meilleures périodes pour suivre les différents habitats présents dans notre région ?

Pour répondre à ces questions, nous avons analysé les données de la base FLORA du Conservatoire Botanique National du Bassin Parisien (la base de données et les méthodes utilisées sont décrites dans l'article Annexe 4). Nous avons comparé les effets de différents efforts d'inventaires

(de 1 à 8 inventaires par an) et de protocoles (choix des périodes de relevés d'inventaires) sur la richesse spécifique relevée, dans huit habitats d'Ile-de-France.

Tout d'abord, nous avons pu démontrer que la diversité floristique d'un site est déterminée en premier lieu par la communauté végétale qui le caractérise et, à un moindre niveau, par le mois d'inventaire. L'année d'inventaire n'a pas influencé significativement la richesse observée dans les sites (Figure 3 de l'Annexe 4). Nous avons analysé la distribution de la diversité floristique relevée en moyenne pour un inventaire par an et ce, pour chaque habitat (Figure 4 de l'Annexe 4). En effectuant la moyenne sur l'ensemble des habitats, nous relevons significativement le moins d'espèces en mars, avril et août (Figure 22).

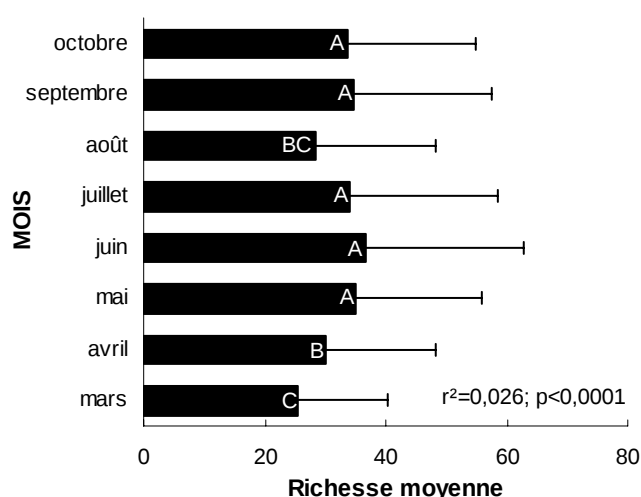


Figure 22
Richesse moyenne détectée par mois pour tous les habitats sur la période 2001-2005 avec les résultats du test de Tukey (les mois non liés par les mêmes lettres sont significativement différents). Les barres d'erreurs correspondent aux écart-types

Il existe, ainsi, une hétérogénéité de richesse relevée tout au long de l'année. En établissant la moyenne sur tous les habitats, le nombre maximum d'espèces relevé dans la base de données est obtenu au mois de juin avec 421 espèces observées en moyenne (Annexe 3a de l'Annexe 4). De plus, bien que certaines périodes de l'année semblent optimales en terme de diversité floristique relevée, l'augmentation du nombre d'inventaires floristiques a également un effet positif. En raison de la variation dans les périodes de floraison et dans la détectabilité des plantes le long de l'année, un nombre croissant d'inventaires par an supérieur à trois améliore sensiblement la richesse relevée dans les cas des eaux fraîches stagnantes, des forêts caducifoliées et des parcs et jardins urbains. Par contre, pour les habitats tels que les prairies mésophiles et les cultures, un nombre d'inventaires par an supérieur à trois n'a qu'un effet mineur sur la diversité floristique relevée (Annexe 2 de l'Annexe 4).

Les analyses ont également mis à jour d'importantes différences dans le rapport richesse moyenne / richesse totale. Le nombre d'espèces relevées pour un inventaire par an représente en moyenne 7 % de la richesse totale pour les forêts, les centres villes et les friches, alors que ce taux approche les 15 % pour les cultures et les prairies. Mais, dans tous les cas, nos résultats suggèrent que la diversité moyenne relevée dans un habitat spécifique ne reflète pas nécessairement sa diversité réelle, estimée par la richesse totale relevée sur 8 mois entre 2001 et 2005. Néanmoins, si

le nombre d'inventaires par an est supérieur à 5 (Figure 6 de l'Annexe 5), ce qui représenterait un effort maximum d'inventaire pour la plupart des programmes de suivi, la diversité relevée reflèterait significativement la diversité réelle.

En résumé, l'utilisation de l'ensemble de la diversité floristique relevée dans un habitat particulier (tous mois et années confondus) permet, sur le long terme, de tirer avantage d'un nombre de données considérable, tel que celui de FLORA, et, il est certainement la meilleure approximation de la biodiversité réelle présente dans cet habitat. Pour exemple, 839 espèces différentes ont été relevées dans les friches entre 2001 et 2005 en Ile-de-France, alors qu'en moyenne pour un inventaire, on observe 39 espèces par friche.

Par ailleurs, l'échantillonnage standardisé qui permet la comparaison de stations d'un même habitat ou d'une même région peut être optimisé. Sachant que la période de relevé doit être identique, notre étude basée sur un nombre important de relevés nous a permis de préciser pour les habitats principaux de la région, les périodes propices ainsi que le nombre optimal d'inventaires à réaliser pour une année.

D. Conclusion

Le champ d'études possible des conséquences de l'urbanisation sur la biodiversité est large car les impacts sont multiples et les écosystèmes complexes. Notre recherche a reposé en grande partie sur la connaissance de la répartition des communautés végétales et de leur flore associée. Les inventaires floristiques se sont révélés un outil précieux et restent utiles à de nouvelles études en écologie urbaine. Ce présent travail a amené des éléments de réponse aux questions fondamentales d'écologie abordées dans l'introduction.

- En milieu urbain, les paramètres physicochimiques sont modifiés et nivelés par l'activité humaine : la pollution de l'air, de l'eau et des sols, les déplacements de substrat, l'augmentation de la température, ne permettent la persistance que de certaines espèces adaptées à ces perturbations.
- La modification plus ou moins régulière de l'utilisation des sols, très rapide en ville, perturbe les cortèges floristiques présents. Nous avons montré que ce taux de renouvellement, lorsqu'il est trop fréquent, avait bien un impact négatif sur la biodiversité.
- La fragmentation de l'habitat entraîne l'extinction de petites populations du fait des phénomènes stochastiques. La mise à jour de l'existence de flux de graines et / ou de pollen dans la matrice urbaine requerrait l'étude approfondie des structures urbaines qui permettent ces flux entre sites pour pouvoir favoriser leurs réseaux dans la ville.
- La disponibilité en espèces est moins bonne que dans d'autres milieux, sauf en ce qui concerne certaines espèces exotiques qui rentrent dans le tissu urbain par les voies de communication (autoroutes, aéroports, voies ferroviaires, fleuve). La tendance des espèces invasives à croître essentiellement dans des milieux perturbés appellerait à développer la recherche engagée afin de savoir si les invasions sont la cause ou la conséquence (ou bien les deux) de la perturbation des milieux urbains. Néanmoins, notre étude a montré que la présence, en milieu urbain, de ces espèces réputées néfastes pour la biodiversité n'avait pas un impact très marqué. Ces espèces occuperaient plutôt des niches laissées vacantes par les espèces locales.

Si nous avons choisi d'étudier uniquement la flore vasculaire sauvage, il est certain que des recherches complémentaires sur d'autres groupes pour visualiser l'écosystème dans son ensemble apporteraient de meilleures connaissances sur les mécanismes régulateurs de la biodiversité en ville.

L'atlas de la flore et de la végétation des Hauts-de-Seine est en cours de réalisation, sa parution est prévue en 2007. Cet ouvrage reprend les inventaires réalisés pour cette étude et ceux de la base FLORA du conservatoire botanique. Il illustrera de manière quasi exhaustive la diversité floristique du territoire, accompagnant ainsi un possible suivi à long terme de la flore urbaine et particulièrement des phénomènes d'invasions et d'extinctions.

Bibliographie

- Agence Méditerranéenne de l'environnement, Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles. 2003. *Plantes envahissantes de la région méditerranéenne*, Agence Méditerranéenne de l'environnement, Provence-Alpes-Côte d'Azur. 48 pp.
- Arnal G. 1996. *Les plantes protégées d'Ile-de-France*. Paris: Biotope. 352 pp.
- Bailey JP, Child, L. E. & Wade, M. 1995. Assessment of the genetic variation and spread of British populations of *Fallopia japonica* and its hybrid *Fallopia x bohemica*. In *Plant Invasions - General Aspects and Special Problems*, ed. P Pysek, Prach, K., Rejmánek M. & Wade M., pp. 141-50. Amsterdam: SPB Academic Publishing
- Barbault R. 1995. Biodiversity dynamics: from population and community ecology approaches to a landscape ecology point of view. *Landscape and Urban Planning* 31: 89-98
- Bournérias M, Arnal G, Bock C. 2001. *Guide des groupements végétaux de la région parisienne*. Paris. 640 pp.
- Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel (CSRPN IdF), Direction Régionale de l'Environnement d'Ile-de-France (DIREN IdF). 2002. *Guide méthodologique pour la création de Zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF) en Ile-de-France*. Cachan: éditions Direction Régionale de l'Environnement d'Ile-de-France
- Czech B, Krausman PR, Devers PK. 2000. Economic Associations among Causes of Species Endangerment in the United States. *BioScience* 50: 593-601
- Davis AM, Glick TF. 1978. Urban ecosystems and island biogeography. *Environmental Conservation* 5: 299-304
- Dewilde JF, Lafréchoux C. 2001. *Le Cadastre vert des Hauts-de-Seine*, Direction des Espaces verts, Conseil Général des Hauts-de-Seine, Nanterre
- Filoché S, Arnal G, Moret. sous presse. La Biodiversité du département de la Seine-Saint-Denis – Atlas de la flore sauvage, Biotope, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris
- Godefroid S. 2001. Temporal analysis of the Brussels flora as indicator for changing environmental quality. *Landscape and Urban Planning* 52: 203-24
- Grumbine RE. 1990. Viable Populations, Reserve Size, and Federal Lands Management: A Critique. *Conservation Biology* 4: 127-34
- Hanski I. 1989. Metapopulation Dynamics: Does it Help to have More of the Same? *Trends in Ecology & Evolution* 4: 113-4
- Harrison C, Davies G. 2002. Conserving biodiversity that matters: practitioners' perspectives on brownfield development and urban nature conservation in London. *Journal of Environmental Management* 65: 95-108
- Hayek L-AC, Buzas MA. 1997. *Surveying Natural Populations*. New York: Columbia University Press. 563 pp.
- Heisey RM, Heisey TK. 2003. Herbicidal effects under field conditions of *Ailanthus altissima* bark extract, which contains ailanthone. *Plant and Soil* 256: 85-99
- Herbst H, Herbst V. 2006. The development of an evaluation method using a geographic information system to determine the importance of wasteland sites as urban wildlife areas. *Landscape and Urban Planning* 77: 178-95

- Hobbs RJ, Mooney HA. 1998. Broadening the Extinction Debate: Population Deletions and Additions in California and Western Australia. *Conservation Biology* 12: 271-83
- Hobbs RJ. 2000. Land-Use Changes and Invasions. In *Invasive species in a Changing World*, ed. HA Mooney, RJ Hobbs, pp. 55-64: Island press
- Horn HS. 1974. The Ecology of Secondary Succession. *Annual Review of Ecology and Systematics* [Annu. Rev. Ecol. Syst.] 5: 25-37
- Hubbell SP. 2001. *The Unified Neutral Theory of Biodiversity and Biogeography*. Princeton: Princeton University Press. 448 pp.
- IFEN : Institut français de l'environnement. 2002. Les attentes des français en matière d'environnement. *Les données de l'environnement* 74: 1-4
- IUCN : International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources. 2003. <http://www.iucn.org>
- Jongman RHG. 1995. Nature conservation planning in Europe: developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning* 32: 169-83
- Jongman RHG. 2002. Homogenisation and fragmentation of the European landscape: ecological consequences and solutions. *Landscape and Urban Planning* 58: 211-21
- Kendle T, Forbes S. 1997. *Urban Nature Conservation: Landscape management in the urban countryside*. London: Spon
- Klaus G. 2003. Ville et nature: y a-t-il vraiment incompatibilité? In *Hotspot*, pp. 3-5
- Kruskal JB. 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika* 29: 1-27
- Lambinon J, De Langhe JE, Delvosalle L, Duvalignaud J. 2004. *Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand Duché du Luxembourg, du nord de la France et des régions voisines*. Meise: Editions du Patrimoine du Jardin botanique national de Belgique. 1167 pp.
- Legendre P, Anderson MJ. 1999. Distance-based redundancy analysis: testing multi-species responses in multi-factorial ecological experiments. *Ecological Monographs* 69: 1-24
- MacDougall A, Turkington R. 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 86: 42-55
- Mack RN, Simberloff DW, Lonsdale M, Evans H, Clout M, Bazzaz FA. 2000. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. *Ecological Applications* 10:689-710
- McDonnell M, Pickett S. 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: An unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71: 1232-7
- McKinney M. 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience* 52: 883-90
- Miller JR, Hobbs RJ. 2002. Conservation Where People Live and Work. *Conservation Biology* 16: 330-7
- Müller S. 2004. *Plantes invasives en France*. Paris: Muséum national d'Histoire naturelle. 168 pp.
- Müller S. 2005. A propos de plantes invasives et de plantes envahissantes. *Le Monde des Plantes* 486: 15
- Newmark WD. 1995. Extinction of Mammal Populations in Western North American National Parks. *Conservation Biology* 9: 512-26
- Pakarinen T. 1994. Urban ecology: different phases and different approaches. In *Proceedings of the II European Meeting of the International Network for Urban Ecology*, pp. 27-33. Warszawa: Muzeum i Instytut Zoologii PAN

- Pysek P, K.Prach, Rejmanek M, Wade M. 1995. *Plant invasions: general aspects and special problems*. Amsterdam, The Netherlands: SPB Academic Publishing
- Rebele F. 1994. Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecology and Biogeography Letters* 4: 173-87
- Redford KH, Richter BD. 1999. Conservation of Biodiversity in a World of Use. *Conservation Biology* 13: 1246-56
- Richardson DM, Pyšek P, Rejmanek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity & Distributions* 6: 93
- Scherer-Lorenzen M, Elend A, Nöllert S, Schulze E-D. 2000. Plant Invasions in Germany: General Aspects and Impact of Nitrogen Deposition. In *Invasive species in a Changing World*, ed. HA Mooney, RJ Hobbs, pp. 351-68: Island press
- Shochat E, Warren PS, Faeth SH, McIntyre NE, Hope D. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 186-91
- Slobodkin LB. 2001. The good, the bad and the reified. *Evolutionary Ecology Research* 3: 1-13
- Sukopp H, Numata M. 1995. *Urban Ecology as the Basis of Urban Planning*. The Hague, Netherlands: SPB Academic Publishers
- Sukopp H, Weiler S. 1988. Biotope mapping and nature conservation strategies in urban areas of the Federal Republic of Germany. *Landscape and Urban Planning* 15: 39-58
- Sukopp H, Werner P. 1983. Urban environments and vegetation. In *Man's impact on vegetation*, ed. MJAWall W. Holzner, pp. 247-60. The Hague: Dr W.Junk Publishers
- Sukopp H, Werner P. 1987. *Développement de la faune et de la flore en territoire urbain*. Strasbourg: Conseil de l'Europe. 61 pp.
- Sukopp H. 2004. Human-caused impact on preserved vegetation. *Landscape and Urban Planning* 68: 347-55
- Szacki J, Glowacka I, Liro A, Matuszkiewicz A. 1994. The role of connectivity in the urban landscape: some results of research. In *Proceedings of the II European Meeting of the International Network for Urban Ecology*, pp. 49-56. Warszawa: Muzeum i Instytut Zoologii PAN
- Trepl L. 1994. Towards a theory of urban biocenoses: some hypotheses and research questions. In *Proceedings of the II European Meeting of the International Network for Urban Ecology*, pp. 15-9. Warszawa: Muzeum i Instytut Zoologii PAN
- United States Census. 2000. <http://www.census.gov/>
- Vitousek PM, D'Antonio LCM, Loope L, Westbrooks R. 1996. Biological invasions as global change. *American Scientist* 84: 468-78
- Westhoff V, Werner P. 1983. Man's attitude towards vegetation. In *Man's impact on vegetation*, ed. MJAWall W. Holzner, pp. 7-24. The Hague: Dr W.Junk Publishers
- Wilcove DS, D. Rothstein, J. Dubow, A. Phillips, and E. Losos. 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *BioScience* 48: 607-15
- Wilcox BA, Murphy DD. 1985. Conservation Strategy: The Effects of Fragmentation on Extinction. *The American Naturalist* 125: 879-87
- Williamson MH. 1996. *Biological Invasions*. London: Chapman & Hall. 256 pp.
- Williamson MH. 1999. Invasions. *Ecography* 22: 5-12

Annexes	61
Annexe 1 <i>Characterization and distribution of the floristic diversity in a highly urbanized area. Implications for urban management</i>	62
Annexe 2 <i>Urban structures affect floristic diversity in wastelands</i>	80
Annexe 3 <i>How do invasive plant species alter biodiversity in urban zones?</i>	96
Annexe 4 <i>Optimal periods for vegetal community inventories</i>	104
Annexe 5 <i>Nomenclature du mode d'occupation des sols en 76, 10 et 2 classes (laurif, 2003)</i>	119

Annexe 1

Characterization and distribution of the floristic diversity in a highly urbanized area. Implications for urban management.

Landscape and Urban Planning (soumis).

Audrey **Muratet**^{a,*}, Vincent **Devictor**^b, Gérard **Arnal**^a, Jacques **Moret**^a, Sarah **Wright**^c,
Nathalie **Machon**^{a,b}

^a Conservatoire botanique national du Bassin parisien, UMS Inventaire et suivi de la Biodiversité, Muséum national d'Histoire naturelle, 61 rue Buffon F-75005 Paris, France. muratet@mnhn.fr ; arnal@mnhn.fr ; moret@mnhn.fr

^b UMR 5173, Conservation des Espèces, Restauration et suivi des populations, Muséum national d'Histoire naturelle, 61 rue Buffon F-75005 Paris, France. devictor@mnhn.fr ; machon@mnhn.fr

^c Department of Botany, University of Wisconsin, 430 Lincoln Drive, Madison, WI 53706, USA. sdwright2@wisc.edu

* Corresponding author. Tel: +33 1 40 79 35 45; Fax: +33 1 40 79 35 53. E-mail address: muratet@mnhn.fr

Keywords:

IFI, Hauts-de-Seine, Land Use Pattern, Spatial distribution, Urban biodiversity, Vegetal communities

Abstract

This study represents a new contribution to the description of urban plant biodiversity. Its aim was to provide urban managers with quantitative tools to aid in decision-making to maintain biodiversity in cities. For that purpose, we examined the distribution of plant biodiversity in one of the most urbanized French departments, les Hauts-de-Seine. We used our knowledge of the distribution of vegetal communities and species to identify areas of high floristic interest.

We evaluated the floristic interest at two levels: sites and vegetal communities. For that purpose, we defined a new index: the IFI (Index of Floristic Interest) integrating global information on richness, naturalness, typicality and rarity of the species present in a site or in a community.

We also analyzed the floristic data as a function of urban characteristics to determine the factors influencing the distribution of the flora in an urban area. We compared the maps of zones with high observed and potential floristic interest in the Hauts-de-Seine in order to identify the habitats where active urban management may have the highest potential to maintain biodiversity.

Introduction

Urbanization is an important component of land-transformation processes worldwide. Now, a majority of the world's human population lives in urban areas (Grimm et al., 2000). The existence of healthy green zones with various plants and animals in urban areas contributes to human welfare. Consequently, urban zones should be managed to maintain a maximum of biodiversity and thus preserve healthy ecosystems. For that purpose, it is necessary to define urban characteristics which could enhance the floristic quality of the vegetal communities (Lofvenhaft et al., 2002).

In this study, we examined plant biodiversity in one of the most urbanized French departments, les Hauts-de-Seine. Most published studies on urban vegetal communities are specific to only one community or land-use type, such as woodlands (Godefroid and Koedam, 2003; Goodfellow and Peterken, 1981), wetlands (Mushet et al., 2002) or parks (Hermy and Cornelis, 2000; DeCandido, 2004). Furthermore, there is a strong bias in the choice of the biotopes that have been studied (Sukopp and Weiler, 1988), with less attention devoted to common biotopes. Nevertheless, a growing number of studies are conducted on the distribution of the global flora in urbanized zones. In Berlin (Germany), flora and habitat surveys were conducted along a transect from the centre of the city to the outskirts in 8km² samples (Zerbe et al., 2003). In Brussels (Belgium) (Godefroid, 2001) and Plymouth (England) (Kent et al., 1999), systematic surveys of all the observed plant species were performed in 1km² cells of a grid covering the whole city. In Almeria (Spain) (Dana et al., 2002), samples of all the vegetation types present in the city were analyzed. Our study represents a new contribution to the description of urban plant biodiversity, since it was performed in the heart of the second-largest megapole of Europe (after London).

Our purpose was (1) to precisely describe the distribution of the species over the department, (2) locate the zones of best interest for plant biodiversity, (3) analyze the floristic data as a function of urban characteristics to determine the factors influencing the distribution of the flora in an urban area (4) identify the habitats where active urban management may have the highest potential to preserve biodiversity.

For these purposes, we undertook a “comprehensive biotope mapping” (Sukopp and Weiler, 1988) to take into account all types of vegetal communities. Thus, we inventoried sites all over the Hauts-de-Seine department in every spotted vegetal community.

We used our knowledge of the distribution of vegetal communities and species to identify areas of high floristic interest. We evaluated the floristic interest at two levels: sites and communities and applied a simple, standard and objective method, based only on the analysis of our floristic inventories. Inspired by the methods developed by many authors to describe site quality (Ratcliffe, 1977; Swink and Wilhelm 1994; Wittig and Schreiber 1983; Maleyx 2001; Godefroid et al. 2003 and see Spellerberg (1992) for his review), we defined a new index: the IFI (Index of Floristic Interest) integrating global information on richness, naturalness, typicality and rarity of the species present in a site or in a community. The use of this IFI allowed us to classify the communities according to their contribution to the biodiversity of the department. Using the LUP (Land Use Pattern), we sought for the possible urban features that have had an impact on the floristic quality of the sites. Finally, we identified and discussed the implications of our results for urban planning.

Materials and Methods

STUDY AREA

The Hauts-de-Seine department is a crescent-shaped area adjacent to the western edge of the city of Paris (48°50' N; 2°14' E), in the heart of the urban area of Paris (which represents a total of 2720km²). It is composed of 36 boroughs that cover a total surface of 176km² (Fig. 1). The climate of the area is oceanic with continental trends. Mean annual temperature is 11.7°C with thermal amplitude of 16°C. Average annual precipitation is 641 mm. It is geographically relatively diverse since it is situated between the Beauce plateau and the Seine valley, encompassing a plain, small hills and a plateau. The hill region is the area that is less favorable to urbanization. The plateau is divided into 5 sub-regions by small valleys, relics of ancient waterways. The Seine

River surrounds the department to the north for a length of 39km and contains many small islands. This department has a human density of 8118 inhabit./km² (INSEE (National Institute for Statistics and Economic Studies), 1999). It is one of the most densely inhabited zones of France (Mean French density is 95 inhabit./km²). Built zones have covered about 70% of the territory for more than 20 years (IAURIF (Institute for Planning and Development of the Paris Ile-de-France Region), 2003).

