UNIVERSITE ECOLOGIE
BRETAGNE GEOSCIENCES
LOIRE AGRONOMIE ALIMENTATION

UNIVERSITÉ DE RENNES 1

THESE DE DOCTORAT DE

L'UNIVERSITE DE RENNES 1
COMUE UNIVERSITE BRETAGNE LOIRE

ECOLE DOCTORALE N° 600
Ecole doctorale Ecologie, Géosciences, Agronomie et Alimentation
Spécialité : « *Ecologie, évolution* »

Par
Alice MEYER-GRANDBASTIEN

Perception écologique et sociale de la biodiversité des espaces verts urbains publics

Thèse présentée et soutenue à Rennes, le 19 décembre 2019
Unité de recherche : UMR CNRS 6553 Ecobio

Rapporteurs avant soutenance :

Thierry Tatoni - Professeur, IMBE Marseille
Laurent Simon - Professeur, Université Paris-Sorbonne

Composition du Jury :

Examinateurs : Thierry Tatoni - Professeur, IMBE Marseille (président)
Laurent Simon - Professeur, Université Paris-Sorbonne
Elisabeth Guillou - Professeure, Université de Brest
Yves Petit-Berghem - Professeur, ENSP Versailles

Dir. de thèse : Françoise Burel - Directrice de recherche, Université de Rennes 1

Co-dir. de thèse : Benjamin Bergerot - Maître de conférences, Université de Rennes 1
Emmanuelle Hellier - Professeure, Université de Rennes 2

« Shanghai en 4 dimensions », aquarelle de Luc SCHUITEN

Remerciements

Mes remerciements vont tout d'abord à mes directeurs de thèse ; Françoise Burel, Benjamin Bergerot, et Emmanuelle Hellier. Merci de m'avoir guidée, soutenue, et encouragée durant ces trois années. Je n'aurais pu avoir de meilleurs encadrants pour partager cette aventure.

Pour leurs précieux conseils, merci aux membres de mon comité de suivi de thèse ; Magali Deschamps-Cottin, Nathalie Carcaud, et Anne-Cécile Hoyez.

Pour avoir accepté d'évaluer mon travail, merci à Thierry Tatoni, Laurent Simon, Elisabeth Guillou, et Yves Petit-Berghem.

Pour leur implication dans mon travail, merci à Bertrand Martin, Laurence Le Roux, et Stéphanie Coignac de la Direction des Jardins et de la Biodiversité de Rennes. Merci à Emmanuel Bouriau de l'Agence d'urbanisme de Rennes. Merci à Adine Hector, Mina Charneaux, Marie-Agnès Leclerc, Frederick Auneau, et Jean-Yves Sauter de la Ville et Eurométropole de Strasbourg. Merci à Sandrine Glatron de la Zone Atelier Environnementale Urbaine de Strasbourg.

Pour leur collaboration scientifique, merci à Philippe Boudes et à Mark McDonnell.

Pour leur aide indispensable, merci à Isabelle Picouays, Valérie Briand, Bertrand Di Cesare, Sandra Rigaud, et Anne-Joelle Chauvin à l'Université de Rennes 1. Merci à Isabelle Brémond et Karine Breton à l'Université de Rennes 2. Merci aux membres de l'équipe de recherche Paysaclim.

Merci aux doctorants qui ont partagé mon quotidien bureautique à l'Université de Rennes 1 ; Manon Balbi, Lou Barbe, Léa Uroy, Eve Hellequin, Lorine Bethencourt, Marine Biget, Lucie Lecoq, et Claire Ricono. Merci pour votre bonne humeur et vos cafés partagés. Merci aussi aux doctorants de l'Université de Rennes 2 Isabelle Siffert, Caroline Guittet, et Ali Romdhani.

Pour leur soutien vital, surtout vers la fin, merci à ma famille et mes amis.

Pour avoir tenu le coup, merci à mon cerveau.

Enfin, merci à Alexis pour m'avoir fait comprendre ces dernières années que tout le chemin de la vie, c'est de passer de la peur à l'amour.

Sommaire

Introduction générale ... 9
1. Urbanisation croissante et conséquences écologiques ... 10
2. La biodiversité et les espaces verts urbains publics ... 13
3. Mise en place d'actions en faveur de la biodiversité dans les EVU publics ... 14
4. La « demande sociale de nature en ville » ... 17
5. Les espaces verts urbains publics et la « théorie de restauration de l'attention » ... 18
6. Un paradoxe source d'opportunité de recherche ... 20
7. Hétérogénéité paysagère et diversité d'espèces ... 21
8. Objectifs de cette thèse ... 22
Quelques éléments méthodologiques ... 25
1. Terrains d'études ... 26
1.1. Sélection des EVU d'étude ... 29
2. Recueil des données écologiques : protocole de mesure de l'hétérogénéité paysagère ... 31
3. Recueil des données sociales : perception paysagère et bien-être psychologique ... 33
4. Analyse des données écologiques et sociales ... 35
4.1. Confrontation des données par des analyses de corrélation ... 35
4.2. Approfondissement des données sociales à travers des analyses lexicales ... 37
Première partie ... 39
1. Article 1 - A step towards understanding the relationship between species diversity and psychological restoration of visitors in public urban green spaces using landscape heterogeneity ... 40
Abstract ... 40
Introduction ... 40
Methods ... 42
Results ... 48
Discussion ... 53
Conclusion ... 57
Bibliography ... 59
Appendices ... 59
2. Analyse complémentaire : validation de l'échelle de Likert ... 67
3. Vers la deuxième partie de thèse ... 68
Deuxième partie ... 71
1. Article 2 - Characterizing visitors' perception of landscape heterogeneity within public urban green spaces ... 71
Abstract ... 72
Introduction ... 72
Methods ... 74
Results and discussion ... 78
Conclusion ... 86

Bibliography 88
Appendix 92
2. Analyse complémentaire : influence de la représentation de la nature sur la perception d'hétérogénéité paysagère 93
3. Vers la troisième partie de thèse 95
Troisième partie 97
1. Article 3 - Promoting biodiversity and visitors' psychological well-being within public urban green spaces through planning and management practices 98
Abstract 98
Introduction 98
Methods 100
Results and discussion 106
Conclusion 113
Bibliography 115
Appendices 120
2. Analyse complémentaire : question sur la gestion 122
Conclusion 123
1. Synthèse des principaux résultats 124
2. Perspectives 125
2.1. De la pluridisciplinarité à la transdisciplinarité 125
2.2. Projet de paysage et recherche scientifique 127
Références bibliographiques 130
Annexes 140

Introduction générale

1. Urbanisation croissante et conséquences écologiques

La population mondiale a plus que triplé depuis 1900, passant de 1.6 à 7.7 milliards d'habitants (World Bank 2016). Cette augmentation s'est notamment concentrée dans les villes (Seto et al. 2013). Si en 1900 seulement 15% de la population mondiale vivait en ville, ce chiffre a atteint 30% en 1950, et dépassé 50% en 2007 (Müller et al. 2010). Au rythme de cette urbanisation croissante, selon les prévisions de l'ONU les villes abriteront près de 70% des 9.5 milliards d'habitants du monde d'ici 2050 (Fig. 1). La population urbaine sera alors équivalente à la population mondiale de 2002. En France, si la moitié de la population vivait en ville en 1931, plus de 80% de la population est aujourd'hui déjà urbaine (INED 2019).

L'**urbanisation** désigne un processus de croissance de la population urbaine, et corollairement d'extension des villes. En Europe et en Amérique du nord, ce processus s'est brutalement accéléré au 19e siècle en raison d'un exode rural. A cette époque, la révolution industrielle a entrainé une forte migration de population depuis les campagnes vers les villes, promesses d'offres de travail et de qualité de vie (Wackernagel et Rees 1996).

La définition d'une ville varie quelque peu selon les pays. En France, elle se définie par une commune présentant une zone bâtie continue (i.e., sans coupure de plus de 200m entre deux bâtiments) et un minimum de 2000 habitants (INSEE 2011). L'Institut des ressources mondiales (WRI) défini une ville en tant que « communauté biologique où les humains représentent une espèce clé de voûte, et où l'environnement bâti est l'élément dominant contrôlant la structure physique de l'écosystème » (WRI 2000). Dans toutes les villes, la densité de population et de bâtiment augmente le long d'un gradient rural-urbain vers le noyau urbain (McKinney 2002).

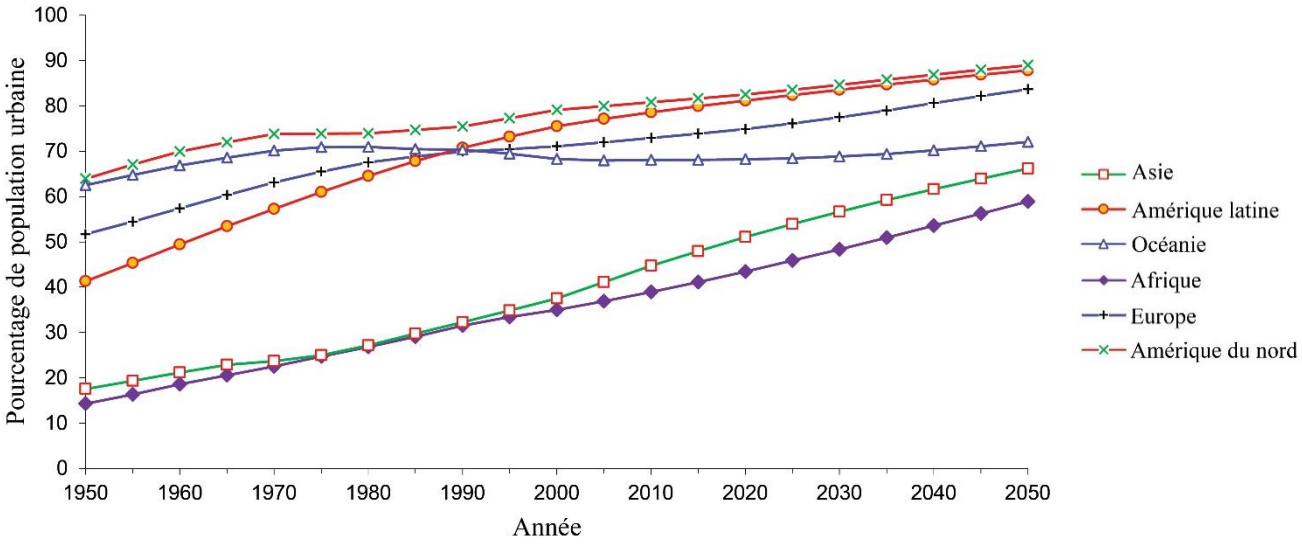


Figure 1. Evolution du pourcentage de population urbaine par région géographique de 1950 à 2050. (Source World Urbanization Prospects : The 2018 Revision.)

Afin de répondre à cet afflux de population, les villes ont dû, et vont donc devoir accroître leur offre de logements, d'équipements, et d'infrastructures. Soit en se densifiant quand cela est possible, soit en s'étendant sur les territoires alentours (Berry 2008). Cette extension des villes entraine l'artificialisation de sols, qui se traduit par leur minéralisation et imperméabilisation (McDonald et al. 2010; McKinney 2008). En France, c'est 60 000 hectares de terres naturelles ou agricoles qui sont artificialisées chaque année sous l'effet de l'urbanisation (INSEE 2016). La surface occupée par les villes représente aujourd'hui 8% de la surface terrestre mondiale, et devrait atteindre 12% d'ici 2030 (Cossart, 2018; Seto et al. 2011). De plus, si les villes concentrent la population mondiale, elles concentrent donc également les consommations de ressources et d'énergies. Ainsi, bien que les villes occupent aujourd'hui une faible portion de la surface terrestre mondiale, elles utilisent plus de 75% des ressources consommées et produisent 78% des gaz à effet de serre (Wu 2010). L'empreinte écologique des villes, c-à-d., la superficie nécessaire à leur fonctionnement, est donc beaucoup plus grande que la surface qu'elles occupent (Wackernagel et Rees 1996).

D'après l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN), l'urbanisation est ainsi une des causes principales de destruction des écosystèmes naturels et semi-naturels (ou agronaturels). L'urbanisation contribue donc de manière importante aux changements globaux, notamment climatiques (Cossart 2018). De plus, l'urbanisation entraine une fragmentation écologique des écosystèmes naturels et semi-naturels (Forman 1995). Ce morcellement représente un obstacle à la dispersion des espèces (i.e., à leur mouvement entre habitats). La dispersion est nécessaire à la survie de nombreuses espèces, et source de flux de gènes entre différentes populations d'une même espèce. La dispersion est ainsi un processus clé en écologie, façonnant l'évolution des espèces (Marzluff et Ewing 2001). On parle de dispersion active pour la faune, et de dispersion passive pour la flore. Pour cette dernière, la fragmentation écologique réduit le nombre de visites d'espèces pollinisatrices, et donc la quantité de graines dispersées (Clergeau et Machon 2014). L'urbanisation est ainsi à l'origine d'une réduction de la diversité génétique des espèces à l'échelle mondiale (Shafer 1997).

Un **écosystème** constitue une unité écologique, définissable dans l'espace et dans le temps, formée par une association ou communauté d'organismes interdépendants (biocénose) qui interagissent au sein d'un même habitat (biotope). Un habitat est défini comme l'ensemble des ressources et des conditions permettant à une population d'une espèce donnée d'y vivre et de s'y développer (Hall et al. 1997).
Les **changements globaux** désignent tous les changements imposés aux écosystèmes par l'anthropisation (Buttel et al. 1990).

Qui plus est, les pollutions, notamment de l'air et de l'eau, sont très importantes en ville. Le climat y est plus sec et chaud que dans les milieux naturels et semi-naturels environnants, une caractéristique désignée par l'effet d'« îlot de chaleur urbain » (Oke 1982). La ville induit des pollutions sonore et lumineuse uniques, qui ont un impact fort sur de nombreuses espèces. La pollution lumineuse perturbe notamment le cycle de vie de nombreuses plantes, ainsi que l'alimentation et la reproduction des oiseaux

(Cinzano et al. 2001). L'imperméabilisation des sols urbains modifie le régime de l'eau en réduisant l'évapotranspiration et le stockage des eaux souterraines, tout en augmentant le ruissellement de surface (Paul et Meyer 2001). Ce ruissellement est source de transfert des pollutions urbaines sur les terres mitoyennes (Marsalek et al. 2013).

L'urbanisation est ainsi aujourd'hui reconnu comme l'un des principaux facteurs expliquant le déclin actuel de la biodiversité globale (McDonnell et Hahs 2015; McKinney 2008). Le monde scientifique parle d'une sixième crise d'extinction de la biodiversité (Teyssèdre 2004). Le terme « biodiversité », composé des mots « bio » (du grec βίος « vie ») et « diversité », désigne la diversité de la vie sur terre. La biodiversité s'organise à plusieurs niveaux. C'est la diversité génétique des individus d'une même espèce (la diversité intraspécifique), la diversité des espèces (la diversité spécifique), et la diversité des écosystèmes. Elle considère également les interactions au sein de ces niveaux d'organisation, et entre eux (De Long 1996). La biodiversité existe donc à différentes échelles avec un fort continuum. Ainsi, une faible diversité d'écosystèmes implique une faible diversité d'espèces, et inversement (Lawton 1983). Selon l'IUCN, plus de 22 784 espèces sont aujourd'hui menacées d'extinction (dont 50% de plantes, 24% de mammifères, et 12% d'oiseaux), et 35% des espèces présentes aujourd'hui auront disparu d'ici 2050.

L'invention du terme « diversité biologique » (biological diversity) est attribuée à Raymond F. Dasmann en 1968 (Dasmann 1971). L'expression est ensuite contractée en « biodiversité » (biodiversity) par Walter G. Rosen à l'occasion d'un congrès tenu à Washington en 1986 intitulé *The National Forum on BioDiversity* (Sarkar 2007). Si pour les scientifiques ce n'est qu'une nouvelle formulation d'un concept déjà connu, cette date a surtout marqué l'émergence de la biodiversité dans le langage des politiques et du grand public (Laïlle et al. 2013). Le Sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992 a représenté une étape majeure dans la prise de conscience internationale du déclin de la biodiversité. L'adoption lors de ce Sommet de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) a permis, pour la première fois en droit international, de faire reconnaitre la préservation de la biodiversité comme une « préoccupation commune à l'humanité ». La CDB est à l'origine de l'élaboration de stratégies en faveur de la biodiversité par les pays signataires (168 des 193 États membres de l'ONU, à ce jour). Chaque année, les pays signataires organisent une conférence des parties (COP) afin de faire progresser la mise en œuvre de cette convention.

2. La biodiversité et les espaces verts urbains publics

Malgré les conséquences écologiques de l'urbanisation, auxquelles s'ajoutent les pollutions urbaines, une biodiversité existe et persiste en ville (McKinney 2002). Pendant longtemps considérée comme « ordinaire » par les scientifiques, cette biodiversité urbaine n'a pourtant pas fait l'objet de travaux de recherche avant le 19e siècle (McDonnell et Niemelä 2011). La reconnaissance de l'existence et de l'intérêt scientifique de la biodiversité urbaine a été portée par l'émergence d'une première branche de l'écologie urbaine ; l'« ecology *in* cities ». Cette science étudie principalement les espèces présentes au sein des villes, notamment comment elles réagissent à ses pollutions (Sukopp 1998). Elle a permis de discerner trois groupes d'espèces urbaines (Clergeau et Machon 2014). Le premier est composé d'espèces animales et végétales domestiquées et horticoles introduites par l'Homme, qui peuvent donc être exotiques. Le deuxième groupe rassemble des espèces sauvages indigènes (i.e., natives) de la région, qui trouvent dans la ville des conditions de vie favorables. Les espèces végétales ont souvent pour caractère commun une reproduction rapide et une résistance aux pollutions urbaines. Les espèces animales sont pour la plupart généralistes, c.-à-d., qu'elles peuvent utiliser une grande variété de ressources (Machon 2012). Le troisième groupe comporte des espèces sauvages dites inféodées à la ville, soit qui en dépendent pour survivre. Ces espèces ont évolué en modifiant leur comportement, et parfois leur morphologie, afin de s'adapter à la ville (McDonnell et Hahs 2015).

Une deuxième branche de l'écologie urbaine est apparue plus récemment au cours du 20e siècle ; l'« ecology *of* cities ». Elle porte une vision plus globale, en appliquant notamment le concept d'écosystème à la ville. Cette science étudie la façon dont les systèmes humains et écologiques évoluent ensemble dans les villes, afin de comprendre leur fonctionnement et anticiper les conséquences de l'urbanisation sur l'environnement (Grimm et al. 2000). Il existe également une troisième définition de l'écologie urbaine portée par l'Ecole de Chicago ; un courant de pensée sociologique américain apparu au début du 20e siècle (George 1979). Cette écologie urbaine s'intéresse aux processus de stratification socio-spatial en s'inspirant de concepts de l'écologie, tels que la domination ou l'invasion (Coulon 2012).

Les espaces verts urbains (EVU) publics, définis dans le cadre de cette thèse comme des espaces non bâtis ouverts à tout public, et gérés par les villes (Mehdi et al. 2012), sont des lieux privilégiés pour cette biodiversité urbaine (Haaland et van den Bosch 2015). En effet, de par leur large surface composée majoritairement de sols non minéralisés et perméables, ces espaces permettent le support d'une diversité d'écosystèmes, et donc d'une diversité spécifique et intraspécifique (Nielsen et al. 2014). Ainsi, en permettant de maintenir une part de la biodiversité, les EVU publics sont un levier important pour atténuer l'impact de l'urbanisation sur le déclin de la biodiversité globale (McDonnell et MacGregor-

Fors 2016). Les recherches en écologie urbaine au cours du 20e siècle se sont donc notamment traduites par un questionnement sur la préservation et favorisation de la biodiversité au sein des EVU publics (Long et Tonini 2012).

De plus, en tant que principal support d'écosystèmes en ville, les EVU publics fournissent de nombreux services écologiques à la ville, aujourd'hui désignés sous le terme de « services écosystémiques ». Ce concept, qui a émergé dans les années 90, est issu d'une volonté de la communauté scientifique de concrétiser la dépendance des sociétés vis-à-vis des écosystèmes (Serpantié et al. 2012). Le Millenium Ecosystem Assessment (MEA) a classé les services écosystémiques en quatre principaux types de services : support, approvisionnement, régulation, mais aussi culturels (MEA 2005). En ville, ces services écologiques concernent notamment la réduction des îlots de chaleur et la dépollution de l'air et des sols, soit des services de régulation (Bolund et Hunhammar 1999; McDonnell et Hahs 2015). Des études ont montré que, différentes espèces répondant de façons différentes et asynchrones aux variations de leur environnement (Tilman et al. 1996), la présence d'une diversité d'espèces dans un écosystème renforce sa stabilité et son fonctionnement (Naeem et Li 1997; Tilman et Downing 1994). La présence d'une diversité d'espèces au sein des EVU publics renforce donc les services écosystémiques qu'ils fournissent (Andersson 2006). Biodiversité et services écosystémiques sont ainsi deux concepts liés, en particulier en ville (Cáceres et al. 2015).

Le **MEA** (en français EM, Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire) a été commandé par l'ONU en 2000. Ce travail a réuni plus de 1360 scientifiques issus de 95 pays afin d'évaluer l'ampleur et les conséquences des modifications subies par les écosystèmes.

3. Mise en place d'actions en faveur de la biodiversité dans les EVU publics

Dans ce contexte, de nombreux plans d'actions relatifs à la préservation et la favorisation de la biodiversité au sein des EVU publics ont été mis en place par de nombreuses villes depuis la fin du 20e siècle, notamment en Europe (Wang et al. 2016). Cela s'est traduit par une évolution des pratiques d'aménagement et de gestion des EVU publics (Dubost et Lizet 2003). La première grande vague de création d'EVU publics date du 19e siècle et de l'ère industrielle (Ulrich 1993). Auparavant, hormis les mails plantés d'arbres et quelques places arborées, il n'y avait que très peu d'EVU publics, et la végétation en ville était surtout présente dans les résidences royales privées (Millard 2010). Ces premiers EVU publics ont été créés principalement dans un objectif esthétique, et hygiéniste afin d'assainir la ville (Dubost et Lizet 2003). Leur agencement privilégiait la promenade et la contemplation dans un décor mettant en scène un savoir-faire horticole, et ils étaient entretenus par des pratiques de gestion horticoles et intensives. Ces caractéristiques se retrouvent encore souvent aujourd'hui dans ces EVU publics (Fig. 2). En France, ces espaces végétalisés étaient désignés par le terme « parcs et jardins ». Ils

étaient pour beaucoup conçus dans le style du « jardin à la française », avec des allées rectilignes et des massifs géométriquement agencés (Mosser et Teyssot 1991). Après la deuxième Guerre Mondiale, l'Europe a vécu une phase de reconstruction urbaine qui a entrainé une deuxième vague de création d'EVU publics (Fig. 3), notamment afin d'offrir aux urbains des lieux propices à la pratique d'activités récréatives (Oueslati et al. 2008). De nombreux squares de quartier ont ainsi été créés dans les années 70. En France, le terme « espace vert » est apparu dans les documents d'urbanisme. L'objectif principal des EVU publics a alors évolué d'ornemental à récréatif (Dubost et Lizet 2003). Leur agencement s'est donc fait moins horticole et moins rigide, afin de s'adapter aux activités des usagers (Mehdi et al. 2012). Leur gestion est cependant restée très intensive, et est devenue en plus mécanisée.

Figure 2. Photo en vue aérienne du parc du Thabor, Rennes – créé en 1867. (Source Franck Hamon.)

Figure 3. Photo des espaces verts du grand ensemble de la Pierre Collinet, Meaux – créés en 1959. (Source https://www.iris-france.org.)

Entre 1980 et 1990, la mise en place de pratiques d'aménagement et de gestion des EVU publics plus respectueuses de la biodiversité a été amorcée dans de nombreuses villes, notamment en Allemagne (Allain 1997). En France, cette époque a marqué le début des premières expérimentations d'une méthode de gestion aujourd'hui désignée sous le terme de « gestion différenciée ». Cette méthode consiste à adapter l'intensité et la fréquence de la gestion des espaces naturels en fonction de leurs usages, par exemple, ne pas tondre hebdomadairement une pelouse rarement utilisée (Aggéri 2004). De nouveaux EVU publics composés de grandes surfaces d'habitats semi-naturels (e.g., des prairies fleuries) ont alors été créés, souvent en bordure des villes, afin d'offrir aux urbains la possibilité d'un contact avec la nature tout en pratiquant des activités de plein air (Colding et al. 2006). Depuis 1990, la montée en puissance des préoccupations environnementales, notamment en termes de déclin de la biodiversité, a donné une importance nouvelle aux EVU publics (Fig. 4). Ils ne sont plus aménagés et entretenus uniquement dans un objectif esthétique ou récréatif, l'objectif est également de préserver et favoriser la biodiversité en créant et en enrichissant des écosystèmes fonctionnels (Aggéri 2010). Certains EVU publics sont aujourd'hui gérés, non plus seulement dans une optique de gestion différenciée, mais dans une gestion dite « écologique » qui va plus loin en priorisant notamment l'accroissement de la biodiversité.

Figure 4. Photo du parc de Heyritz, Strasbourg – créé en 2005.
(Source https://www.villesetpaysages.fr.)

De nombreuses études ont constaté que ces nouvelles pratiques d'aménagement et de gestion des EVU publics ont un impact positif non négligeable sur la biodiversité urbaine, en particulier la diversité spécifique (Shwartz et al. 2014). Le nombre d'espèces sauvages indigènes, végétales et animales, est plus important en ville aujourd'hui qu'au début du 19e siècle (Clergeau 2015). En France, l'abandon de l'usage de pesticide, rendu obligatoire depuis la loi Labbé du 1er janvier 2017, a notamment permis à de nombreuses plantes de coloniser les EVU publics. Elles ont rapidement été suivis par des insectes phytophages (i.e., qui se nourrissent de matière végétale), eux-mêmes suivis par des espèces prédatrices, telles que les oiseaux (Clergeau 2015). Cependant, il faut noter que différentes pratiques ne sont pas toutes favorables aux mêmes espèces. Par exemple, les petits mammifères seront plutôt sensibles à des pratiques au niveau de la strate herbacée, alors que les oiseaux au niveau de la strate arborée (Clergeau et Machon 2014). Il est donc important d'identifier dans chaque ville les pratiques prioritaires en fonction des espèces cibles de la région.

Des réseaux se sont organisés en France ces dernières années afin de **mutualiser et valoriser le succès des actions** en faveur de la biodiversité **de différentes villes**. On peut notamment citer Natureparif, Hortis, et Plante & Cité.

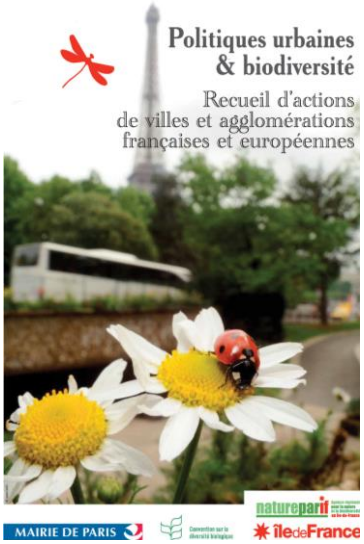


Figure 5. Ouvrage réalisé par Natureparif.

Ce constat permet de souligner le rôle important des EVU publics, en lien avec celui de leurs aménageurs et gestionnaires, pour atténuer l'impact de l'urbanisation sur le déclin de la biodiversité globale.

4. La « demande sociale de nature en ville »

En parallèle de l'évolution de l'aménagement et gestion des EVU publics, des études, notamment en France, ont mis en évidence l'émergence d'une « demande sociale de nature en ville » depuis la fin du 19e siècle (Boutefeu 2005; Clergeau 2015). Une enquête menée en 2008 par l'Union Nationale des Entrepreneurs du Paysage (UNEP) a montré que 84% des urbains estiment qu'il faut créer davantage d'EVU publics, et que 70% choisissent leur lieu de vie en fonction de la proximité d'EVU publics. La présence d'un EVU public augmente ainsi souvent le prix et l'attractivité du foncier d'un quartier aujourd'hui (Engström et Gren 2017). D'après le rapport « La demande sociale de paysage » effectué par Yves Luginbühl pour le Conseil national du paysage en 2001, cette demande traduit un besoin des urbains de « retrouver un contact avec la terre et une certaine forme de nature » (Luginbühl 2001). Ainsi, si les urbains ont historiquement migré des campagnes vers les villes, aujourd'hui ils y recherchent un cadre de vie plus naturel, proche de celui de la campagne (Roncayolo 2001).

Pour la géographe Nathalie Blanc, cette demande de nature est issue d'une recherche de qualité de vie dans la proximité, au sein de villes devenant de plus en plus denses (Blanc 1995). Selon une enquête menée à Lyon en 2002 par le Plan Urbanisme Construction Architecture (PUCA), 38% des urbains pensent que les EVU sont le premier équipement public capable d'accroître leur qualité de vie en ville. La qualité de vie est un concept à la croisée des sciences sociales et des sciences de la santé. Il relève de critères objectifs liés aux conditions de vie, mais également subjectifs, en particulier le bien-être (Fagot-Largeault 1991). Ainsi, de nombreuses études réalisées depuis la fin du 20e siècle ont mis en évidence que les EVU publics ont un impact positif sur différentes facettes du bien-être physique, et surtout psychologique des usagers (Goodness et al. 2016; Hartig et al. 2014; Jorgensen et Gobster 2010).

Le terme « bien-être » a été interprété de différentes façons dans la littérature. Certaines études ont limité la documentation sur le bien-être au domaine de la santé (Bell et al. 2014). L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) définit la santé comme un « état complet de bien-être physique, mental, et social, qui ne consiste pas seulement en l'absence de maladie ou d'infirmité ». Elle définit également le bien-être comme « un sentiment d'agrément et d'épanouissement que procure la satisfaction des besoins du corps et de l'esprit ». D'après le MEA, le bien-être fait référence à un éventail beaucoup plus large de bénéfices, auxquels les services écosystémiques culturels contribuent (MEA 2005). Ces services font notamment référence aux bénéfices spirituels et psychologiques que les Hommes tirent du contact avec les écosystèmes (Villamagna et Giesecke 2014). Le lien entre les EVU publics et le bien-être humain peut être expliqué par l'hypothèse de la « biophilie », qui soutient que l'Homme a une affiliation émotionnelle innée à d'autres organismes vivants (Wilson 1995). Cette affiliation découlerait de « la longue histoire évolutionnaire des Hommes dans le monde naturel » (Wilson 1993). Une ville « biophilique » permettrait alors aux urbains de recréer ce lien (Clergeau 2015).

5. Les espaces verts urbains publics et la « théorie de restauration de l'attention »

Différentes valeurs de bien-être psychologique ont été identifiées comme étant liées à l'usage des EVU publics. Ils ont d'abord été identifiés comme des lieux privilégiés permettant la construction de liens sociaux (Jorgensen et Gobster 2010). Plus que le contact direct et l'échange, le simple fait de se trouver dans un EVU collectif génèrerait un sentiment de partage et de rencontre (Long et Tonini 2012). Certaines études ont mis en évidence un lien entre cette construction de liens sociaux et un sentiment de sécurité (Ulrich 1981; Wolch et al. 2014). Les EVU publics permettraient « d'apaiser les humeurs agressives provoquées par la concentration urbaine » (Cormier et al. 2012). Des études ont également montré que les EVU publics peuvent améliorer le bien-être psychologique des usagers en augmentant un sentiment d'appartenance à une communauté (Arnberger et Eder 2012), et d'attachement affectif (Dallimer et al. 2012; Devine-Wright 2009). De plus, en facilitant les activités physiques, les EVU

publics ont été associés à une amélioration du bien-être psychologique conçu en termes de santé mentale (Kaplan et Kaplan 2003).

De nombreuses études ont abordé le bien-être psychologique associé à l'usage des EVU publics à travers la « théorie de restauration de l'attention » (Attention Restoration Theory) (Carrus et al. 2015; Hoyle et al. 2017). Les premières études portant sur la notion de restauration de l'attention, ou restauration psychologique, en lien avec l'environnement naturel datent de 1972 avec les travaux de Rachel et Stephen Kaplan (Kaplan et Kaplan 1972). C'est également à cette époque que la psychologie environnementale a émergé. Cette sous-discipline de la psychologie étudie les interrelations entre le comportement des individus et leur environnement, construit et/ou naturel, dans ses dimensions spatiales et temporelles (Fisher et al. 1984). Cette science s'intéresse aux effets des conditions environnementales sur les comportements, cognitions, et émotions des individus, ainsi qu'à la manière dont ceux-ci perçoivent ou agissent sur leur environnement (Ittelson et al. 1974). Egon Brunswik et Kurt Lewin sont considérés comme les fondateurs de la psychologie environnementale (Gifford 2007). Egon Brunswik a été l'un des premiers psychologues à affirmer que la psychologie devait accorder plus d'attention à l'idée que l'environnement physique pouvait affecter de manière plus ou moins directe les processus psychologiques des individus. La psychologie environnementale a très tôt souligné le besoin de mobiliser plusieurs disciplines outre la psychologie, telles que l'aménagement, l'urbanisme, l'architecture, et la sociologie (Sahraoui 2018).

La restauration psychologique est aujourd'hui définie comme une diminution de la fatigue mentale, et donc une récupération de l'attention et de la concentration (Kaplan et Kaplan 1989), ainsi qu'une relaxation et une réduction du stress, de l'anxiété (Ulrich et al. 1991). Cette théorie met ainsi en avant l'idée que les urbains peuvent se « ressourcer » et se détendre dans les EVU publics (Kaplan et Kaplan 2003). La restauration psychologique a été associée à un sentiment de contact avec la nature (Hand et al. 2016), les EVU publics étant pour beaucoup d'urbains des lieux privilégiés pour une « expérience de nature » (Voigt et Wurster 2015). Elle a également été associée à une sensation de séparation, ou d'évasion, du paysage urbain environnant, autrement dit de dépaysement (Jennings et al. 2016; Özgüner et Kendle 2006). Une étude réalisée en 2012 sur les villes d'Angers et Nantes a ainsi mis en évidence que de nombreux urbains considèrent les EVU publics comme « un moyen de fuir et d'oublier la ville » (Long et Tonini 2012). De même, la restauration psychologique a été associée à un sentiment d'évasion de la routine quotidienne (Hoyle et al. 2017; Kaplan 1995). Une association a également été établie entre la restauration psychologique et l' « expérience esthétique du paysage » des EVU publics, conçue comme « un sentiment de plaisir attribuable aux caractéristiques perceptibles du paysage » (Gobster et al. 2007). L'esthétique paysagère est ainsi reconnue par le MEA comme un service écosystémique culturel influençant le bien-être humain (MEA 2005). Bien qu'acquise principalement par la vue, l'expérience esthétique du paysage peut être facilitée et modérée par d'autres entrées sensorielles, telles

que les odeurs ou les sons (Grahn et Stigsdotter 2010). L'esthétique paysagère renvoie ainsi aux dimensions sensorielles des EVU publics (Glatron et al. 2012).

6. Un paradoxe source d'opportunité de recherche

Les EVU publics sont aujourd'hui des éléments paysagers à la croisée d'enjeux environnementaux et sociaux. Ils permettent d'atténuer l'impact de l'urbanisation sur le déclin de la biodiversité globale, tout en répondant au besoin des urbains d'une amélioration de leur qualité de vie, en particulier en termes de bien-être psychologique (Jennings et al. 2016). Ces enjeux peuvent pourtant parfois être contradictoires, en particulier lors de leur aménagement et de leur gestion (Clergeau 2015). Ainsi, un défis aujourd'hui est de favoriser à la fois la biodiversité et le bien-être psychologique des usagers lors de l'aménagement et de la gestion des EVU publics (Engström et Gren 2017; Shwartz et al. 2014). Ce défi rejoint l'approche de l' « écologie de la réconciliation », selon laquelle il faut aujourd'hui préserver et favoriser la biodiversité « là où les Hommes vivent », afin d'aboutir à une situation « gagnant-gagnant » pour les sociétés et la biodiversité (Rosenzweig et Michael 2003). Afin de s'attaquer à ce défi, des travaux de recherche interdisciplinaire, impliquant à la fois les sciences naturelles et les sciences sociales, sont aujourd'hui nécessaires afin de générer une approche intégrée et appliquée articulant les bénéfices environnementaux et sociaux des EVU publics (Alberti et al. 2003; Cáceres et al. 2015; Ives et al. 2017). Il faut également instaurer de meilleurs échanges de connaissances entre les résultats de ces travaux de recherche et les pratiques d'aménagement et de gestion (Engström et Gren 2017; Harris et al. 2018).

Des études ont démontré un lien entre la présence de biodiversité au sein des EVU publics, mesurée à l'échelle de l'espèce, et la restauration psychologique ressentie par les usagers (Fuller et al. 2007; Irvine et al. 2008; Jorgensen et Gobster 2010). En d'autres termes, dans les EVU publics, la restauration psychologique ressentie par les usagers augmenterait avec la diversité d'espèces. Ce résultat suppose qu'augmenter la diversité d'espèces dans les EVU publics permettrait d'y favoriser à la fois la biodiversité et le bien-être psychologique des usagers. Ainsi, il suppose une opportunité pour conjuguer les bénéfices environnementaux et sociaux des EVU publics lors de leur aménagement et de leur gestion. Cependant, un paradoxe est que des études ont également démontré que la majorité des usagers « non-écologues » (i.e., avec peu, ou pas, de connaissances des plantes et des animaux) ont de faibles compétences en identification naturaliste. Ils ne perçoivent donc pas systématiquement toutes les différentes espèces présentes dans un EVU public (Cormier et al. 2012; Dallimer et al. 2012; Shwartz et al. 2014). Leurs évaluations de la diversité d'espèces auraient tendance à sous-estimer la richesse réelle (Leslie et al. 2010; Lindemann-Matthies et Bose 2008). Certaines études ont mis en évidence une relation entre la restauration psychologique ressentie par les usagers et la diversité d'espèces qu'ils

perçoivent (i.e., qu'ils pensent être présente), et non la diversité d'espèces mesurée (Dallimer et al. 2012; Southon et al. 2018).

Ainsi, si une relation a été établie entre la diversité d'espèces et la restauration psychologique ressentie par les usagers dans les EVU publics, elle n'est pas entièrement expliquée. Des travaux de recherche sont nécessaires pour explorer cette relation et mieux comprendre les processus sous-jacents. L'angle d'approche de cette thèse a été d'identifier des paramètres environnementaux au sein des EVU publics qui soient à la fois associés à la diversité d'espèces, perceptibles par les usagers, et favorables à leur restauration psychologique.

7. Hétérogénéité paysagère et diversité d'espèces

D'après le sociologue Jean-Michel Le Bot, les usagers perçoivent les EVU publics comme une « ambiance végétale globalement appréhendée, et non à partir de savoirs naturalistes précis » (Le Bot 2013). L'environnement des EVU publics serait perçu par les usagers à travers des caractéristiques générales, et à un niveau structurel (Hand et al. 2016; Qiu et al. 2013; Voigt et al. 2014). Ainsi, des études ont suggéré que si les usagers ne sont pas capables de percevoir systématiquement la diversité d'espèces au sein des EVU publics, ils seraient cependant capables de percevoir la diversité structurelle du paysage (Dramstad et al. 2001; Voigt et Wurster 2015).

En écologie du paysage, la diversité structurelle du paysage est définie comme l'hétérogénéité paysagère. Ce concept rend compte à la fois de la diversité des types d'occupation du sol composant un paysage, on parle alors d'hétérogénéité paysagère compositionnelle, et de la complexité de leur agencement spatial, soit l'hétérogénéité paysagère configurationnelle (Burel et Baudry 2003; Li et Reynolds 1995). Un type d'occupation du sol est une zone avec des conditions environnementales relativement homogènes, et correspond donc à un habitat au sens écologique (Hand et al. 2016). L'écologie du paysage définit un paysage comme un assemblage d'habitats de natures différentes, plus ou moins fragmentés et connectés, et entretenant de fortes relations d'interdépendance au sein d'une matrice. L'ensemble est appelé la « mosaïque paysagère ». Chaque habitat est organisé en taches, qui représentent des unités fonctionnelles et structurelles (Burel et Baudry 2003). L'écologie du paysage a émergé dans les années 1980, notamment avec les travaux de Richard T.T Forman (Forman 1995). Cette science est fondée sur le principe que les structures et les dynamiques des paysages influencent fortement les processus écologiques, et réciproquement (Turner 1989). L'écologie du paysage s'intéresse donc particulièrement aux relations entre structure du paysage et processus écologiques. Prendre en compte et caractériser l'hétérogénéité paysagère, spatiale et temporelle, est ainsi très important en écologie du paysage, afin d'étudier les patrons et les dynamiques de la biodiversité.

Une augmentation de l'hétérogénéité paysagère compositionnelle (Fig. 6a) se traduit par une augmentation de la diversité des habitats, et donc des ressources disponibles au sein d'un paysage (Rocchini et al., 2010). Une augmentation de l'hétérogénéité paysagère configurationnelle (Fig. 6b) se traduit par une augmentation de la complexité de l'agencement spatial de ces ressources, et affecte ainsi le rythme de certains processus écologiques, notamment la dispersion (Dufour et al. 2006).

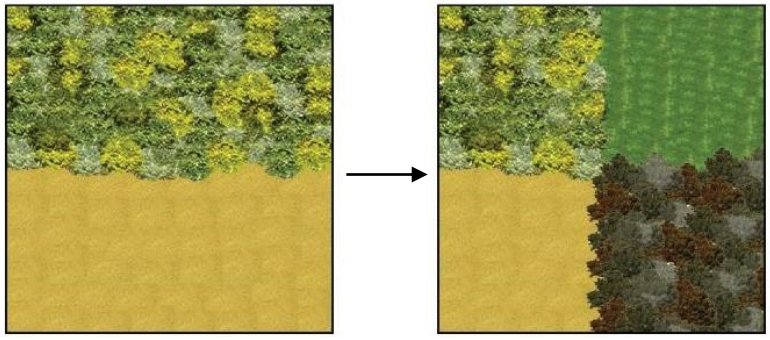


Figure 6a. Augmentation de l'hétérogénéité paysagère compositionnelle.

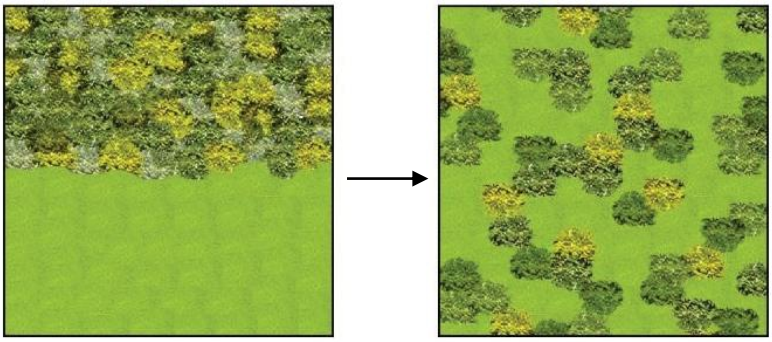


Figure 6b. Augmentation de l'hétérogénéité paysagère configurationnelle. (Source Burel et Baudry 1999.)

L'hétérogénéité paysagère a ainsi été identifiée par l'écologie du paysage comme un concept écologique fondamental associé à la biodiversité (Burel et Baudry 2003), et comme une variable clé favorisant la diversité d'espèces dans un paysage (Costanza et al. 2011). Un paysage à forte hétérogénéité favorise la colonisation et la survie des espèces, et permet de faire coexister différentes espèces. La plupart des espèces présentes en ville étant généralistes, l'hétérogénéité paysagère est particulièrement favorable à la biodiversité urbaine (Nurul et al. 2016). Ainsi, des études ont montré que la biodiversité au sein des EVU publics, notamment à l'échelle de l'espèce, augmente avec l'hétérogénéité paysagère (Qian et al. 2014). L'hétérogénéité paysagère est donc un indicateur de la biodiversité présente au sein des EVU publics, en particulier à l'échelle de l'espèce, qui serait également potentiellement perceptible par les usagers (Fuller et al. 2007).

8. Objectifs de cette thèse

Le premier objectif de ce travail de thèse est d'explorer et d'élucider la relation établie entre la diversité d'espèces et la restauration psychologique ressentie par les usagers dans les EVU publics. Pour

ce faire, l'hypothèse posée est que l'hétérogénéité paysagère est un paramètre environnemental au sein des EVU publics qui est à la fois associé à la diversité d'espèces, perceptible par les usagers, et favorable à leur restauration psychologique. Cela signifie que l'hétérogénéité paysagère pourrait être un facteur explicatif dans la relation établie entre la diversité d'espèces et la restauration psychologique ressentie par les usagers (Fig. 7). Le second objectif est d'identifier, sur la base des résultats du premier objectif, des pratiques d'aménagement et de gestion des EVU publics permettant d'y favoriser à la fois la biodiversité et le bien-être psychologique des usagers. Afin de répondre à ces objectifs, cette thèse s'est construite autour de trois parties, chacune correspondant à la rédaction d'un article.

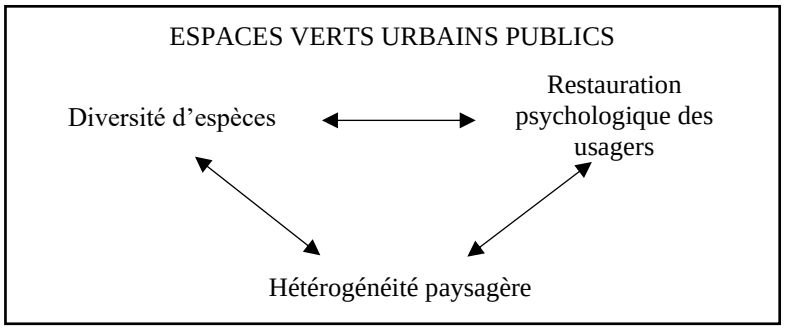


Figure 7. Schéma de synthèse du premier objectif.

La première partie (article 1) cherche à déterminer si les usagers sont capables de percevoir l'hétérogénéité paysagère dans les EVU publics, et si l'hétérogénéité paysagère a un impact positif sur leur restauration psychologique. Il s'agit de tester l'existence d'un lien entre l'hétérogénéité paysagère perçue par les usagers et l'hétérogénéité paysagère mesurée, et d'un lien entre la restauration psychologique ressentie par les usagers et l'hétérogénéité paysagère mesurée. Sur la base d'études existantes (Dallimer et al. 2012; Southon et al. 2018), cette partie teste également l'existence d'un lien entre la restauration psychologique ressentie par les usagers et l'hétérogénéité paysagère qu'ils perçoivent.