SAMPLING DESIGN AND INVENTORIES

Prior to the current study, we fictively divided the whole surface of the Hauts-de-Seine with a grid of 1km² cells. We visited all the cells in order to inventory all the vegetal communities present in the department to roughly estimate their respective surface area. Accordingly, we designed our sampling methods so that every cell of the grid was visited and the number of sites inventoried per vegetal community was proportional to that community's total estimated surface area in the department. In that manner, we developed a representative sample of the vegetation of the Hauts-de-Seine (Fig. 2).

We defined a site as a location where the vegetal community was homogenous. In each site, we performed one global floristic inventory (i.e. we recorded all the wild vascular species) over its whole surface when it was possible. For the sites located in forests, we followed the delimitations used by the ONF (National Office of Forests) and the sites corresponded to the forest stands. Thus, we inventoried sites ranging from 3.39m² to 116 415m². We arbitrarily defined the environment of each site as "natural", "intermediate" or "anthropogenic" according to three scales of anthropogenic impact (Appendix A). Most of the sites were situated in "intermediate" (Fig. 2) (59%) and 21% in "anthropogenic" environments. "Natural" environments were somewhat more sparsely represented (20%).

All the species inventories were performed by the first author of this paper to avoid an observer effect. The amount of time required for inventories varied as a function of the specific richness and the site surface. Each time, exhaustivity was sought. For timing reasons, it was not possible to conduct more than one inventory per site. Thus, each site was visited only once (at only one season).

Generally, we performed inventories during every season between 2001 and 2005, but, during winter, we made few outings (108 on 1086) compared to the other seasons and data were sometimes too sparse to be statistically analyzed.

In the inventories, we classified the species as "native" or "naturalized" according to a list compiled by professional botanists of the National Botanical Conservatory of the Parisian region. Naturalized species are non-native species that have been introduced in the region and now behave like indigenous species (Richardson, et al., 2000). We dismissed cultivated or subspontaneous species.

URBANIZATION CHARACTERIZATION

Using Geographic Information System, we calculated both the surface of the sites we inventoried and their distance from Paris center (considered as an estimator of the urbanization intensity (McDonnell and Pickett, 1990; Maurer et al., 2000)).

The Land Use Pattern (LUP) provided by IAURIF (Institute for Planning and Development of the Paris Ile-de-France Region) is composed of 83 different classes, which were grouped into 10 major classes for this study (Appendix B). With MapInfo software (MapInfo corporation, 2004) we deduced the percentage of the different major classes of urbanization around each site at different scales.

DATA ANALYSIS

Floristic interest

We assessed the floristic interest of sites using four indices:

The specific richness (Rich) is the total number of different species observed in each site. The typical species are species that grow in only one type of habitat. In the Hauts-de-Seine, some of the species were only found in one type of vegetal community. For each site, we calculated the percentage of typical species (Typic) i.e. the number of typical species in the site divided by the total number of species in the site. The naturalness (Nat) corresponded to the proportion of native species in each site i.e. the number of native species divided by

the total number of species in the site (native and naturalized (see the definition above)). The rarity index (Rar) is the mean species rarity index for each site: For a species, its rarity index is the proportion of sites of the department in which it does not occur.

To determine the possible relationships between the four floristic diversity parameters (Rich, Typic, Rar, Nat) we performed pairwise linear regression models.

In order to produce a global classification of the sites, we defined a new index: the IFI (Index of Floristic Interest). Because we considered that the information born by each of them is of equal importance to quantify the floristic interest of one site, we defined IFI as a combination of the four previous indices:

$$IFI = \frac{1}{4}(\text{Rich}/\text{Richmax} + \text{Typic}/\text{Typicmax} + \text{Nat}/\text{Natmax} + \text{Rar}/\text{Rarmax}).$$

Richmax, Typicmax, Natmax and Rarmax were defined in order to equally weigh each index; Richmax, Rarmax, Typicmax and Natmax are the highest value obtained by these indexes in the department and in a given season. The IFI of one vegetal community is the mean value of the IFIs of the sites inventoried in this community. Calculations included all sites assessed within a given community, even if they had been assessed during different seasons.

According to its definition, IFI is comprised between zero and one. The sites or communities approaching the value of one are considered to have the best floristic interest.

Because it is known that the richness varies as a function of the inventoried area, we also developed a variant of the IFI: IFI per area unit IFI/a:

$$IFI/a = \frac{1}{4}((\text{Rich}/\text{area})/(\text{Rich}/\text{area})_{\text{max}} + \text{Typic}/\text{Typicmax} + \text{Nat}/\text{Natmax} + \text{Rar}/\text{Rarmax})$$

were Rich, Typic, Nat, Rar, Richmax, Typicmax, Natmax and Rarmax are the same as defined above and area is the area of the inventoried site.

Statistical analysis

We first assessed the possible “season effect” (i.e. the effect of the season during which the inventory of the site has been performed) on the floristic diversity parameters (Rich, Typic, Nat, and Rar) using a one way ANOVA.

To classify the communities, i.e. to test the “type of community” effect, a one-way ANOVA was conducted for each index and for the IFI. We performed a post hoc Tukey’s test using pairwise

comparisons of means to test differences within vegetal communities.

Using the software R (Core Team, 2004), we built a model (Pinheiro et al., 2004) that fit the distribution of the floristic interest, IFI, of the sites as a function of (1) the vegetal community in which it has been inventoried, (2) the site area, (3) its distance from Paris center and (4) the season during which the inventory was performed and (5) their interactions by pairs. We also tested for a possible spatial autocorrelation and performed a likelihood ratio test to assess the relevance of accounting for spatial autocorrelation (Pinheiro and Bates, 2000). We used Akaike Information Criterion (AIC) to assess the performance of the spatial (linear, spherical, exponential and Gaussian) and non spatial models.

Urbanization impact

The relationships between the floristic diversity parameters of the sites (Rich, Typic, Nat, Rar and IFI) and the 10 LUP surface proportions in a disc around the site were assessed (these LUP class surface proportions were deduced from MapInfo (MapInfo corporation, 2004) and ArcSinroot transformed (to approach the normality). Seven radii (between 100 m and 2km) were tested to determine at which scale IFI best fit the urbanization characteristics. Beforehand, we used an ANOVA explaining IFI variation by the site surface and its distance from Paris center. We then tested the impacts of the LUP class surfaces on the residuals of this first model. Hierarchical partitionings (Walsh and McNally, 2004) were conducted on r^2 values to isolate LUP classes with a significant independent effect on these residuals (the signs of the correlations were given by simple linear regressions) and to correct for multicollinearity (McNally, 2002). A randomization (1000 times) permitted the segregation of the significant independent effect on the Rich, Typic, Nat, Rar and IFI parameters. In the following, we considered as “active” the classes having a significant effect on IFI variation.

OBSERVED AND POTENTIAL FLORISTIC INTEREST

The calculation of the IFI per site allowed us to locate the zones with the best floristic interest (Fig. 5.a). Inverse distance weighted (IDW) interpolation estimated the value of the IFI in the unsampled areas as a weighted average of a defined number of neighborhood sites in a 3km radius, and the weight assigned to each neighborhood site decreased as distance to the unsampled areas increased. The map drawn from these (observed or interpolated) data is called “map of the zones of observed floristic interest”.

We also used the distribution of the LUP classes, isolated from the model described above for their impact on the IFI of the sites, to locate the zones with the best potential floristic interest (Fig. 5.b). These LUP classes were weighted by their R squares obtained from the hierarchical partitioning. The negative values were associated with the LUP classes which lowered the IFI; the positive values were associated with the LUP classes which enhanced it. In that way, the Site Potential Value (SPV) was defined as follows:

$$SPV = 0.023 + \sum [-r_A^2 \times (\text{surface}_A / \text{surface}_{A\text{Max}})] + \sum [r_B^2 \times (\text{surface}_B / \text{surface}_{B\text{Max}})]$$

The constant value of 0.023 was determined in order to have a SPV varying between 0 and 1. A are the LUP classes that had a significant negative effect, B are the LUP classes that had a significant positive effect. The surface_A and surface_B are the effective areas covered by each LUP class. The surface_A and $\text{surface}_B\text{Max}$ (that is the higher LUP class surface present in a 200 m radius disc).

The SPV was calculated for every inventoried site and interpolated (using IDW) in the unsampled areas. These data allowed us to draw the “map of the zones of potential floristic interest”.

Results

GENERAL FLORISTIC RESULTS

For this study, we inventoried 1120 sites from November 2001 to September 2005. We made a total of 28 381 observations (i.e. one species in one site). In the Hauts-de-Seine (176km²), we observed a total of 645 different plant species. Among them, 537 were native and 108 naturalized species. Consequently, 16.3 % of Hauts-de-Seine flora was composed of non-native species.

The species were observed in 23 different vegetal communities listed Appendix B.

FLORISTIC INTEREST OF THE SITES

The season in which we performed the inventories had a significant effect ($\alpha < 0.05$) on the richness ($r^2 = 0.014$; $p = 0.0015$), the percentage of natives ($r^2 = 0.044$; $p < 0.0001$), the species rarity ($r^2 = 0.087$; $p < 0.0001$) and the species typicality ($r^2 = 0.013$; $p = 0.0021$).

The linear regressions between the floristic diversity parameters showed significant correlations for all the tested pairs of parameters. The r^2 was generally low or very low (less than 0.03 except for the correlation $\text{Rar}^* \text{Typic}$ that was $r^2 = 0.17$). The correlations were positive except for the pairs: $\text{Rar}^* \text{Nat}$ and $\text{Typic}^* \text{Rich}$.

The Index of Floristic Interest (IFI) was calculated for all the sites (except those inventoried in winter (too few data)) with respect to the season during which they had been inventoried (richmax , typicmax , natmax and rarmax varied with the seasons). The ANOVA model applied on IFI (Table 1) demonstrated significant effects of the site surface, their distance from Paris center and the type of vegetal communities in which they had been sampled (at the upper 95% confidence limit). Thus, the results showed that the floristic interest of a site was primarily determined by the vegetal community in which it had been sampled and, to a lesser extent, by its surface and its distance from Paris center. The interaction effect Community x Area was also highly significant. Nevertheless, the season had no significant impact on the IFI. Significant correlations with area or distance to Paris center were positive.

The correlation with the distance from Paris center could be explained by a higher density of built areas in the sites near Paris ($r^2 = 0.17$, $p < 0.0001$).

We found that a significant spatial autocorrelation of IFI existed and decreased above a distance of 3km. The fitted semivariogram model we adopted for the floristic interest was the model which presented the lowest AIC value i.e. the Ratio model.

IMPACT OF URBANIZATION ON THE FLORISTIC INTEREST OF THE SITES

We examined the relationship between the proportions of each urbanization type (see Appendix B) within a certain radius around the sites and their floristic interests. We tested radii of 100m, 200m, 300m, 400m, 500m, 1km, 2km (results not shown). The best fit was obtained within a radius of 200m. The results of the hierarchical partition are given Table 2. The different LUP classes did not have the same impact on the different floristic parameters. In particular, the presence of a high proportion of water (rivers or pools) around a site appeared to enhance the species richness (Rich) as well as their typicality (Typic) and rarity (Rar). On the contrary, a high proportion of collective dwellings around the sites was linked to a low number of species and a majority of common species. Open areas presented a balanced influence on biodiversity since it was positive for naturalness and negative for rarity of the sites in their neighborhoods.

More generally, the presence of water (rivers, pools...), open or vacant urban areas and building sites had a positive impact on the global floristic interest of the sites whereas collective and individual dwellings in the neighborhood seemed to have a negative influence.

FLORISTIC INTEREST OF THE COMMUNITIES

To estimate the floristic interest of each vegetal community, we scored each index separately, the IFI (Fig. 3) and the IFIa (Fig. 4).

Generally, the class list of the communities among them differed according to the index we used. However, communities of high floristic interest were mostly found in intermediate or natural environments (Fig. 3). Anthropogenic habitats were often poor and composed of common or non-native species.

The communities that contained the highest number of species per site were mostly situated in natural and intermediate environments except in aquatic environments which contained very few species (an average of 2.6 species per site) (Fig. 3). If we consider the number of species per surface unit, embankments were the richest community. None of the other communities were significantly different from the others (Fig. 4).

The communities with the highest typicality were wet communities. The other communities had more or less the same proportion of typical species per site (around 1%).

The rarity index well discriminated the different communities. Generally, natural communities had a higher mean index of rarity than anthropogenic ones. Nevertheless, flagstones of cemetery had a rather high mean rarity index (0.862).

More globally, the calculation of the IFI allowed us to classify the vegetal communities according to their floristic interest (Fig. 3). Given the floristic quality of the species growing in aquatic habitats, this community had the highest IFI and IFI/a. Anthropogenic habitats such as feet of walls or slits of paving stones were significantly composed of the less interesting flora. Among the thirteen communities with the highest IFI, four comprised less than 3% (median value of inventoried site percentage) of the sites we inventoried; two of these were situated in wet zones.

OBSERVED AND POTENTIAL FLORISTIC INTEREST

The map of the zones of observed floristic interest is presented Fig 5.a. The zones of highest interest were found near the Seine River (A) or in the forest areas (B). On the contrary, the zones of least interest were situated in the most urbanized or industrial areas (C). The map of potential interest, calculated from the repartition of the active LUP classes (Water, Open urban, Collective and individual dwellings and, Building and vacant urban sites) is shown Fig 5.b. It locates, among other zones, all the borders of the Seine River and two parks with ponds as zones of high interest (D). It also highlights a high-interest area in the south-west where the forests are. In the north, where industrial and dwelling sites are dense, the potential floristic interest was lower.

Discussion

Species mapping has proved to be the essential first step for definition of successful urban management strategies (Schaepe, 1990, Lajeunesse et al., 1995) since it allows the zones of best interest for biodiversity to be

located. Thus the data collected through “comprehensive biotope mapping” will certainly provide an important resource for urban management (Sukopp and Weiler, 1988).

Thanks to this study, we have been able to locate the different vegetal communities in the Hauts-de-Seine. Inventories of these communities permitted us to assess their respective quality and to locate the zones of major interest for plant biodiversity i.e. zones combining high specific richness, typicality, naturalness, and rarity (Fig. 5.a).

ASSESSMENT OF SAMPLING

Representatively sampling the vegetation in urban areas is very difficult since the likelihood of randomly selecting places without vegetation or private or other inaccessible areas is particularly high. Thus, we tried to stratify our sampling by communities. To cover the whole department, we performed the inventories in all of the 1 km² cells of a fictive grid applied on the Hauts-de-Seine. We performed the inventories roughly in proportion to the surface area of each community (Fig. 2).

THE IFI

We considered the floristic interest of the sites using a new index that we developed: the IFI (Index of Floristic Interest). This index incorporates the four characters of specific richness, typicality, naturalness and rarity and allowed us to classify the communities according to the four characteristics at the same time and with the same weight. Our purpose was to create a simple, objective and repeatable index. We decided to use a limited number of factors, directly deduced from the floristic inventories that did not incorporate subjective estimations.

Even if the floristic parameters (Rich, Rar, Typic and Nat) were globally correlated to each other, we considered that the correlation was sufficiently low and the information born by each of them sufficiently specific to be worth taking into account.

Generally, the most common factor used to determine the floristic interest of the sites is the specific richness. This trait alone is not informative enough to enable land managers to set conservation priorities because it gives no information on the “floristic quality” of the present species. Therefore, we integrated three other factors to better describe the floristic interest of the

sites we inventoried: namely, the proportion of typical species and two other indicators used by Godefroid and Koedam (2003), the percentage of native species and how rare species are. However, with the definitions we used to calculate the proportion of typical species and the rarity of the species of the sites, these parameters are closely linked to the particular flora of the department. Indeed in other regions, some of the species considered here as typical or rare could grow in a range of habitats or be more common. That is why we suggest that the IFI is to be used for comparison between sites of regions at least as large as a French department (a few hundreds of km²). In too small a zone, “typic” or “rar” is less meaningful.

Other authors previously defined criteria to evaluate habitats or sites. Generally, they included subjective criteria like the potential value, the intrinsic appeal (Ratcliffe, 1977), and the inhabitant attitudes (Maleyx, 2001) to integrate the social value. The “coefficient of conservatism” is a good index of a site floristic quality that accounts for plants’ tolerance to disturbance and fidelity to specific habitat integrity (Swink and Wilhelm, 1979, 1994). However, it is assigned by experts, familiar with plant communities of a specific region, and thus can not be applied uniformly across regions. Other criteria, such as the recorded history of a site (Ratcliffe, 1977) provide potentially useful information but may not be available for some sites and regions.

DISTRIBUTION OF THE FLORISTIC DIVERSITY

The present study allowed us to characterize the flora of a particularly highly urbanized zone. In the Hauts-de-Seine department we listed 23 different vegetal communities and 645 vascular plant species. This degree of biodiversity is certainly due to the diversified topography and soils of this department and thus on the large range of habitats found in this urban zone. For example, in the Haut-de-Seine, different biotopes such as forests, river banks, parks and individual gardens are grouped in a small surface. These habitats are highly fragmented by built zones. Nevertheless, this biodiversity is relatively low. In an earlier study, Pysek assigned the

mean floristic richness of an urbanized zone as a function of the surface of the city (Pysek, 1993). His calculation was based on inventories performed in 55 cities of Central Europe. Applied on the Hauts-de-Seine (176km²), we thus expected 763 species for the department. Our sampling found 84% of this estimation (645 species). We thus conclude that biodiversity in Hauts-de-Seine is slightly lower than the biodiversity of other European cities considered in Pysek (1993). But we should emphasize that the Hauts-de-Seine is a part of the highly urbanized heart of the vast urban area of Paris (2720km²) whereas the zones studied in Pysek (1993) comprised whole urban areas (Berlin, Hamburg, Wien...) including less highly developed outskirts.

The percentage of naturalized species was 16.3 in the Hauts-de-Seine department. This was rather high compared to the national rate (9.4% (Vitousek et al., 1996)). The presence of a complex network of roads, railways, rivers, and airports has certainly contributed to the settlement of naturalized species such as *Conyza sumatrensis* (Retz.) E.Walker, *Solidago canadensis* L. and *Erigeron annuus* (L.) Desf.

During the inventories we observed five protected (one nationally and four regionally) species, among which three (*Cardamine impatiens* L., *Cuscuta europaea* L., and *Thelypteris palustris* Schott) grow in wet communities. Their presence justifies the maintenance and extension of the wet zones. These findings suggest that cities could play an important role in conservation policies (as previously indicated by Dana, 2002).

EVALUATION OF SITE INTEREST

We demonstrated that the floristic interest of a site depended on the vegetal community in which it was inventoried but also on its surface area and its distance from Paris centre. The spatial autocorrelation showed also that sites are more similar when they are located less than 3km apart (same IFI). The current study did not permit us to precisely explain this result. The autocorrelation could be due to homogeneous abiotic environmental conditions or the result of biological exchanges among populations (by pollen or seeds) at this scale. The positive correlation found between surface area and floristic interest is intuitive and well known (Arrhenius, 1921). So is it for the significant interaction effect between community and surface. The positive correlation

between floristic interest and distance from Paris centre was also expected because the distance from Paris centre is a good estimation of the urbanization density and the age of urbanization (McDonnell and Pickett, 1990; Maurer et al., 2000). For the Hauts-de-Seine, 50 years ago, a large part of the western department was an agricultural zone that has been recently converted to urban area.

We thus demonstrated that even if biodiversity exists in already urbanized zones, this biodiversity is nevertheless threatened by high density urbanization.

EVALUATION OF COMMUNITIES INTEREST

We examined the floristic interest of the different vegetal communities based on the species richness, their rarity, naturalness and typicality.

The habitats containing the largest number of species were mostly situated in "natural" and "intermediate" environments. "Natural" environments contained 477 species. "Intermediates" presented the highest number of species (529) and the "anthropogenic" environments only 316 (13 of them were only observed in very urbanized zones). High density urbanization, in replacing more natural habitats, seems to lead to a strong loss of biodiversity. If we consider the specific richness at a local scale, embankments were the richest communities per surface unit. This community is generally amended and fertilized because the substrate is used by gardeners for cultivation, which likely explains why a great number of wild annual, nitrophilous plant established on embankments.

In the same way, rare species were more often found in natural environments (rarity index = 0.89 vs 0.85 in average for all communities). Anthropogenic communities (paving areas, feet of walls and trees, flagstone of cemetery...) consisted of mostly common opportunist species (3.8% of typical species only in the anthropogenic environment vs 19.2% globally).

The naturalness index also differentiated the anthropogenic communities from the natural ones (Naturalness index in anthropogenic environment = 0.83 vs 0.89 for the natural environment). This result showed that urban

zones are particularly favorable to the establishment of exotic species. The typicality index highlighted the aquatic vegetation as a very particular flora only growing in water. The other communities of natural environments also had a higher typicality index than anthropogenic and intermediates ones (0.015 vs 0.002 and 0.005).

Overall, the IFI provided an effective indication of the role of urbanization on biodiversity. By modifying the biotopes and fragmenting them, urbanization seems to lead to the loss of a large number of native and rare species, while very common species, such as *Taraxacum campylodes* G.E.Haglund, *Urtica dioica* L., *Hedera helix* L., or naturalized species like *Conyza sumatrensis* (Retz.) E.Walker and *Buddleja davidii* Franch. or even species considered as invasive *Solidago canadensis* L. and *Reynoutria japonica* Houtt. are able to thrive. In “natural” zones, floristic interest is qualitatively and quantitatively higher than in urbanized areas. Wet zones and forests are the highest-quality habitats. Unfortunately, wet zones are poorly represented in the department (Fig. 2).

With the IFI calculated per site, we have been able to determine the zones of the department with the highest floristic interest. The map in Fig. 5.a shows the fragmented repartition of these interesting zones, which corresponded to the location of forest fragments, ponds and the Seine River banks. They also indicated the zones of lower urban density i.e. the most distant zones from Paris center. The north plain of the department, in which the urban zone is expanding, contained several small patches with low IFI.

However, a certain number of low interest sites were found in river banks and forest stands. These abnormally poor zones could be the result of inadequate management.

IMPACT OF URBANIZATION ON THE IFI OF THE SITES

In order to determine the impact of urbanization on biodiversity, we characterized relationships between the urban environment of the sites and their floristic interest. The urban environment was defined by the relative surface of the different classes (Appendix B) of the Land Use Pattern in a disc of 200m around the sites. The distance of 200 m had been chosen for its best fit to IFI variation compared to the other tested distances. In other words, in such urban areas, the influences that

exert on plant biodiversity approximately operated in a radius of 200m.