La deuxième partie (article 2) vise à approfondir et caractériser la perception de l'hétérogénéité paysagère dans les EVU publics par les usagers. Pour ce faire, cette partie identifie des aspects du paysage des EVU publics à travers lesquels les usagers perçoivent une hétérogénéité paysagère. Elle analyse ensuite si ces aspects correspondent à l'hétérogénéité paysagère telle qu'elle est définie (et donc mesurée) en écologie du paysage.

Sur la base des résultats, la troisième partie (article 3) vise à identifier des pratiques d'aménagement et de gestion des EVU publics permettant de favoriser à la fois la biodiversité et le bien-être psychologique des usagers. Le but est d'utiliser les résultats de la première et deuxième partie pour conseiller les aménageurs et les gestionnaires des EVU publics sur une manière d'optimiser simultanément les bénéfices environnementaux et sociaux de ces éléments paysagers en devenir.

Quelques éléments méthodologiques

1. Terrains d'études

Le principal terrain d'étude a été un échantillon de 13 EVU publics de la ville de Rennes (Bretagne, France). Cet échantillon a permis une bonne représentativité des caractéristiques paysagères et sociales des EVU publics de la ville, tout en permettant de réaliser le travail de recherche dans le temps imparti. Ces 13 EVU publics ont servi pour la réalisation des objectifs de la première et deuxième partie de thèse. Un second terrain d'étude « miroir » ; un échantillon plus réduit (dû à des contraintes de temps) de cinq EVU publics de la ville de Strasbourg (Grand Est, France), a été nécessaire pour la réalisation de l'objectif de la troisième partie de thèse (Fig. 1). Plusieurs villes potentielles ont été prospectées pour ce second terrain d'étude. La ville retenue devait être proche de celle de Rennes en termes de superficie globale et comparable en termes de stratégie d'aménagement et de gestion des EVU publics, mais dans une situation géographique différente. Elle devait également être comparable en termes de disponibilité des données permettant la mesure de l'hétérogénéité paysagère (voir 2.).

Les villes de Rennes et de Strasbourg connaissent depuis plusieurs années un taux de croissance démographique parmi les plus élevés de France. La population rennaise augmente de 1.29 % par an depuis 2007, et la population strasbourgeoise de 0.6 % par an depuis 2010. En 2016, Rennes comptait 216 268 habitants répartis sur 50 km^2, et Strasbourg 279 284 habitants sur 78.26 km^2. Les deux villes sont ainsi aujourd'hui les plus peuplées de leurs régions respectives, et parmi les plus peuplées de France (Rennes est en 11^e position, et Strasbourg en 8^e). Simultanément, les deux villes figurent parmi les plus vertes de France selon le Palmarès réalisé en 2017 par l'Union Nationale des Entreprises du Paysage (UNEP) en partenariat avec Hortis (Rennes est en 6^e position, et Strasbourg en 3^e). Il y a aujourd'hui près de 42m^2 d'EVU publics par rennais, et 19m^2 par strasbourgeois. L'aménagement et la gestion des EVU publics sont supervisés par la Direction des Jardins et de la Biodiversité (DJB) à Rennes, et par le Service Espaces Verts et de Nature à Strasbourg. Ces deux structures ont la charge de tout ce qui a trait au végétal sur le territoire communal, cela concerne donc les EVU publics, mais également les abords d'habitations, les accompagnements de voirie etc. Leurs missions principales consistent à assurer la maîtrise d'ouvrage (ou l'assistance à maîtrise d'ouvrage) et/ou la maitrise d'œuvre de projets d'EVU publics, gérer et exploiter les existants, et suivre leur évolution dans le temps. Les deux structures comptent aujourd'hui près de 400 jardiniers à Rennes, et 140 à Strasbourg.

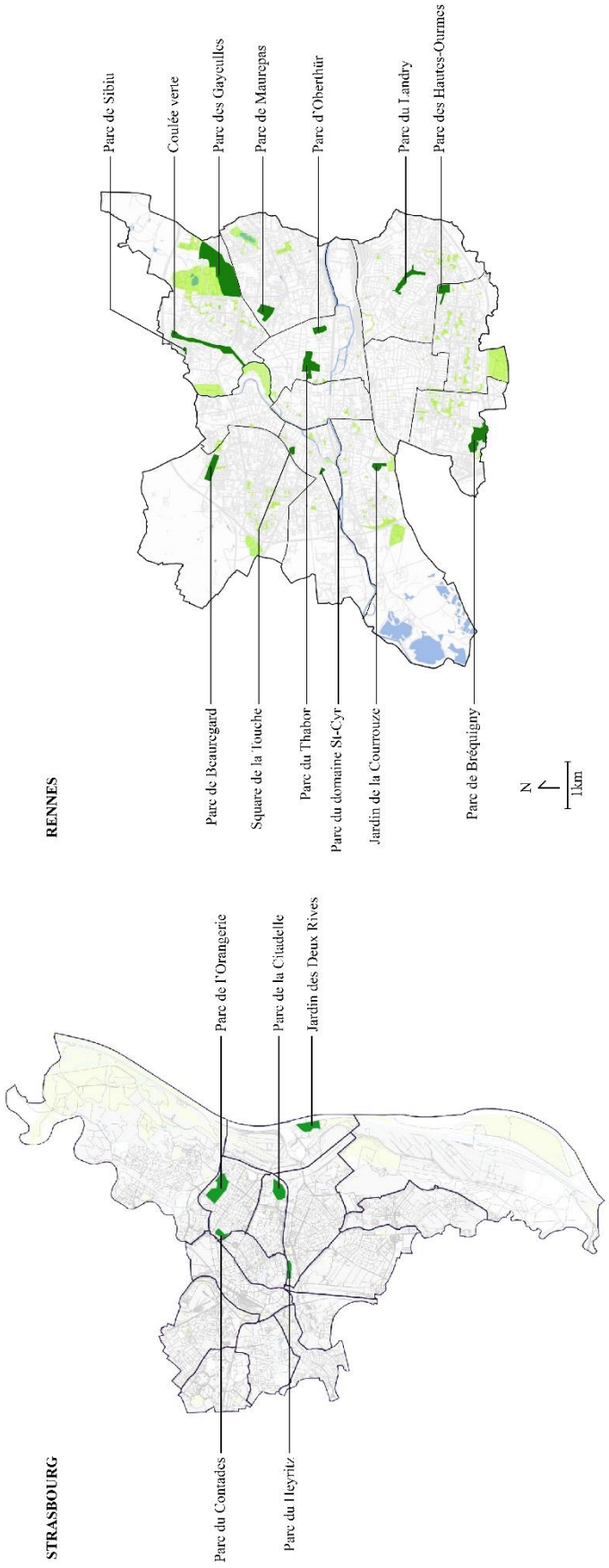


Figure 1. Carte de localisation des espaces verts urbains publics d'étude à Rennes et à Strasbourg.

Depuis 1966, la superficie d'EVU publics est passée de 0.6 à 8.8 km² à Rennes, et de 1.0 à 4.3 km² à Strasbourg. Comme dans de nombreuses villes françaises, cette croissance s'est accompagnée d'une évolution du style de conception paysagère des EVU publics et d'une émergence de pratiques de gestion plus respectueuses de la biodiversité. Rennes et Strasbourg ont été deux des premières villes françaises à expérimenter et appliquer de telles pratiques au sein de leurs EVU publics au début des années 80, avant même toute réglementation nationale. Elles ont notamment adopté des mesures pionnières concernant la réduction de la consommation d'intrants (produits phytosanitaires, fertilisants, et carburants), et la mise en place d'une gestion différenciée. Les EVU publics de Rennes sont « zérophyto » depuis 2005, et ceux de Strasbourg depuis 2008. Ces mesures ont eu des impacts bénéfiques importants sur la biodiversité urbaine. Rennes et Strasbourg ont ainsi reçu le label « Capitale Française de la Biodiversité » en 2016 et 2014, respectivement. Ce concours national est organisé par l'Agence Française pour la Biodiversité (AFB), l'Agence régionale de la biodiversité en Île-de France (ARB Îdf), et Plante & Cité.

Suivant les concepts de la gestion différenciée, tous les EVU publics de Rennes et Strasbourg sont aujourd'hui classés en quatre catégories différentes, correspondant chacune à des pratiques spécifiques d'aménagement et de gestion (Fig. 2). La catégorie 1- horticole (espaces verts structurés), 2- modérée (espaces verts d'accompagnement), 3- extensive (espaces verts champêtres), et 4- écologiques (espaces verts de nature). Plus la catégorie est élevée, moins les pratiques de gestion sont intenses et fréquentes, laissant notamment une place grandissante à la végétation spontanée, et moins la conception est structurée et rigide. Les deux dernières catégories sont favorisées dans la mesure du possible, étant favorables à la biodiversité. Les pratiques de gestion sont également moins chronophages et couteuses (à Rennes, la gestion des EVU publics classés en catégorie 1 revient à 12 800 heures/ha et 0.6 euros/m^2/an, et celle des EVU publics classés en catégorie 4 à 90 heures/ha et 0.15 euros/m^2/an). D'après le « Guide de maintenance » édité par la DJB de Rennes, « selon la catégorie les urbains retrouvent au sein des EVU publics, soit des structures paysagères rustiques et naturelles dans un espace offrant des possibilités d'expressions spontanées de la nature et destiné aux jeux et à la découverte naturaliste, soit des créations pensées et dessinées pour être vues et où une palette végétale plus exotique et contrainte a sa place ». Cette catégorisation permet ainsi d'offrir aux usagers une palette d'ambiances paysagères variées. Dans les deux villes, la catégorisation des EVU publics est précisée par le maître d'ouvrage dès le stade programme de l'opération. Un code unique est attitré à chaque site, qui peuvent cependant contenir des sous-espaces de catégories différentes afin de s'adapter aux usages (e.g., dans un EVU public classé en catégorie 4, les aires de jeu sont souvent classées en catégorie 2).

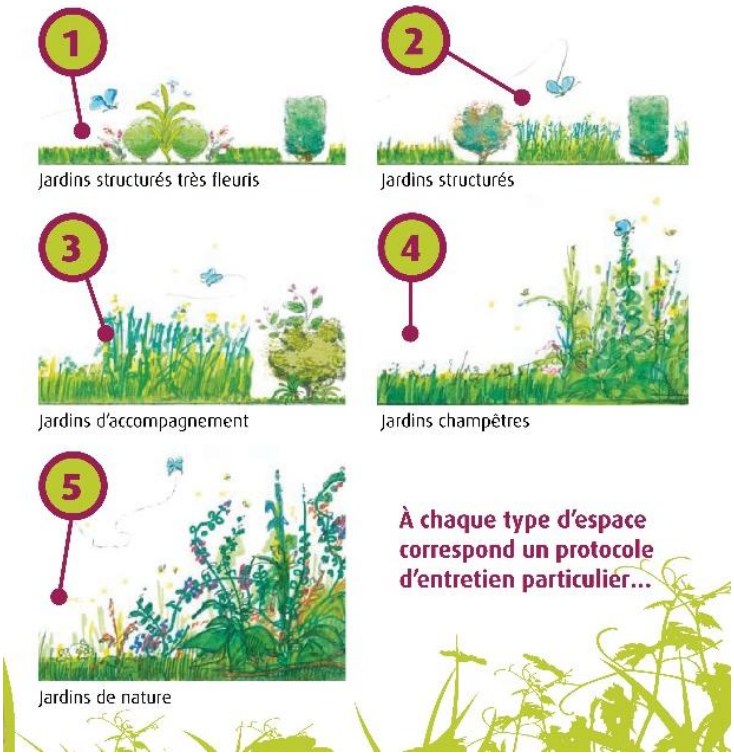


Figure 2. Illustration des cinq catégories d'espaces verts urbains publics à Rennes (source « Guide pratique des espaces verts à Rennes » publié par la DJB).

1.1. Sélection des EVU d'étude

Les EVU publics d'étude ont été sélectionnés à Rennes et à Strasbourg suivant un protocole en deux étapes. Ce protocole a été mis au point pour cette thèse, avec pour ambition d'être reproductible quelle que soit la ville investiguée.

La première étape a consisté à sélectionner, dans chacune des deux villes, un premier échantillon parmi tous les EVU publics en fonction de leur capacité à conserver et favoriser la biodiversité. Pour cela, les EVU publics dont la superficie est inférieure à 5000m^2 et ayant moins de 30% de surface végétalisée dans un rayon de 500m autour d'eux ont été exclus. En effet, de par leur taille ces EVU ne permettent pas d'offrir une qualité d'habitat écologique suffisante, et ils sont trop isolés pour permettre aux espèces de se disperser (McDonnell et Hahs 2015). Cette étape a abouti à la sélection de 37 EVU publics à Rennes, et 19 à Strasbourg. Les EVU publics sélectionnés lors de cette première étape ont ensuite été classés sur un gradient en fonction de leur composition d'occupation du sol grâce à une Analyse en Composantes Principales (ACP). La composition d'occupation du sol correspondait ici aux proportions relatives de cinq principaux types d'occupation du sol couramment présents dans les EVU publics ; surface arborée, surface arbustive, surface herbacée, zone aquatique, et surface minérale. Les ACP ont ainsi été réalisées en utilisant ces proportions comme variables dépendantes. Ces proportions ont été mesurées, pour chacun des EVU publics sélectionnés lors de la première étape, sur la base d'une carte d'occupation du sol en utilisant le Système d'Information Géographique (SIG) ArcMap 10.X. A Rennes,

cette carte d'occupation du sol a été créée en compilant deux bases de données cartographiques répertoriant la localisation des EVU publics et leurs occupations du sol, fournies par le service Information Géographique de la DJB et par l'Agence d'urbanisme de Rennes (AUDIAR). Voir l'Annexe 1 pour un extrait de la carte d'occupation du sol créée à Rennes. A Strasbourg, elle a été créée en utilisant une même base de données fournie par le service Géomatique de la Ville et Eurométropole de Strasbourg. Sur la base des axes fournis par les deux ACP, 13 EVU d'étude ont alors été sélectionnés à Rennes et cinq à Strasbourg afin d'obtenir une répartition homogène sur ces axes. Les résultats des deux ACP sont présentés p.63 (Appendice 1 de l'article 1) et p.119 (Appendice 1 de l'article 3). L'objectif principal de la deuxième étape était ainsi de sélectionner les EVU d'étude afin d'obtenir un ensemble qui soit représentatif de la diversité des compositions d'occupation du sol des EVU publics de chacune des deux villes.

Lors de cette deuxième étape, la répartition spatiale au sein des quartiers des deux villes a également été prise en compte dans la sélection des EVU d'étude. En plus du critère de répartition homogène sur les axes des ACP, les EVU d'étude à Rennes ont été sélectionnés afin d'en avoir au moins un dans chacun des 12 quartiers. Les EVU d'étude à Strasbourg ont été sélectionnés afin d'obtenir un gradient du centre-ville vers la périphérie, n'ayant pas assez d'EVU d'étude pour en choisir un parmi les 15 quartiers. Ainsi, l'objectif de la deuxième étape de sélection était également d'obtenir un ensemble qui soit représentatif de la diversité des profils socio-démographiques des usagers des EVU publics dans chacune des deux villes. En effet, si les quartiers sont des espaces issus de découpages administratifs, ils sont également des constructions socio-historiques possédant des spécificités socio-démographiques propres (Dias et Ramadier 2017). La prise en compte de la répartition spatiale a également permis de représenter la diversité des époques de création des EVU publics dans chacune des deux villes, et donc la diversité de leurs styles de conception paysagère et pratiques de gestion. En effet, la localisation d'un EVU public dans une ville, notamment en France, est liée à son époque de création, elle-même liée à son style de conception paysagère et aux pratiques de gestion qui y sont appliquées (Dubost et Lizet 2003).

Les premiers EVU publics créés au 19^{e} siècle sont généralement situés dans le centre historique des villes. Ils sont pour beaucoup aujourd'hui caractérisés par le style du « jardin à la française » et par des pratiques de gestion intensives, appliqués dans les EVU publics à l'époque de leur création. Les plus anciens EVU d'étude, soit le parc du Thabor créé en 1867 à Rennes et le parc de l'Orangerie créé en 1800 à Strasbourg, sont ainsi situés en centre-ville et classés dans la catégorie 1. Les EVU publics plus récents ont pour la plupart été créés avec les nouveaux quartiers suite à l'extension des villes (en particulier durant la phase de reconstruction après la deuxième Guerre Mondiale), et sont donc généralement situés plus en périphérie. Ces EVU publics contemporains ont pour beaucoup été réalisés dans une démarche de conception moins rigide et de gestion extensive (Colding et al. 2006). Les plus

récents EVU d'étude, soit le parc du Landry créé en 1998 à Rennes et le parc de Heyritz créé en 2005 à Strasbourg, sont situés plus en périphérie des deux villes et classés dans les catégories 3 et 4. Enfin, la prise en compte de la répartition spatiale a également permis d'obtenir une diversité de tailles, les surfaces des EVU publics allant globalement en décroissant de la périphérie vers le centre-ville, qui est souvent très densément bâti (Allain 2004).

Afin de répondre aux objectifs de cette thèse, deux protocoles de mesure ont été menés en parallèle. L'hétérogénéité paysagère des EVU publics d'étude a été mesurée à travers l'usage de métriques calculées à partir de cartes d'occupation du sol. Le bien-être psychologique ressenti, les perceptions paysagères, et les caractéristiques sociales des usagers ont été recueillis et quantifiés à travers un travail d'enquête *in situ*. Les deux parties suivantes ont pour but de détailler ces deux protocoles.

2. Recueil des données écologiques : protocole de mesure de l'hétérogénéité paysagère

L'hétérogénéité paysagère des EVU publics d'étude a été mesurée en utilisant différentes métriques paysagères couramment utilisées en écologie du paysage. Une métrique paysagère correspond à un indice numérique permettant de mesurer une caractéristique spécifique de la structure (i.e., la composition et la configuration) d'un paysage (McGarigal 2014). Elle se calcule à partir d'une carte d'occupation du sol, où les données sont généralement constituées de pixels, c.-à-d., où le pixel est l'unité de base (format raster) (Germaine et Puissant 2008). Une métrique paysagère mesure ainsi une caractéristique spécifique de la structure d'un paysage en fonction de l'arrangement des pixels les uns par rapport aux autres. Un paysage est défini en écologie du paysage comme un assemblage d'habitats (soit de types d'occupation du sol) différents, chacun organisés sous forme de taches représentant des unités fonctionnelles et structurelles. Sur une carte d'occupation du sol en format raster, une tache représente donc un ensemble de pixels contigus de valeurs équivalentes.

L'objectif pour cette thèse était de mobiliser différentes métriques paysagère qui soient simples et non redondantes. L'hétérogénéité paysagère compositionnelle des EVU publics d'étude a été mesurée avec l'« Indice de diversité de Shannon », aussi appelé SHDI (Shannon et Weaver 1949). Cet indice prend en compte le nombre de types d'occupation du sol différents (la richesse), ainsi que leur abondance en mettant l'accent sur la dominance relative ou l'équitabilité en termes de surface (l'uniformité). Etant une mesure composite de la richesse et de l'uniformité, cette métrique est couramment utilisée pour mesurer l'hétérogénéité compositionnelle d'un paysage (Dallimer et al. 2012; Hand et al. 2016).

Les métriques d'hétérogénéité paysagère configurationnelle les plus couramment utilisées mesurent le degré d'agrégation, ou d'agglutination, des taches de chaque type d'occupation du sol composant un paysage (Mcgarigal et Marks 1995). Plus les taches sont agrégées, moins l'hétérogénéité paysagère configurationnelle est élevée. La notion d'agrégation fait également référence à deux concepts liés : la dispersion et l'interception. La dispersion fait référence à la distribution spatiale des taches de chaque type d'occupation du sol (i.e., la façon dont elles sont réparties dans l'espace). L'interception fait référence au mélange spatial des taches de différents types d'occupation du sol. L'hétérogénéité paysagère configurationnelle des EVU publics d'étude a été mesurée avec trois métriques paysagères complémentaires prenant en compte les différents aspects de l'agrégation. L'« Indice d'agrégation globale », ou AI (He et al. 2000), l'« Indice de contagion », ou CONTAG qui mesure à la fois la dispersion et l'interception (Li et Reynolds, 1993), et l'« Indice d'interception et de juxtaposition », ou IJI qui isole la mesure de l'interception (Mcgarigal et Marks 1995). La métrique IJI ne tient compte que des périmètres des taches, et n'est donc pas directement affectée par leur nombre, taille, contiguïté, ou dispersion, comme l'est la métrique CONTAG.

Pour un paysage d'une même surface totale et composé du même nombre de taches, plus la forme des taches est complexe, plus l'hétérogénéité paysagère configurationnelle est élevée (Li et Reynolds 1994). Ainsi, l'« Indice de forme du paysage », ou LSI (Patton 1975) a également été mesuré afin de prendre en compte la complexité de forme des taches composant les EVU publics d'étude. La complexité de forme fait référence à la géométrie des taches, c.-à-d., si elles ont tendance à être simples et compactes, ou irrégulières et étirées. La métrique LSI mesure le rapport de la longueur totale de périmètre de l'ensemble des taches d'un même type d'occupation du sol sur le périmètre d'un carré ayant même surface que l'ensemble de ces taches. Voir l'Annexe 2 pour le détail des formules de ces métriques.

> La valeur de la métrique **SHDI** équivaut à 0 quand le paysage est composé d'un seul type d'occupation du sol, et augmente (sans limite) avec le nombre de types d'occupation du sol différents et l'équitabilité de la répartition proportionnelle de leurs surfaces. Ainsi, plus la valeur de SHDI est grande, plus l'EVU public est hétérogène.
>
> La valeur de la métrique **AI** est comprise entre 0 et 100. Elle équivaut à 0 quand les types d'occupation du sol sont au maximum désagrégés (i.e., divisés) en différentes taches. Elle équivaut à 100 quand le paysage est composé d'un seul type d'occupation du sol. Ainsi, plus la valeur de AI est petite, plus l'EVU public est hétérogène.
>
> La valeur de la métrique **CONTAG** est comprise entre 0 et 100. Elle équivaut à 0 quand les types d'occupation du sol sont au maximum désagrégés en différentes taches, qui sont elles-mêmes au maximum interceptées. Elle équivaut à 100 quand tous les types d'occupation du sol sont au maximum agrégés, soit quand ils sont tous présents sous la forme d'une seule tâche et qu'il n'y a donc aucune interception possible. Ainsi, plus la valeur de CONTAG est petite, plus l'EVU public est hétérogène.
>
> La valeur de la métrique **IJI** est comprise entre 0 et 100. Elle équivaut à 0 quand la distribution des adjacences entre les tâches de différents types est au maximum inégale. Elle équivaut à 100 quand tous les types d'occupation du sol sont au maximum adjacents les uns aux autres. Ainsi, plus la valeur de IJI est grande, plus l'EVU public est hétérogène.
>
> La valeur de la métrique **LSI** équivaut à 1 quand le paysage n'est composé que d'une seule tache de forme carrée, et augmente (sans limite) à mesure que la forme des taches devient irrégulière et étirée. Ainsi, plus la valeur de LSI est grande, plus l'EVU public est hétérogène.

Les cinq métriques d'hétérogénéité paysagère ont été calculées, pour chacun des EVU publics d'études à Rennes et à Strasbourg, à partir de cinq cartes d'occupation du sol différentes en utilisant le logiciel Fragstats (Mcgarigal et Marks 1995). Les cinq cartes ont été créées, pour chacune des deux villes, en ajoutant de façons différentes quatre types d'occupation du sol aux deux cartes créées pour sélectionner les EVU publics d'étude. Ces quatre types d'occupation du sol étaient : surface arbustive fleurie, surface de parterre fleuri, surface de prairie, et surface de pelouse. Ils ont été ajoutés car leur présence au sein des EVU publics est favorable aux espèces qui y sont présentes (Harris et al. 2018; Hoyle et al. 2017). Il semblait donc pertinent de les ajouter afin de mesurer l'hétérogénéité paysagère associée à la diversité d'espèces. En les ajoutant de façons différentes, générant ainsi cinq cartes, l'objectif était de déterminer si la présence de ces types d'occupation du sol influence également la perception d'hétérogénéité paysagère par les usagers, ainsi que leur restauration psychologique. Ces quatre types d'occupation du sol ont été localisés en utilisant des images satellitaires IGN couplées à une vérification sur le terrain, puis cartographiés en utilisant ArcMap 10.X. La Carte 1 (soit la carte utilisée pour sélectionner les EVU publics d'étude) représentait la répartition des surfaces arborées, surfaces arbustives, surfaces herbacées, zone aquatique, et surfaces minérales. En plus de ces cinq types d'occupation du sol, les surfaces fleuries ont été ajoutées dans les cartes 2, 3, 4 et 5, en distinguant les arbustes à fleurs des massifs de fleurs dans la carte 2 et la carte 4. Les surfaces herbacées ont été distinguées en pelouses et prairies, définies par une hauteur de fauche >1m (Hand et al. 2016), dans la carte 2 et la carte 3. Le détail des cinq cartes d'occupation du sol est présenté p.45 et p.64 (Table 1 et Appendice 2 de l'article 1).

3. Recueil des données sociales : perception paysagère et bien-être psychologique

La perception de l'hétérogénéité paysagère ainsi que le bien-être psychologique, en particulier la restauration psychologique, ressenti par les usagers au sein des EVU publics d'étude ont été recueillis à travers des questionnaires administrés *in situ*. Avec la méthode de l'enquête directive dite « par questionnaire », la personne enquêtée répond elle-même à des questions selon un protocole strict fixé à l'avance. Cette méthode a été utilisée car elle permet une systématisation et une standardisation des observations, et son administration est simple et rapide (De Singly 2012). Afin d'aboutir à un panel d'usagers qui soit représentatif, tout en prenant en compte le temps imparti au terrain durant cette thèse, 30 usagers ont été interrogés dans chacun des EVU publics d'étude (Salès-Wuillemin 2006). Ainsi, 390 usagers ont été interrogés à Rennes de juin à septembre 2017, et 150 à Strasbourg en août 2018. Les usagers ont été abordés de manière aléatoire à différents endroits dans chacun des EVU public d'étude, et seuls ceux qui l'avait déjà fréquenté à plusieurs reprises auparavant ont été interrogés. La passation des questionnaires s'est effectuée à différentes heures de la journée et différents jours de la semaine, afin d'interroger autant de profils différents d'usagers que possible. Afin de tester la compréhension du

vocabulaire utilisé, des questionnaires préliminaires ont été effectués sur un petit nombre d'usagers (20) suivant le même protocole. Suite à ces questionnaires préliminaires, le terme « hétérogénéité » a été remplacé par le terme « diversité », qui est plus compréhensible pour les usagers « non-écologues ». Une fois les questionnaires remplis, les réponses des usagers ont été reportées dans le logiciel d'enquête Sphinx. Le questionnaire est présenté en Annexe 3.

Une première partie du questionnaire interrogeait les usagers sur leur perception de l'hétérogénéité paysagère au sein des EVU publics d'étude. Dans un premier temps, en réponse à la question « Trouvez-vous que le paysage de l'espace vert où vous êtes aujourd'hui est diversifié ? », les usagers devaient évaluer leur perception sur une échelle de 1 = pas du tout diversifié, à 5 = très diversifié. Cela a permis d'obtenir une « note » de perception d'hétérogénéité paysagère pour chaque usager. Une question ouverte demandait ensuite aux usagers d'expliquer leur note en décrivant leur perception ; « Et pourquoi ? (Quels aspects du paysage de cet espace vert vous font dire qu'il est, ou qu'il n'est pas, diversifié ?) ». La réponse à une question ouverte ne faisant pas l'objet de propositions pré-cadrées, les usagers pouvaient donc s'exprimer librement, ce qui a donné lieu à une grande diversité de réponses (Vilatte 2007). Une question ouverte amenait également les usagers à s'exprimer sur leur perception des pratiques de gestion appliquées dans les EVU publics d'étude ; « Quelles sont les pratiques de gestion appliquées dans cet espace vert selon vous ? ». En complément, une question ouverte interrogeait les usagers sur leur représentation de la nature dans les EVU publics ; « Dans les espaces verts urbains publics en général, à quoi correspond pour vous la nature ? ».

Une deuxième partie interrogeait les usagers sur le bien-être psychologique, en particulier la restauration psychologique, qu'ils ressentaient au sein des EVU publics d'étude. Afin de recueillir, et de pouvoir ensuite quantifier, le bien-être psychologique ressenti par les usagers, une question fermée dite « en éventail » composée d'une liste de 15 affirmations a été utilisée. Chaque affirmation traduisait une des principales valeurs de bien-être psychologique identifiées dans la littérature comme étant liées à l'usage des EVU publics (détaillées dans la partie 5. de l'introduction générale). Les 10 premières affirmations traduisaient les différentes facettes de la restauration psychologique. Les cinq restantes traduisaient les principales valeurs de bien-être psychologique associées à l'usage des EVU publics, sans lien direct avec la présence de biodiversité. La formulation des affirmations s'est inspirée de celles utilisées dans des études existantes (Dallimer et al. 2012; Fuller et al. 2007). Les usagers devaient évaluer leur degré d'adhésion à chacune des 15 affirmations, et attribuer une « note » sur une échelle de 1 = pas du tout d'accord, à 5 = très d'accord. Cette méthode d'évaluation sous forme d'échelle, aussi appelée « échelle de Likert » (Likert, 1932) ou « méthode des classements additionnés » (McIver et Carmines 1981), a été utilisée car elle est adaptée à l'étude et la mesure de variables complexes, telle que le ressenti. Elle a ainsi été utilisée dans différentes études portant sur le bien-être psychologique ressenti au sein des EVU publics (Carrus et al. 2015; Dallimer et al. 2012; Fuller et al. 2007; Voigt et Wurster 2015). Cette

méthode d'évaluation a permis de calculer une note totale de bien-être psychologique pour chaque usager en additionnant toutes ses notes attribuées à chacune des 15 affirmations. Elle a également permis de calculer une note distincte de restauration psychologique en additionnant toutes ses notes attribuées à chacune des 10 premières affirmations, et une note distincte de bien-être psychologique lié à l'usage des EVU publics en additionnant toutes ses notes attribuées à chacune des cinq affirmations restantes.

Une troisième partie interrogeait les usagers sur leur rythme de fréquentation des EVU publics d'étude (fréquent = de tous les jours à une fois par semaine *vs*. non fréquent = de 2 à 3 fois par mois à quelques fois par an), ainsi que sur leurs activités principales pratiquées dans ces espaces. Une liste de cinq catégories d'activités était proposée aux usagers, qui devaient en sélectionner au maximum trois. Cette liste s'est inspirée de différentes études ayant effectué un travail de recensement des principales activités pratiquées au sein des EVU publics (Long et Tonini 2012; Oueslati et al. 2008; Glatron et al. 2012). Ces questions étant faciles à répondre (question de fait et non d'opinion, et pas trop personnelles), elles ont été placées au début du questionnaire afin de mettre en confiance les usagers. Enfin, une dernière partie du questionnaire interrogeait les usagers sur certaines de leurs caractéristiques socio-démographiques ; le sexe, l'âge, le parcours géographique (i.e., s'ils ont grandi à la ville ou la campagne), et le niveau d'étude. Ces caractéristiques ont été prises en compte car des études ont démontré qu'elles peuvent particulièrement influencer le bien-être ressenti et les perceptions paysagères des usagers au sein des EVU publics (Lindemann-Matthies et Bose 2008; Shanahan et al. 2015; Southon et al. 2018). Elles ont également permis de valider le panel d'usagers interrogés en comparant ces caractéristiques à celles de la population à l'échelle des deux villes d'étude. Ces questions personnelles ont été placées à la fin du questionnaire, les usagers étant moins réticents à y répondre après avoir déjà répondu à plusieurs questions.

4. Analyse des données écologiques et sociales

4.1. Confrontation des données par des analyses de corrélation

La première étape d'analyse a consisté à confronter par des analyses statistiques de corrélation les données écologiques (les cinq métriques paysagères) et les données sociales (les réponses des usagers au questionnaire) recueillies dans les 13 EVU publics d'étude à Rennes. Ces analyses de corrélation ont permis de répondre à l'objectif de la première partie de thèse (article 1). Ces corrélations ont également été effectuées suivant le même protocole avec les données recueillies dans les cinq EVU publics d'étude à Strasbourg, afin de répondre à l'objectif de la troisième partie de thèse (article 3).

Afin d'effectuer ces analyses de corrélation, plusieurs données quantitatives ont été extraites des questionnaires. Une note totale de bien-être psychologique a été calculée pour chaque EVU public d'étude en additionnant les 30 notes totales de bien-être psychologique des usagers. De même, une note distincte de restauration psychologique et une note distincte de bien-être psychologique lié à l'usage des EVU publics ont été calculées en additionnant les 30 notes distinctes des usagers. Ces deux notes distinctes n'étant pas mesurées sur la base du même nombre d'affirmations, elles ont été normalisées sur une même échelle de variation afin de pouvoir les comparer. Une note individuelle pour les 15 affirmations a également été calculée en additionnant pour chacune les 30 notes attribuées par les usagers. Une note de perception d'hétérogénéité paysagère a ensuite été calculée pour chaque EVU public d'étude en additionnant les 30 notes des usagers.

La normalité de distribution des données écologiques et des données sociales détaillées ci-dessus a été vérifiée en utilisant des tests de normalité de Shapiro-Wilcoxon. Des analyses de Corrélation de Pearson ont ensuite été effectuées entre ces deux jeux de données, et résumées dans des matrices de corrélations. En statistique, une matrice de corrélation est un tableau contenant et présentant toutes les corrélations que l'on peut calculer à partir d'une liste de données quantitatives prises deux à deux (Fig. 3). Les métriques étant calculées sur la base de cinq cartes différentes d'occupation du sol, cinq matrices de corrélation ont été créées. Les Corrélations de Pearson hautes et significatives, soit avec un coefficient de corrélation |R|>0.6 et un p-value<0.05, ont été identifiées.

Le **coefficient de corrélation** représente la force de la relation entre deux données. La valeur de |R| est comprise entre 0 et 1, et on considère que les deux données sont corrélées lorsque |R|>0.5.

Le **p-value** représente la significativité statistique de la corrélation. On considère que la corrélation est significative lorsque p-value<0.05, et très significative lorsque p-value<0.001.

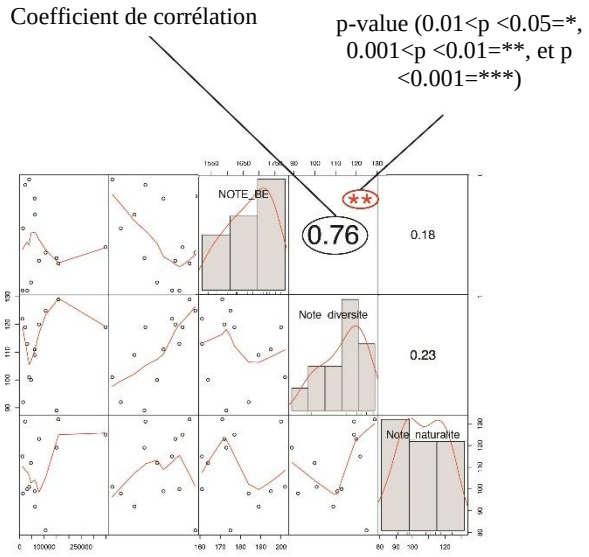


Figure 3. Exemple de matrice de corrélation.

Les caractéristiques socio-démographiques intégrées dans le questionnaire ainsi que le rythme de fréquentation des EVU publics d'étude des usagers ont été pris en compte dans les analyses de

corrélation effectuées avec les données recueillies à Rennes. Ceci a permis d'évaluer si ces variables sociales avaient une influence sur les résultats des analyses. Dans un premier temps, une note de bien-être psychologique et une note de perception d'hétérogénéité paysagère ont été calculées pour chacun des 13 EVU publics en distinguant les usagers en fonction de ces variables sociales. Ces notes ont été normalisées sur un même nombre d'usagers pour chaque EVU public. La distribution des proportions de chaque variable sociale entre les 13 EVU publics a été analysée avec des tests de Chi^2. Des analyses de Corrélations de Pearson ont ensuite été effectuées entre les cinq métriques paysagères et les notes tenant compte des variables sociales pour lesquelles la distribution était homogène entre les 13 EVU publics.

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées avec la version 3.4.2 du logiciel R (R Core Team 2017).

4.2. Approfondissement des données sociales à travers des analyses lexicales

Afin de répondre à l'objectif de la deuxième partie de thèse (article 2), une seconde étape d'analyse s'est concentrée sur les réponses des usagers interrogés à Rennes à la question ouverte leur demandant d'expliquer leur note de perception d'hétérogénéité paysagère en décrivant leur perception. Les 390 réponses ont été transcrites dans leur intégralité et mot pour mot dans trois corpus différents en fonction de la note attribuée par les usagers. Un corpus peut être défini comme un ensemble de textes choisi comme la base d'une étude (Salès-Wuillemin 2006). Cette distinction des réponses en fonction des notes a permis d'identifier distinctement des paramètres correspondant à différents degrés de perception d'hétérogénéité paysagère. Un premier corpus contenait les réponses données par les usagers ayant noté leur perception 1 et 2 (i.e., les usagers qui percevaient le paysage comme n'étant pas hétérogène), un deuxième corpus contenait celles données par les usagers ayant noté leur perception 4 et 5 (i.e., les usagers qui percevaient le paysage comme étant hétérogène), et un troisième corpus contenait les réponses données par les usagers ayant noté leur perception 3 (i.e., les usagers qui percevaient le paysage comme étant à la fois hétérogène et pas hétérogène).

Il existe trois méthodes principales pour analyser un corpus ; l'analyse lexicale (ou lexicométrique), l'analyse thématique, et l'analyse du discours. Le choix de la méthode d'analyse dépend de l'hypothèse de recherche ainsi que de la forme du corpus (Salès-Wuillemin 2006). La question ouverte demandant aux usagers de décrire leur perception d'hétérogénéité paysagère visait à obtenir une réponse brève, en quelques phrases. Les usagers devaient ainsi peser et choisir scrupuleusement les mots utilisés pour y répondre. Ces mots avaient donc un sens et un poids forts, plus que s'ils avaient été utilisés au cours d'un long entretien, notamment. Les mots utilisés par les usagers renseignaient donc en eux-mêmes sur

le sens des réponses. Afin d'identifier à travers quels paramètres paysagers des EVU publics d'étude les usagers percevaient une hétérogénéité paysagère, les trois corpus ont donc été analysés à travers une méthode d'analyse lexicale. La lexicométrie est l'alliance des sciences du langage et des statistiques. Elle consiste à traiter un corpus avec un prisme quantitatif, notamment en analysant l'occurrence (i.e., l'apparition), les proportions, ainsi que les emplacements des mots dans un texte (Bonin et Dallo 2003). La lexicométrie est ainsi une discipline permettant de traiter de manière statistique des contenus d'enquêtes (Khelifi 2016).

Les mots à plus forte occurrence (i.e., les mots les plus fréquents) dans chacun des trois corpus ont été identifiés et représentés sous la forme de trois « nuages de mots » (voir article 2, Fig. 2, 4, 6). En d'autres termes, le vocabulaire dominant utilisé par les usagers pour décrire leur perception d'hétérogénéité paysagère a été identifié. Le nuage de mots est un outil de lexicométrie qui analyse et représente sous la forme d'un schéma la fréquence des mots dans un corpus en les corrélant à leur taille (la taille des mots dans le nuage est proportionnelle à leur fréquence, et les mots les plus fréquents sont placés au centre). La fréquence d'un mot dans un corpus ne suffit pas pour déterminer ses contextes d'emplois (i.e., les mots auxquels il est le plus souvent associé dans une même phrase), et donc sa signification (Labbé et Labbé 2013). Ainsi, la co-occurrence (i.e., la présence simultanée dans une même phrase) des mots les plus fréquents dans chacun des trois corpus a également été identifiée à travers des analyses de similitude. Ces analyses ont permis d'identifier le nombre de réponses dans lesquelles les mots les plus fréquents étaient associés ensemble, pour chacun des trois corpus. Elle a donc permis d'identifier les phrases les plus fréquemment formées avec les mots composants chacun des trois nuages, et donc de déterminer la signification de ces mots pour les usagers. Les résultats de ces analyses de similitude ont été représentés visuellement dans trois graphes (voir article 2, Fig. 3, 5, 7). En complément, les listes exhaustives des réponses où figuraient les mots composants chacun des trois nuages ont été affichées.

Toutes ces analyses lexicales ont été effectuées avec le logiciel IRaMuTeQ 0.7 alpha 2 (Ratinaud 2008, http://iramuteq.org). Ce logiciel propose un ensemble de traitements et d'outils pour la description et l'analyse de corpus. C'est une interface du logiciel R pour les Analyses Multidimensionnelles de Textes et de Questionnaires (R Core Team 2017). Lors des analyses, ce logiciel considère les mots apparaissant au minimum trois fois dans le corpus étudié. Il différencie les mots dits « actifs » des mots dits « outils » (pronoms, adverbes supplémentaires, et adjectifs), et par défaut seuls les mots actifs sont considérés pour les analyses. De plus, il effectue une lemmatisation (i.e., une standardisation automatique) des mots ; les verbes sont ramenés à l'infinitif, les noms au singulier, et les adjectifs au masculin singulier.

Première partie

A step towards understanding the relationship between species diversity and psychological restoration of visitors in public urban green spaces using landscape heterogeneity

1. Article 1 - A step towards understanding the relationship between species diversity and psychological restoration of visitors in public urban green spaces using landscape heterogeneity

Meyer-Grandbastien A., Burel F., Hellier E., et Bergerot B. Soumis à « Landscape and Urban Planning », en cours de révision.

Abstract

Studies have demonstrated a relationship between species diversity within public urban green spaces (UGS) and psychological restoration of visitors. However, the majority of "non ecologist" visitors are not able to perceive all the different species present within public UGS. More work is thus needed to explore and better understand the underlying processes of this relationship. Recent studies have suggested that "non ecologist" visitors are able to perceive landscape heterogeneity within public UGS, which is related to species diversity based on landscape ecology theories. The goal of this study was to test whether landscape heterogeneity can begin to elucidate the relationship between species diversity within public UGS and psychological restoration of visitors. Within 13 public UGS in Rennes (France), we tested if relationships can be established between i) measured landscape heterogeneity, ii) landscape heterogeneity perceived by visitors, and iii) psychological restoration of visitors. We measured landscape heterogeneity using different landscape-level metrics, and quantified psychological restoration and perception of landscape heterogeneity of 390 visitors using *in situ* questionnaires. Our results evidenced that visitors are able to perceive landscape compositional and configurational heterogeneity, and that they gain psychological restoration from landscape configurational heterogeneity. We advise that enhancing landscape configurational heterogeneity could help designers and managers increase both the environmental and social benefits of public UGS.

Introduction

As the world becomes more urbanized (UN, 2014), public urban green spaces (UGS) are becoming more and more important for global biodiversity conservation (Haaland & van den Bosch, 2015; Nielsen, van den Bosch, Maruthaveeran & van den Bosch, 2014). Meanwhile, numerous studies have evidenced that biodiversity within public UGS, especially species diversity, can promote psychological well-being of visitors (Fuller, Irvine, Devine-Wright, Warren & Gaston, 2007; Irvine, Fuller, Devine-Wright, Tratalos, Payne, Warren, Lomas & Gaston, 2010; Jorgensen & Gobster, 2010). This has notably been addressed through Attention Restoration Theory (ART) (Carrus, Scopelliti, Lafortezza, Colangelo, Ferrini, Salbitano, Agrimi, Portoghesi, Semenzato & Sanesi, 2015; Hoyle,

Hitchmough & Jorgensen, 2017). Psychological restoration is conceived in terms of recovery of directed attention from mental fatigue (Kaplan & Kaplan, 1989), and relaxation and stress reduction (Ulrich, 1981; Ulrich, Simons, Losito, Fiorito, Miles & Zelson, 1991).

However, it has been shown that the majority of "non ecologist" visitors (i.e., with little or no knowledge of plants and animals) have poor species identification skills and do not perceive the full species diversity within public UGS (Dallimer, Irvine, Skinner, Davies, Rouquette, Maltby, Warren, Armsworth & Gaston, 2012; Fuller et al., 2007; Shwartz, Turbe, Simon & Julliard, 2014). More precisely, their assessment of species diversity tends to underestimate the actual richness (Leslie, Sugiyama, Ierodiaconou & Kremer, 2010; Lindemann-Matthies & Bose, 2008). Studies have concluded that psychological restoration of visitors within public UGS could be related to the species diversity they perceive (i.e., believe to be present) more that the actual species diversity (Dallimer et al., 2012; Southon, Jorgensen, Dunnett, Hoyle & Evans, 2018). Coldwell and Evans (2018) stated that perceived environmental conditions can have a greater influence than measured equivalents, and that this form of cognitive bias could impact visitor's psychological well-being within public UGS.

If a relationship has been demonstrated between species diversity within public UGS and psychological restoration of visitors, more work is still needed to explore and better understand the underlying processes. One approach is to identify environmental parameters within public UGS that are related to species diversity, while also being perceivable by visitors and beneficial to their psychological restoration (Dallimer et al., 2012; Hand, Freeman, Seddon, Stein & van Heezik, 2016). Doing so could bring us a step closer to increasing both environmental and social benefits of public UGS (McDonnell & Hahs, 2013).

Recent studies have suggested that "non ecologist" visitors perceive the environnement of public UGS on a structural level (Özgüner & Kendle, 2006; Qiu, Lindberg & Nielsen, 2013; Voigt, Kabisch, Wurster, Haase & Breuste, 2014). This implies that if visitors are not able to perceive the full species diversity within public UGS, they are rather able to perceive landscape structural diversity (Dramstad, Fry, Fjellstad, Skar, Helliksen, Sollund, Tveit, Geelmuyden & Framstad, 2001; Schwartz et al., 2014; Voigt & Wurster, 2015). Landscape structural diversity is defined by landscape ecology as landscape heterogeneity (Burel & Baudry, 2003). Landscapes with high heterogeneity are able to host more coexisting species due to a high number of available niches (Rocchini, Balkenhol, Carter, Foody, Gillespie, He, Kark, Levin, Lucas, Luoto, Nagendra, Oldeland, Ricotta, Southworth & Neteler, 2010). Landscape heterogeneity has thus been identified as a key variable enhancing species diversity in a landscape (Burel & Baudry, 2003). Gobster, Nassauer, Daniel and Fry (2007) stated that the structure of a landscape provides ecological information at a scale that is readily perceivable, and can act as a tool to connect humans with ecological phenomena. We thus hypothesized that landscape heterogeneity

could be an environmental parameter within public UGS that is related to species diversity, while also being perceivable by visitors.

In this study, we tested whether landscape heterogeneity can begin to elucidate the relationship demonstrated by previous studies between species diversity within public UGS and psychological restoration of visitors. In order to do so, we addressed the following research questions within 13 public UGS in Rennes (France):

(1) Is there a correlation between landscape heterogeneity perceived by visitors and measured landscape heterogeneity, that is to say are visitors able to perceive landscape heterogeneity?