The result of the analysis showed that half of the LUP classes we defined had a significant impact on the floristic interest of the sites: Obviously, the presence of unbuilt zones such as rivers, forest, open urban areas, building and vacant urban sites had a positive impact on the vegetation quality. Among all the classes of built zones, only individual or collective dwellings had a significant influence on vegetal biodiversity and this influence was negative. These findings are important for management plans. They indicate, for example, that the establishment of dwelling districts will certainly reduce the quality of the green spaces in the neighbourhood, and all the most if dwellings replace urban open spaces.

Thanks to the data on site quality (IFI per site), we were able to draw the map of the zones with observed floristic interest (Fig. 5a). With the data of the repartition of the urban classes having a significant impact on biodiversity (water, open urban areas, building and vacant sites, individual and collective dwellings) we drew the map of zones of best potential interest (Fig. 5b). The comparison between the two maps suggests conservation strategies, in the present state of the urbanization, to maximize biodiversity. For example, along the Seine River, the banks should potentially be zones of high floristic interest. This is not always the case, due to inadequate management. When the banks have been concreted, the benefit of this habitat is lost. Now, biotechnical methods, such as live stakes, brushlayering, live cribwall, joint planting and tree revetment may be applied to stabilize streambanks without destroying the vegetation (Li and Eddleman, 2002). Another example of a zone whose floristic interest is lower than expected is given by the large parks containing ponds, designated by the D letter on the Fig. 5.b, for which a too intensive ornamental management destroyed native biodiversity and had a negative impact on the biodiversity of the surrounding green structures.

These maps are thus useful to define and localize habitats that should be priorities in terms of management and conservation.

Conclusion

This work provides a comprehensive record of the vegetal communities present in the Hauts-de-Seine department and their distribution in this urban landscape. Resources and finances are limited and therefore criteria and priorities are necessary for conservation. We highlighted the communities of highest floristic interest that should be preserved or restored if possible, and among them, those that have priority due to their rarity in the department. We emphasized which urbanization types had a significant impact on the different floristic interest criteria and at which scale. Finally the comparison between the two maps (observed and potential interest) showed zones for which better management could enhance the site IFI. All these results provide managers of green areas with criteria that can inform decision-making in order to preserve and enhance the biodiversity of this territory.

We demonstrated that the rare and protected species are very few among a pool of common and non-native ones. Consequently, we propose conservation and management strategies that aim to quantitatively and qualitatively enhance floristic diversity.

First of all, all existing “natural” habitats, such as forests and wet zones should be preserved in their whole since the species richness is positively correlated with surface area. Forests, for example,

are vital sources of rare species. Those zones are the main reservoir of native biodiversity of the department.

Finally, the intermediate environments are those that contain the highest plant richness. This richness is essentially concentrated in wastelands (a total of 382 different species) and urban lawns (a total of 304 species). These communities are well represented in the territory and do not need to be protected. But we propose to manage them in a sustainable way to prevent them from (1) invasion by exotic species (that reduces the percentage of native species) and (2) species homogenization among sites (that reduces the percentage of typical species). We encourage urban land managers to recognize that larger sites are most likely to sustain high levels of floristic quality. In addition, recommended strategies include avoiding the use of fertilizers that favor the growth of nitrophilous species (that reduce the rare species proportion). Adopting these strategies would favor rare and/or typical and/or native species and thus maintain or even increase floristic interest.

Acknowledgements

We thank Sébastien Filoche for his help in floristic determination. Funding for this research was provided by the Conseil Général des Hauts-de-Seine.

Table 1. Results of the mixed ANOVA model explaining the variation of IFI (Index of Floristic Interest).

** means p value= <0.0001; * means p value = <0.05

ANOVA	p level of significance
Source	IFI
Dist.Paris	*
Community	**
Area	*
Season	0.08
Dist.Paris x Community	0.20
Community x Season	0.52
Community x Area	**
Area x Season	0.28

Table 2. Results of the hierarchical partition on r^2 for independent contributions from 1000 randomizations of data matrices for potential explanation of mean IFI criteria residual values by site. *: significant contribution at the upper 95 % confidence limit. The positive effects are indicated by a + and the negative by a -. BUILVAC are building and vacant urban sites, COLL are collective dwellings, INDI are individuals dwellings, OPEN are open urban areas, WATE is water (rivers or ponds), WOOD are woods and forests. IFI is the Index of Floristic Interest, RICH is the species richness, RAR is the rarity index, TYPIC is the proportion of typical species and NAT is the proportion of native species. Resid means residuals.

predictor variables	IFI resid	RICH resid	RAR resid	TYPIC resid	NAT resid
BUILVAC	0.002 * +	0.013 * +	0.001	0.001	0.000
COLL	0.016 * -	0.008 * -	0.027 * -	0.001	0.002
INDI	0.005 * -	0.000	0.022 * -	0.004 * -	0.000
OPEN	0.003 * +	0.001	0.007 * -	0.000	0.013 * +
WATE	0.019 * +	0.001	0.047 * +	0.028 * +	0.000
WOOD	0.002	0.002	0.026 * +	0.001	0.001

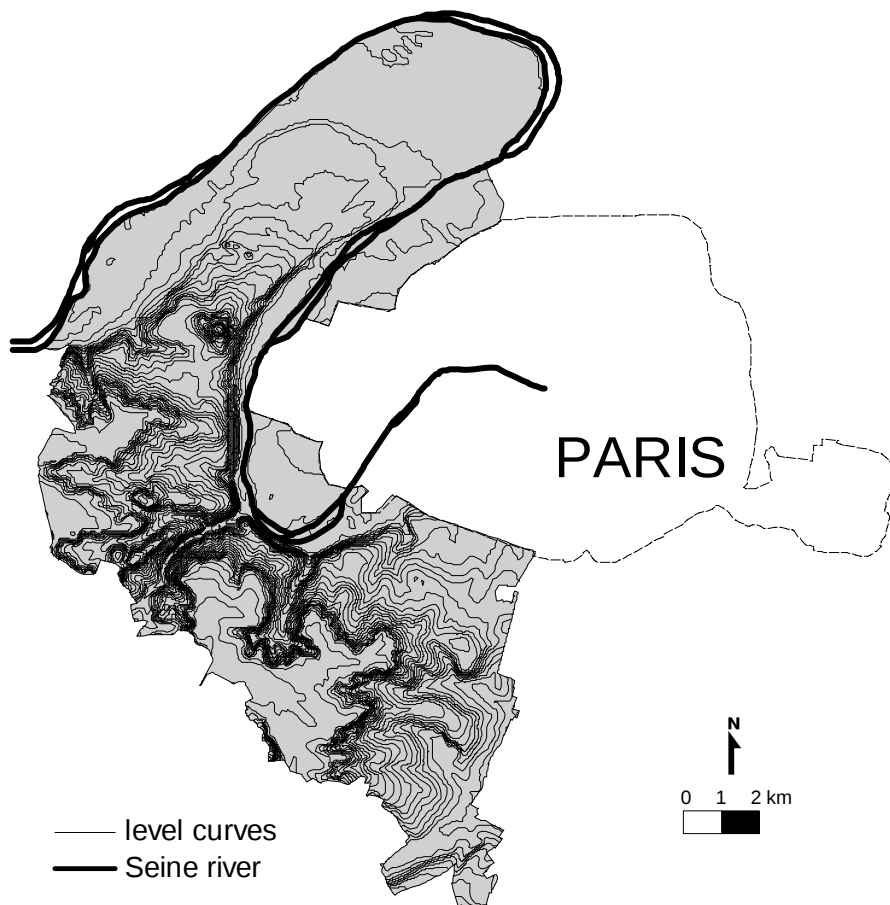


Figure 1. Location of the study area (in grey): the French department of Hauts-de-Seine.

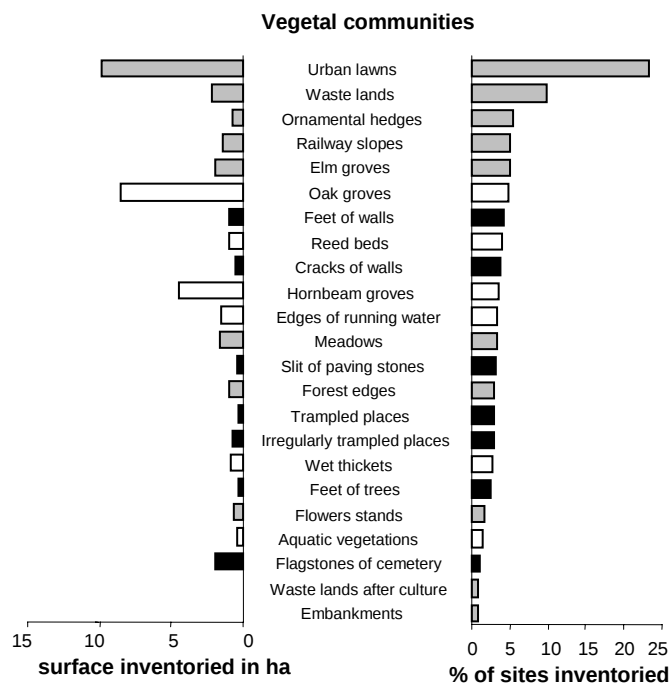


Figure 2. Distribution of the different types of vegetal communities in the department, represented by the percentage of sites inventoried and the total surface inventoried for each community. Communities considered as “natural” are represented in white, “intermediate” ones in grey, anthropogenic ones in black.

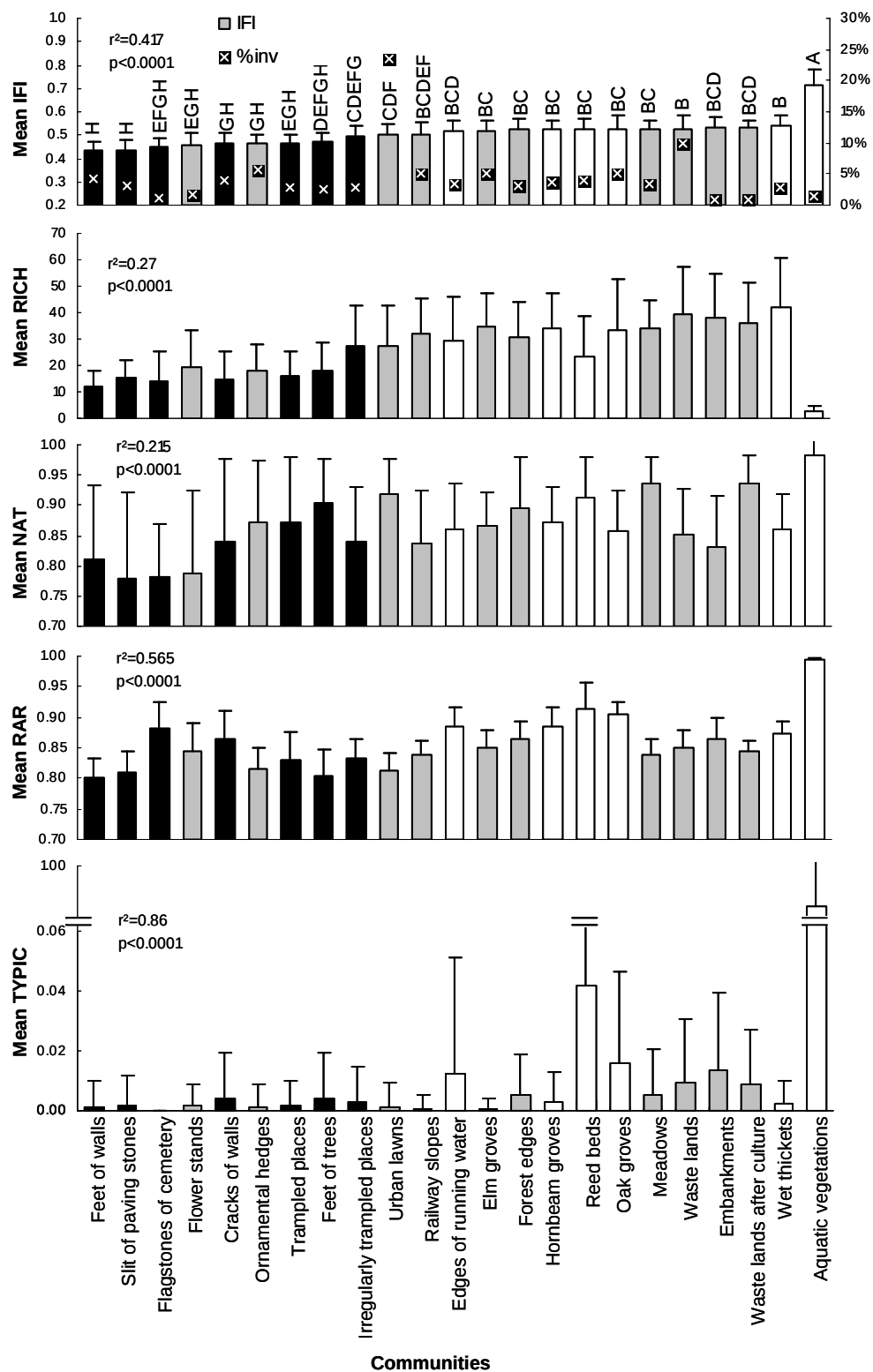


Figure 3. The value of the floristic interest parameters (Rich: species richness, Typic: proportion of typical species, Nat: proportion of native species, Rar: mean rarity index and IFI (Index of Floristic Interest) for each vegetal community and percentage of sites inventoried for each community. For the IFI, significant differences (p=0.05) are shown by different letters (Tukey's test).

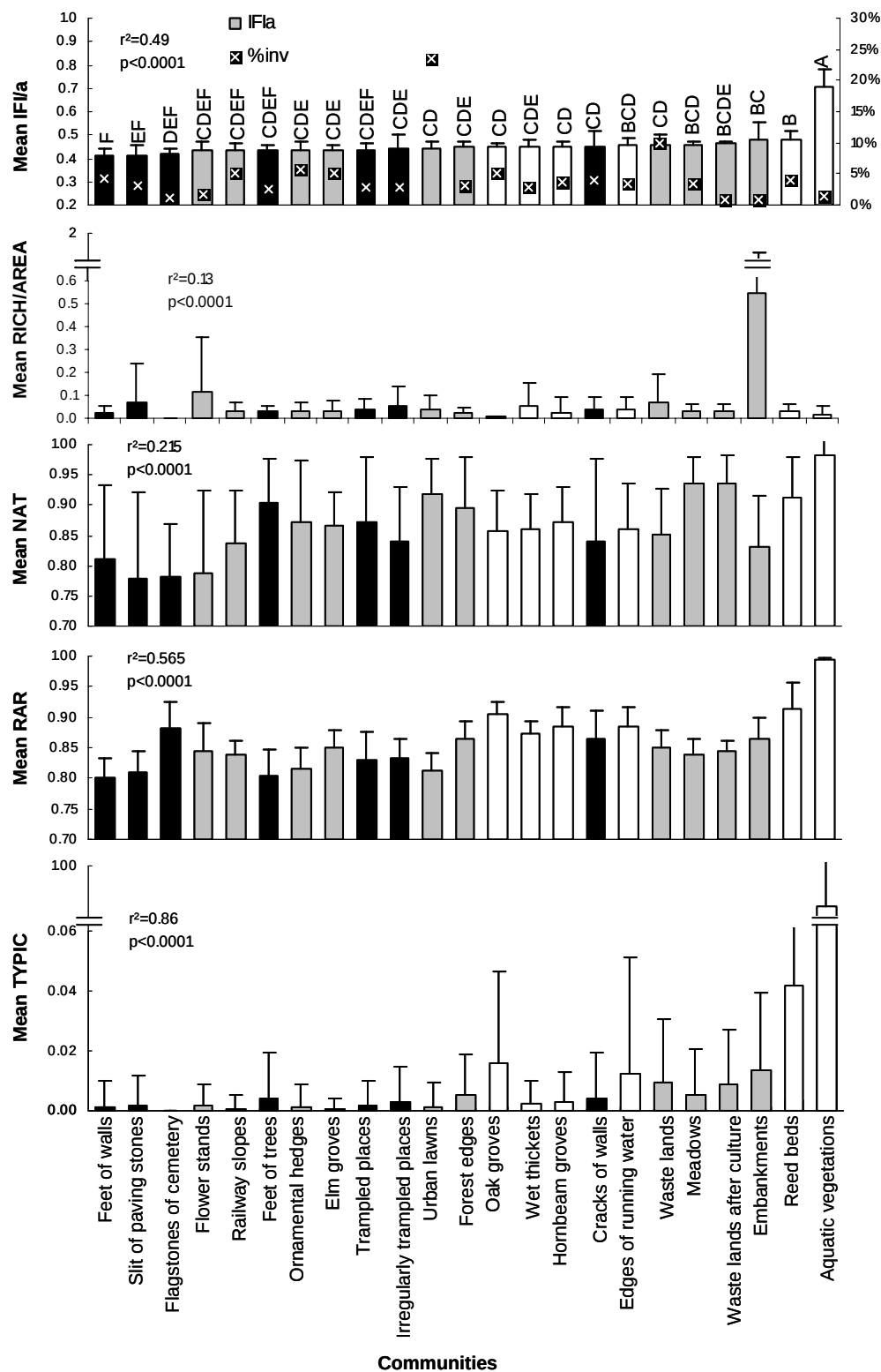


Figure 4. The value of the floristic interest parameters (Rich/a: species richness per area unit, Typic: proportion of typical species, Nat: proportion of native species, Rar: mean rarity index and IFI/a (Index of Floristic Interest per area unit) for each vegetal community and percentage of sites inventoried for each community. For the IFI/a, significant differences ($p=0.05$) are shown by different letters (Tukey's test).

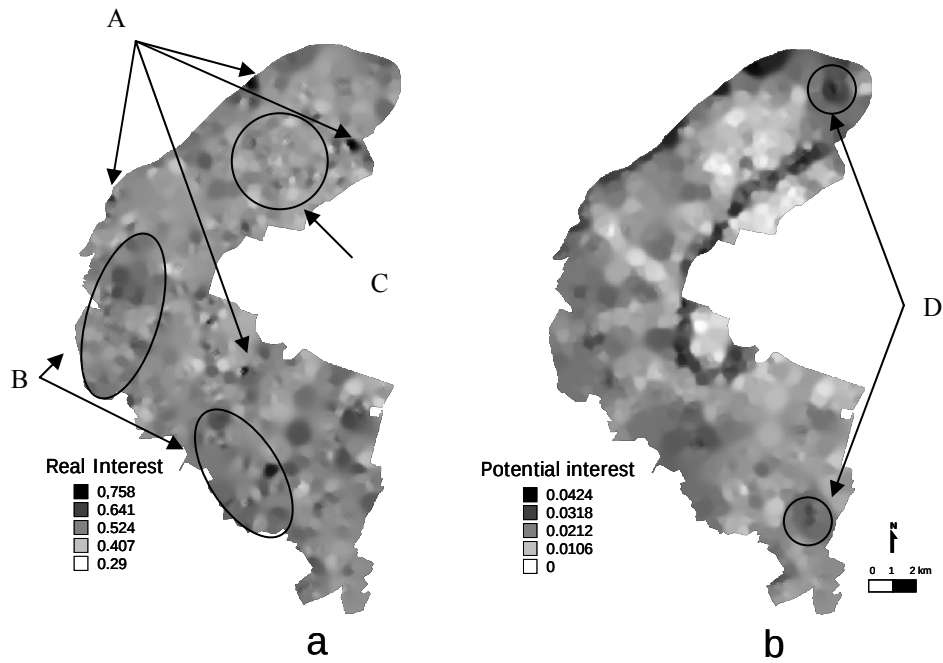


Figure 5. Repartition of the zones with high observed and potential floristic interest in the Hauts-de-Seine. (a): IFI repartition in the department using the IDW interpolation drawn with the MapInfo software (the darkest zones are the ones of highest interest). (A), (B): example of zones of high interest: the Seine river banks (A) and the forests (B) and (C), example of zones of low interest: an industrial zone. (b): Potential floristic interest repartition using the IDW interpolation drawn with the MapInfo software (the darkest zones are zones of highest potential interest). D: Example of zones of high potential interest: two departmental parks containing ponds.