(2) Is there a correlation between psychological restoration of visitors and measured landscape heterogeneity?

Following previous studies (Coldwell & Evans, 2018; Dallimer et al., 2012; Southon et al., 2018), we also asked:

(3) Is there a correlation between psychological restoration of visitors and their perception of landscape heterogeneity?

Methods

Selection of 13 public UGS in Rennes

Rennes is the most populated city of Brittany, and the 11th most populated of France with 216 268 residents in 2016. For the last 10 years, it has been experiencing a population increase of 1.29 % per annum, rising to a density of 4292 residents per square kilometer (National Institute for Statistics and Economic Studies, 2016). This density varies across the 12 different neighborhoods of the city, ranging from about 13 351 in the center to about 6449 in the south west of the city (in the neighborhood of the “parc de Bréquigny”). Rennes extends over 5000 hectares, of which 880 is public UGS. It is one of the greenest cities in France, with the first public UGS created as early as the 19th century.

We selected 13 public UGS based on ecological, landscape, and socio-demographic criteria. We followed a two-step selection protocol. First, we selected a sample of 37 UGS among the 54 public UGS in Rennes, based on their ability to support biodiversity. For this, we excluded those with an area of less than 5000 square meters and with less than 30% of vegetation within a radius of 500 meters around them (McDonnell & Hah, 2015). Second, we selected 13 UGS among the 37 in order to maximize a broad range of land-cover compositions using a Principal Component Analysis (PCA, Appendix 1). Land-cover composition was defined as the proportions of five main land-cover types commonly present within public UGS (woodland, shrub, herbaceous area, water area, and mineral surface). The PCA was made using as dependent variables the proportions of those five land-cover types, which were computed

using a land-cover map provided by the urban planning agency of Rennes (AUDIAR) and a GIS (Geographic Information System) software (ArcMap 10.X). The goal of the PCA was to select 13 public UGS as different as possible on a gradient of land-cover composition. With the intention of capturing the socio-demographic diversity across Rennes, the 13 public UGS of study were sampled across the city by selecting at least one in each of the 12 different neighborhoods (Fig. 1).

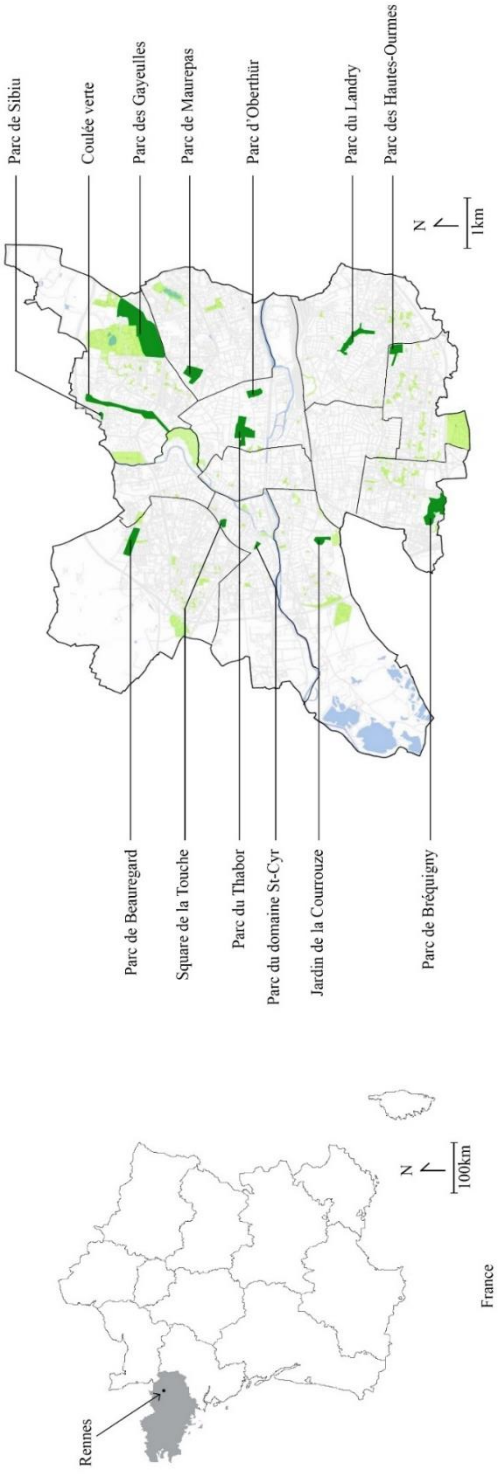


Figure 1. Location map of the 13 public UGS throughout the 12 neighborhoods of Rennes (Brittany, France).

Landscape heterogeneity measurement

Landscape heterogeneity of the 13 public UGS was measured using five different landscape-level metrics commonly used to quantify specific characteristics of landscape structure. Landscape heterogeneity is defined as the combination of the diversity (composition) and the complexity of spatial arrangement (configuration) of land-cover types (Li & Reynolds, 1995). A land-cover type represents an area of relatively homogeneous environmental conditions, and can be translated as an ecological habitat (Hand et al., 2016). We measured landscape compositional heterogeneity using the Shannon's Diversity Index SHDI (Shannon & Weaver, 1949). This metric provided information on the diversity and abundance (i.e. richness and evenness) of land-cover types within each public UGS of study. We measured landscape configurational heterogeneity using three complementary aggregation metrics: the Aggregation Index AI (He, DeZonia & Mladenoff, 2000), the Contagion Index CONTAG (Li & Reynolds, 1993), and the Interspersion and Juxtaposition Index IJI (McGarigal & Marks, 1995). We also measured the Landscape Shape Index LSI (Patton, 1975).

The five landscape heterogeneity metrics were each computed based on five different land-cover maps using the software Fragstats (McGarigal & Marks, 1995). See description of the five different maps in Table 1 and Appendix 2. In this paper, the symbol $_x$ will be used to indicate which map the metrics are based on (for example, the metric SHDI based on map 1= $SHDI_1$, the metric SHDI based on map 2= $SHDI_2$ and so forth). Those five different maps were created by adding in different ways four land-cover types to the map used to select the 13 public UGS (i.e., Map 1) using the GIS software ArcMap 10.X. Map 1 represented the distribution of woodlands, shrubs, herbaceous areas, water areas, and mineral surfaces. We added the flower areas in Map 2-5, and distinguished the flowering shrubs from the flower beds in Map 2 and Map 4. We split the herbaceous areas into lawns and meadows in Map 2 and Map 5. Meadows were defined by a mowing height >1m (Hand et al., 2016). We added those four land-cover types because they influence the diversity of resources and refuge areas available for species, and thus favor species diversity within public UGS (Harris, Kendal, Hahs & Threlfall, 2017; Hoyle et al., 2017; Southon et al., 2018). It thus seemed relevant to add them in order to measure landscape heterogeneity related to species diversity. By adding them in different ways generating five different maps, our goal was to identify if those four land-cover types also influence visitor's perception of landscape heterogeneity and psychological restoration within public UGS.

	Land-cover types							
	Woodland	Shrub	Lawn	Meadow	Flowering shrub	Flower bed	Water area	Mineral surface
Map 1	X	X	Herbaceous area				X	X
Map 2	X	X	X	X	X	X	X	X
Map 3	X	X	Herbaceous area		Flower area		X	X
Map 4	X	X	Herbaceous area		X	X	X	X
Map 5	X	X	X	X	Flower area		X	X

Table 1. Description of the land-cover types composing the five maps created for this study. "X" indicates that the land-cover type was mapped distinctly.

On-site questionnaires

We used face-to-face questionnaires administered in the 13 public UGS to collect and quantify perception of landscape heterogeneity and psychological restoration of individual visitors. We conducted a total of 390 questionnaires (30 per UGS) from June to September 2017. Visitors interviewed were chosen randomly and at different locations within each public UGS. We carried out questionnaires at different hours (both within and outside working hours) during weekends and weekdays in order to interview as many different visitors as possible. Questionnaires were self-completed and lasted 15 minutes each. The great majority of visitors approached were willing to fill in the questionnaire. To test whether visitors understood the vocabulary we used and the meaning of our questions, we conducted preliminary questionnaires on a small number of visitors (20) under the same protocol. It led us to replace the term *heterogeneity* with the term *diversity* which is more comprehensible for "non ecologist" visitors.

Structure of the questionnaire

The questionnaire developed for this study was organized in three sections. Visitors interviewed were first asked to evaluate and score their perception of landscape heterogeneity within the public UGS of study in which they were on a scale from 1 = "I think the landscape is not at all diverse", to 5 = "I think it is very diverse". It should be noted that visitors did not all necessarily experience the entire landscape of the public UGS in which they were before answering our questionnaire. Our wide sample of visitors, chosen randomly and in different locations within each public UGS, outweighed this limitation. Furthermore, we only interviewed visitors who had already been in the public UGS a few times before, so they could have a relative overview of its entire landscape. Building a cognitive map takes time and repeated exposures (Kaplan & Kaplan, 2003).

Visitors were then asked to indicate their level of agreement with a list of 15 statements each translating a different aspect of psychological well-being (Table 2), using a 5-point Likert scale (from 1 = I strongly disagree to 5 = I strongly agree). This scaling method has been widely used in different studies focusing on psychological well-being (Carrus et al., 2015; Dallimer et al., 2012; Fuller et al., 2007). The different aspects of psychological well-being translated through the 15 statements were derived from the literature, but the phrasing of the statements was devised for the purpose of this study. 10 statements translated the main components of psychological restoration (Table 2, statements 1-10). Psychological restoration has been associated to a feeling of connection with nature (Hand et al., 2016; Le Bot, 2013). It has also been associated to a feeling of separation, or escape, from the surrounding urban environment (Jennings, Jean-Philippe, Willcox, Zobel, Poudyal & Simpson, 2016; Özgüner & Kendle, 2006) and from the daily routine (Hoyle et al., 2017; Kaplan, 1995). An association has also been identified between restorative effect and landscape aesthetic experience, conceived as a feeling of pleasure attributable to perceivable landscape characteristics (Gobster et al., 2007). As landscape aesthetic experiences are fundamentally triggered by emotion-based processes, they can be facilitated by sensory inputs like smells or sounds (Grahn & Stigsdotter, 2010; Ulrich, 1986). Five statements were included to translate the main components of psychological well-being related to the use of public UGS, without regards to its biodiversity (Table 2, statements 11-15). Public UGS have been identified as places of socialization (Long & Tonini, 2012), which has been associated with a feeling of safety (Ulrich, 1981; Wolch, Byrne & Newell, 2014). The “sense of place” theory suggests that public UGS can enhance psychological well-being through increased belonging and emotional place attachment (Dallimer et al., 2012; Devine-Wright, 2009). By facilitating physical activities, public UGS have also been associated to enhanced psychological well-being conceived in terms of mental health (Kaplan & Kaplan, 2003).

The questionnaire also collected data on visitors' socio-demographic characteristics. We included questions on gender, age (18 to 34, 35 to 54, or 55 and more), childhood environment (rural or urban), and level of qualification (A levels, BTEC Higher National Diploma and Bachelor, or Master and more). It also collected data on their frequency of site visit (frequent = once per day to once a week, or infrequent = 2-3 times a month to a few times per year).

	Statements	Aspects of psychological well-being translated by the statements
		Grounded in Attention Restoration Theory
1	This UGS gives you mental energy	Recovery from mental fatigue
2	This UGS makes you feel more focused	
3	This UGS relaxes you	Relaxation and stress reduction
4	This UGS releases you from your stress	
5	This UGS offers you opportunities to feel connected and close to nature	Connection with nature
6	This UGS allows you to escape from the city	Escape from the surrounding urban environment
7	This UGS enables you to breathe and escape from the city's heat	
8	This UGS allows you to escape from your daily routine	Escape from the daily routine
9	This UGS has aesthetics landscapes, you find it beautiful	Aesthetic experience
10	This UGS stirs up your senses	Sensory inputs
		Related to the use of public UGS
11	This UGS is a place for meeting new people and spending time with family and friends	Socialization
12	This UGS makes you feel safe	Safety
13	This UGS makes you feel as part of a community	Belonging
14	This UGS brings back good memories, you feel close to it	Emotional place attachement
15	In this UGS you can easily practice physical activities that enhance your mental well-being	Mental health

Table 2. List of the 15 statements used in our questionnaire to collect and quantify visitor's psychological restoration and psychological well-being related to the use of public UGS.

Data analyses

For each of the 13 public UGS, we computed a total score of psychological well-being by summing up all the scores given on the five-point Likert scale to the 15 statements by the 30 visitors. We computed two other scores of psychological well-being; (1) by distinguishing the scores given to the 10 statements of psychological restoration, and (2) by distinguishing the scores given to the five statements of psychological well-being related to the use of public UGS. As those two scores were not measured based on the same number of statements, we normalized them in order to be able to compare them. We also computed an individual score for each of the 15 statements by summing up all the scores given to each statement by the 30 visitors. We then computed for each of the 13 public UGS a score of perceived landscape heterogeneity by summing up all the scores given on the scale from 1 to 5 by the 30 visitors.

We then carried out Pearson correlation analyses between the following data: the 13 total scores of psychological well-being, the 13 scores of psychological restoration, the 13 scores of psychological well-being related to the use of public UGS, the 13 individual scores of the 15 statements, the 13 scores of perceived landscape heterogeneity, and the five landscape heterogeneity metrics. As those metrics

were computed based on five different maps, we used five different "sets" of metrics. The Pearson correlation analyses between those data were carried out independently two by two, and summarized altogether in matrices. Five correlation matrices were created, each using a different set of metrics. To analyze and discuss correlations, we identified high and significant Pearson correlation coefficients ($|R|>0.6$ and p-value<0.05).

We also computed for each of the 13 public UGS a total score of psychological well-being and a score of perceived landscape heterogeneity by distinguishing visitors based on the social variables included in the questionnaire (i.e., age, gender, childhood environment, level of qualification, and frequency of site visit). We normalized those scores for each public UGS. We analysed the distribution of proportions of each social variable across the 13 public UGS using Chi-square tests. We then carried out Pearson correlation analyses summarized in matrices between the five landscape heterogeneity metrics (based on the five maps) and the scores taking into account the social variables that had a homogenous distribution across the 13 public UGS.

All statistical analyses were conducted using R Software version 3.4.2 (R Core Team, 2017).

Results

Characteristics of visitors interviewed

Among visitors, 37.69% were men and 62.31% were women, compared to 46.95% and 53.05% respectively for the average population of Rennes. The most represented age group, without reference to gender, was 18 to 34 years old (46.6%), while for the average population of Rennes it is 15 to 30 (33.7%) (National Institute for Statistics and Economic Studies, 2016). Our panel of visitors was thus representative of the average population of Rennes in terms of age and gender. The average youth of the population could be related to the fact that Rennes is a student city (20.7 % of the population were students in 2018). The majority of visitors grew up in an urban childhood environment (57.9%), possessed a BTEC Higher National Diploma (36.3%), and used the public UGS of study frequently (52.6%). In all the 13 public UGS, we found that in average women, visitors aged 18 to 34, visitors who grew up in a rural childhood environment, visitors who possessed A-levels, and visitors who used the public UGS of study frequently presented higher total scores of psychological well-being.

The distribution of proportions of visitor's gender (Chi-square test, df= 12, χ^2= 14.27, p-value = 0.283) and childhood environment (Chi-square test, df= 12, χ^2= 5.4959, p-value = 0.939) were homogenous across the 13 public UGS. The distribution of proportions of visitor's age (Chi-square test, df= 24, χ^2=

47.74, p-value = 0.002), level of qualification (Chi-square test, df= 24, χ^2= 46.56, p-value = 0.003), and frequency of site visit (Chi-square test, df=12, χ^2= 48.90, p-value = 2.171e-06) were not homogenous across the 13 public UGS. We thus carried out Pearson correlation analyses between the five landscape heterogeneity metrics and only the scores taking into account visitor's gender and childhood environment.

Results of the correlation analyses

Correlations between landscape heterogeneity perceived by visitors and measured landscape heterogeneity

The scores of perceived landscape heterogeneity were highly and significantly positively correlated with the landscape compositional heterogeneity metric $SHDI_{1\text{-}5}$ (Pearson correlation coefficients, $0.60<R<0.61$, $0.021<p<0.038$, Table 3), and with the landscape configurational heterogeneity metric IJI_3 (Pearson correlation coefficient, R=0.63, p=0.024, Table 3). The higher the metrics $SHDI_{1\text{-}5}$ and IJI_3, the higher the scores of perceived landscape heterogeneity.

When taking into account the social variables, we found a high and significant positive correlation between the metrics $SHDI_{1–5}$ and IJI_3 and the scores of perceived landscape heterogeneity given by women and men, and by visitors who grew up in a rural and urban childhood environment. However, the correlations were higher and more significant for women and visitors who grew up in a rural childhood environment. The full results are synthesized in Table 4.

Correlations between psychological well-being of visitors and measured landscape heterogeneity

The total scores of psychological well-being were highly and significantly positively correlated with the landscape configurational heterogeneity metric IJI_3 (Pearson correlation coefficient, R=0.64, p=0.012, Table 3). The total scores of psychological well-being increased with the metric IJI_3. We found no significant correlation between the total scores of psychological well-being and the landscape compositional heterogeneity metric $SHDI_{1\text{-}5}$ (Pearson correlation coefficient, $0.14< R<0.33$, $0.058<p<0.063$, Table 3).

When taking into account the social variables, we found a high and significant positive correlation between the metric IJI_3 and the total scores of psychological well-being given by men and by visitors who grew up in a rural childhood environment. The full results are synthesized in Table 4.

Correlations between psychological well-being of visitors and their perception of landscape heterogeneity

The total scores of psychological well-being were highly and significantly positively correlated with the scores of perceived landscape heterogeneity (Pearson correlation coefficient, R=0.76, p=0.002). The higher the total scores of psychological well-being, the higher the scores of perceived landscape heterogeneity.

When taking into account the social variables, we found a high and significant positive correlation between the total scores of psychological well-being and the scores of perceived landscape heterogeneity given by women and by visitors who grew up in a rural childhood environment. The full results are synthesized in Table 4.

Scores computed with the questionnaires	Landscape heterogeneity metrics				
	$SHDI_1$	IJI_1	AI_1	LSI_1	$CONTAG_1$
Scores of perceived landscape heterogeneity	0.60*	0.20	0.011	0.38	-0.29
Total scores of psychological well-being	0.33	0.39	0.33	0.38	-0.10
	$SHDI_2$	IJI_2	AI_2	LSI_2	$CONTAG_2$
Scores of perceived landscape heterogeneity	0.60*	0.38	0.060	0.33	-0.41
Total scores of psychological well-being	0.17	0.41	0.42	0.24	0.054
	$SHDI_3$	IJI_3	AI_3	LSI_3	$CONTAG_3$
Scores of perceived landscape heterogeneity	0.61*	0.63*	0.016	0.39	-0.46
Total scores of psychological well-being	0.24	0.64*	0.30	0.38	-0.16
	$SHDI_4$	IJI_4	AI_4	LSI_4	$CONTAG_4$
Scores of perceived landscape heterogeneity	0.60*	0.41	0.059	0.33	-0.44
Total scores of psychological well-being	0.14	0.37	0.42	0.24	0.022
	$SHDI_5$	IJI_5	AI_5	LSI_5	$CONTAG_5$
Scores of perceived landscape heterogeneity	0.60*	0.55	0.015	0.39	-0.41
Total scores of psychological well-being	0.25	0.57	0.30	0.38	-0.10

Table 3. Results (|R| values) of the Pearson correlation analyses made between i) the scores of perceived landscape heterogeneity, ii) the total scores of psychological well-being, and iii) the five landscape heterogeneity metrics based on five maps. Significance of the correlations (p-values) are symbolized as 0.01<p<0.05=, 0.001<p<0.01=**, p<0.001=***.*

Gender							
Scores computed with the questionnaires	Landscape heterogeneity metrics					Scores computed with the questionnaires	
						Scores of perceived landscape heterogeneity	
	$SHDI_{1-5}$	IJI_3	AI_3	LSI_3	$CONTAG_3$	given by men	given by women
Scores of perceived landscape heterogeneity given by men	0.60<R<0.61	0.61	0.01	0.50	-0.45	1	_
Scores of perceived landscape heterogeneity given by women	0.63<R<0.64*	0.63*	0.031	0.24	0.29	_	1
Total scores of psychological well-being given by men	0.15<R<0.20	0.63*	0.12	0.40	0.033	0.47	_
Total scores of psychological well-being given by women	0.14<R<0.27	0.42	0.47	0.51	-0.012	_	0.73**
Childhood environment							
Scores computed with the questionnaires	Landscape heterogeneity metrics					Scores computed with the questionnaires	
						Scores of perceived landscape heterogeneity	
	$SHDI_{1-5}$	IJI_3	AI_3	LSI_3	$CONTAG_3$	given by visitors who grew up in an urban environment	given by visitors who grew up in a rural environment
Scores of perceived landscape heterogeneity given by visitors who grew up in an urban environment	0.60<R<0.62	0.61	0.015	0.32	0.40	1	_
Scores of perceived landscape heterogeneity given by visitors who grew up in a rural environment	0.62<R<0.63*	0.62*	0.17	0.20	0.35	_	1
Total scores of psychological well-being given by visitors who grew up in an urban environment	0.20<R<0.36	0.57	0.35	0.24	0.11	0.53	_
Total scores of psychological well-being given by visitors who grew up in a rural environment	0.12<R<0.29	0.64*	0.19	0.49	0.025	_	0.75**

Table 4. Results (|R| values) of the Pearson correlation analyses made between i) the scores of perceived landscape heterogeneity and ii) the total scores of psychological well-being both taking into account visitor's gender and childhood environment, and iii) the five landscape heterogeneity metrics based on five maps. Significance of the correlations (p-values) are symbolized as 0.01<p<0.05=, 0.001<p<0.01=**, p<0.001=***.*

Correlations between psychological restoration of visitors, their perception of landscape heterogeneity, and measured landscape heterogeneity

Results showed that the total scores of psychological well-being were highly and significantly positively correlated with the scores of psychological restoration (Pearson correlation coefficient, R=0.97, p=0.001, Table 5), but only significantly positively correlated (but not highly) with the scores of psychological well-being related to the use of public UGS (Pearson correlation coefficient, R=0.43, p=0.026, Table 5). Results also showed that the total scores of psychological well-being were highly and significantly positively correlated with all the individual scores of the 10 statements translating psychological restoration (Pearson correlation coefficients, 0.60<R<0.89, 0.002<p<0.037, Table 6).

They were not correlated with any of the individual scores of the five statements translating psychological well-being related to the use of public UGS (Pearson correlation coefficients, $0.19<R<0.48$, $0.055<p<0.072$, Table 6). With the 5-point Likert scale assessment method we used, items of the list presenting scores that are not correlated with the total scores are considered not to have an influence on the total scores. Those items can thus be eliminated (Murphy & Likert, 1938). The total scores of psychological well-being can thus be directly associated to the scores of psychological restoration.

	Scores computed with the questionnaires		Landscape heterogeneity metrics based on map 3				
	Total scores of psychological well-being	Scores of landscape heterogeneity perceived	$SHDI_3$	IJI_3	AI_3	LSI_3	$CONTAG_3$
Scores of psychological restoration	0.97***	0.69*	0.11	0.60*	0.42	0.27	0.42
Scores of psychological well-being related to the use of UGS	0.43	0.51	0.54	0.43	0.31	0.50	0.58

Table 5. Results (|R| values) of the Pearson correlation analyses made between i) the total scores of psychological well-being, ii) the two distinguished scores of psychological well-being, iii) the scores of perceived landscape heterogeneity, and iv) the five landscape heterogeneity metrics based on Map 3. Significance of the correlations (p-values) are symbolized as 0.01<p<0.05=, 0.001<p<0.01=**, p<0.001=***.*

	Individual scores of the 10 statements translating psychological restoration									
	Stat. 1	Stat. 2	Stat. 3	Stat. 4	Stat. 5	Stat. 6	Stat. 7	Stat. 8	Stat. 9	Stat. 10
Total scores of psychological well-being	0.89**	0.88**	0.60*	0.84**	0.83**	0.74*	0.72 **	0.82**	0.86**	0.85 **
	Individual scores of the five statements translating psychological well-being related to the use of public UGS									
	Stat. 11	Stat. 12	Stat. 13	Stat. 14	Stat. 15					
Total scores of psychological well-being	0.43	0.19	0.48	0.15	0.20					

Table 6. Results (|R| values) of the Pearson correlation analysis made between the total scores of psychological well-being and the individual scores of the 15 statements. Significance of the correlations (p-values) are symbolized as 0.01<p<0.05=, 0.001<p<0.01=**, p<0.001=***.*

Furthermore, results showed that the scores of perceived landscape heterogeneity and the metric IJI_3 were highly and significantly positively correlated with the scores of psychological restoration (Pearson correlation coefficients, R=0.69, p=0.013 and R=0.60, p=0.049, Table 5), but were not correlated with the scores of psychological well-being related to the use of public UGS (Pearson correlation coefficients, R=0.51, p=0.056 and R=0.43, p=0.062, Table 5). These results confirm further that the correlations we established between the metric IJI_3, the scores of perceived landscape heterogeneity, and the total scores of psychological well-being can be directly associated to the scores of psychological restoration. We compiled those correlations in a general scheme (Fig. 2).

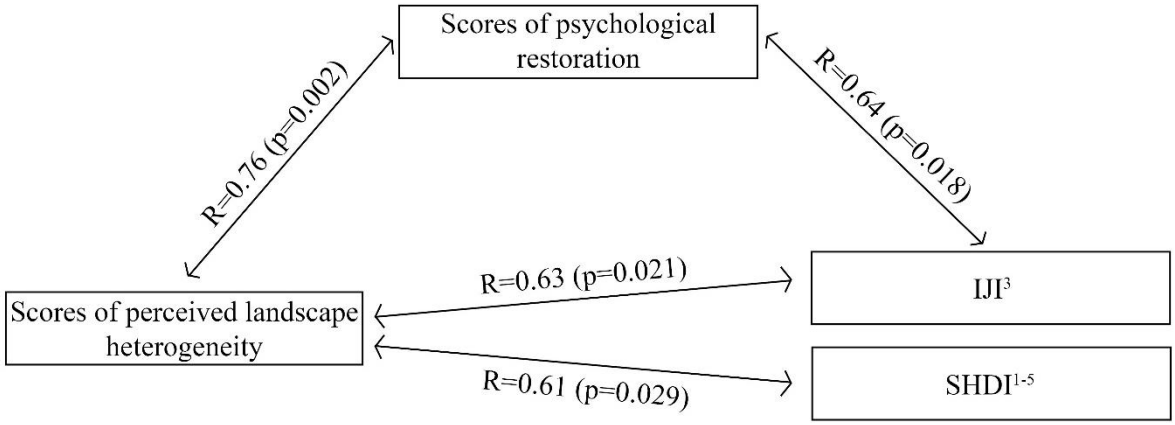


Figure 2. General scheme of the compiled correlations established between i) the landscape heterogeneity metrics $SHDI_{1-5}$ and IJI_3, ii) the scores of perceived landscape heterogeneity, and iii) the scores of psychological restoration.

Discussion

Are visitors able to perceive landscape heterogeneity within public UGS?

We found a high and significant positive correlation between the scores of perceived landscape heterogeneity and the landscape compositional heterogeneity metric $SHDI_{1-5}$, as well as the landscape configurational heterogeneity metric IJI_3. These results allowed us to confirm a positive correlation between landscape heterogeneity perceived by visitors and measured landscape heterogeneity. In other words, these results suggest that within public UGS visitors are able to perceive both landscape compositional and configurational heterogeneity. Landscape configurational heterogeneity is precisely perceived through the mixing of land-cover types (i.e., Interspersion and Juxtaposition IJI). This confirms a study by Fuller et al. (2007), who suggested that landscape heterogeneity is the principle mechanism through which humans detect landscape structural diversity variations. These results validate

our hypothesis that landscape heterogeneity is an environmental parameter within public UGS that is related to species diversity, while also being perceivable by visitors. This also supports the work of Schwartz et al. (2014) who concluded that increasing structural complexity in public UGS could be more effective at raising visitor's awareness for biodiversity than increasing species diversity, which requires a higher level of identification skills.

Does landscape heterogeneity within public UGS has a positive impact on visitors' psychological restoration?

The scores of psychological restoration were highly and significantly positively correlated with the landscape configurational heterogeneity metric IJI_3. However, contrary to what we expected they were not correlated with the landscape compositional heterogeneity metric $SHDI_{1\text{-}5}$. This result confirms a positive correlation between visitor's psychological restoration and only measured landscape configurational heterogeneity within public UGS. Their psychological restoration is precisely related to the mixing of land-cover types. This result supports previous studies who showed that visitors feeling of well-being within public UGS is related to the whole landscape rather than to the number of species or elements (Dramstad et al., 2001; Voigt & Wurster, 2015). With our findings, we were able to identify that within public UGS the mixing of land-cover types is a landscape heterogeneity parameter that is perceived by visitors and beneficial to their psychological restoration. This suggests that landscape heterogeneity can indeed begin to elucidate the relationship demonstrated by previous studies between species diversity within public UGS and psychological restoration of visitors.

However, it should be noted that the relationship established by landscape ecology theories between species diversity and landscape heterogeneity is not always positive (Costanza, Moody & Peet, 2011). As increasing landscape heterogeneity can inversely decrease habitat patch size, it can have potential negative consequences for specialist species (Redon, Bergès, Cordonnier & Luque, 2014). However, urban species have been shown to be mainly generalists (Clergeau, 2015). Furthermore, if species diversity is favored by landscape heterogeneity, i.e., diversity and spatial arrangement of habitats, species diversity is also positively influenced by habitat type. Different habitats can have different impacts on species diversity, e.g., lawns are relatively poor at supporting species diversity compared to meadows (Southon et al., 2018). It is thus plausible that psychological restoration of visitors within public UGS is more strongly associated with the ability of habitats at supporting species diversity rather than habitat diversity per se. Exploring this hypothesis in subsequent studies could bring further the understanding of the psychological well-being experienced by visitors within public UGS.

Is visitor's psychological restoration within public UGS related to their perception of landscape heterogeneity?

The highest significant positive correlation we evidenced was between the scores of psychological restoration and the scores of perceived landscape heterogeneity. This result confirms a correlation between psychological restoration of visitors and their perception of landscape heterogeneity within public UGS. Following previous studies (Coldwell & Evans, 2018; Dallimer et al., 2012; Southon et al., 2018), it also implies that psychological restoration of visitors is more influenced by landscape heterogeneity they perceive than by measured landscape heterogeneity. Yet, our results evidenced that visitors are able to perceive measured landscape heterogeneity. This result suggests that visitor's perception of landscape heterogeneity within public UGS is not entirely related to landscape heterogeneity as measured within the field of ecology. There are other aspects that may induce visitor's perception of landscape heterogeneity, and thus induce the psychological restoration they gain from landscape heterogeneity within public UGS.

Furthermore, studies have shown that landscape perception can be influenced by personal and cultural particularities or experiences (Priego, Breuste & Rojas, 2008; Kaplan & Kaplan, 1989). Our results showed that both women and men were able to perceive landscape compositional and configurational heterogeneity within public UGS, but that the correlations were higher for women. This could be explained by a study who showed that women pay more attention to their surroundings (Macia, 1979). If visitors who grew up in a rural and urban childhood environment were both able to perceive landscape compositional and configurational heterogeneity, the correlations were higher for those who grew up in a rural childhood environment. This supports a study stating that lack of nature exposure during childhood diminishes perceptual experiences of natural landscapes (Lindemann-Matthies & Bose, 2008). Our results could thus have been negatively influenced by the fact that the majority of visitors interviewed grew up in an urban childhood environment.

Our results also showed that visitors' social variables have an influence on their psychological well-being experienced within public UGS, and its relationship with landscape heterogeneity, measured and perceived. We found that visitors aged 18 to 34 presented higher total scores of psychological well-being than the other age groups, contrary to previous studies who found that well-being associated to natural environments increases with age (Tang, Sullivan & Chang, 2015). We found that women presented higher total scores of psychological well-being than men, and that only their scores were related to perceived landscape heterogeneity. This could partly be explained by studies showing that women have a tendency to prefer complex over simple vegetation arrangements (Lindemann-Matthies, Junge & Matthies, 2010). However, the underlying factors remain unclear, as a relationship between total scores of psychological well-being and measured landscape heterogeneity was found merely for

men. We thus concluded that gender doesn't have a significant influence on the relationships between visitor's psychological well-being and landscape heterogeneity. We found that visitors who possessed A-levels presented higher total scores of psychological well-being. This supports previous studies who showed that lower social class are more likely to derive benefits from public UGS than other groups (Prieogo et al. 2008; Southon et al. 2018). Results showed that visitors who grew up in a rural childhood environment presented higher total scores of psychological well-being, and that only their scores were related to landscape heterogeneity, measured and perceived. This supports the study by Lindemann-Matthies & Bose (2008) who showed that lack of nature exposure during childhood also diminishes emotional connection to nature, which has been associated with reduced psychological well-being (Shanahan, Fuller, Bush, Lin & Gaston, 2015). This supports that our results could have been negatively influenced by the fact that the majority of visitors interviewed grew up in an urban childhood environment. Visitors who used the public UGS of study frequently presented higher total scores of psychological well-being. This supports a study by Carrus et al. (2015) who evidenced that spending more time within public UGS leads to a greater appreciation of their restorative qualities. Our result could thus have been positively influenced by the fact that the majority of visitors interviewed used the public UGS of study frequently.

A larger set of social variables would have increased our understanding of the relationships between landscape heterogeneity within public UGS and psychological well-being of visitors. For example, income and employment status have been shown to have an impact on visitor's psychological well-being within public UGS (Hoyle et al. 2017; White, Alcock, Wheeler & Depledge, 2013). It should also be noted that, as this study is confined to a site specific context, the scores of perceived landscape heterogeneity could have been influenced by geographical and local specificities, and a possible shared cultural background (Voigt & Wurster, 2015).

Do all land-covers mapped influence visitor's perception of landscape heterogeneity and psychological restoration within public UGS?

The scores of perceived landscape heterogeneity and the scores of psychological restoration were both highly and significantly correlated with the landscape configurational heterogeneity metric IJI_3. The Map 3 represented the distribution of six land-cover types: woodlands, shrubs, herbaceous areas, flower areas, water areas and mineral surfaces (see Table 1 and Appendix 2). This means that, within the 13 public UGS, visitors perceived and gained psychological restoration from the mixing of precisely those six land-cover types. Therefore, the four land-cover types we mapped distinctly because they favor species diversity within public UGS (i.e., lawns, meadows, flowering shrubs, and flower beds) do not all as well influence visitor's perception of landscape heterogeneity and psychological restoration. The fact that visitors perceived flower areas distinctly, but not the flowering shrubs from the

flower beds, supports a recent study showing that visitor's perception of flowers within public UGS is influenced by color diversity rather than species diversity (Hoyle, Norton, Dunnett, Richards, Russell & Warren, 2018).

This result also implies that visitors perceived flower areas and herbaceous areas as a whole, i.e., did not distinguish flowering shrubs from flower beds, and lawns from meadows. This brings up the question of scale when exploring visitor's perception of landscape heterogeneity within public UGS. We used metrics based on a land-cover map, as it has been evidenced to provide good estimates of landscape heterogeneity (Rocchini et al., 2010). But studies have pointed out the difficulty in translating a two-dimensional world view into a ground-level representation that relates to the human "perceptible realm" (Dramstad et al., 2001; Gobster et al., 2007). In a public UGS, each individual areas of land-cover types has its own internal structure and spatial specificities (Hoyle et al., 2017), which could be perceived by visitors more intensely than the overall heterogeneity. This could notably depend on their activity and movement around the site (sitting vs. running), or the extent to which they use it fully (Carrus et al., 2015). Exploring at which scales visitors perceive landscape heterogeneity the most, especially through a more nuanced understanding of the specific form, composition and character of different land-cover types, might bring our findings further.

Conclusion

Our results demonstrate that visitors are able to perceive both compositional and configurational heterogeneity within public UGS. They perceive configurational heterogeneity precisely through the mixing of woodlands, shrubs, herbaceous areas, flower areas, water areas and mineral surfaces. We found that gender and childhood environment have an influence on visitors' perception of landscape heterogeneity. However, we found that their psychological restoration is related merely to landscape configurational heterogeneity, precisely to the same landscape pattern that they are able to perceive. We thus identified that the mixing of land-cover types is an environmental parameter within public UGS that is related to species diversity while also being perceivable by visitors and beneficial to their psychological restoration. However, our results suggested that psychological restoration experienced by visitors within public UGS is more influenced by landscape heterogeneity they perceive than by measured landscape heterogeneity. This result suggests that visitor's perception of landscape heterogeneity within public UGS is not only related to landscape heterogeneity as measured within the field of ecology. Furthermore, we found that childhood environment has an influence on the relationships between visitors' psychological well-being and landscape heterogeneity, measured and perceived.

Based on our results, and on the positive relationship stated by landscape ecology theories between landscape heterogeneity and species diversity, we propose that the relationship demonstrated by numerous studies between species diversity within public UGS and psychological restoration of visitors could be the consequence of a relationship between landscape configurational heterogeneity and psychological restoration of visitors. As stated by Jorgensen and Gobster (2010), landscape heterogeneity may be one of the most promising public UGS measures, with the potential to integrate various disciplinary perspectives and scales.

Such research should be instrumental for planning and management of public UGS. One of the current main challenges is to understand how to shape their vegetation in order to increase both biodiversity and psychological well-being of visitors (Harris et al., 2017; Jennings et al., 2016; Wang, Palazz & Carper, 2016). Based on our results, we identified that a step towards this goal would be to mix woodlands, shrubs, herbaceous areas, and flower areas on the whole site. More research is needed to better understand the intricate relationships between psychological restoration of visitors and perceived *vs.* measured biodiversity within public UGS, and how these insights can be applied to planning and management practices. Following our study and others (Dramstad et al., 2001; Hunter & Luck, 2015; Nassaeur, 2012), we judge that there is especially a need to identify more landscape metrics that include human perception and psychological well-being.

Bibliography

Burel, F. & Baudry, J. (2003). *Landscape ecology: Concepts, methods, and applications*. Science Publishers, Enfield.

Carrus, G., Scopelliti, M., Lafortezza, R., Colangelo, G., Ferrini, F., Salbitano, F., Agrimi, M., Portoghesi, L., Semenzato, P. & Sanesi, G. (2015). Go greener, feel better? The positive effects of biodiversity on the well-being of individuals visiting urban and peri-urban green areas. *Landscape and Urban Planning*, 134, 221–228. doi - 10.1016/ j.landurbplan.2014.10.022

Clergeau, P. (2015). *Manifeste pour la ville biodiversitaire*. Editions Apogée.

Coldwell, D.F. & Evans, K.L. (2018). Visits to urban green-space and the countryside associate with different components of mental well-being and are better predictors than perceived or actual local urbanization intensity. *Landscape and Urban Planning*, 175, 114-122. doi - 10.1016/j.landurbplan.2018.02.007

Costanza, J.K., Moody, A. & Peet, R.K. (2011). Multi-scale environmental heterogeneity as a predictor of plant species richness. *Landscape Ecology*, 26, 851–864. doi - 10. 1007/s 10980-011-9613-3

Dallimer, M., Irvine, K. N., Skinner, A.M.J., Davies, Z.G., Rouquette, J.R., Maltby, L.L., Warren, P.H., Armsworth, P.R. & Gaston K.J. (2012). Biodiversity and the feel-good factor: Understanding associations between self-reported human well-being and species richness. *BioScience*, 62, 47–55. doi - 10.1525/bio.2012.62.1.9

Devine-Wright, P. (2009). The role of place attachment and place identity in explaining place protective action. *Journal of Community and Applied Social Psychology*, 19, 426–441. doi - 10.1002/casp.1004

Dramstad, W.E., Fry, G., Fjellstad, W.J., Skar, B., Helliksen, W., Sollund, M.L.B., Tveit, M.S., Geelmuyden, A.K. & *Framstad, E.* (2001). Integrating landscape-based values: Norwegian monitoring of agricultural landscapes. Landscape and Urban Planning, 57, 257–26. doi - 10.1016/S0169-2046(01)00208-0

Fuller, R.A., Irvine, K.N., Devine-Wright, P.H., Warren, P.H., & Gaston, K.J. (2007). Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters*, 3, 390–394. doi - 10.1098/rsbl.2007.0149

Gobster, P.H., Nassauer, J.I., Daniel, T.C. & Fry, G. (2007). The shared landscape: What does aesthetics have to do with ecology? *Landscape Ecology*, 22, 959–972. doi - 10.1007/s 10980-007-9110

Grahn, P. & Stigsdotter, U.K. (2010). The relation between perceived sensory dimensions of urban green space and stress restoration. *Landscape and Urban Planning*, 94, 264–275. doi - 10.1016/j.landurbplan.2009.10.012

Haaland, C., van den Bosch, C.K. (2015). Challenges and strategies for urban green-space planning in cities undergoing densification: A review. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14 760–771. doi - 10.1016/j.ufug.2015.07.009

Hand, K.L., Freeman, C., Seddon, P.J., Stein, A. & van Heezik, Y. (2016). A novel method for fine-scale biodiversity assessment and prediction across diverse urban landscapes reveals social deprivation-related inequalities in private, not public spaces. *Landscape and Urban Planning*, 151, 33–44. doi - 10.1016/j.landurbplan.2016.03.002

Harris, V., Kendal, D., Hahs, A. & Threlfall, C.G. (2017). Green space context and vegetation complexity shape people's preferences for urban public parks and residential gardens. *Landscape Research*, 43, 150–162. doi - 10.1080/01426397.2017.1302571

He, H.S., DeZonia, B.E. & Mladenoff, D.J. (2000). An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology*, 15, 591-601. doi - 10.1023/A: 1008102521322

Hoyle, H., Hitchmough, J. & Jorgensen, A. (2017). All about the “wow factor”? The relationships between aesthetics, restorative effect and perceived biodiversity in designed urban planting. *Landscape and Urban Planning*, 164, 109–123. doi - 10. 1016/j.landurbplan.2017.03.011

Hoyle, H., Norton, B., Dunnett, N., Richards, J.P., Russell, J.M. & Warren, P. (2018). Plant species or flower color diversity? Identifying the drivers of public and invertebrate response to designed annual meadows. *Landscape and Urban Planning*, 180, 103–113. doi - 10.1016/j.landurbplan.2018.08.017

Hunter, A.J. & Luck, G.W. (2015). Defining and measuring the social-ecological quality of urban greenspace: A semi-systematic review. *Urban Ecosystem*, 18, 1139–1163. doi - 10.1007/s11252-015-0456-6

Irvine, K.N., Fuller, R.A., Devine-Wright, P., Tratalos, J., Payne, S.R., Warren, P.H., Lomas, K.J. & Gaston, K.J. (2010). *Ecological and psychological values of urban green space.* In Jenks, M & Jones, C (Eds.), Dimensions of the sustainable city. London, Springer.

Jennings, T.E., Jean-Philippe, S.R., Willcox, A., Zobel, J.M., Poudyal, N.C. & Simpson, T. (2016). The influence of attitudes and perception of tree benefits on park management priorities. *Landscape and Urban Planning*, 153, 122–128. doi - 10.1016/j.landurbplan. 2016.05.021

Jorgensen, A. & Gobster, P.H. (2010). Shades of green: Measuring the ecology of urban green space in the context of human health and well-being. *Nature and Culture*, 5, 338–363. doi - 10.3167/nc.2010.050307

Kaplan, R. & Kaplan, S. (1989). *The experience of nature: a psychological perspective*. New York-Cambridge University Press.

Kaplan, S. (1995). The restorative benefits of nature: towards an integrative framework. *Journal of Environmental Psychology*, 15, 169–182. doi - 10.1016/0272-4944(95) 90001-2

Kaplan, S. & Kaplan, K. (2003). Health, supportive environments, and the reasonable person model. *American Journal of Public Health*, 93, 1484–1489. doi - 10.2105/ AJPH.93.9.1484

Le Bot, J.M. (2013). L'expérience subjective de la "nature": Réflexions méthodologiques (The subjective experience of "nature": Methodological reflections). *Natures Sciences Sociétés*, 21, 45-52. doi - 10.1051/nss/2013059

Leslie, E., Sugiyama, T., Ierodiaconou, D. & Kremer, P. (2010). Perceived and objectively measured greenness of neighborhoods: Are they measuring the same thing? *Landscape and Urban Planning*, 95: 28–33. doi - 10.1016/j.landurbplan.2009.11.002

Li, H. & Reynolds J.F. (1993). A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology*, 8, 155-162. doi - 10.1007/BF00125347

Li, H. & Reynolds J.F. (1995). On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos*,73, 280-284. doi - 10.2307/3545921

Lindemann-Matthies, P. & Bose E. (2008). How many species are there? Public understanding and awareness of biodiversity in Switzerland. *Human Ecology*, 36, 731–742. doi - 10.1007/s10745-008-9194-1

Lindemann-Matthies, P., Junge, X., & Matthies, D. (2010). The influence of plant diversity on people’s perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. *Biological Conservation*, 143, 195–202. doi - 10.1016/j.biocon.2009.10.003

Long, N. & Tonini, B. (2012). Les espaces verts urbains: Etude exploratoire des pratiques et du ressenti des usagers (Urban green spaces: Exploratory study of users' practices and feelings). *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 12, 2

Luginbühl, Y. 2001. *La demande sociale de paysage*. Rapport au conseil national du paysage, séance inaugurale du 28 mai

Macia, A. (1979). *Visual perception of landscape: sex and personality differences*. In: Elsner, Gary H., and Richard C. Smardon, technical coordinators. Proceedings of our national landscape: a

conference on applied techniques for analysis and management of the visual resource [Incline Village, Nev., April 23-25, 1979]. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-35. Berkeley, CA. Pacific Southwest Forest and Range Exp. Stn., Forest Service, US Department of Agriculture: p. 279-285. Vol. 35.

McDonnell, M.J. & Hahs, A.K. (2013). The future of urban biodiversity research: Moving beyond the "low-hanging fruit". *Urban Ecosystem*, 16, 397–409. doi -10.1093/jue/juv003

McDonnell, M.J. & Hahs, A.K. (2015). Adaptation and adaptedness of organisms to urban environments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46, 261–80. doi - 10.1146/annurev-ecolsys-112414-054258

McGarigal, K. & Marks, B.J. (1995). *FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. (General Technical Report PNW-GTR-351). USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. Retrieved from: https://www.fs.fed.us/pnw/pubs/pnw_gtr351.pdf.

Murphy, G. & Likert, R. (1938). *Public Opinion and the Individual*. New York, Harper and Row.