Appendices

APPENDIX A. THE 23 VEGETAL COMMUNITIES WE FOUND AND INVENTORIED IN THE HAUTS-DE-SEINE

Natural environment	Intermediary environment	Anthropogenic environment
- Aquatic vegetations - Edges of running water - Hornbeam groves - Oak groves - Reed beds - Wet thickets	- Elm groves - Embankments - Flower stands - Forest edges - Meadows - Ornamental hedges - Railway slopes - Urban lawns - Waste lands - Waste lands after culture	- Cracks of walls - Feet of trees - Feet of walls - Flagstones of cemetery - Irregularly trampled places - Slit of paving stones - Trampled places

APPENDIX B. LABEL LUP CLASSES (FROM IAURIF :INSTITUTE FOR PLANNING AND DEVELOPMENT OF THE PARIS ILE-DE-FRANCE REGION)

10 Land Use Patterns	Definitions more precise
Activities (ACTI)	Warehouses, Offices, Companies
Building sites and Vacant urban (BUILVAC)	
Collective dwelling (COLL)	
Facilities (FACI)	Education, Health, Administration, Cemeteries, Electricity, Gas, Petroleum
Individual dwelling (INDI)	
Open urban areas (OPEN)	Parks, Gardens, Sports, Camping, Golf, Hippodrome
Rural (RURA)	Truck farmings, Horticulture, Orchards, Breeding Grounds, Grounds and pits
Transport (TRAN)	Railways, Highways, Parking lots
Water (WATE)	
Woods and forests (WOOD)	

References

- Arrhenius, O., 1921. Species and area. *J. Ecol.* 9, 95-99.
- Cosson, E., Germain de Saint-Pierre, E. 1861. *Flore des Environs de Paris*. Victor Masson et Fils, Paris.
- Dana, E.D., Vivas, S., Mota, J.F., 2002. Urban vegetation of Almeria City--a contribution to urban in Spain. *Landscape Urban Plan.* 59, 203-216.
- DeCandido, R., 2004. Recent changes in plant species diversity in urban Pelham Bay Park, 1947-1998. *Biol. Conserv.* 120, 129-136.
- Godefroid, S., Koedam, N., 2003. Identifying indicator plant species of habitat quality and invasibility as a guide for peri-urban forest management. *Biodivers. Conserv.* 12, 1699-1713.
- Godefroid, S., 2001. Temporal analysis of the Brussels flora as indicator for changing environmental quality. *Landscape Urban Plan.* 52, 203-224.
- Goodfellow, S., Peterken, G.F., 1981. A method for survey and assessment of woodlands for nature conservation using maps and species lists: The example of Norfolk woodlands. *Biol. Conserv.* 21, 177-195.
- Grimm, N.B., Morgan Grove, J., Pockett, S.T.A., Redman, C.L., 2000. Integrated Approaches to Long-Term Studies of Urban Ecological Systems. *BioScience* 50, 571-584.
- Hermly, M., Cornelis, J., 2000. Towards a monitoring method and a number of multifaceted and hierarchical biodiversity indicators for urban and suburban parks. *Landscape Urban Plan.* 49, 149-162.
- Kent, M., Stevens, R.A., Zhang, L., 1999. Urban plant ecology patterns and processes: a case study of the flora of the City of Plymouth, Devon, U. K. *J. Biogeogr.* 26, 1281.
- Lajeunesse, D., Domon, G., Drapeau, P., Cogliastro, A., Bouchard, A., 1995. Development and application of an ecosystem management approach for protected natural areas. *Environ. Mgmt.* 19, 481-495.
- Legendre, P., 1993. Spatial autocorrelation: Trouble or new paradigm? *Ecology* 74, 1659-1673.
- Li, M.-H., Eddleman, K.E., 2002. Biotechnical engineering as an alternative to traditional engineering methods: A biotechnical streambank stabilization design approach. *Landscape Urban Plan.* 60, 225-242.
- Lofvenhaft, K., Bjorn, C., Ihse, M., 2002. Biotope patterns in urban areas: a conceptual model integrating biodiversity issues in spatial planning. *Landscape Urban Plan.* 58, 223-240.
- McDonnell, M., Pickett, S., 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: An unexploited opportunity for ecology. *Ecology* 71, 1232-1237.
- McNally, R., 2002. Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodivers. Conserv.* 11, 1397-1401.
- Maleyx, J.-N., 2001. *Shéma départemental des espaces naturels sensibles des Hauts-de-Seine*. Direction des espaces verts, Conseil Général des Hauts-de-Seine, Nanterre.
- MapInfo, MapInfo corporation, 2004. MapInfo professional version 7.8
- Maurer, U., Peschel, T., Schmitz, S., 2000. The flora of selected urban land-use types in Berlin and Potsdam with regard to nature conservation in cities. *Landscape Urban Plan.* 46, 209-215.
- Musket, D., Euliss, N.J. & Shaffer, T., 2002. Floristic quality assessment of one natural and three restored wetland complexes in North Dakota, USA. *Wetlands* 22, 126-138.
- Paul, M., Meyer, J., 2001. Streams in the urban landscape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32, 333-365.
- Pinheiro, J.C., Bates, D.M., 2000. *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*. New-York.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., 2004. nlme: Linear and nonlinear mixed effects models. R package.
- Pyšek, P., 1993. Factors affecting the diversity of flora and vegetation in central European settlements. *Vegetatio* 106, 89-100.
- R Development, Core Team, 2004. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Ratcliffe, D.A., 1977. *A Nature Conservation Review*. Syndics of the Cambridge University Press, Cambridge.
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West, C.J., 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Divers. Distrib.* 6, 93.
- Schaepe, A., 1990. Grid mapping of bryophytes in Berlin (West). In Sukopp, H., Hejny, S. (Eds), *Urban Ecology: Plants and Plants communities in Urban Environment*. SPB Academic publishing, Den Haag, pp.251-254
- Spellerberg, I.F., 1992. *Evaluation and Assessment for Conservation*. Chapman & Hall, London.
- Sukopp, H., Weiler, S., 1988. Biotope mapping and nature conservation strategies in urban areas of the Federal Republic of Germany. *Landscape Urban Plan.* 15, 39-58.
- Swink, F.A., Wilhelm, G.S., 1994. *Plants of the Chicago Region*. Indiana Academy of Science, Indianapolis.
- Vitousek, P.M., D'Antonio, L.C.M., Loope, L., Westbrooks, R., 1996. Biological invasions as global change. *Am. Sci.* 84, 468-478.
- Walsh, C., McNally, R., 2004. hier.part: Hierarchical Partitioning. R package.
- Wittig, R., Schreiber, K.-F., 1983. A quick method for assessing the importance of open spaces in towns for urban nature conservation. *Biol. Conserv.* 26, 57-64.
- Zerbe, S., Maurer, U., Schmitz, S., Sukopp, H., 2003. Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. *Landscape Urban Plan.* 62, 139-148.

Annexe 2

Urban structures affect floristic diversity in wastelands

Ecosystems (soumis)

Audrey **Muratet**^{a,*}, Nathalie **Machon**^{a,b}, Frédéric **Jiguet**^b, Jacques **Moret**^a, Emmanuelle **Porcher**^{a,b}

^a Conservatoire botanique national du Bassin parisien, UMS Inventaire et suivi de la Biodiversité, Muséum national d'Histoire naturelle, 61 rue Buffon F-75005 Paris, France. muratet@mnhn.fr ; moret@mnhn.fr

^b UMR 5173, Conservation des Espèces, Restauration et suivi des Populations, Muséum national d'Histoire naturelle, 61 rue Buffon F-75005 Paris, France. machon@mnhn.fr ; jiguet@mnhn.fr ; porcher@mnhn.fr

* Corresponding author. Tel: +33 1 40 79 35 45; Fax: +33 1 40 79 35 53. E-mail address: muratet@mnhn.fr

Keywords:

Hauts-de-Seine, IFI, Land Use Pattern, Spatial distribution, Urban ecology, Wastelands

Abstract

Wastelands are likely to host a significant part of urban floristic diversity but have received limited attention, although pressures on these habitats are currently high. Here, we explore the potential role of wastelands in maintaining urban biodiversity to help define effective urban management plans. We quantified floristic diversity in 98 wasteland sites of Hauts-de-Seine, one of the most densely populated areas in France, and characterized the environmental parameters and spatial distribution of sites, to identify some of the factors that influence plant species composition, and to explore the impact of urban environment on the floristic interest of wastelands. The floristic richness of the 98 studied wastelands sites represented 60% of the total richness observed in the whole study area. Site richness depended on

site area (the largest sites were the richest) and site age, with a maximum floristic interest in sites of intermediate age (4 to 13 years). In the largest sites only ($> 2500\text{m}^2$), the floristic distance among sites was positively correlated with geographic distance, which suggests that migration of species among large sites partly controls local floristic composition. In contrast, the environmental distance among sites was not correlated with floristic distance. Finally, we showed that the presence of open urban areas, such as parks, golf courses, and hippodromes, within a radius of 200m increased the floristic diversity of a wasteland. We derive several recommendations to optimize the management of wastelands with respect to conservation of urban biodiversity.

Introduction

Conservation policies in urban zones usually target relicts of natural landscapes, such as wetlands or woodlands. In contrast, artificial urban habitats, and notably wastelands (abandoned lands where plant species grow without human control), are not considered as interesting green zones by most city-dwellers (Sukopp and Werner 1987) and are frequently neglected in conservation plans. However, wasteland sites, despite their often negative image, can be of importance for conservation due to their high floral diversity (Maurer and others 2000; Zerbe and others 2003; Herbst and Herbst 2006; Muratet and others submitted). The presence of wastelands in cities may thus contribute significantly to the total biodiversity in urban areas, although the extent of their role is poorly documented. As development pressures on these habitats are currently high and likely to be time persistent (Harrison and Davies 2002), studying wastelands is of primary concern to assess their role in maintaining urban biodiversity and to define effective urban management plans.

In addition to quantifying biodiversity in wastelands, identifying the factors that influence plant species composition is a crucial step for the conservation of urban biodiversity. Species composition in urban wastelands is likely influenced by (1) biotic and abiotic environmental conditions (soil, light, humidity, interspecific competition...), (2) the pool of species able to colonize from neighboring (wasteland or non-wasteland) sites, (3) the barriers preventing pollen/seed flows among sites, and (4) the frequency and intensity of human-induced disturbance. In the short to mid-term, wastelands are partly protected from human-induced disturbance by their negative image, which may favor biodiversity under certain conditions. For example, Peet and others (1983) showed that a chronic moderate level of stress can prevent competitive exclusion and favor high species diversity. However, wastelands are also generally short-lived habitats, submitted to extinction events when they are turned into built zones or parks. The succession of local extinctions and colonizations of newly vacant sites by neighboring sites may thus create metacommunity dynamics in urban wastelands. Depending on which factors exert the

strongest influence, plant species composition can be spatially autocorrelated (e.g. if among-site dispersal is possible but limited in space) or completely patchy (e.g. with no among-sites dispersal, strong effect of local environments, or influence of local human pressure only). Unraveling the relative importance of biological interactions, dispersal limitation, and environmental determinism in inducing differences in species composition among sites is a central issue in plant ecology (Hurt and Pacala 1995; Whitfield 2002).

In this paper, we study the floristic diversity of urban wastelands by (1) describing the characteristics of wasteland sites (spatial distribution, floristic diversity, age, and area) in one of the most urbanized zones of France, (2) measuring site similarities in terms of species composition as a function of their environment and spatial distribution, to identify some of the factors influencing floristic diversity and (3) exploring the impact of urban environment on the floristic interest of wastelands.

Material and methods

STUDY AREA

Wasteland floristic diversity was studied in Hauts-de-Seine (France), a crescent-shaped administrative department (48°50' N; 2°14' E) located in the heart of the urban area of Paris (which represents a total of 2720km²). It is composed of 36 boroughs that cover a total area of 176km² (Figure 1). The climate is oceanic with continental trends: the mean annual temperature is 11.7°C with a thermal amplitude of 16°C, and the average annual amount of precipitation is 641mm. The department is geographically relatively diverse, being located between the Beauce Plateau and the Seine River Valley, and encompassing a plain, small hills and a plateau. The Seine River surrounds the department to the North (39km of the department's borders) and contains many small islands. The Hauts-de-Seine department is one of the most densely inhabited zones of France, with a human density of 8118 inhabit./km² (INSEE 1999) as opposed to 95 inhabit./km² on average in France. Built zones

have covered about 70% of the territory for more than 20 years (IAURIF 2003).

SAMPLING DESIGN AND INVENTORIES

The vegetation of Hauts-de-Seine was inventoried over all the department, on a total of 986 sites, using a stratified sampling strategy, i.e. the number of inventoried sites in a given habitat was proportional to the area occupied by this habitat (see Muratet and others (submitted) for details on site location and sampling methods). Each site was inventoried once between 2001 and 2005, in spring, summer or autumn. During an inventory, we recorded all present wild vascular plant species over the whole site area ("global method"). Several environmental parameters were also recorded: light exposition, slope, type of parent rock, and site geomorphology.

Among the 986 inventoried sites, 98 were wastelands, with areas ranging from 12 to 18 263m². Wastelands were defined as sites where vegetation management has been temporarily abandoned. In 13 of these sites, chosen for their accessibility, an alternative method of inventory ("quadrat method") was used in addition to the "global" method, to test the accuracy of the latter at producing unbiased estimates of local plant diversity. In the quadrat method, we performed five replicate inventories within each site, using 3m x 3m quadrats that were placed systematically in the field to avoid an observer bias during the choice of quadrat location. To avoid a possible season effect, the quadrat method was performed over a short time period: two weeks in June 2004, during which we listed all species present in each quadrat. For each site, we thus obtained five matrices of presence/absence data of all plant species recorded in at least one of five quadrats within a site. We estimated species richness from quadrat data using probabilistic capture-recapture models initially developed to estimate the size of closed animal populations (Otis and others 1978; Pollock and others 1990). The application of closed population models to our data is relatively straightforward (Boulinier and others 1998), because it is reasonable to think that a sampled plant community is closed to local extinction and colonisation within the time period over which the species presence-absence data are collected. In our case, this methodology is particularly suitable since the replicates are spatial, not temporal. It is therefore natural to consider the sampled community as closed across the five

spatial replicates. We used the CAPTURE program in the Mark software (Rexstad and Burnham 1991) to obtain species richness estimates, as models proposed by this software can incorporate different sources of heterogeneity to explain the observed among-quadrat variation, namely differences in species detectability, differences in behavioral response of the observer, or differences in sampling unit (for example differences in the vegetation cover could have an impact on the detected diversity). The model including heterogeneity effect on capture only, $M(h)$, yielded the best fit of data and was retained to analyze the "Quadrat method"; this model is the most frequently selected model in the framework of species richness estimation (Boulinier and others 1998; Jiguet and others 2005). The estimator based on this model is the jackknife estimator proposed by Burnham and Overton (1978, 1979), and the associated variance estimator. We evidenced no significant difference between the richness observed via the "global" method and the richness estimated by capture-recapture via the "quadrat" method (Wilcoxon signed-rank test, $P = 0.097$). Therefore, the global method seems to provide an accurate and confidently unbiased measure of species richness, and the results we present in the following are derived from this method only.

GEOGRAPHIC INFORMATION SYSTEM

We mapped the distribution of wastelands in Hauts-de-Seine (Figure 1) and calculated their area using a Geographic Information System (MapInfo software, MapInfo Corporation 2004). Additional information regarding wastelands was retrieved from several updates of the Land Use Pattern (LUP) provided by IAURIF (2003): 1982, 1987, 1990, 1994, 1999, and 2003.

The LUP contains 83 different classes that were grouped into 10 major classes for this study (Appendix A). We identified the LUP classes in which wastelands were found, as well as the urban characteristics around each wasteland. By comparing the different updates of the LUP (Table 1) and identifying the first appearance of each wasteland site, we could estimate the age of each site.

DATA ANALYSIS

Index of floristic interest

To study the impact of urban environment on the floristic interest of wastelands, we used an Index of Floristic Interest (IFI, Muratet and others submitted) which synthesizes four aspects of plant diversity for a given site. It combines information on (1) species richness (Rich), the total number of species observed in the site, (2) typicality (Typic), the proportion of typical species, i.e. species that, in the Hauts de Seine, were observed in wastelands only, (3) naturalness (Nat), the proportion of native (versus naturalized) species, and (4) rarity (Rar), the fraction of sites in the department in which a given species does not occur, averaged over all species. These four characteristics of plant diversity are combined as follows to yield the IFI:

$$IFI = \frac{1}{4}(\text{Rich}/\text{Richmax} + \text{Typic}/\text{Typicmax} + \text{Nat}/\text{Natmax} + \text{Rar}/\text{Rarmax})$$

where Richmax, Typicmax, Natmax, and Rarmax are the highest values observed for these indices in the department at a given season. Standardization with seasons should partly remove seasonal effects on floristic diversity; however, temporal variation in IFI was first analyzed using a one way ANOVA and the R software (R Development Core Team 2005), to detect a residual “season” effect, i.e. to assess whether the date of inventories influenced the information provided by our index of floristic interest.

We then analyzed the variation in floristic interest (IFI) using an ANCOVA where site IFI was a function of (1) the LUP class in which sites were located, (2) distance from Paris center, (3) site age, (4) all pairwise interactions among these three variables, and (5) simple effects of ecological parameters: parent rock, geomorphology, slope, and exposition. Site area was added as a quantitative covariate in the model. Using a stepwise AIC method, this full model was simplified to retain the most informative model.

Relationship among floristic, environmental and geographic distances

As site area has a major influence on floristic diversity (see Results), sites were grouped into four quartile area classes (Table 2) to avoid

confounding area effects when analyzing the effect of geographic and environmental distances.

The floristic distance between two sites, d , measuring the difference in species composition, was calculated via the Jaccard similarity index s with the R software (R Development Core Team 2005), using the ADE4 package (Thioulouse and others 1997) as follows:

$$d = \sqrt{1 - s}$$

where s , the fraction of total species found in both sites, was calculated from the global inventories data. The environmental distance between two sites was calculated via the Gower index s_2 , which includes a correction factor for the missing values, using the ADE4 package (Thioulouse and others 1997).

$s_2 = \text{number of environmental parameters with identical values in both sites} / (\text{total number of values for all parameters} + \text{number of parameters values not found in both sites})$

Correlations between floristic distance and geographic or environmental distances were tested with simple and partial Mantel tests based on Pearson correlations using the package *vegan* from the R software (Oksanen and others 2005).

Impact of urban environment on floristic diversity

We assessed the impact of urbanization patterns around wastelands on their plant diversity by studying the relationships between (1) floristic interest within a wasteland site and (2) the proportion of area occupied by the 10 LUP classes within a 200m buffer around the site center. The LUP class area proportions were obtained using the MapInfo software (MapInfo corporation 2004) and Arcsin-root transformed to approach normality. The 200 m radius was identified in a former study as the best radius fitting floristic variation in Hauts-de-Seine to the proportion of the different LUP classes (Muratet and others submitted). We then tested the impact of the LUP class areas,

together with the significant variables of the ANOVA presented above, on the IFI. Hierarchical partitioning (Walsh and McNally 2004) were conducted on r^2 values to isolate parameters with a significant independent effect on the site IFI and to correct for multicollinearity (McNally 2002). A randomization (1000 times) permitted the segregation of the significant independent effects on the IFI.

Results

DESCRIPTION OF INVENTORIED WASTELANDS

The 98 inventoried wastelands were distributed over the whole area of the Hauts-de-Seine department (Fig. 1) and were observed in each of the ten LUP classes (Fig. 2). However, they were more frequently located in the “building and vacant area” (BUILVAC) class (28%), corresponding to transitions in land use yielding temporary abandoned plots and in the “open areas” (OPEN) class (20%), i.e. irregularly managed plots of gardens, parks, golf courses and sport fields. Wastelands in the built (ACTI, COLL, FACI, INDI and TRAN) classes corresponded to abandoned industrial plots or to small unused interstices in the built matrix. There were very few wastelands in “natural environments” (RURA, WATE and WOOD) (5%).

In contrast to what would be expected for frequently disturbed habitats, wastelands were generally old, with 66% of sites older than 21 years. The oldest (> 21 years) and youngest wastelands (< 4 years) were significantly smaller than sites of intermediate age ($r^2 = 0.21$, $P = 0.0002$, Table 1).

FLORISTIC RESULTS

We inventoried a total of 365 vascular plant species in the Hauts-de-Seine wastelands, which corresponds to 60% of the total inventoried species richness in the whole department. The mean richness was 39 species per site, varying between 5 and 92 species.

Among the 365 species, nine were found in more than half of the sites (*Artemisia vulgaris* L., *Cirsium arvense* (L.) Scop., *Plantago lanceolata* L., *Picris hieracioides* L., *Urtica dioica* L., *Taraxacum campylodes* G.E.Haglund, *Calystegia sepium* (L.) R.Br., *Rumex obtusifolius* L., and *Buddleja davidii* Franch.). All are very common

species that are also frequently found in other habitats of the study area.

Twenty-seven of the 365 species were found in wastelands only and were never observed in other habitats; ten of these occurred in more than one wasteland site and could be defined as typical wasteland species (*Anthyllis vulneraria* L., *Orobanche picridis* F.W.Schultz, *Centaurea scabiosa* L., *Polypogon monspeliensis* (L.) Desf., *Apera spica-venti* (L.) P.Beauv., *Bromus catharticus* Vahl, *Centaurea cyanus* L., *Centaurea nemoralis* Jord., *Petrorhagia prolifera* (L.) P.W.Ball and Heywood, and *Silene dioica* (L.) Clairv.). Such typical species tended to be relatively rare, i.e. they were only found in two to four sites. The other 17 species were only found in a single site over the whole department and may not be really typical of wastelands, but can instead be considered as rare in the department (although none of them has a legal conservation status at the regional or national scale).

A total of 109 species among 365 (including the 17 species above) were observed only once in wastelands but none of them is protected. These species could be rare species at the department scale (e.g. *Lythrum hyssopifolia* L., *Euphorbia cyparissias* L., and *Verbascum lychnitis* L., which were observed in two sites only over all the department) or not adapted to wasteland habitat (e.g. *Ranunculus ficaria* L., *Veronica hederifolia* L., and *Carpinus betulus* L., which were found in numerous sites (> 100) in non-wasteland habitats). In fact, only four species observed in wastelands are considered endangered at a regional scale (*Cardamine impatiens* L.) or of floristic interest in the region (*Nepeta cataria* L., *Chondrilla juncea* L., and *Torilis nodosa* (L.) Gaertn.) (CSRPN and DIREN IdF 2002); all four species were observed in 3 to 10 sites. Finally, 73 (20%) observed species were naturalized species. Within sites, the fraction of naturalized species varied between 0 and 46%, with a mean of 15%. This proportion was not significantly dependent on wasteland age ($r^2 = 0.009$, $P = 0.86$). Naturalized species remain somewhat rare, being found on average in 7.5 among 98 sites only (vs. 11.3 for native species); in addition, 27 of the 73 naturalized species were found in a single site. However, one naturalized species, namely

Buddleja davidii, was listed above as a very common wasteland species (occurring in more than half of the wasteland sites).

INDEX OF FLORISTIC INTEREST

The season during which inventories were conducted (spring, summer or autumn) had no significant effect on IFI ($r^2 = 0.01$; $P = 0.51$), which was somewhat expected as IFI partly corrects for season effects via a standardization of its components by maximum values observed within a season (see methods). The season effect was thus not retained in the subsequent statistical analyses. In the model retained by the stepwise ANOVA (Table 3), IFI depended exclusively on site area and age: larger wastelands and wastelands of intermediate age (4 to 13 years) had a higher floristic interest (Fig. 3 and 4). No interactions were significant.

RELATIONSHIP BETWEEN FLORISTIC, ENVIRONMENTAL, AND GEOGRAPHIC DISTANCES

Regardless of site area, floristic distances were never significantly correlated with environmental distances (results not shown). In contrast, in the largest sites only ($> 2500\text{m}^2$), floristic distances among sites were significantly positively correlated with geographic distances (Mantel statistics $r = 0.214$, $P < 0.001$, Fig. 5); this remained true when the environmental distances among sites were accounted for (Mantel statistics $r = 0.182$, $P = 0.003$).

IMPACT OF URBAN ENVIRONMENT ON FLORISTIC DIVERSITY

We examined the relationship between (1) the floristic interest of sites and (2) site area, site age and the proportion of each urbanization class (Appendix A) within a radius of 200 meter around the sites. The results of the hierarchical partition are given Table 4. Among the ten LUP classes, the “open areas” class only (OPEN) had a significant positive independent effect, i.e. large open urban areas in a radius of 200m favored the floristic interest of a site. As previously shown, site area and age had strong significant independent effects.

Discussion

We inventoried 98 wastelands sites in the Hauts-de-Seine department, one of the most densely populated areas in France, to document the significance of wastelands as reservoirs of floristic diversity in urban zones. In the following, we review the main characteristics of wasteland floristic diversity in Hauts-de-Seine, and we discuss the possible mechanisms underlying the observed patterns. We conclude by discussing the potential role of wastelands in the conservation of urban biodiversity.

CHARACTERISTICS OF PLANT COMMUNITIES IN URBAN WASTELANDS

Wastelands seem to be a relatively rich habitat of urban zones: their floristic richness represents 60% of the total richness observed in the whole study area, which makes wastelands the richest community in the department (382 species among the 645 species recorded), followed by urban lawns. This value is somewhat higher than observed in a similar study in Düsseldorf, where wasteland richness represented only 51% of the total richness (277 among 550 species recorded in the whole city, Gødde and others 1995). However, a substantial fraction of the observed richness was composed of naturalized species (20%), which is more than the department average (17%). This may have important consequences in terms of conservation policies (see below).