Nassauer, J.I. (1995). Messy ecosystems, orderly frames. *Landscape Journal*, 14, 161–170. doi - 10.3368/lj.14.2.161

Nassauer, J.I. (2012) Landscape as medium and method for synthesis in urban ecological design. *Landscape and Urban Planning*, 106, 221–229. doi - 10.1016/j.landurdplan. 2012.03.014

National Institute for Statistics and Economic Studies. Retrieved January 11, 2017 from: https://www.insee.fr/fr/accueil.

Nielsen, A.B., van den Bosch, M., Maruthaveeran, S. & van den Bosch, C.K. (2014). Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosystem*, 17, 305–32. doi - 10.1007/s11252-013-0316-1

Özgüner, H., Kendle, A.D. (2006). Public attitudes towards naturalistic versus designed landscapes in the city of Sheffield (UK). *Landscape and Urban Planning*, 74, 139–157. doi - 10.1016/j.landurbplan.2004.10.003

Patton, D.R. (1975). A diversity index for quantifying habitat "edge". *Wildlife Society Bulletin*, 3, 171–173. doi - 10.1155/2012/801683

Priego, C., Breuste, J.H. & Rojas, J. (2008). Perception and value of nature in urban landscapes: A comparative analysis of cities in Germany, Chile and Spain. *Landscape Online*, 7, 1–22. doi - 10.3097/LO.200807

Qiu, L., Lindberg, S. & Nielsen, A.B. (2013). Is biodiversity attractive? On-site perception of recreational and biodiversity values in urban green space. *Landscape and Urban Planning*, 119, 136–146. doi - 10.1016/j.landurbplan.2013.07.007

R Core Team (2017). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Redon, M., Bergès, L., Cordonnier, T. & Luque, S. (2014). Effects of increasing landscape heterogeneity on local plant species richness: How much is enough? *Landscape Ecology*, 29, 773–787. doi - 10.1007/s10980-014-0027

Rocchini, D., Balkenhol, N., Carter, G., Foody, G.M., Gillespie, T.W., He, K.S., Kark, S., Levin, N., Lucas, K., Luoto, M., Nagendra, H., Oldeland, J.,Ricotta, C., Southworth, J. & Neteler, M. (2010). Remotely sensed spectral heterogeneity as a proxy of species diversity: Recent advances and open challenges. *Ecological Informatics*, 5, 318–329. doi - 10.1016/j.ecoinf.2010.06.001

Sahraoui, Y., Clauzel, C. & Folt, J.C. (2016). Spatial modeling of landscape aesthetic potential in urban-rural fringes. *Journal of Environmental Management*, 181, 623-636. doi - 10. 1016/j.jenvman.2016.06.031

Shanahan, D.F., Fuller, R.A., Bush, R., Lin, B.B., Gaston, K.J. (2015). The health benefits of urban nature: How much do we need? *BioScience*, 65, 476–485. doi - 10.1093/biosci/biv032

Shannon, C. & Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana.

Shwartz, A., Turbe, A., Simon, L. & Julliard, R. (2014). Enhancing urban biodiversity and its influence on city-dwellers: An experiment. *Biological Conservation*, 171, 82–90. doi - 10.1016/j.biocon.2014.01.009

Southon, G.E., Jorgensen A., Dunnett, N., Hoyle H. & Evans K.L. (2017). Biodiverse perennial meadows have aesthetic value and increase residents' perceptions of site quality in urban green-space. *Landscape and Urban Planning* 158: 105-18. doi - 10.1016/j.landurbplan. 2016.08.003

Southon, G.E., Jorgensen A., Dunnett, N., Hoyle H. & Evans K.L. (2018). Perceived species-richness in urban green spaces: Cues, accuracy and well-being impacts. *Landscape and Urban Planning*, 172, 1–10. doi - 10.1016/j.landurbplan.2017.12.002

Tang, I.C., Sullivan, W.C., & Chang, C.Y. (2015). Perceptual evaluation of natural landscapes: The role of the individual connection to nature. *Environment and Behavior*, 47(6), 595-617. doi - 10.1177/0013916513520604

Ulrich, R.S. (1981) Natural versus urban scenes: Some psycho-physiological effects. *Environment and Behavior*, 13, 532–556. doi - 10.1177/0013916581135001

Ulrich, R.S. (1986). Human responses to vegetation and landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 13, 29-44. doi - 10.1016/0169-2046(86)90005-8

Ulrich, R.S, Simons, R., Losito, B., Fiorito, E., Miles, M. & Zelson, M. (1991). Stress recovery during exposure to natural and urban environments. *Journal of Environmental Psychology*, 11, 201–230. doi - 10.1016/S0272-4944(05)80184-7

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. (2014). *World urbanization prospects: the 2014 revision highlights*. Retrieved December 13, 2016 from: http://esa.un.org/unpd/wup/Highlights/WUP2014-Highlights.pdf.

Voigt, A., Kabisch, N., Wurster, D., Haase, D. & Breuste, J. (2014). Structural diversity: A multi-dimensional approach to assess recreational services in urban parks. *AMBIO*, 43, 480–491. doi - 10.1007/s13280-014-0508-9

Voigt, A. & Wurster, D. (2015). Does diversity matter? The experience of urban nature's diversity: Case study and cultural concept. *Ecosystem Services*, 12, 200–208. doi - 10.1016/j.ecoser. 2014.12.005

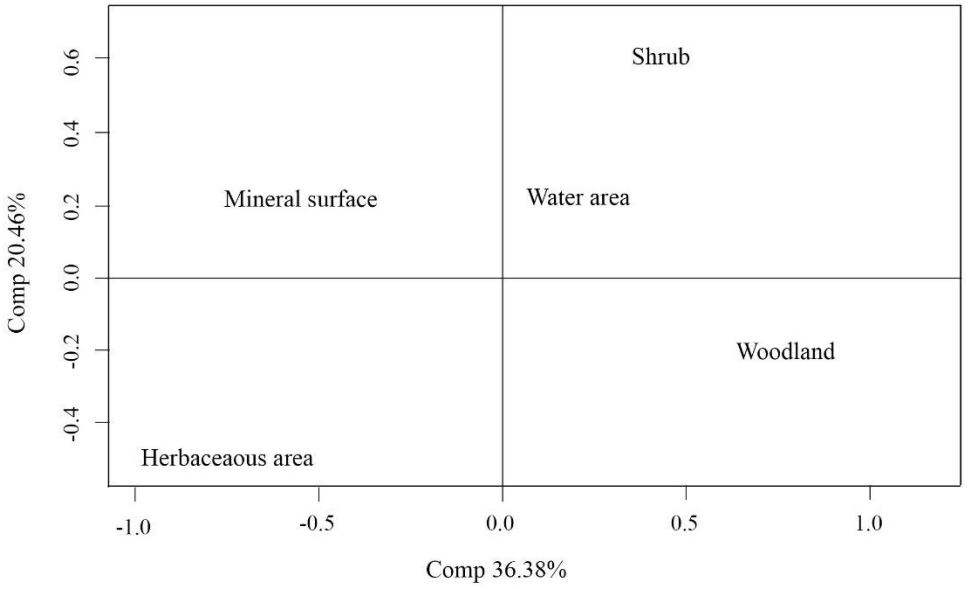
Wang, X., Palazz, D. & Carper, M. (2016). Ecological wisdom as an emerging field of scholarly inquiry in urban planning and design. *Landscape and Urban Planning*, 155, 100–107. doi - 10.1016/j.landurbplan.2016.05.019

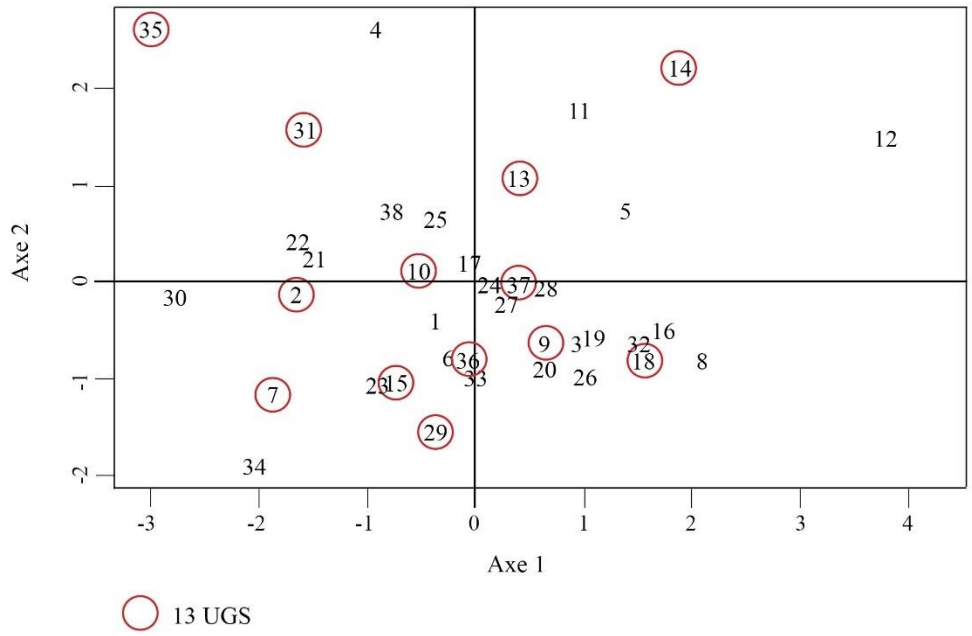
White, M.P., Alcock, I., Wheeler, B.W. & Depledge, M.H. (2013). Would you be happier living in a greener urban area? A fixed-effects analysis of panel data. *Psychological Science*, 24, 920–928. doi - 10.1177/0956797612464659

Wolch, J.R., Byrne, J. & Newell, J.P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities "just green enough". *Landscape and Urban Planning*, 125, 234–244. doi - 10.1016/j.landurbplan.2014.01.017

Appendix 1

Principal Component Analysis made to select the 13 public UGS of study, using as dependent variables the proportions of five land-cover types.





Appendix 2

Description of the five maps created for this study.

woodland

shrub

herbaceous area

water area

mineral surface

Map 1 represented the distribution of 5 different land-cover types

woodland

shrub

lawn

meadow

flowering shrub

flower bed

water area

mineral surface

Map 2 represented the distribution of 8 different land-cover types

woodland

shrub

herbaceous area

flower area

water area

mineral surface

Map 3 represented the distribution
of 6 different land-cover types

woodland

shrub

herbaceous area

flowering shrub

flower bed

water area

mineral surface

Map 4 represented the distribution
of 7 different land-cover types

woodland

shrub

lawn

meadow

flower area

water area

mineral surface

Map 5 represented the distribution of 7 different land-cover types

2. Analyse complémentaire : validation de l'échelle de Likert

Afin d'interroger les usagers sur le bien-être psychologique qu'ils ressentaient dans les EVU publics d'étude, une méthode d'évaluation sous forme d'échelle de Likert a été intégrée dans le questionnaire. Elle a permis de calculer une note totale de bien-être psychologique pour chaque usager en additionnant toutes ses notes attribuées à chacune des 15 affirmations. Cette méthode d'évaluation repose sur le fait que les affirmations possèdent le même poids, et que les notes peuvent donc être simplement additionnées (Murphy et Likert 1938). Afin de le vérifier, en amont des analyses de corrélation, le classement des notes attribuées par les usagers à chacune des 15 affirmations a été analysé en suivant la méthode du « jugement majoritaire » (Balinski et Laraki 2011). Cette méthode permet de vérifier la relative unidimensionnalité de l'échelle, soit la cohérence entre les réponses aux différentes affirmations.

Pour ce faire, le pourcentage d'usagers ayant attribué chacune des notes sur l'échelle de 1 à 5 a été calculé pour chaque affirmation (e.g., tant de % d'usagers ont attribué la note « 5 » à telle affirmation). Ceci a permis d'identifier la « note majoritaire » pour chaque affirmation, c.-à-d., la note attribuée par au minimum 50 % des usagers. Les résultats (Fig. 1) ont montré que la note majoritaire était identique (soit « 4 ») pour 13 affirmations, ce qui signifie que les usagers ont évalué de manière égale la majorité des affirmation. Ainsi, ces résultats ont permis de confirmer que les affirmations possèdent le même poids, et que les notes peuvent être additionnées.

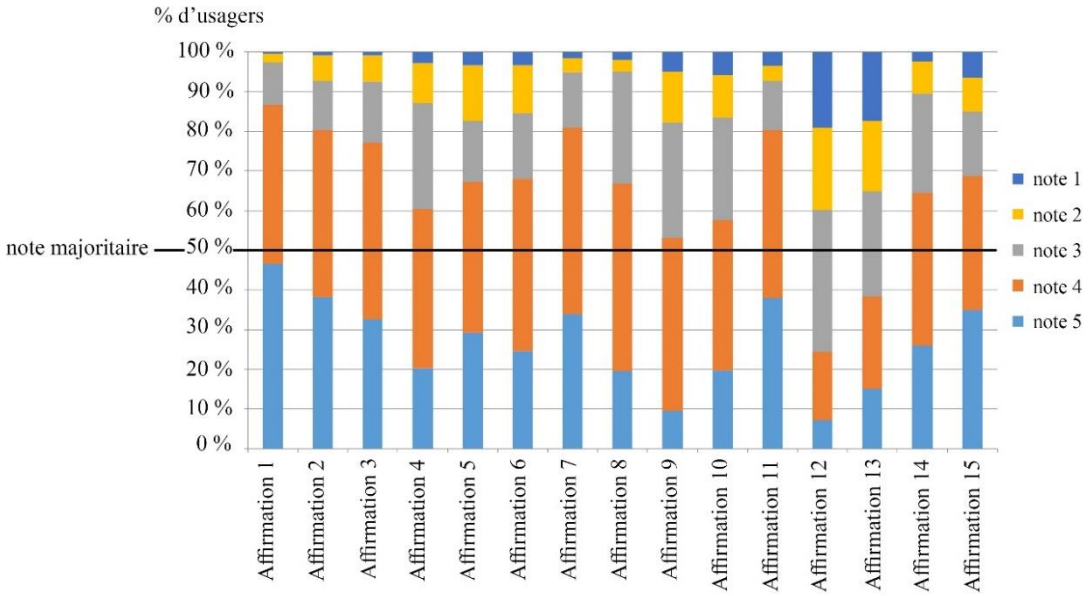


Figure 1. Résultat de l'analyse du classement des notes attribuées par les usagers à chacune des 15 affirmations

De plus, les deux affirmations restantes (affirmations 12 et 13) correspondaient aux affirmations les moins bien notées par les usagers (leur note majoritaire était de « 3 »). Ce résultat suggère que les valeurs de bien-être psychologique traduite par ces deux affirmations n'étaient pas ressenties par les usagers au sein des EVU publics d'étude, contrairement à ce que mentionne la littérature existante. Ces deux affirmations ; « Dans cet espace vert urbain vous vous sentez en sécurité » et « Dans cet espace vert urbain vous vous sentez au sein d'une communauté », ne traduisent pas des valeurs de restauration psychologique.

On pourra noter ici que la méthode d'évaluation sous forme d'échelle de Likert présente certains biais à prendre en compte. Elle considère que chaque niveau de l'échelle (i.e., chaque note) est compris et utilisé de la même manière par toutes les personnes interrogées. Or, chaque personne utilise un système de références qui lui est propre, et la signification d'un échelon n'est pas nécessairement la même pour plusieurs personnes. L'utilisation d'une échelle de Likert peut donc tendre à masquer certaines différences et, inversement, à en introduire là où il n'y en a pas (Mc Iver et Carmines 1981). De plus, la façon dont les personnes interrogées notent chaque élément de la liste peut être influencée par un certain nombre de facteurs arbitraires, tels que leur volonté à répondre au questionnaire, leur concentration, ou même leur rapidité de réponse (Salès-Wuillemin 2006). Cependant, on peut considérer que le large panel d'usagers interrogés dans le cadre de ce travail de thèse a permis de diminuer ces biais. Par ailleurs, il a été démontré que les affirmations placées en début de liste ont tendance à être mieux notées, et celles en fin moins bien notées. Ceci est dû à un « effet de lassitude » (Oppenheim 2000). En effet, l'analyse du classement des notes a montré que l'affirmation la mieux notée par les usagers était « Cet espace vert urbain vous procure de l'énergie mentale » (affirmation 1). Cette affirmation était placée en tout début de liste. De même, l'affirmation la moins bien notée par les usagers ; « Dans cet espace vert urbain vous vous sentez en sécurité » (affirmation 12), était placée en fin de liste.

3. Vers la deuxième partie de thèse

D'après les résultats du 1er article, la corrélation entre la restauration psychologique des usagers et l'hétérogénéité paysagère qu'ils perçoivent est plus forte que la corrélation entre la restauration psychologique des usagers et l'hétérogénéité paysagère mesurée. En d'autres termes, les résultats indiquent que la restauration psychologique ressentie par les usagers au sein des EVU publics est plus fortement influencée par l'hétérogénéité paysagère qu'ils perçoivent que par l'hétérogénéité paysagère telle qu'elle est mesurée en écologie. Cependant, les résultats ont également mis en évidence une corrélation entre l'hétérogénéité paysagère perçue par les usagers et l'hétérogénéité paysagère mesurée, indiquant que les usagers sont capables de percevoir l'hétérogénéité paysagère telle qu'elle est mesurée

en écologie. Cela suggère que la perception de l'hétérogénéité paysagère dans les EVU publics par les usagers n'est pas uniquement liée à l'hétérogénéité paysagère telle qu'elle est mesurée en écologie. Il y a d'autres aspects à prendre en compte qui peuvent induire la perception d'hétérogénéité paysagère par les usagers, et donc induire leur restauration psychologique associée à l'hétérogénéité paysagère dans les EVU publics. Sur la base de ce constat, l'objectif de la deuxième partie de cette thèse (article 2) est d'approfondir et caractériser la perception de l'hétérogénéité paysagère dans les EVU publics par les usagers. Il s'agit d'approfondir le lien entre l'hétérogénéité paysagère perçue par les usagers et l'hétérogénéité paysagère mesurée, et donc d'approfondir le lien entre la restauration psychologique ressentie par les usagers et l'hétérogénéité paysagère au sein des EVU publics.

Deuxième partie

Characterizing visitors' perception of landscape heterogeneity within public urban green spaces

1. Article 2 - Characterizing visitors' perception of landscape heterogeneity within public urban green spaces

Meyer-Grandbastien A., Burel F., Hellier E., et Bergerot B. Soumis à « Ecology and Society » et rejeté, en recherche d'un nouveau journal.

Abstract

In the current context of global urbanization, interdisciplinary research is needed to generate an integrated and applied approach that articulates the environmental and social benefits provided by public UGS. Landscape heterogeneity is considered a core ecological concept associated with biodiversity, notably species diversity. The perception of landscape heterogeneity within public UGS has been demonstrated to have a positive effect on visitor's psychological restoration. Further research is needed to characterize the perception of landscape heterogeneity by visitors to apply these findings to public UGS planning and management practices. The goal of this study was to identify landscape aspects within public UGS through which visitors perceive landscape heterogeneity. Within 13 public UGS in Rennes (France), we gathered data on visitors' perception of landscape heterogeneity using in situ questionnaires (n = 390). We investigated these data by using textual data analysis. We then analyzed whether this perception corresponds to landscape heterogeneity as defined within the field of landscape ecology. Our results suggested that visitors perceive landscape heterogeneity within public UGS through the mixing of different heights of the three vegetation strata (i.e., woodlands, shrubs, and herbaceous areas) and flower areas. We advise that planning and management practices should enhance this landscape aspect within public UGS. This focus could simultaneously promote biodiversity and visitor's psychological well-being.

Introduction

Urbanization is now recognized as one of the most important factors in explaining the current decline in global biodiversity (McKinney 2008, McDonnell and Hahs 2015). In this context, the importance of public urban green spaces (UGS) is becoming clearer, as they have been shown to maintain part of biodiversity (Nielsen et al. 2014, Haaland and van den Bosch 2015). Public UGS also provide numerous ecological services to urban areas, including air purification and local climate mitigation (MEA 2005). Moreover, increasing biodiversity within public UGS benefits the functionality of these areas, further strengthening the services provided (Andersson 2006). Meanwhile, the positive impact of public UGS on visitors' physical and psychological well-being has been clearly acknowledged by many studies (Irvine et al. 2010, Jorgensen and Gobster 2010, Hartig et al 2014). Psychological well-being provided by public UGS is notably supported by Attention Restoration Theory (Carrus et al. 2015,

Hoyle et al. 2017). Psychological restoration is conceived in terms of recovery of directed attention from mental fatigue (Kaplan and Kaplan 1989), and relaxation and stress reduction (Ulrich 1981, Ulrich et al. 1991). Today, public UGS are thus at the crossroads of environmental and social issues. Yet, these issues can sometimes come into conflict, especially with respect to the planning and management of public UGS (Clergeau 2015). A key challenge is to identify planning and management practices that would enhance both biodiversity and visitor's well-being (Schwartz et al. 2014, Engström and Gren 2017). Interdisciplinary research involving both natural and social sciences is needed to generate an integrated and applied approach that articulates those environmental and social issues (Alberti et al. 2008, Cáceres et al. 2015, Ives et al. 2017).

From an ecological perspective, biodiversity includes diversity at the genetic, species, and ecosystem (i.e., landscape) levels. It also accounts for the interactions between these levels in space and time (Convention on Biological Diversity 1992). Landscape heterogeneity is a core ecological concept positively associated with biodiversity (Burel and Baudry 2003). It is defined as the combination of the diversity and the complexity of spatial arrangement of land-cover types composing a landscape (Li and Reynolds 1995). A land-cover type is an area of relatively homogeneous environmental conditions, e.g., lawns or woodlands within public UGS (Hand et al. 2016). Landscape heterogeneity increases the diversity of available key resources (Rocchini et al. 2010), as well as the rates of ecological processes, such as dispersal (Dufour et al. 2006). Consequently, landscape heterogeneity has been identified by landscape ecology as a key variable enhancing species diversity in a landscape (Costanza et al. 2011). Recent studies have demonstrated that "non ecologist" visitors (i.e., with little or no knowledge of plants and animals) perceive the environment of public UGS on a structural level (Qiu et al. 2013, Voigt et al. 2014), and that they are able to perceive landscape heterogeneity within public UGS (Meyer et al. 2019). Furthermore, the perception of landscape heterogeneity by visitors has been shown to have a positive impact on their psychological restoration (Meyer et al. 2019). Therefore, enhancing landscape heterogeneity within public UGS could benefit simultaneously biodiversity and visitor's psychological restoration.

To apply these research findings to planning and management practices, further research is needed to characterize the perception of landscape heterogeneity within public UGS by visitors. The goal of this study was thus to identify aspects of the landscape within public UGS through which visitors perceive landscape heterogeneity. We explored whether these aspects correspond to landscape heterogeneity criteria as defined, and thus measured, within the field of landscape ecology. By doing so, our study aims to bring planners and managers a step closer to increasing both environmental and social benefits of public UGS.

Methods

Study sites

This study was conducted within 13 public UGS in the city of Rennes, located in the region of Brittany, western France (Fig. 1). For the last 10 years, Rennes has been experiencing a high growth rate, with a population increase of 1.29% per year. Today, Rennes is the most populated city of Brittany, and the 11th most populated of France. With 216 268 residents inhabiting 5000 ha, its density has reached 4292 residents per square kilometer (National Institute for Statistics and Economic Studies, 2016). Simultaneously, Rennes is one of the greenest cities in France, with 880 ha of public UGS, representing 18% of its area (National Union of Landscape Companies 2017).