A large number of species present in a majority of the wastelands were generally temperate subcosmopolit species: *Artemisia vulgaris* L. (found in 81% of the sites), *Cirsium arvense* (L.) Scop. (72%), *Plantago lanceolata* L. (65%), *Picris hieracioides* L. (63%), *Urtica dioica* L. (59%), *Taraxacum campylodes* G.E. Haglund (52%), *Calystegia sepium* (L.) R.Br. (51%), *Rumex obtusifolius* L. (50%), and *Buddleja davidii* Franch. (50%). These species are characterized by (1) perenniality, (2) high dispersal capacity and seed production, and (3) high nitrophily (average N Ellenberg index of 7, Ellenberg 1979). Wastelands also exhibited the largest number of typical species (27 vs. 4 species on average for all other communities). A large

part (17 species) of typical wasteland flora consisted of species that were observed only once in the department. These species, because they are locally very rare, owe their maintenance through time to the possibility to migrate among sites. If such rare species are typical of wastelands (which we could not demonstrate in this study because they were observed only once), their maintenance in the department relies on the existence of networks of wastelands, i.e. groups of wastelands geographically close to each other and more or less connected through the existence of urban structures enabling gene flows.

In the wastelands of Hauts-de-Seine, we observed one regionally protected species only. The presence of such a rare species was unexpected because protected species generally grow in rare or declining habitats (such as marshes, calcareous lawns...) and are rarely observed in highly common, human-made habitats.

FACTORS INFLUENCING THE FLORISTIC DIVERSITY OF WASTELAND SITES IN A DENSELY POPULATED URBAN AREA

Site age and area

We defined wastelands as sites where vegetation management had been temporarily abandoned but had not become an identified natural habitat (e.g. a forest). Therefore, a large number of wastelands arise following destruction of buildings (BUILVAC) and are temporary abandoned until a new project is undertaken. This transition state of wastelands in building and vacant areas makes them highly vulnerable and, in contrast to other wastelands in the department, they are generally rather young because of the rapid turn-over of such habitats within cities (70 % of wastelands in BUILVAC were younger than 13 years). Wastelands in building areas were also the largest wasteland types (4494m² on average).

A significant number of wasteland sites, ranging from 12m² to 18260m², have also been observed in other classes of the land use pattern. Wastelands observed in open urban areas (OPEN) corresponded to green spaces that were less regularly managed than lawns. They were older on average than sites in building and vacant areas (44% older than 21 years) and their floristic diversity is more likely to depend strongly on the intensity of management. Wasteland sites observed in the different types of built urban areas (activities,

individual and collective dwellings, facilities, transports) corresponded to abandoned industrial plots or to small interstices in the built matrix on which no urban projects were developed. These sites were significantly the smallest ones (808m² on average) and were highly isolated (because they were surrounded by constructions), but they were stable in the long term (92% were older than 21 years). Finally, old wastelands (all older than 21 years) could also be observed in natural or rural plots (rural, water, wood), but they represented a minor fraction (5%) of wasteland sites. These wastelands were observed in the disturbed edge of natural zones.

Site age and area, which can be considered anthropogenic parameters because they are predominantly controlled by urban management, had a significant impact on the biodiversity of wastelands. The largest sites were also the richest sites (Fig. 4), as usually found in similar studies (Davis and Glick 1978) and may be more resistant to potential disturbance than small sites (Grumbine 1990). In the same way, we found a non-monotonous relationship between site age and IFI, with a maximum floristic interest observed in sites of intermediate age (4 to 13 years, Fig. 3). Too old wastelands were notably significantly less diverse than sites of intermediate age. This observed maximum diversity at intermediate age could be attributable to classical patterns of ecological successions, with transient high levels of diversity but establishment of a smaller number of species in the stable communities resulting from the initial colonization/ competition processes (Horn 1974). Alternatively, as most (70%) old wastelands were situated in built urban areas, the urban matrix may isolate them from each other, thus preventing exchanges of species (via seeds for example) and resulting in lower levels of floristic diversity.

Environmental parameters

Unexpectedly, we did not evidence of any effect of the environmental parameters (parent rock, exposition, slope, or geomorphology) on wasteland floristic diversity (Table 3) and, accordingly, the floristic distance among sites was not significantly correlated with their environmental distance. This may reflect an

actual absence of environmental effects, but may also be due to a limited accuracy of measurements or a lack of statistical power. For example, the use of parent rock (not retained in the final model of ANOVA) to describe site environment might be inefficient because, in urban and industrial areas, the ground is usually covered with alien substrates from other geographical regions (e.g. railway ballast, mine spoil), with artificial substrates (e.g. slag), or with a mixture of artificial and natural substrates (e.g. slag/clay) (Rebele 1994). In addition, site slope and exposition were very homogeneous across studied wastelands, with more than 75% of flat sites (slope < 1°) having thus no particular exposition. This is the result of strong urbanization, which tends to level all surfaces. Site geomorphology (hill, plain, valley etc.) may not have any effect on floristic diversity in sites of such a fragmented landscape, and may be relevant in large natural landscapes only. Finally, soil type and especially soil fertilization are known to usually have a conspicuous role in floristic composition and diversity in urban context (Peet and others 1983). However, this parameter was so heterogeneous within a site that a much larger number of samples would have been required to adequately explore its influence.

*Isolation by distance,
migration among wasteland
and non-wasteland sites*

In large sites, we detected significant isolation by distance for floristic diversity, i.e. large neighboring sites were often more similar on a floristic point of view than distant sites. This, together with the observed absence of environmental effects on floristic diversity, suggests that migration of species among large sites might have a significant impact on local floristic composition, which is influenced by the pool of available species in the neighborhood and their capacity to disperse/colonize. In contrast, small sites that are regularly subjected to destruction and are often isolated by the matrix of buildings are less influenced by the composition or surrounding sites.

The supply of species from non-wasteland sites likely influences floristic diversity in wastelands as well. We have shown that the presence of open urban areas within a radius of 200m increased the floristic diversity of a wasteland. Open urban areas are in fact highly diverse, since they cover 14% of

the total area and all habitats that occur in the department can be found in these areas. Hence, despite the fact that open urban areas are mainly composed of urban lawns (45%), a relatively species-poor habitat, they tend to display high levels of floristic diversity (566 species observed in Hauts de Seine) and have a strong impact on wasteland diversity.

CONCLUSIONS

Our study suggests that urban wastelands are a plant community of crucial importance in urban areas. Thanks to their large and homogeneous distribution in the department, they contain a substantial proportion of floristic diversity of cities and certainly play a key role in favoring exchanges among urban vegetal communities. Thus, although the preservation of wastelands has no implication for the conservation of rare species in the present case, our study shows that their maintenance is necessary to protect urban biodiversity as a whole, because they favor connectivity among sites and are a source of species to colonize vacant sites. Unfortunately, wastelands are one of the more threatened urban communities, due to urban intensification: for example, the total surface of building and vacant areas, which contain a large number of wastelands (Fig. 2), has continuously decreased by 24% in the last 20 years in Hauts-de-Seine.

In this work, we could not study whether the presence of wastelands has a positive impact on the floristic diversity of other habitats in the department, because we did not locate all wastelands and could not correlate the diversity at a given site with the presence/absence of wastelands in the neighborhood. However, we have shown that open areas have a positive impact on the diversity of wastelands, and it is highly likely that, in a symmetrical way, wastelands are beneficial to other communities. This issue needs to be explored further, but a first list of recommendations can be provided to urban planners and green managers, to favor the maintenance or increase of floristic diversity in the department. For example, the maintenance and the creation of large sites (> 2500m²) could favor species exchanges among wastelands, lower the extinction risk of plant

populations and provide seeds to colonize new sites. We also suggest that too rapid turnover should be avoided: waiting around ten years before construction of new buildings would leave enough time for installation of highly diverse plant communities and for a maximum contribution to the floristic diversity of surrounding sites. Finally, management should be kept as light as possible (no supply of soil or fertilizers), to favor the preservation of local flora vs. exotic species.

Acknowledgments

Funding for this research was provided by the Conseil Général des Hauts-de-Seine. We thank Yoann Faivre for his help on the field and Gérard Arnal, Sébastien Filoche and Fabrice Perriat for their help in plant identification.

Table 1. Age classes inferred from the Land Use Pattern (LUP) updates; number and average area of wasteland sites inventoried in each class. Significant differences in area ($P \leq 0.05$, Tukey's test) are indicated by different letters. Two groupings were performed so that each age class contained at least five inventories. Age could be inferred for 88 of 98 sites only, because LUP type was not available for 10 wasteland sites.

AGE CLASSES (years)	LUP CONDITIONS	NUMBER OF WASTELANDS	MEAN AREA (m ²)
Younger than 4	In the same LUP class since 2003	10	2027(BC)
Between 4 and 9	In the same LUP class since 1999	15	4053 (AB)
Between 9 and 13	In the same LUP class since 1994		
Between 13 and 16	In the same LUP class since 1990	5	6743 (A)
Between 16 and 21	In the same LUP class since 1987		
Older than 21	In the same LUP class since 1982	58	1261 (C)

Table 2. Quartile division of site area

AREA INTERVAL (m ²)	NUMBER OF STATIONS
[12.4; 399]	25
[399; 1000]	24
[1000; 2580]	24
[2580; 18300]	25

Table 3. Results of a stepwise ANOVA on IFI. Significant effects ($P \leq 0.05$) are indicated by a star (*). Effects are abbreviated as follows: LUP type = type of Land Use Pattern, DISTPARIS = Distance from the center of Paris, and EXPO = site exposition.

IFI	D.F.	F VALUE	Pr (>F)	
AREA	1	15.9	0.0003	*
AGE	3	3.1	0.0361	*
LUP type	2	1.1	0.3404	
DISTPARIS	1	1.1	0.3007	
SLOPE	2	3.1	0.0566	
EXPO	7	2.1	0.0657	
AREA:AGE	3	1.9	0.1510	
AREA:LUP type	2	0.3	0.7283	
AREA:DISTPARIS	1	0.5	0.4932	
AGE:DISTPARIS	3	0.5	0.6800	
LUP type:DISTPARIS	2	0.0	0.9976	
AREA:AGE:DISTPARIS	3	2.4	0.0793	
AREA:LUP type:DISTPARIS	2	1.7	0.1951	

Table 4. Results of a hierarchical partition on r^2 for independent contributions from 1000 randomizations of data matrices for potential explanation of mean IFI criteria values by site. *: significant contribution at the upper 95 % confidence limit. Except for area and age, effects correspond to classes of the Land Use Patterns, the abbreviations of which are given in Appendix A.

PREDICTOR VARIABLES	r^2 VALUES
area	* 0.04
age	* 0.03
ACTI	0.01
BUILVAC	0.01
COLL	0.01
FACI	0.01
INDI	0.01
OPEN	* 0.03
RURA	0.01
TRAN	0.01
WATE	0.01
WOOD	0.01

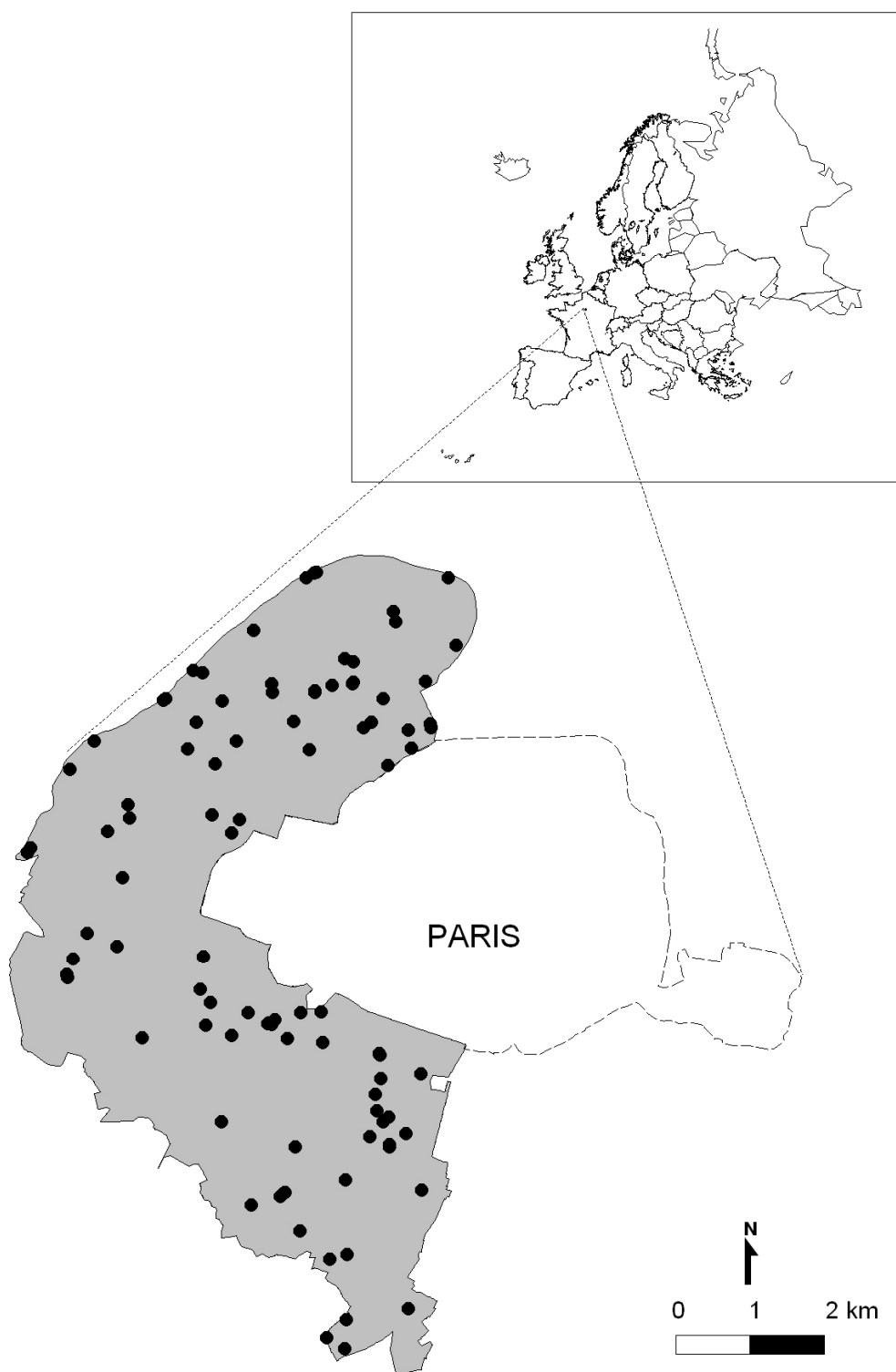


Figure 1. Location of the study area, the French department of Hauts-de-Seine (in grey). Each point corresponds to an inventoried wasteland site.

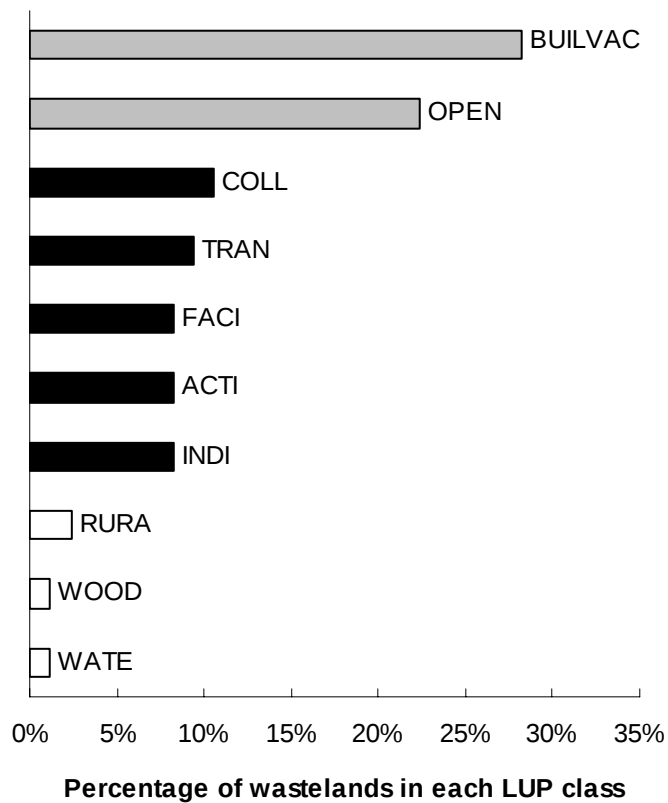


Figure 2. Percentage of wastelands in each LUP type. Open urban areas are in grey, natural and rural areas in white and built zones in black. Percentages were calculated over 85 sites only, because the LUP type was not available for 13 sites.

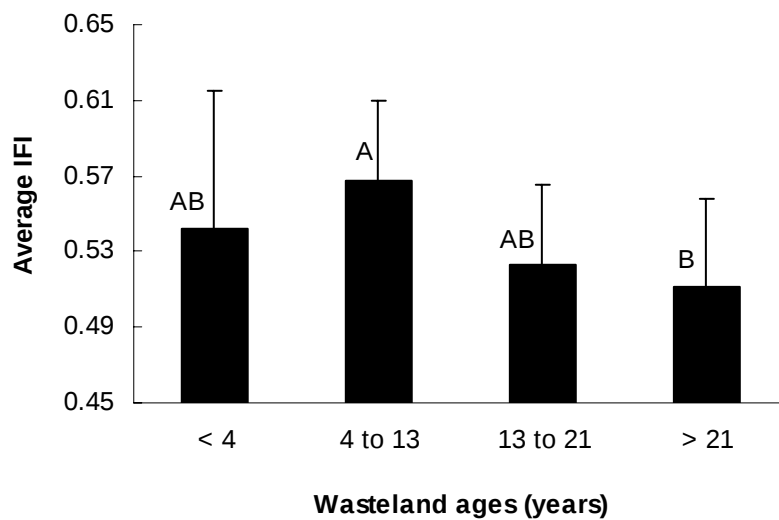


Figure 3. Average IFI as a function of wasteland age. Error bars indicate standard deviations. Significant differences ($P \leq 0.05$, Tukey's test) are indicated by different letters.

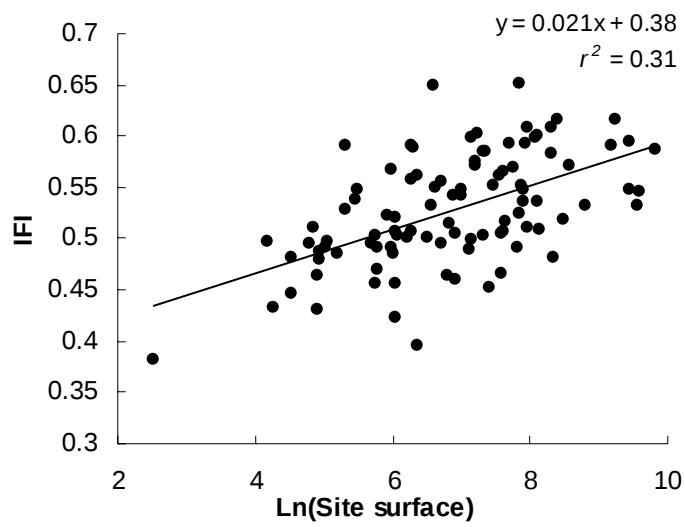


Figure 4. Relationship between IFI and wasteland site area.

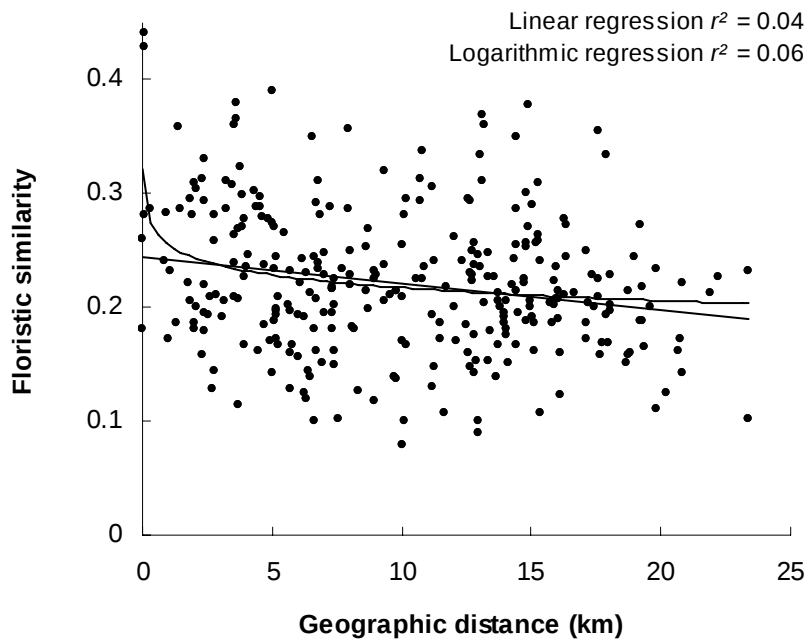


Figure 5. Floristic similarity (Jaccard index) between large sites ($> 2580\text{m}^2$) as the function of geographic distance between sites.

Appendices

APPENDIX A. ABBREVIATIONS FOR LAND USE PATTERN CLASSES (IAURIF 2003).

LAND USE PATTERNS LABELS	DEFINITIONS
ACTI	Activities (Warehouses, Offices, Companies)
BUILVAC	Building sites and Vacant urban
COLL	Collective dwelling
FACI	Facilities (Education, Health, Administration, Cemeteries, Electricity, Gas, Petroleum)
INDI	Individual dwelling
OPEN	Open urban areas (Parks, Gardens, Sports, Camping, Golf, Hippodrome)
RURA	Rural (Truck farmings, Horticulture, Orchards, Breeding grounds, Grounds and pits)
TRAN	Transport (Railways, Highways, Parking lots)
WATE	Water
WOOD	Woods and Forests

References

- Boulinier T, Nichols JD, Sauer JR, Hines JE, Pollock KH. 1998. Estimating species richness: The importance of heterogeneity in species detectability. *Ecology* 79:1018-1028
- Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel (CSRPN IdF), Direction Régionale de l'Environnement d'Ile-de-France (DIREN IdF). 2002. Guide méthodologique pour la création de Zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF) en Ile-de-France. Direction Régionale de l'Environnement d'Ile-de-France, Cachan
- Gödde M, Richarz N, Walter B. 1995. Habitat conservation and the development in the city of Düsseldorf, Germany. In: Sukopp H, Numata M, Huber A, editors. *Urban Ecology as the Basis of Urban Planning*. The Hague: SPB Academic Publishers. p163-71.
- Harrison C, Davies G. 2002. Conserving biodiversity that matters: practitioners' perspectives on brownfield development and urban nature conservation in London. *J Environ Manage* 65:95-108
- Herbst H, Herbst V. 2006. The development of an evaluation method using a geographic information system to determine the importance of wasteland sites as urban wildlife areas. *Landscape Urban Plan* 77:178-195
- Horn HS. 1974. The ecology of secondary succession. *Annu Rev Ecol Syst* 5: 25-37
- Hurtt GC, Pacala SW. 1995. The consequences of recruitment limitation: reconciling chance, history and competitive differences between plants. *J Theor Biol* 176:1-12
- IAURIF. 2003. Institute for Planning and Development of the Paris Ile-de-France Region. <http://www.iaurif.org>
- Jiguet F, Renault O, Petiau A. 2005. Estimating species richness with capture-recapture models: choice of model when sampling in heterogeneous conditions. *Bird Study* 52: 180-187
- Maurer U, Peschel T, Schmitz S. 2000. The flora of selected urban land-use types in Berlin and Potsdam with regard to nature conservation in cities. *Landscape Urban Plan* 46:209-215
- MacNally R. 2002. Multiple regression and inference in ecology and conservation biology: further comments on identifying important predictor variables. *Biodivers Conserv* 11:1397-1401
- Muratet A, Devictor V, Arnal A, Moret J, Wright S, Machon N. submitted. Characterization and distribution of the floristic diversity in a highly urbanized area. Implications for urban management.
- Oksanen J, Kindt R, O'Hara RB. 2005. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.6-9.
- Peet RK, Glenn-Lewin DC, Wolf JW. 1983. Prediction of man's impact on plant species diversity. In: Holzner W, Werger MJA, Ikusima I, editors. *Man's impact on vegetation*. The Hague: Dr W. Junk Publishers. p41-54.
- Pollock KH, Nichols JD, Brownie C, Hines JE. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monogr* 107: 1-97
- R Development Core Team. 2005. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna
- Rebele F. 1994. Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecol Biogeogr* 4:173-187
- Rexstad E, Burnham KP. 1991. User's guide for interactive program CAPTURE. Abundance estimation of closed animal populations. Colorado State University, Fort Collins, Colorado
- Sukopp H, Werner P. 1987. Développement de la faune et de la flore en territoire urbain. Strasbourg: Conseil de l'Europe. 61p.
- Thioulouse J, Chessel D, Doledec S, Olivier J-M. 1997. ADE-4: a multivariate analysis and graphical display software. *Stat Comput* 7:75-83
- Walsh C, MacNally R. 2004. *hier.part: Hierarchical Partitioning*. Version 1.0.: R package
- Whitfield J. 2002. Neutrality versus the niche. *Nature* 417:480-481
- Zerbe S, Maurer U, Schmitz S, Sukopp H. 2003. Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. *Landscape Urban Plan* 62:139-148

Annexe 3

How do invasive plant species alter biodiversity in urban zones?

Nature (en cours)

Audrey **Muratet**^{a,*}, Emmanuelle **Porcher**^{a,b}, Sandrine **Pavoine**^b, Mélina **Sahli**^a, Amélie **Sanz**^a,
Nathalie **Machon**^{a,b}

^a Conservatoire Botanique national du Bassin parisien, UMS Inventaire et suivi de la Biodiversité, Muséum national d'Histoire naturelle, 61 rue Buffon F-75005 Paris, France. muratet@mnhn.fr ; sahli@mnhn.fr ; ameli.sanz@wanadoo.fr

^b UMR 5173, Conservation des Espèces, Restauration et suivi des Populations, Muséum national d'Histoire naturelle, 61 rue Buffon F-75005 Paris, France. porcher@mnhn.fr ; pavoine@mnhn.fr ; machon@mnhn.fr

* Corresponding author. Tel: +33 1 40 79 35 45; Fax: +33 1 40 79 35 53. E-mail address: muratet@mnhn.fr

Introduction

Invasive species are known to be a major threat to biodiversity (Mack et al. 2000). As exotic plant species tend to invade hot spots of native plant diversity (Stohlgren et al. 1999), particularly woodlands and grasslands (Meiners et al. 2001; Avarez & Cushman 2002), they are expected to alter the indigenous communities and trigger extinction of native species. In urban areas, which are prone to invasions by exotic species, plant biodiversity is already depleted due to high degrees of fragmentation and habitat destruction, but is still much higher than generally believed. The diversity of habitats and the fragmentation of green zones by built zones can lead to the co-existence of diversified floras (Muratet et al. submitted; Godefroid 2001; Pysek 1998; Kent et al. 1999; Sukopp & Weiler 1988). However, green zones are usually so small in towns that such floras are considered very fragile. The establishment of exotic species with high expansion ability in these perturbed communities will likely impact them, notably via the replacement of native and/or rare species. The aim of this paper is to highlight the impact of invasive species on urban habitats, by examining the floristic differences between sites that are or are not occupied by one or more invasive plant species.

The study area is one of the most urbanized department of France (8118 inhabitants per km²), bordering Paris, and covering an area of 176km² (Fig. 1). Between 2001 and 2005, we visited 1120 sites (i.e. locations where the plant communities were homogenous) all over the department, so that the number of sites inventoried within each habitat was proportional to this habitat surface in the department (stratified sampling, Muratet et al. submitted). In each site, we performed one global floristic inventory, i.e. we recorded all the wild vascular plant species over the whole surface. We also recorded the presence/absence of the following invasive species: *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Solidago canadensis* L., *Senecio inaequidens* DC. and *Reynoutria japonica* Houtt.. These four species are known to colonize very different habitats and exhibit contrasted history of introduction in the department.

Within each habitat containing one of the invasive species, we compared the plant diversity of 'invaded' sites (i.e. sites containing any of the four invasive species) to that of the 'virgin' sites (i.e. sites without these invasive species). To describe site plant diversity, we used classical parameters: (1) species richness, (2) species richness per surface unit, (3) mean species rarity at a regional scale (rarity being measured as the proportion of sites where a given species was not observed), (4) naturalness, i.e. the proportion of native species in the site. We also used a new index, summarizing the information contained in the above four parameters: the Index of Floristic interest IFI (Muratet et al. submitted).

The four invasive species we chose to focus on are among the most conspicuous terrestrial invasive plants in this region (Müller 2004).

Originally an asian-distributed species, *Ailanthus altissima* is an allelopathic (Heisey 1996, 2003; Lawrence et al. 1991), seed-prolific tree that grows rapidly, notably via root suckers, and can thus easily out-compete native vegetation in Europe. In urban areas, it is mainly found on railway slopes, along tracks, in wastelands or in elm groves. It was introduced in Europe during the eighteenth century.

Reynoutria japonica is an herbaceous perennial native of Japan. It was introduced in Europe and North America as an ornamental plant in the early nineteenth century. It usually grows in waste places, along roadways, and other disturbed areas. Once established, this species produces dense stands, which are thought to shade and crowd out all other vegetation.

Solidago canadensis is native of North America and was introduced in Europe at the end of the seventeenth century for ornamental reasons (Müller 2004). It grows in wet zones and uncultivated areas and outcompetes the surrounding vegetation by densely covering the ground. Local dispersal is mainly ensured by seeds but can also occur via rhizome growth.

Senecio inaequidens is a perennial Asteraceae native of South Africa that has been

accidentally introduced with sheep's wool in Europe at the end of nineteenth century. It is considered as one of the most successful recent plant invaders in Europe. *S. inaequidens* has a wide range of habitats but prefers well-drained and disturbed soils. It grows along roads and railways, river banks, wastelands but also in forests. Dispersal is ensured by the large number of achenes it produces that are mainly transported by wind, but also by water, animals and human activities (especially railways).

Results

INVASIONS DO NOT ALTER SPECIES RICHNESS IN URBAN AREAS

The number of species observed per area unit was never smaller in invaded vs. virgin sites. In contrast, in some cases species richness tended to be higher in invaded sites (Table 1). However, we did not show that those species preferably established in large sites. This pattern likely arises because environmental conditions that favour invasive species also favour a large number of species, i.e. invasions occur preferably in sites with abundant resources and thus high biodiversity. This result opposes the classical hypothesis that diversity enhances community resistance to biological invasions (Chapin et al. 1998; Elton 1958).

INVASIONS DO NOT TRIGGER LOSS OF RARE SPECIES

Invaded sites were generally not deprived of rare species, and sometimes exhibited larger number of rare species than virgin sites. For example, by the edge of running waters, the relatively rare blackberry *Rubus ulmifolius* ($N = 5/8$ sites) and in wastelands, the rare *Centaurea cyanus* ($N = 2/19$) are only found in sites also containing *R. japonica*. In addition, the two species that were only found in association with *S. inaequidens*, *Bromus tectorum* and *Petrorrhagia prolifera*, are considered rare at the department scale.

INVASIONS TRIGGER LOSS OF NATIVE SPECIES

The proportion of native species in invaded sites was generally equal to or lower than that in virgin sites (Table 1). Naturalness was for example lower in wastelands with *R. japonica* or

A. altissima, in railway slopes with *A. altissima*, or in sites with *S. inaequidens* regardless of habitat. It thus appears that, in these sites, native species are replaced by naturalized species. On railway slopes without *A. altissima* for example, the native *Ranunculus repens*, *Ballota nigra*, *Lamium album* or *Lepidium draba*, where relatively common, whereas they were never observed on slopes hosting *A. altissima*; In contrast, the naturalized *Amaranthus retroflexus* and *Sisymbrium irio* were common only in sites where *A. altissima* occurred. In wastelands, the 20 most common species observed without *A. altissima* were all native species, and rarely occurred in *A. altissima*-invaded sites.

Decreased naturalness in invaded sites could be attributable solely to environmental conditions favouring the establishment of new species, without subsequent extinctions of native species. However, naturalized and native species richness were strongly correlated across sites (Fig. 2), as already observed in previous studies (Houlahan & Findlay 2004; Stohlgren et al. 1999; Levine 2000), which suggests that favourable sites for naturalized species also support large numbers of native species. Decreased naturalness in invaded sites therefore probably results from the displacement of native by invasive species.

IMPACT ON BIODIVERSITY

Generally, biodiversity, as quantified by the IFI, was not affected by the presence of either of four studied invasive species. In the few cases with higher naturalness in the virgin sites, the positive effect of large proportion of natives was counterbalanced by a low number of species. Within habitats, invaded edges of running waters or wastelands exhibited a significantly higher biodiversity than virgin sites.

Despite similar IFI, sites invaded by *R. japonica* or *A. altissima* could easily be discriminated from virgin sites using a multivariate analysis based on the species lists per habitat (Fig. 3), i.e. their species composition were (highly) different despite relatively similar environmental characteristics (parent rock, exposure, slope...). In contrast, no differences in species composition

were detected between virgin sites and sites invaded by *S. inaequidens* and *S. canadensis*.

Two alternative hypotheses may explain the appreciable differences in species composition between virgin sites and *R. japonica* or *A. altissima* invaded sites: (1) the sites were different before the colonisation by invasive plants, the success of invasions being primarily controlled by these site differences or (2) the establishment of invasive plants led to a strong ecological modification of the sites and, eventually, to their differentiation in term of species composition. Previous studies showed that invasive species can strongly impact native communities, through e.g. intensive use of resources or changes in soil moisture, and thus operate changes in the selective pressures. *R. japonica* and *A. altissima*, two species that form very dense covers on the ground, are very likely to be responsible for major changes in the community they invade. Yet, biodiversity observed in the invaded sites is not lower than in virgin sites.

Finally, note that *S. inaequidens* and *R. japonica* are rarely observed in the same sites, which suggests that they exhibit contrasted ecological preferences and do not invade sites on the basis of their “invasibility”, i.e. a general feature that would apply to all invasive species.

Conclusion

Our study of plant diversity in an urban area suggests that diversity in itself is not threatened by the presence of invasive species: species richness and mean species rarity is generally identical in virgin and invaded sites, regardless of the invasive species considered and regardless of habitat. Nevertheless, the proportion of native species is sometimes reduced in invaded sites, which could suggest that a few native species are replaced by small groups of introduced species. Although invasive species might still be a problem for urban biodiversity, the evidence for negative effects is not convincing so far.

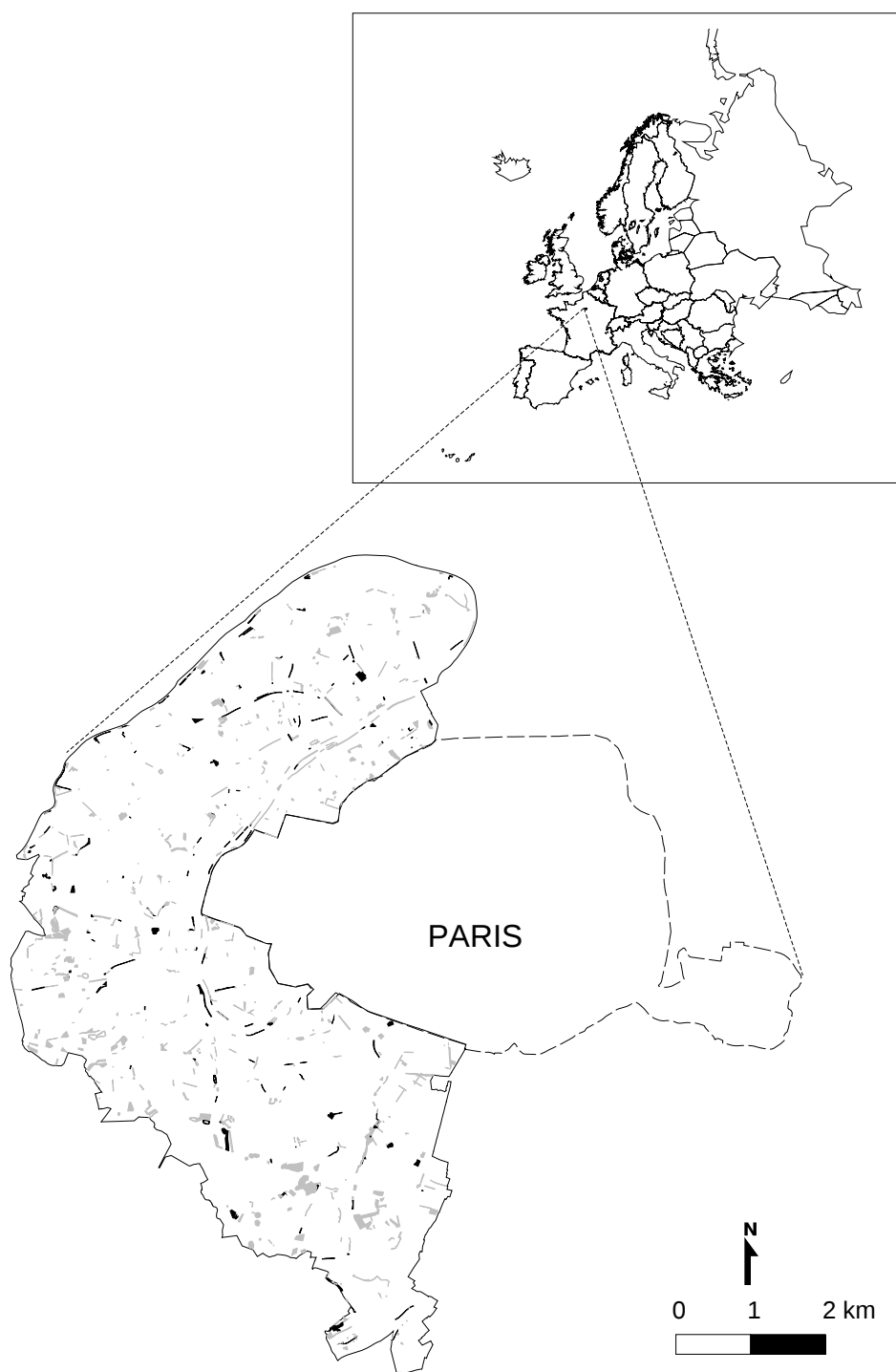


Figure 1. Location of the study area, the French department of Hauts-de-Seine. Each object corresponds to an inventoried site. In grey are represented sites without invasive species and in black sites with invasive species.

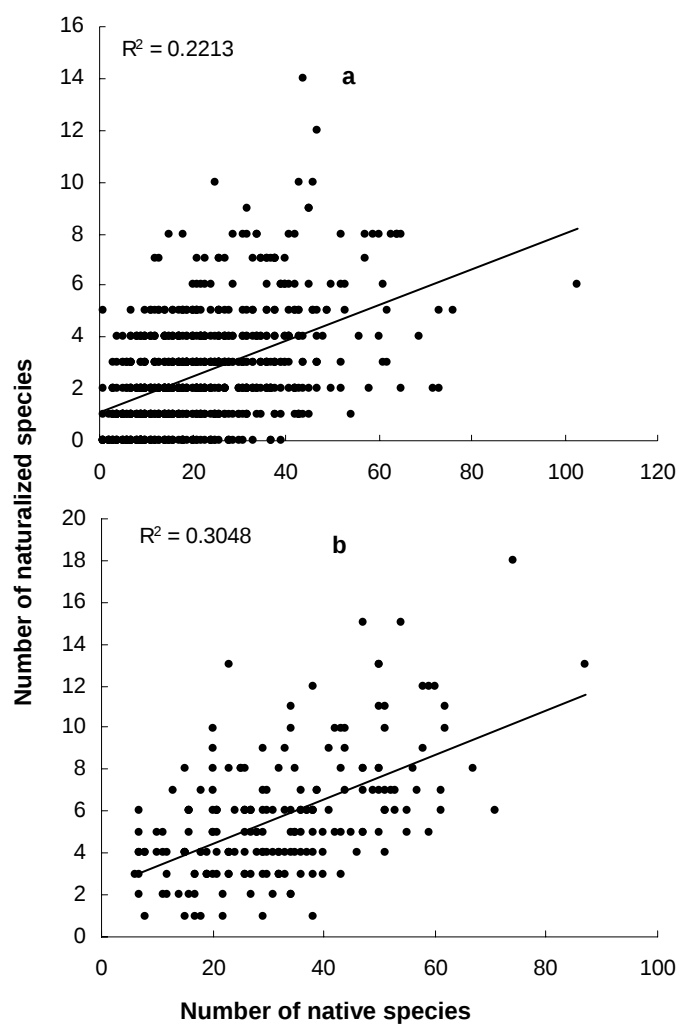


Figure 2. Linear regression between naturalized and native species richness in virgin (a) and invaded (b) sites.

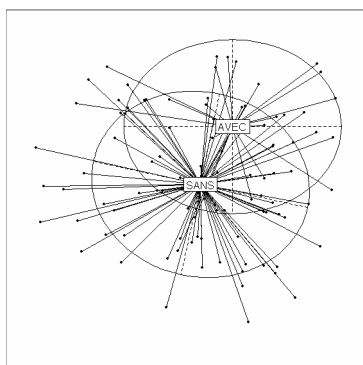


Figure 3. Results of the nonmetric Multidimensional Scaling for the sites with (AVEC) and without (SANS) *Reynoutria japonica* (test dbrDA : $p = 0.001$).

Table 1. Significant differences in richness, naturalness, rarity and for the IFI among virgin and invaded sites for each of the three species studied. *: p-value < 0.05, **: p-value < 0.001, ***: p-value < 0.0001.

Species	Biodiversity parameter	Sites with the invasive species	Sites without the invasive species	p value	Habitat
<i>Ailanthus altissima</i> (Mill.) Swingle	Richness	44.9	37.9	*	Waste lands
		38.4	33.8	*	Elm groves
	Naturalness	0.77	0.87	**	Railway slopes
		0.79	0.86	*	Waste lands
	IFI	0.48	0.51	*	Railway slopes
<i>Solidago canadensis</i> L.	Richness	61.4	38.0	*	Wet thickets
	Rarity	0.87	0.85	*	Waste lands
	IFI	0.54	0.50	**	Waste lands
<i>Reynoutria japonica</i> Houtt.	Richness	41.85	27.56	**	Edges of running water
	Rarity	0.86	0.84	*	Waste lands
	Naturalness	0.84	0.91	**	Waste lands
	IFI	0.54	0.50	***	Edges of running water

References

- Alvarez, M. E., and J. H. Cushman. 2002. Community-level consequences of a plant invasion: effects on three habitats in coastal California. *Ecological Applications* 12:1434-1444.
- Chapin III, F. S., and B. I. Sala OE, Grime JP, Hooper DU, Lauenroth WK, Lombard A, Mooney HA, Mosier AR, Naeem S, Pacala SW, Roy J, Steffen WL, Tilman D. 1998. Ecosystem consequences of changing biodiversity: experimental evidence and a research agenda for the future. *Bioscience* 48:45-52.
- Elton, C. S. 1958, *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. London, Methuen.
- Godefroid, S. 2001. Temporal analysis of the Brussels flora as indicator for changing environmental quality. *Landscape and Urban Planning* 52:203-224.
- Heisey, R. M. 1996. Identification of an allelopathic compound from *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae) and characterization of its herbicidal activity. *American Journal of Botany* 83:192-200.
- Heisey, R. M., and T. Kish Heisey. 2003. Herbicidal effects under field conditions of *Ailanthus altissima* bark extract, which contains ailanthone. *Plant and Soil* 256:85-99.
- Houlahan, J. E. and C. S. Findlay. 2004. Effect of invasive plant species on temperate wetland plant diversity. *Conservation Biology* 18:1132-1138.
- Kent, M., R. A. Stevens, and L. Zhang. 1999. Urban plant ecology patterns and processes: a case study of the flora of the City of Plymouth, Devon, U. K. *Journal of Biogeography* 26:1281.
- Lawrence, J. G., A. Colwell, and O. J. Sexton. 1991. The ecological impact of allelopathy in *Ailanthus altissima* (Simaroubaceae). *American Journal of Botany* 78:948-958.
- Levine, J. M. 2000. Species diversity and biological invasions: Relating local process to community pattern. *Science* 288:852-854.
- Mack, R. N., D. Simberloff, W. M. Lonsdale, H. Evans, M. Clout, and F. A. Bazzaz. 2000. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. *Ecological Applications* 10:689-710.
- Meiners, S. J., S. T. A. Pickett, and M. L. Cadenasso. 2001. Effects of plant invasions on the species richness of abandoned agricultural land. *Ecography* 24:633-644.
- Muller, S. 2004, *Plantes invasives en France*. Paris, Muséum national d'Histoire naturelle.
- Muratet A, Devictor V, Arnal A, Moret J, Wright S, Machon N. submitted. Characterization and distribution of the floristic diversity in a highly urbanized area. Implications for urban management.
- Pysek, P. 1998. Alien and native species in Central European urban floras: A quantitative comparison. *Journal of Biogeography* 25:155-163.
- Stohlgren, T. J., D. Binkley, G. W. Chong, M. A. Kalkhan, L. D. Schell, K. A. Bull, Y. Otsuki et al. 1999. Exotic Plant Species Invade Hot Spots of Native Plant Diversity. *Ecological Monographs* 69:25-46.
- Sukopp, H., and S. Weiler. 1988. Biotope mapping and nature conservation strategies in urban areas of the Federal Republic of Germany. *Landscape and Urban Planning* 15:39-58.

Annexe 4

Optimal periods for vegetal community inventories

Diversity and Distributions (en cours)

Audrey **Muratet**^{a,*}, Nathalie **Machon**^{a,b}, Jean-Claude **Abadie**^{a,b}, Laurent **Poncet**^a, Jacques **Moret**^a,
Alexandre **Robert**^b

^a Conservatoire botanique national du Bassin parisien, UMS Inventaire et suivi de la Biodiversité, Muséum national d'Histoire naturelle, 61 rue Buffon F-75005 Paris, France. [muratet@mnhn.fr](mailto:мурatet@mnhn.fr) ; poncet@mnhn.fr ; moret@mnhn.fr

^b UMR 5173, Conservation des Espèces, Restauration et suivi des Populations, Muséum national d'Histoire naturelle, 61 rue Buffon F-75005 Paris, France. machon@mnhn.fr ; abadie@mnhn.fr ; arobert@mnhn.fr

* Corresponding author. Tel: +33 1 40 79 35 45; Fax: +33 1 40 79 35 53. E-mail address: [muratet@mnhn.fr](mailto:мурatet@mnhn.fr)

Introduction

In order to follow the requirements defined by the Convention on Biological Diversity in Rio (1992), programs to survey biodiversity have been undertaken in many countries. Methods used are relatively diverse. However, to avoid bias, they need to be simple, and precisely standardized (Brandt, Bunce, Howard & Petit, 2002). Trenkel, Pinnegar, Rochet and Rackham (2004) demonstrated that the choice of sampling method and survey period can have an important impact on the perception of the structure and dynamics of an ecological community. For that reason, (1) the locations where inventories have to be conducted, should be randomly determined according to a standard protocol, (2) observers should possess a thorough knowledge level, as uniform as possible among them; their recordings should be as exhaustive as possible on the inventory area, (3) the recording periods have to be the same in a given region where environmental characteristics (namely climatic variables) are supposed to be relatively homogenous.

Well standardized protocols thus allow providing robust data regarding the current biodiversity in various habitats. However, such data are still lacking and do not allow to draw conclusions regarding the state of past biodiversity or its evolution over several years. In contrast, long term extensive monitoring programs exist in many countries, in which botanical conservatories have set up survey programs involving both professional and amateur botanists. Because such data sets necessitate very large number of observers and large geographic scales, they generally do not satisfy the standardization rules mentioned above. Finally, there is a trade off between the standardization of data sets, and their depth and size with, on one hand, small and well standardized data sets for conducting precise specific analysis and, on the other hand, extensive data sets that remain difficult to use to make precise inferences.

Using such an extensive data set, we investigate different options for data analysis and survey protocol, with the aims of taking benefit from the number of existing data, and improving future monitoring. We focused our study on the

proportion of floristic richness of vascular plant detected according to the annual number of records and the chosen periods for inventories. The vascular plant group is a good indicator of biodiversity, that varies with seasons, and whose distribution is well documented in the Paris Ile-de-France region (France). We analyzed data from thousands of inventories performed between 2001 and 2005 by the botanists working for the National Botanical Conservatory of the Parisian Basin (CBNBP) and gathered together in a database of the National Museum of Natural History in Paris (France).

The proportion of biodiversity recorded obviously depends on the monitoring effort. However, time and money constraint the possible number of observation tours, and only very heavy survey methods allow the detection of all species in a given areas (Yoccoz, Nichols and Boulinier, 2001). For plant species, the diversity of life cycles implies that species are sequentially detectable along the year, which makes the question of the definition of appropriate survey periods, as well as their number extremely relevant.

The overall data set is used to compare the effects of different monitoring efforts (from one up to eight inventories per year), and protocols (choice of survey periods) in different types of habitats, and to address the following questions: 1) How can extensive non-standardized existing data be used to draw conclusion on biodiversity; 2) To what extent are single inventories representative of the diversity in a given type of habitat; 3) What are the best periods to carry out surveys of specific habitats in temperate regions.

Material and method

STUDY AREA

The Ile-de-France region (IDF) covers 8 French departments situated around Paris (48°68' N; 0°17' E). It is composed of 1,281 boroughs for a total surface of 12,072km² (Fig.1). The climate of the area is temperate and opened to oceanic and continental influences. The IDF mean annual temperature

was 11.8, 12.3, 12.3 and 11.7°C respectively in 2001, 2002, 2003 and 2004 (Météo-france, 2006). The highest monthly mean temperature is usually obtained in July (around 20.5°C) and the lowest in January (2.5°C). The annual precipitations were respectively 75.3, 59.9, 44 and 49.4 mm in 2001 to 2004 (Météo-france, 2006). The territory presents a slight relief with an altitude comprised between 11 and 217m height (Acerbi & Nascimento, 2004). The climatic and fluvial erosions have modeled the landscape with plateaus, plains, hillocks and valleys. In this region, the human density is of 910 inhabits./km² (INSEE, 1999). The wild (natives and naturalized) vascular flora of the region is composed of 1630 species and 11 % of them are naturalized.

INVENTORY PROTOCOL

The National Botanical Conservatory of the Parisian Basin is a French public organism that aims to study the distribution of the flora within the Parisian basin. For that purpose, 149 botanists (professional or not) visit boroughs of the region between March and October and record as many plant species as possible. Inventories are not standardized (the duration and the surface of data recording is submitted to the observer wishes). Furthermore, locations are not randomly chosen (they are chosen by the observer with the aim of maximizing the number of detected species). There is also a strong observer effect due to the diversity of floristic competences.

DATABASE STRUCTURE

Inventory data are pooled in the database FLORA of the CBNBP. We have worked on 7358 floristic inventories that correspond to 239,453 data (i.e. one species recorded at one time in one location) recorded within the IDF between 2001 and 2005. The database includes some information on the species observed, observer, date, location (name of the borough) and habitat type according to CORINE Biotopes (Bissardon, Guibal and Rameau, 1997). For statistical needs, we removed inventories of rarely visited habitats, i.e. habitats that had not been visited at least one time per month during three years (between 2001 and 2005). Thus, inventories from eight types of habitats were retained: The Stagnant fresh water (SFW, 412 floristic inventories), Mesophile meadows (MM, 259 floristic inventories),

Deciduous forests (DF, 2072 floristic inventories), Circle of water edges (CWE, 437 floristic inventories), Cultures (C, 257 floristic inventories), Urban parks and gardens (UPG, 1012 floristic inventories), Cities and industrial sites (CIS, 1596 floristic inventories) and Wastelands (W, 1313 floristic inventories).

DATA ANALYSIS

Statistical tests

We assessed the floristic diversity of one up to eight inventories from one habitat type using the specific richness (Rich) (i.e., the total number of different species observed in one, two up to eight inventories).

One inventory

We standardized all richness variables as Poisson variables and fitted the distribution of site richness as a function of the site vegetal community, inventory month and inventory year. A hierarchical partitioning on r^2 values was performed in order to correct for multicollinearity (McNally 2002). A randomization (1000 times) permitted the segregation of the significant independent effects of the three parameters. A one-way ANOVA was conducted in order to test the “inventory month” effect on the richness. We performed a post hoc Tukey’s test using pairwise comparisons of means to test for differences within inventory months.

Iterative resampling for descriptive statistics

For the purpose of obtaining quantitative estimates of the number of species detected as a function of the monitoring effort, specific random resamplings were performed (50,000 iterations). This method allowed us to obtain iteratively the best associations of months in cases where more than one inventory per year is performed, and to compute the following estimates for each type of habitats:

$R_{av}(x)$: One year is chosen at random. x months (all different) are chosen at random. For each of these months, one inventory is chosen at random. $R_{av}(x)$ is the overall *Rich* recorded during these inventories.

$R_{opt}(x)$: Same as $R_{av}(x)$. However, months are chosen according to optimal associations (see appendix 1)

$R_{tot}(x)$: x months (all different) are chosen at random. $R_{tot}(x)$ is the overall number of species recorded in the database for these months (all inventories, all years pooled).

The ratio $R_{opt}(x)/R_{av}(x)$ quantifies the benefit of using best month associations

The ratio $R_{av}(x+1)/R_{av}(x)$ quantifies the benefit of improving monitoring effort

The ratio $R_{av}(x)/R_{tot}(x)$ provides an estimate of the loss of detection of *Rich* owing to heterogeneity in inventory condition (among years, sites, observers).

Results

VARIATION IN AVERAGE OBSERVED SPECIFIC DIVERSITY

One inventory per year

We tested the effect of the inventory month, year and type of vegetal community on Rich score. A hierarchical partition (Fig. 3) demonstrated significant independent effects of two out of the three parameters tested on specific richness (at the upper 95% confidence limit). The floristic diversity of a site is determined primarily by the vegetal community it contains and, to a lesser extent by the inventory month. The inventory year does not significantly affect the richness observed in a site.

We analyzed the distribution of the mean floristic diversity recorded for each habitat according to the inventory month, for one inventory per year (Fig 4). For humid habitats (namely stagnant fresh water and circle of water edges), the inventory month has no impact on floristic richness. In the mesophile meadows, the highest richness was recorded between April and July months and in September and October. In the deciduous forest habitat, highest Rich values were obtained in April, May, June, July and September months. For the culture habitat we recorded significantly less species in April than in all other months. In urban parks and gardens the highest richness were observed in May, June and October months. For the cities and industrial sites the maximum of species was recorded between June and October months. In the wastelands we recorded the highest amounts of species between May and October months. When pooling all habitats, we recorded

significantly less species in March, April and August months (Fig 4bis).

MONITORING EFFORT AND SAMPLING REPRESENTATIVITY

In this section, the average specific richness recorded during single inventory events within one year (for x inventories per year) $R_{av}(x)$ is systematically compared with $R_{tot}(x)$, the specific richness recorded when pooling all data (for x different months, all years, all inventories). As $R_{tot}(x)$ is expected to be the best approximation of the actual biodiversity present within the periods of the year considered in the habitats considered, this comparison allows us to assess the loss of richness observed owing to observer, site and year heterogeneity.

Iterative resamplings show that the average specific richness recorded ($R_{av}(x)$) increases with the number of inventories per year x . However this increase is logarithmic, with a decreasing benefit of further improving the monitoring effort as x increases. Although this trend is similar for all types of habitats, quantitative differences should be noted: for some habitats (e.g., SFW, DF, UPG), increasing the number of inventories per year beyond three greatly improves the species richness recorded, while for others (e.g., MM, C), it has almost no effect (Fig. appendix 2). The use of optimal month associations ($R_{opt}(x)$) only weakly improves specific richness scores (the rate of improvement monotonously decreases from 16.6% on average for one inventory per year, to 0% for 8 inventories per year), indicating that, for a given habitat, the heterogeneity of richness records is substantially explained by site, year and observer differences, rather than by month differences only (Fig. appendix 2).

The overall number of species recorded in the entire database for x months per year $R_{tot}(x)$ also increases with x , in the same fashion as $R_{av}(x)$. The overall number of species recorded in the whole database when pooling all months ($R_{tot}(8)$) ranges from 481 (Culture) to 839 (Wastelands) (Fig. appendix 2).

Beyond these differences among habitats in terms of overall biodiversity recorded, the analysis also uncovers important differences in the ratio $R_{av}(x)/R_{tot}(x)$ (Fig. 5). When

considering one inventory per year, the number of species recorded is on average 6-8% of $R_{tot}(x)$ for forests, cities or wastelands, while this ratio approximates 15% for cultures and mesophile meadows. These differences among habitats observed for one inventory per year remain true when x increases. For all habitats, the ratio logarithmically increases, with an average of 8.7% for $x=1$ and 19.4% for $x=8$.

In order to test whether the numbers of species recorded were representative of the actual floristic richness of the different habitats, we computed the overall species found in the database for each habitat i ($R_{tot}(8)i$), and the average number of species recorded over x inventories per year for habitat i ($R_{av}(x)i$). We then tested for the correlation between $R_{tot}(8)i$ and $R_{av}(x)i$ for different values of x . Figure 6 indicates that these two quantities are correlated only if the number of inventories per year is higher than five.

When looking at the total number of species recorded for each month (one inventory per year), it appears that substantial differences exist among months, with similar trends for all habitats (figure appendix3). Averaged over all habitats, the maximal number of species recorded in the database ranges from 201 (March) to 421 (June). The maximal loss of detection of *Rich* owing to heterogeneity in inventory conditions is almost always obtained in August (Fig. appendix 3 (c)).

Discussion

SAMPLING AND INDICATOR CHOICE DIFFICULTIES

The elimination of the winter months (November, December, January and February) did certainly not cause any substantial bias in our results, as an important part of the vegetation is in a hibernial rest during these months. There were two species recorded only during this period, namely: *Egeria densa* Planch. and *Littorella uniflora* (L.) Asch. Their observation only during the four winter months was due to their rarity, *Littorella uniflora* is protected at the national level and *Egeria densa* was seen only one time in the region.

The choice of the habitats studied was determined by the amount of available data, rather than by their representativity in the region. However, the deciduous forests covers 20.5% of the studied area, the cultures 51.2%, the built-up areas 15.6%, the wastelands 0.36%, the urban parks and gardens 4% and the humid zones 1.2% (Institute for urban

planning and development of the Paris Ile-de-France region, 2003). The eight habitats studied in this work cover 92.8% of the Paris Ile-de-France region.

We did not take directly into account environmental factors in our analysis. The best period to observe vegetal species is during their flowering period, which may obviously vary according to species and habitat. It may have been beneficial to include information on precipitation, temperature as well as human activities in the present study. However, temperature and precipitation curves are not easily tractable and human impact can not be estimated easily. The use of the best periods of the year (months) as an indicator in a specific habitat allows to include more or less all these factors and is simple of use. Moreover, the choice of the month scale permits to have a sufficient number of data and minimizes the interannual variability.

The main criticism that we could make to our study and material is the lack of randomization and real standard surveys, a criticism that applies for most studies using data from extensive monitoring programs. Owing to the lack of randomization and to the heterogeneity among observers, among inventory differences in specific richness are not only related to the period of sampling (month), but also to the sites in themselves (inventories carried out at different months were not necessarily conducted in the same sites). However, the very high number of inventories allowed to minimize this site effect, and the use of the total specific richness recorded over all years ($R_{tot}(x)$) allowed to estimate the loss of recorded richness due to site and observer heterogeneities.

TOTAL AND AVERAGE HABITAT FLORISTIC DIVERSITY RECORDS

Floristic inventories are time and money consuming. The choice to visit one or twice per year a given site does not permit to record its whole diversity but aims to approach it. Many countries in Europe have developed floristic monitoring programs, using one (Haines-Young, Barr, Black, Briggs et al., 2000) or two inventories (Hintermann, Weber, Zangger & Schmill, 2002) per year.

Such programs are generally based on extensive surveys involving both professional and amateur botanists, potentially giving rise to uncertainties and biases in data. Although the analysis of habitat biodiversity based on mean recorded species richness provides interesting results regarding long term trends, to obtain robust results with non standardised protocols certainly necessitates a great monitoring effort. Our results suggest that the average species diversity recorded in a specific habitat does not necessarily reflect its actual diversity (estimated by $R_{tot}(\theta)$), unless the number of inventories per year is very large (Fig. 6). With our dataset, observer, year and site differences tend to overwhelm the differences among types of habitats when considering less than six inventories per year, which represents a very strong monitoring effort for most survey programs. Hence, our analysis suggests that the use of the total biodiversity recorded in a particular habitat (pooled over all years, all inventories) allows to take advantage of long term extensive data, and is certainly the best approximation of the actual biodiversity present in that habitat (eg, 839 different species were recorded on overall in wastelands, while only 39 species are recorded on average in that habitat in single inventories).

PERIODS OF INVENTORIES AND HABITATS

When considering one inventory a year, the Rich criterion varied slightly among habitats. However, results allowed us to extract the inventory months

with the lowest Rich values, i.e. the months during which it is not advantageous to purchase floristic inventories. For the deciduous forest (fig.4) March, August and October were the least productive, on average 28 species per inventory were observed (global mean: 31). While going in the cultures in April we recorded almost half less species than the average (17 vs. 27 in average). For urban parks and gardens the non advantageous months were March, April, July, August and September. In the cities, between March and May, we observe on average only 32 species whereas the global mean was 40. For the wastelands the unfavourable months were March and April months.

Although some periods of the year are generally optimal in terms of floristic diversity recorded (June is the best period, although there are some differences among habitats), it appears that increasing the number of inventories is extremely beneficial, owing to 1) variation in flowering period and plant detectability along the year; 2) site and observer heterogeneity. A number of inventories per year higher than three should be especially recommended in the case of the SFW DF and UPG habitat. Further, given to high levels of heterogeneity of detection in some particular (not managed) habitats (namely Forests, cities and wasteland), special efforts should be recommended for these habitats.

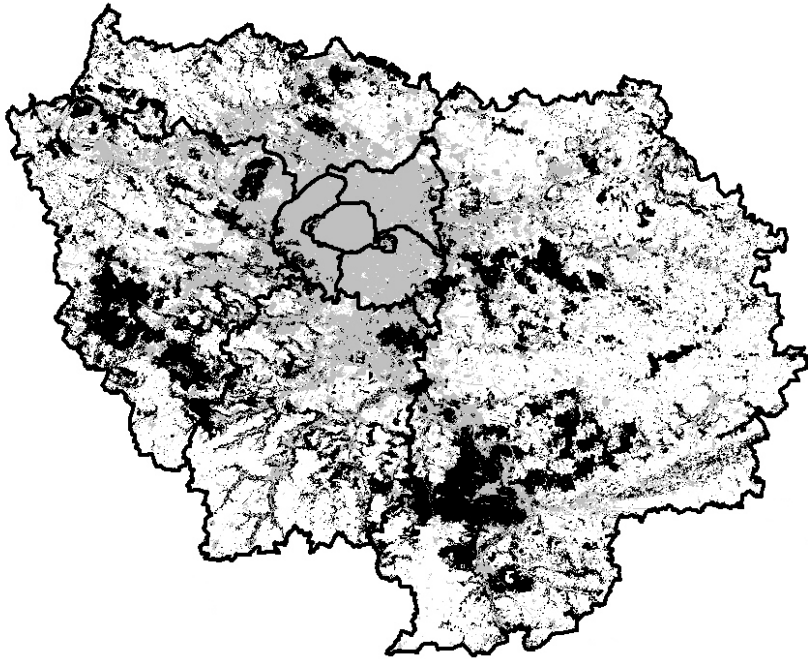


Figure 1. Paris Ile-de-France region map. Woods appeared in black, cultures and other rural habitats in white and in grey are figure the open and built urban area (Institute for urban planning and development of the Paris Ile-de-France region, 1999).

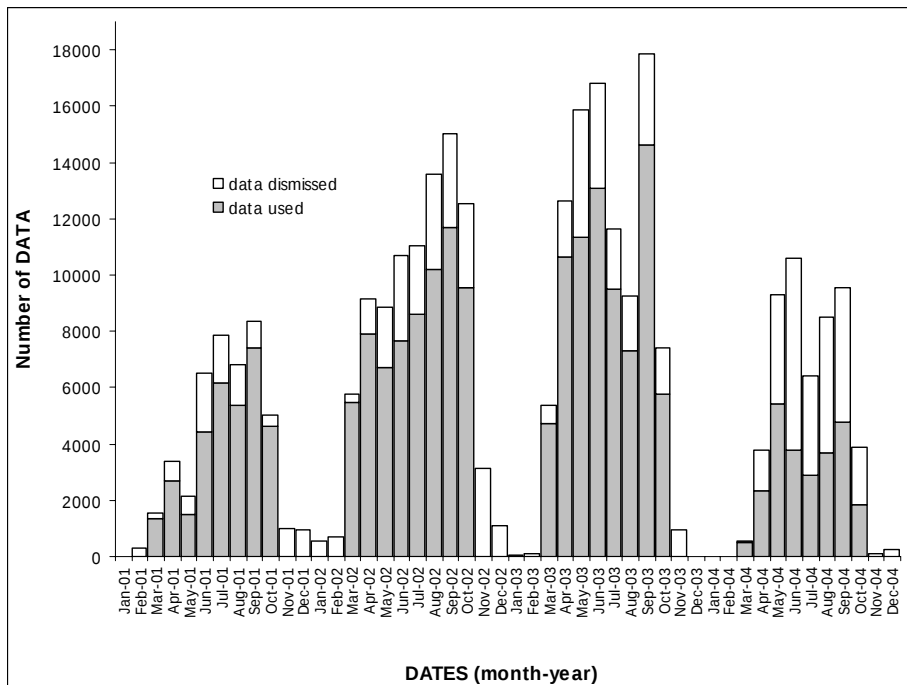


Figure 2. Number of data available by year

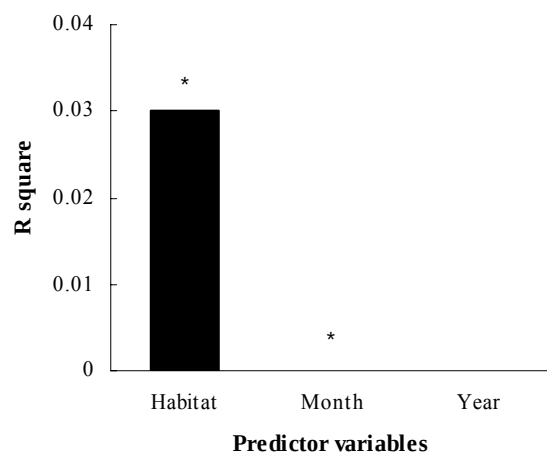


Figure 3. Results of the hierarchical partition on r^2 for independent contributions from 1000 randomizations of data matrices for potential explanation of mean site richness by site in function of the habitat, the month and the year. *: significant contribution at the upper 95% confidence limit.

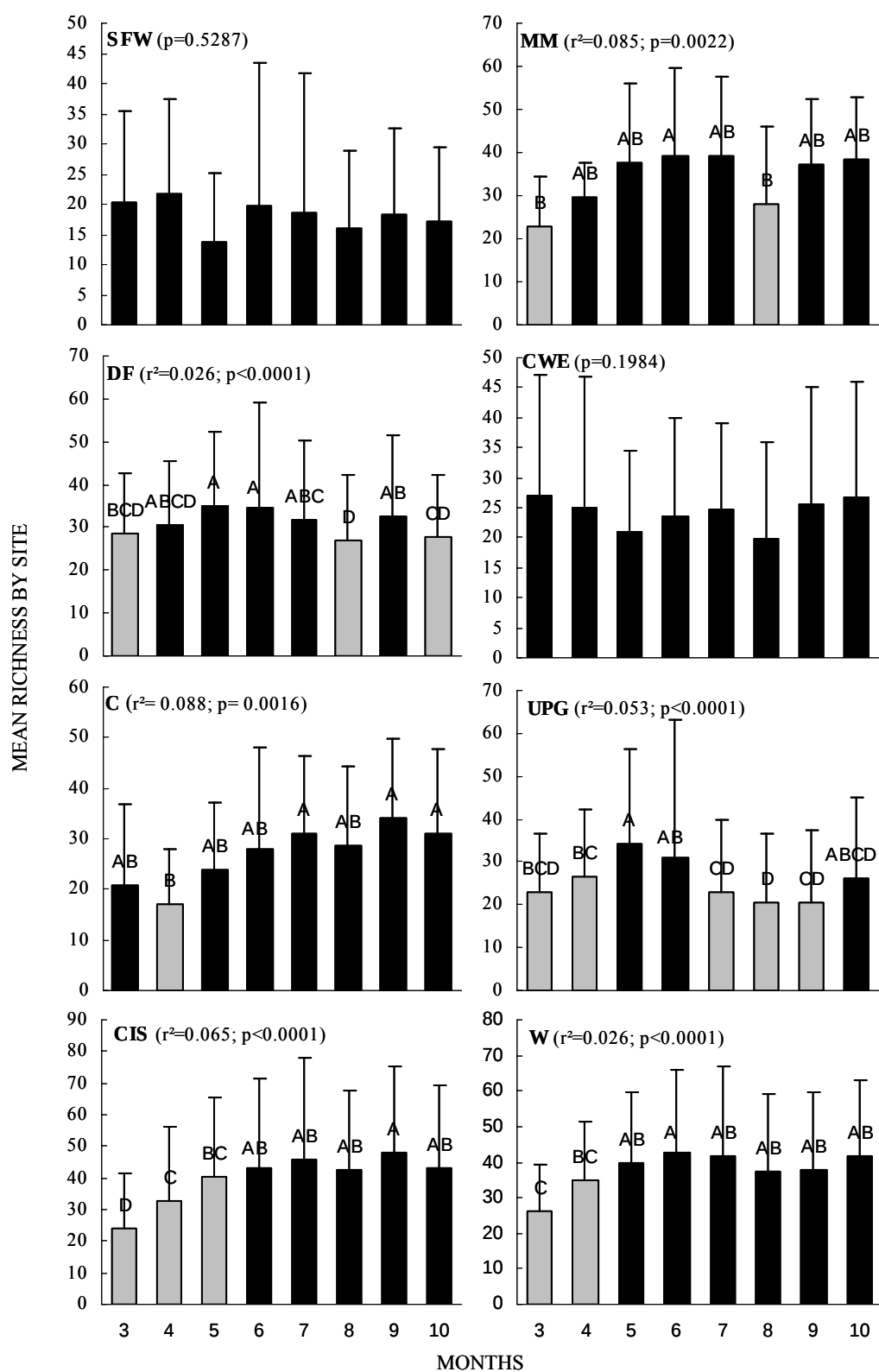


Figure 4. Rich mean values by month and by habitats with Tukey test results on the 2001-2005 period (Months not connected by same letter are significantly different).

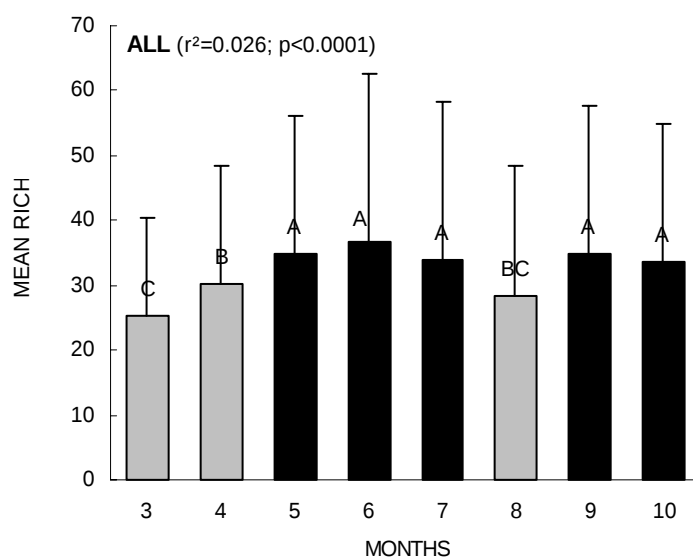


Figure 4bis. Rich mean values by month for all habitats with Tukey test results on the 2001-2005 period (Months not connected by same letter are significantly different).

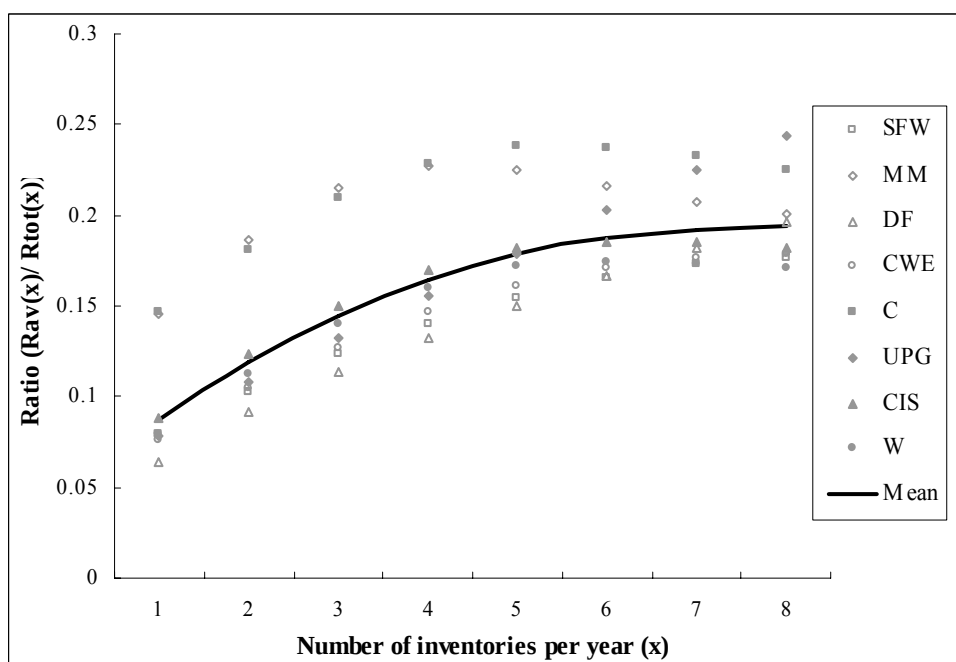


Figure 5. Evolution of the ratio (Rav/Rtot) in function of the number of inventories per year and for each habitat.

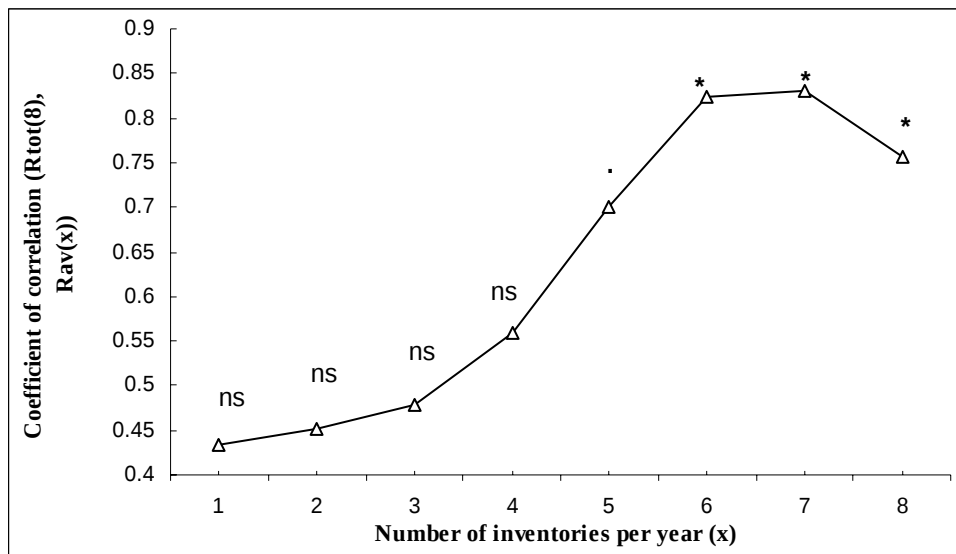


Figure 6. Significances of the coefficient of correlation between R_{tot} and R_{av} in function of the number of inventories per year. The correlations non significant are indicated by ns; the correlations significant ($p < 0.01$) are indicated by . ; The correlation significant ($p < 0.05$) are indicated by *.

Appendices

APPENDIX 1: ITERATIVE PROTOCOL USED TO OBTAIN THE OPTIMAL ASSOCIATIONS OF X MONTHS

1.

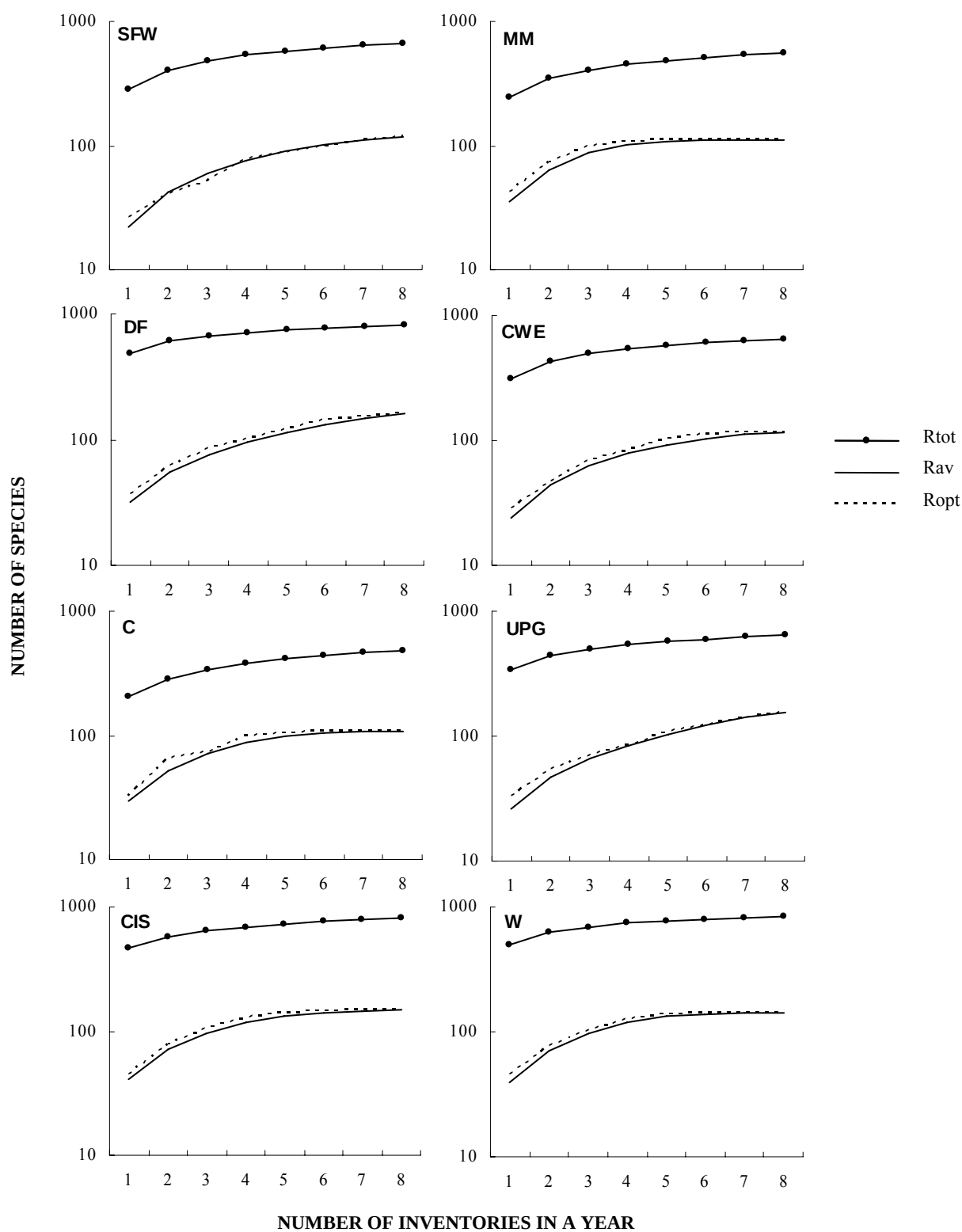
- a) x months(all different) are randomly drawn
- b) one year is drawn at random. Within that year, x inventories corresponding to the chosen months are drawn. The overall *rich* is computed
- c) the operation b) is repeated 100 times, to obtain a mean value of *rich* for this association of months.

2.

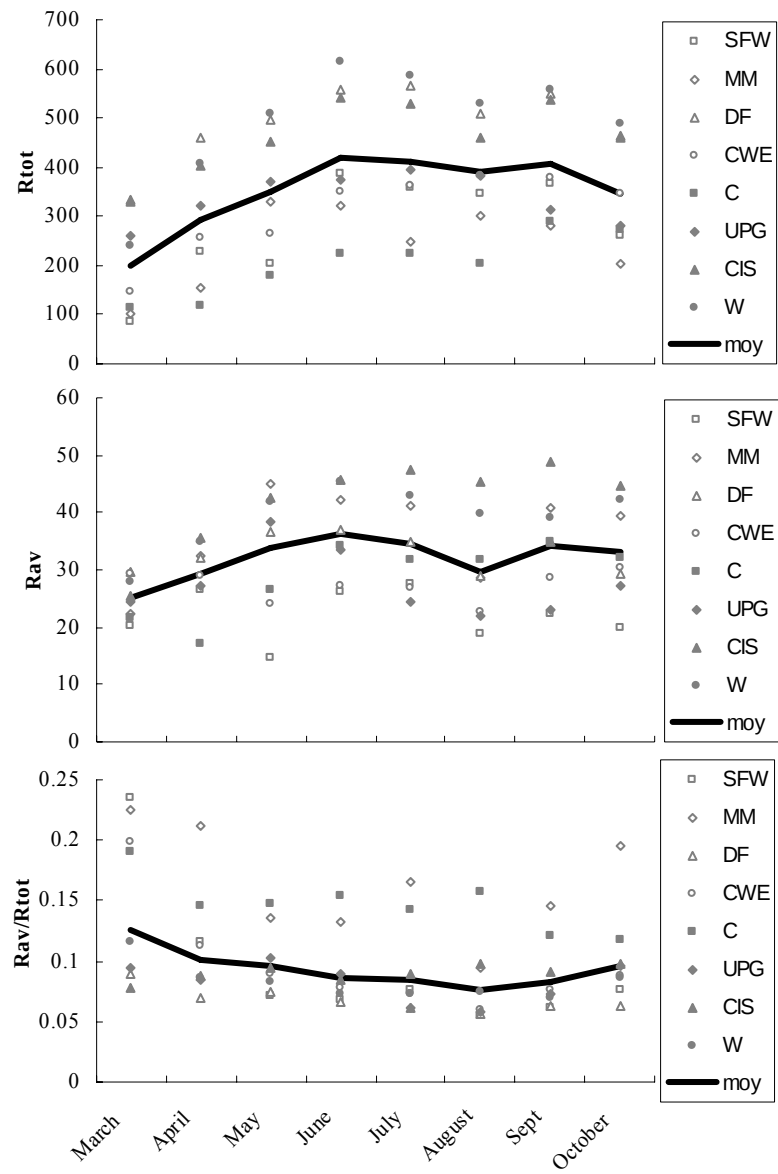
The operation 1. is repeated 50,000 times.

The best association of month is the one with the highest mean *rich*

APPENDIX 2:
EVOLUTION OF THE NUMBER OF SPECIES RECORDED AS A FUNCTION OF THE NUMBER OF
INVENTORIES PER YEAR



APPENDIX 3:
RTOT, RAV AND RAV /RTOT VALUES FOR EACH HABITAT AS A FUNCTION OF
THE INVENTORY MONTH



References

- Acerbi C. & Nascimento I. (2004) L'environnement en Ile-de-France-Mémento 2003 pp. 135. Institute for urban planning and development of the Paris Ile-de-France region, Paris.
- Bissardon M., Guibal L. & Rameau J.-C. (1997) CORINE biotopes pp. 217. Ecole National du Genie Rural, des Eaux et des Forêts, Nancy.
- Bournérias M., Arnal G. & Bock C. (2001) *Guide des groupements végétaux de la région parisienne*, Paris.
- Brandt J. J. E., Bunce R. G. H., Howard D. C. & Petit S. (2002) General principles of monitoring land cover change based on two case studies in Britain and Denmark. *Landscape and Urban Planning* 62: 37-51.
- Firbank L. G., Barr C. J., Bunce R. G. H., Furse M. T., Haines-Young R., Hornung M., Howard D. C., Sheail J., Sier A. & Smart S. M. (2003) Assessing stock and change in land cover and biodiversity in GB: an introduction to Countryside Survey 2000. *Journal of Environmental Management* 67: 207-218.
- Haines-Young R., Barr C. J., Firbank L. G., Furse M., Howard D. C., McGowan G., Petit S., Smart S. M. & Watkins J. W. (2003) Changing landscapes, habitats and vegetation diversity across Great Britain. *Journal of Environmental Management* 67: 267-281.
- Haines-Young R. H., Barr, C.J., Black, H.I.J., Briggs, D.J., Bunce, R.G.H., Clarke, R.T., Cooper, A., Dawson, F.H., Firbank, L.G., Fuller, R.M., Furse, M.T., Gillespie, M.K., Hill, R., Hornung, M., Howard, D.C., McCann, T., Morecroft, M.D., Petit, S., Sier, A.R.J., Smart, S.M., Smith, G.M., Stott, A.P., Stuart, R.C., Watkins, J.W., (2000) Accounting for nature: assessing habitats in the UK countryside. DETR, London.
- Hintermann U., Weber D., Zangger A. & Schmill J. (2002) Biodiversity Monitoring in Switzerland, BDM – Interim Report pp. 89. Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL.
- Julliard R., Jiguet F. & Couvet D. (2003) Common birds facing global changes: what makes a species at risk? *Global Change Biol* 10: 148-154.
- Plattner M., Birrer S. & Weber D. (2004) Data quality in monitoring plant species richness in Switzerland. *Community Ecology* 5: 135-143.
- Trenkel V. M., Pinnegar J. K., Rochet M.-J. & Rackham B. D. (2004) Different surveys provide similar pictures of trends in a marine fish community but not of individual fish populations. *ICES Journal of Marine Science* 61: 351-362.
- Weber D., Hintermann U. & Zangger A. (2004) ECOLOGICAL SOUNDING Scale and trends in species richness: considerations for monitoring biological diversity for political purposes. *Global Ecology & Biogeography* 13: 97-104.
- Yoccoz N. G., Nichols J. D. & Boulinier T. (2001) Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 446-453.

Annexe 5

Nomenclature du mode d'occupation des sols en 76, 10 et 2 classes (Iaurif, 2003)

76 classes	10 classes	2 classes
Bois ou forêts	Bois	Espace ouvert
Coupes ou clairières en forêts		
Chantiers	Chantier et terrain vacant	
Terrains vacants en milieu urbain		
Berges	Culture et autre rural	
Cultures intensives sous serres		
Espaces ruraux vacants (marais, friches...)		
Maraîchage, horticulture		
Surfaces en herbe à caractère agricole		
Surfaces en herbe non agricoles		
Terres labourées		
Vergers, pépinières		
Cours d'eau	Eau	
Eau fermée (étangs, lacs...)		
Baignades	Urbain ouvert	
Golfs		
Hippodromes		
Jardins de l'habitat continu bas		
Jardins de l'habitat individuel		
Jardins familiaux		
Parcs d'évolution d'équipements sportifs		
Parcs liés aux activités de loisirs		
Parcs ou jardins		
Tennis découverts		
Terrains de sport en plein air		
Activités de production animale	Activité	Urbain bâti
Activités en tissu urbain mixte		
Autres commerces		
Bureaux		
Centres commerciaux		
Entreposage à l'air libre		
Grandes emprises d'activité		
Grands magasins		
Hypermarchés		
Stations-service		
Zones ou lotissement affectés aux activités		
Administrations autres	Equipement	
Assainissement		
Autres équipements de santé		
Centres équestres		
Cimetières		
Electricité		
Enseignement autre		
Enseignement de premier degré		

Enseignement secondaire		
Enseignement supérieur		
Equipements de missions de sécurité civile		
Equipements de proximité		
Gaz		
Grands équipements culturels		
Hôpitaux, cliniques		
Infrastructures autres		
Installations radioélectriques		
Installations sportives couvertes		
Lieux de culte		
Mairies		
Marchés permanents		
Pétrole		
Piscines couvertes		
Piscines en plein air		
Production d'eau		
Sièges d'administrations territoriales		
Habitat autre		
Habitat collectif continu haut		
Habitat collectif discontinu		
Habitat continu bas		
Prisons		
Ensembles d'habitat individuel identique		
Habitat individuel		
Habitat rural		
Autoroutes		
Emprises de transport ferré		
Gares routières, dépôts de bus		
Parkings de surface		
Parkings en étages		
Voies de plus de 25 m d'emprise		
	Habitat collectif	
	Habitat individuel	
	Transport	

L'objectif de cette thèse est de contribuer à l'étude des facteurs anthropiques contrôlant la répartition et la diversité des habitats urbains à différentes échelles : le paysage, la communauté et l'espèce.

Un échantillon représentatif des communautés végétales d'un territoire fortement urbanisé, les Hauts-de-Seine, a été étudié. La création d'un nouvel indice, l'indice d'intérêt floristique, IF, nous a permis d'évaluer leur diversité floristique quantitative (richesse spécifique) et qualitative (rareté, naturalité et typicité des espèces). A l'aide de cet indice et de l'outil cartographique du mode d'occupation des sols nous avons également pu mesurer l'impact des différentes structures urbaines sur la composition floristique des stations d'un même habitat.

Nos résultats suggèrent que la diversité végétale en ville est fortement influencée par les possibilités de migration entre sites. En effet, l'intérêt floristique d'un site donné est favorablement influencé par la présence, à proximité, de structures urbaines tels les espaces ouverts, sources potentielles de nouvelles espèces. La présence d'habitations collectives, en revanche, a un impact négatif sur l'IF d'une station, traduisant probablement un effet barrière à la migration. En outre, la composition spécifique des friches urbaines, un habitat à diversité floristique élevée et à répartition homogène sur l'ensemble du département, montre un patron d'isolement par la distance, indiquant un fonctionnement probable en métacommunautés, avec extinctions et recolonisation des sites par les espèces des sites voisins.

Nous nous sommes finalement intéressés à l'impact des invasions biologiques sur les communautés végétales urbaines. En étudiant quatre espèces invasives emblématiques, nous montrons que la présence de telles espèces dans un site ne semble pas associée à une réduction de la richesse spécifique. Dans certains cas, les sites contenant des espèces invasives sont même plus riches que les sites « non-envahis ». En revanche, la présence d'espèces invasives semble souvent associée au remplacement d'espèces natives par des espèces exotiques, mais nous n'avons pas pu discriminer la cause et la conséquence.

Les conclusions issues de cette étude nous permettent de proposer des éléments de réflexion aux gestionnaires et aux urbanistes pour préserver et accroître la diversité floristique du milieu urbain.

Mots clés :

écologie urbaine, communautés végétales, inventaire floristique, IF, fragmentation des habitats, espèce invasive, *Solidago canadensis*, *Ailanthus altissima*, *Reynoutria japonica*, conservation, gestion, impact anthropique, échantillonnage stratifié