We selected the 13 public UGS based on ecological, landscape, and socio-demographic criteria, following a two-step selection protocol. First, we selected a sample of 37 UGS out of the 54 public UGS in Rennes, based on their ability to support biodiversity. For this selection, we excluded those with an area of less than 5000 m^2 and with less than 30% of vegetation within a radius of 500 m around them (McDonnell and Hahs 2015). Second, we placed the 37 public UGS on a gradient of land-covercomposition by using a Principal Component Analysis (PCA). Land-cover composition was defined as the relative proportions of five main land-cover types (woodland, shrub, herbaceous area, water area, and mineral surface). These proportions were computed for each of the 37 public UGS using a land-cover map provided by the urban planning agency of Rennes (AUDIAR) and a GIS (Geographic Information System) software ArcMap 10.X. The PCA was created using as dependent variables these proportions. We selected 13 public UGS of study based on the gradient provided by the PCA to obtain the broadest possible range of land-cover compositions. The goal was to select 13 public UGS that were as different as possible in terms of land-cover composition to capture a wide panel of perceptions. To take into account the socio-demographic diversity across Rennes, the 13 public UGS were sampled across the city by selecting at least one from each of the 12 neighborhoods.

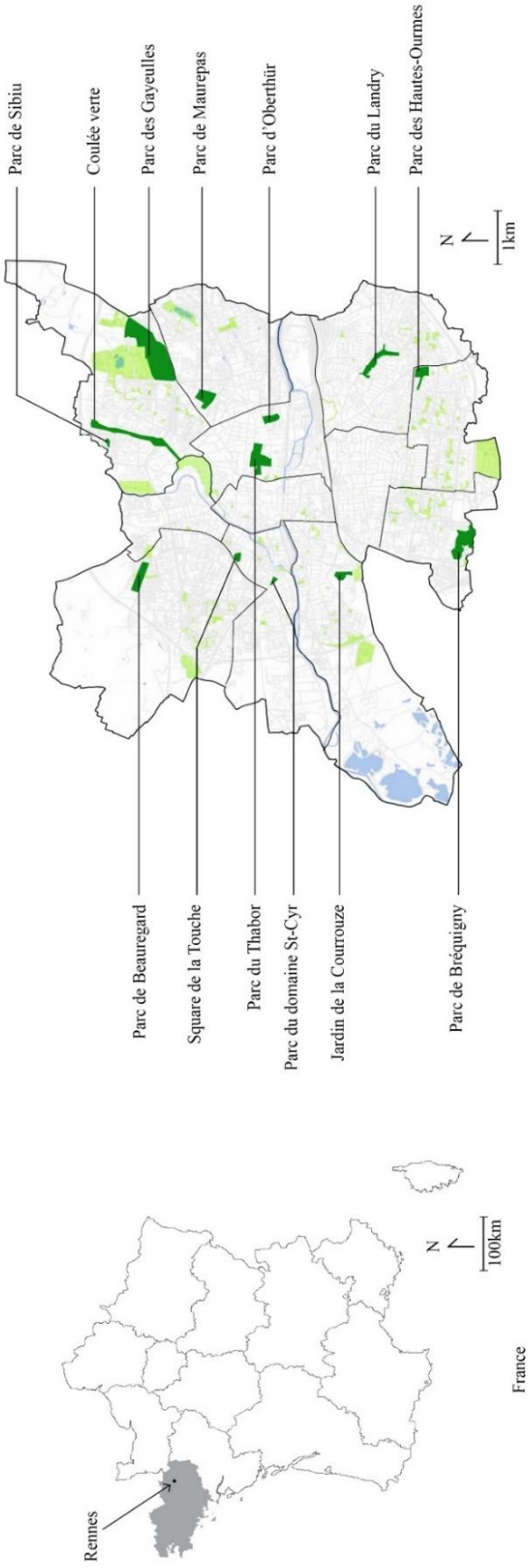


Figure 1. Location map of the 13 public UGS throughout the 12 neighborhoods of Rennes (Brittany, France).

On-site questionnaires

To gather data on the perception of landscape heterogeneity by visitors, we conducted a total of 390 questionnaires (30 in each of the 13 public UGS). We used two complementary quantitative and qualitative questions. We conducted questionnaires from June to September 2017, at different hours during weekends and weekdays to interview as many different visitors as possible. Visitors interviewed were chosen randomly at different locations within each public UGS. We only interviewed visitors who had already been in the public UGS at few times before, to ensure that they had a relatively good overview of its entire landscape. Indeed, building a cognitive map of a landscape takes time and repeated exposure (Kaplan and Kaplan 2003). To test whether visitors understood the vocabulary we used and the meaning of our questions, we conducted preliminary questionnaires on a small number of visitors (20). As a result, we reworded the term « heterogeneity » to « diversity », which is more comprehensible for « non ecologists ».

Visitors were first asked to evaluate and score their perception of landscape heterogeneity in the public UGS of study on a scale from 1 to 5. They were then asked to explain their score and describe their perception through an open-ended question. See these detailed questions in the inset below.

1- Do you consider that the landscape of the green space in which you are today is diverse? Please circle the number that corresponds to your perception on a scale from 1 to 5 (1 = not at all diverse, 2 = not diverse, 3 = not diverse and diverse at once/I can't make up my mind, 4 = diverse, 5 = very diverse).

1 – 2 – 3 – 4 – 5

2- And why? What are the aspects of the landscape of this green space that make you say that it is, or that it is not, diverse?

The 390 answers to the open-ended question were transcribed word for word (i.e., without altering their wording) in three different corpuses by distinguishing those given by visitors who scored their perception « 1 » and « 2 » (i.e., visitors who perceived the landscape as being not heterogeneous), « 4 » and « 5 » (i.e., visitors who perceived the landscape as being heterogeneous), and « 3 » (i.e., visitors who perceived the landscape as being simultaneously heterogeneous and not heterogeneous).

The questionnaire also collected data on visitors' gender, age (18 to 34, 35 to 54, or 55 and more), frequency of site visit (frequent = daily to once a week, or not frequent = 2–3 times a month to a few times per year), and visitor's activities within the public UGS of study. A list of five categories of activities (Oueslati et al. 2008, Long et Tonini 2012) was proposed to the visitors; walking/strolling, sporting activities, rest, socialization, and trip (i.e., use of the public UGS to get from one point to another). Visitors were asked to select one to three categories. We distinguished the categories of

activities selected by visitors who perceived the landscape as being heterogeneous from those selected by visitors who perceived the landscape as being not heterogeneous.

Data analyses

The open-ended question was designed to be answered briefly in a few sentences. The words used by visitors to answer it had to be chosen carefully, and had thus a strong significance. To identify through which landscape aspects visitors perceived landscape heterogeneity within the public UGS of study, we thus analyzed the dominant vocabulary they used to answer this question. To do so, we identified the words that occurred the most frequently in each of the three corpuses and represented them in the form of three word clouds by using textual data analyses (see Fig. 2, Fig. 4, and Fig. 6). We then identified the words that were common across the three word clouds, and ranked them according to their frequency of occurrence (see Table 1). We carried out Wilcoxon tests to compare the ranking of those common words across the three word clouds. We also identified the words that were common across two word clouds, and those that were present in only one word cloud (Appendix 1). As the number of visitors using the same word several times in their answer was insignificant (<10%), we considered that the frequency of occurrence of each word represented the number of visitors that used it in their answer.

The number of occurrence of a word in a corpus does not provide information on the contexts in which it is most used (i.e., the words with which it is associated the most to in a sentence) and, thus, its meaning (Labbé and Labbé 2013). To gather information on the contexts of use of the words composing each of the three word clouds, we identified the most frequent associations (i.e., sentences) made by visitors with those words. We used the co-occurrence index, which quantified the number of sentences in which the words composing each of the three word clouds were associated together. We represented these associations in three graphs, to provide a visual map of how the words composing each of the three word clouds were connected together (see Fig. 3, Fig. 5, and Fig. 7). We also displayed all the answers in which each of these words occurred.

We conducted the textual data analyses using the software IraMuTeQ 0.7 alpha 2 (Ratinaud, 2008). This software considered the words occurring at least three times in each corpus. It automatically excluded the words defined as « tools » (pronouns, additional adverbs, and adjectives), and considered each word by using its root as a reference (i.e., the verbs were brought back to the infinitive, and the nouns to the singular form). It should be noted here that the translation of the words from French to English might have altered their original meaning.

Results and discussion

Characteristics of visitors

Out of the visitors that were interviewed, 37.69% were men and 62.31% were women. This overrepresentation of women is also found in the average population of Rennes (53.05% women *vs.* 46.95% men). It could also be due to the fact that women tend to use public UGS more often than men (Lindemann-Matthies et al. 2010). The most represented age group was 18 to 34 years old (46.6%), which contradicted our expectation as time spent in public UGS generally increases with age (Shanahan et al. 2015). However, this age group is also the most represented in the average population of Rennes (33.7%). Most visitors (52.6%) frequently visited the public UGS in which they were, which supports that they had a relatively good overview of its entire landscape. This implies that visitors interviewed described their perception of landscape heterogeneity based on the entire landscape of the public UGS of study, and not just a section.

Visitors perceive landscape heterogeneity within public UGS at three spatial scales

We created three word clouds ; n.1, n.2, and n.3 (Fig. 2, Fig. 4, and Fig. 6). They were composed of the words that occurred the most frequently in the corpus of answers given by visitors who scored their perception « 1 –2 », « 3 », and « 4–5 », respectively. We identified 23 words that were common across the three word clouds (Table 1). These 23 words represented the majority of the words composing the word clouds n.1 and n.2, which were composed of 33 and 29 words, respectively. They represented the majority of the words located in the center of the word cloud n.3, which was composed of 66 words. That means that visitors interviewed all used the most frequently these 23 words to describe their perception, whether they perceived the landscape as being heterogeneous or not heterogeneous. However, the results of the Wilcoxon tests showed that the frequency of occurrence of these 23 words was different across the three word clouds ($W = 51.5$, p-value = 2.808e-06 between word cloud n.2 and n.3, $W = 288$, p-value = 0.6066 between word cloud n.2 and n.1, and $W = 37$, p-value = 5.785e-07 between word cloud n.1 and n.3). This implies that these 23 words were not used with the same emphasis whether visitors perceived the landscape as being heterogeneous or not heterogeneous. We identified seven and 40 words that were present only in the word cloud n.1 and n.3, respectively. These words described aspects of the landscape that were merely related to its lack of heterogeneity, or presence of heterogeneity. For example, the word “homogenous” was present only in the word cloud n.1. The large number of words (40) specific to the word cloud n.3 suggests that there are more aspects to describe in a heterogeneous landscape. It could also mean that the vocabulary used by visitors who perceived the landscape as being heterogeneous was richer. Indeed, different visitors used different words to describe the same landscape element (e.g., « bush » *vs*. « shrub »). The word cloud n.2 did not present specific

words, but had three common words with the word cloud n.1 and n.3. This confirms that visitors who scored their perception « 3 » perceived the landscape as being simultaneously heterogeneous and not heterogeneous.

To identify landscape aspects through which visitors perceive landscape heterogeneity within public UGS, we focused our analysis on the 23 words common across the three word clouds. We used the words common across two word clouds and those present in only one word cloud to confirm and expand our analysis. Most of the 23 common words (13) referred to landscape elements at three different spatial scales ; from complex structures (« space », « landscape », and « park »), to landscape elements globally apprehended (« vegetation », « plant », and « specie »), to individual landscape elements (« grass », « lawn », « shrub », « tree », « woodland », « flower », and « water »). When displaying the answers in which the word “park” appeared, we identified that it was mainly used to introduce the answer : « This park is diverse/not diverse because... ». We thus excluded this word from our analyses. The remaining six words were used in association with one or several of the 13 words referring to landscape elements in order to describe their arrangement or form ; « different», « diversity », « mixing », « small », « tall, » and « color. ».

List of the 23 words	Number of occurence			Rank based on frequency of occurence		
	Word cloud n.1	Word cloud n.2	Word cloud n.3	Word cloud n.1	Word cloud n.2	Word cloud n.3
child	3	3	20	13	11	13
color	3	3	5	13	11	21
different	12	37	169	4	1	1
diversity	3	8	14	13	7	19
flower	12	10	42	4	5	6
grass	10	10	17	6	5	16
landscape	9	3	20	7	11	13
lawn	15	6	73	3	8	5
mixing	11	14	31	5	4	10
park	8	3	25	8	11	12
path	4	3	10	12	11	20
plant	5	4	16	11	10	17
playground	3	9	80	13	6	4
shrub	6	5	15	10	9	18
small	3	3	18	13	11	15
space	16	20	129	2	3	2
specie	5	4	19	11	10	14
tall	10	4	38	6	10	7
tree	22	28	125	1	2	3
activity	3	6	20	13	8	13
vegetation	10	9	30	9	7	11
water	5	8	37	11	7	8
woodland	3	3	36	13	11	9

Table 1. List of the 23 words common across the three word clouds (in alphabetical order) with their rank based on their frequency of occurrence.

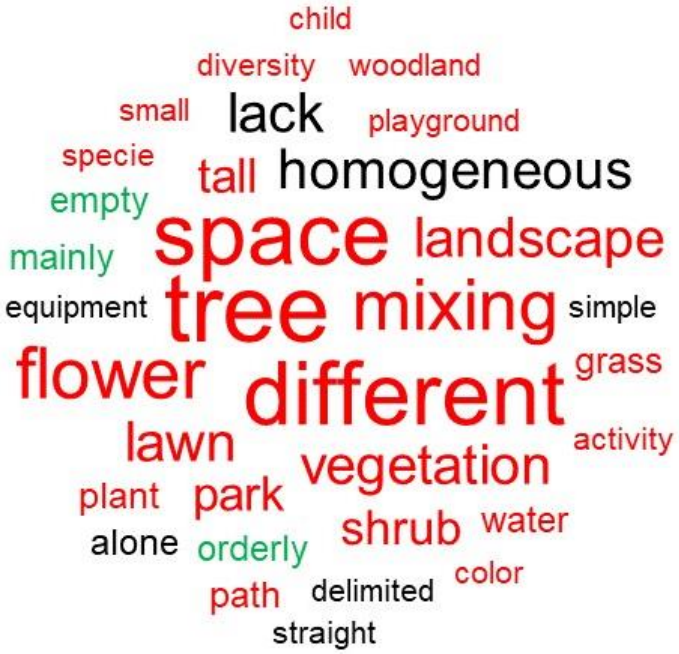


Figure 2. Word cloud n.1. The size of each word is correlated to its frequency of occurence, and the most frequent words are represented in the center. The words in red are the 23 words common across the three word clouds, and the words in green are common with the word cloud n.2.

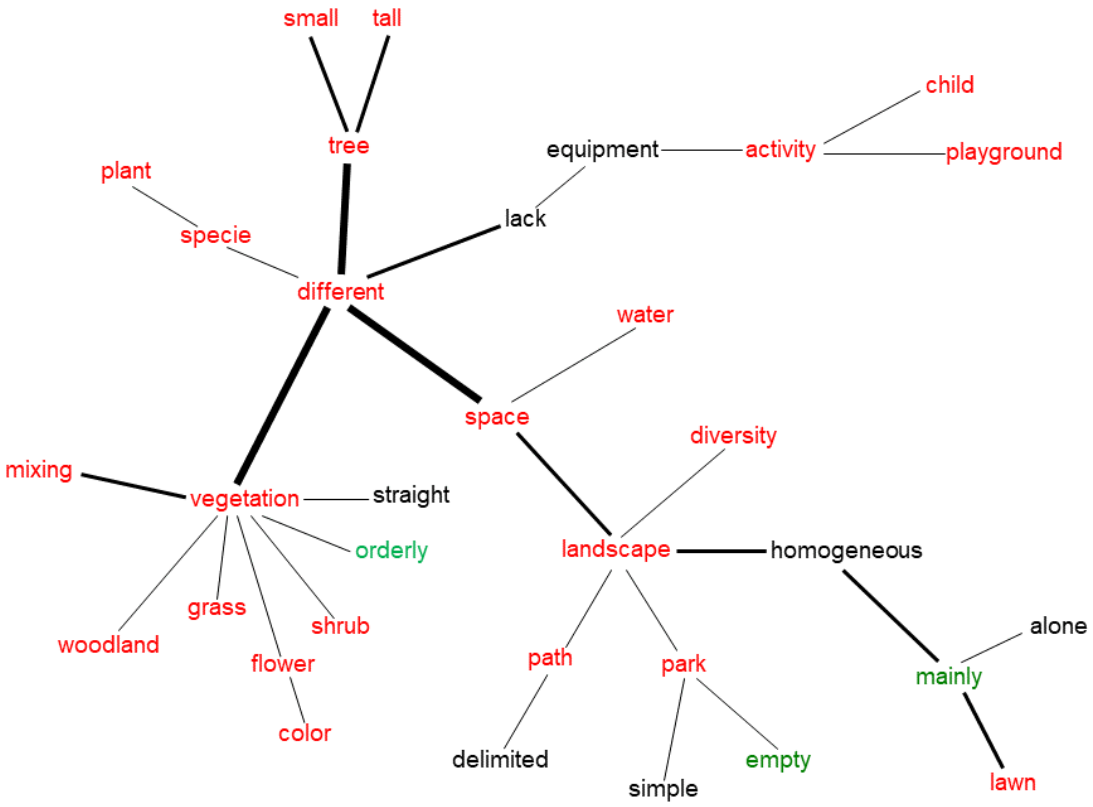


Figure 3. Visual map of the most frequent associations made by visitors with the words composing the word cloud n.1. The thicker the edges, the more sentences the words were associated in.

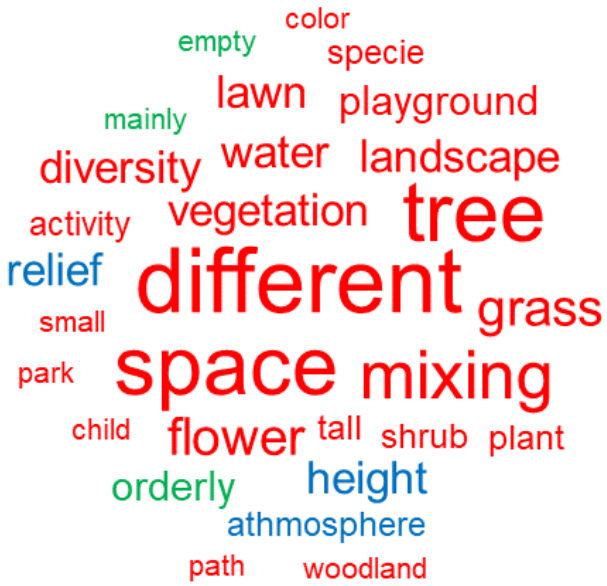


Figure 4. Word cloud n.2. The size of each word is correlated to its frequency of occurence, and the most frequent words are represented in the center. The words in red are the 23 words common across the three word clouds, the words in green are common with the word cloud n.1, and the words in blue are common with the word cloud n.3.

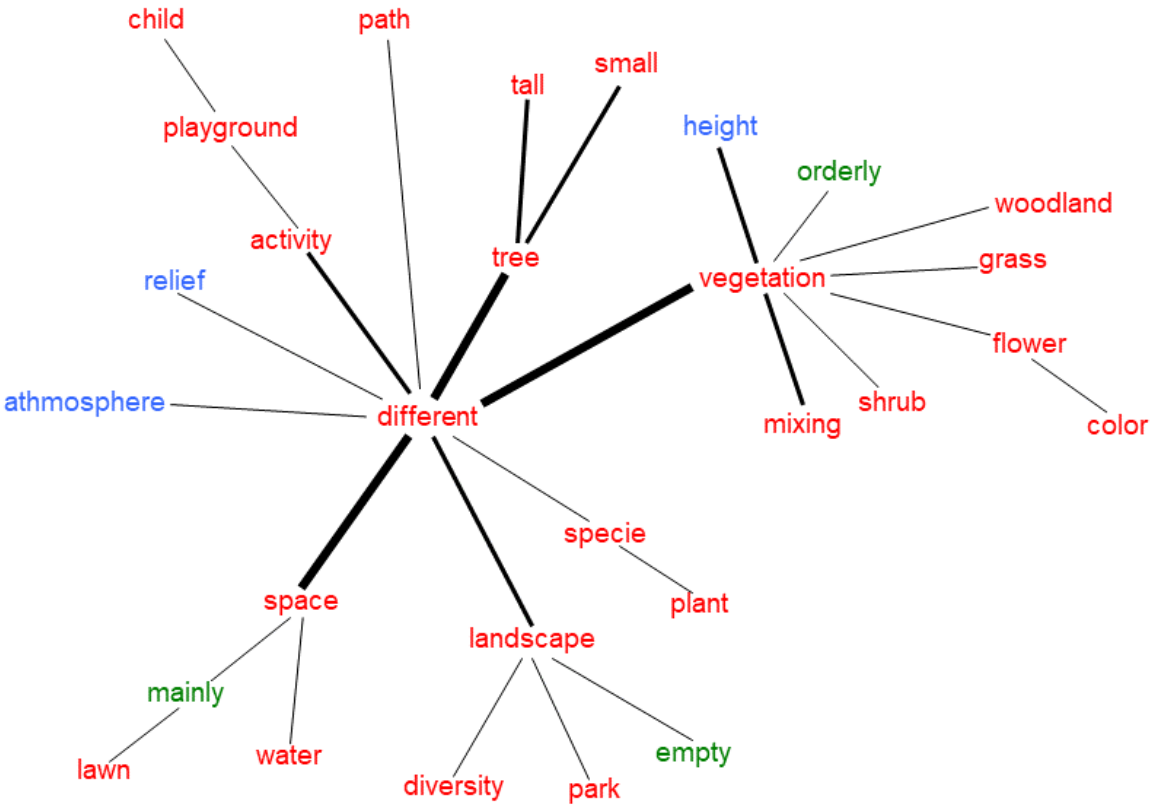


Figure 5. Visual map of the most frequent associations made by visitors with the words composing the word cloud n.2. The thicker the edges, the more sentences the words were associated in.

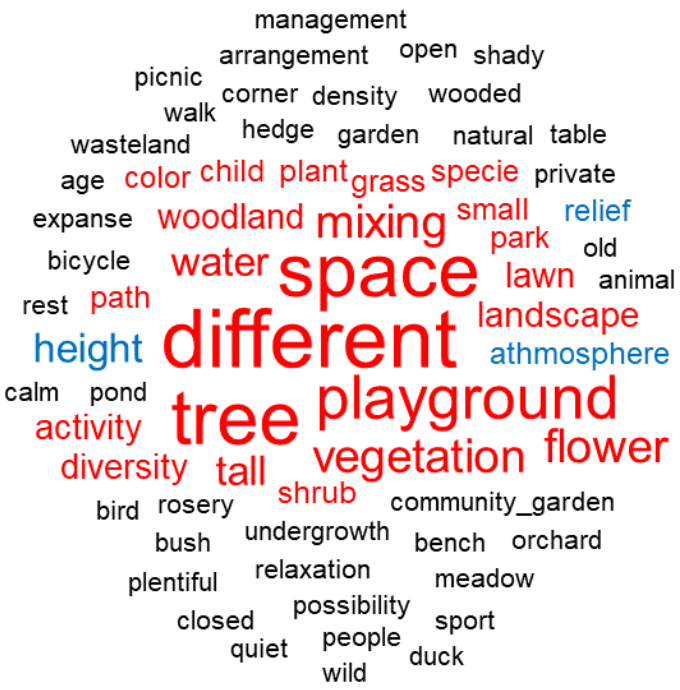


Figure 6. Word cloud n.3. The size of each word is correlated to its frequency of occurence, and the most frequent words are represented in the center. The words in red are the 23 words common across the three word clouds,and the words in blue are common with the word cloud n.2.

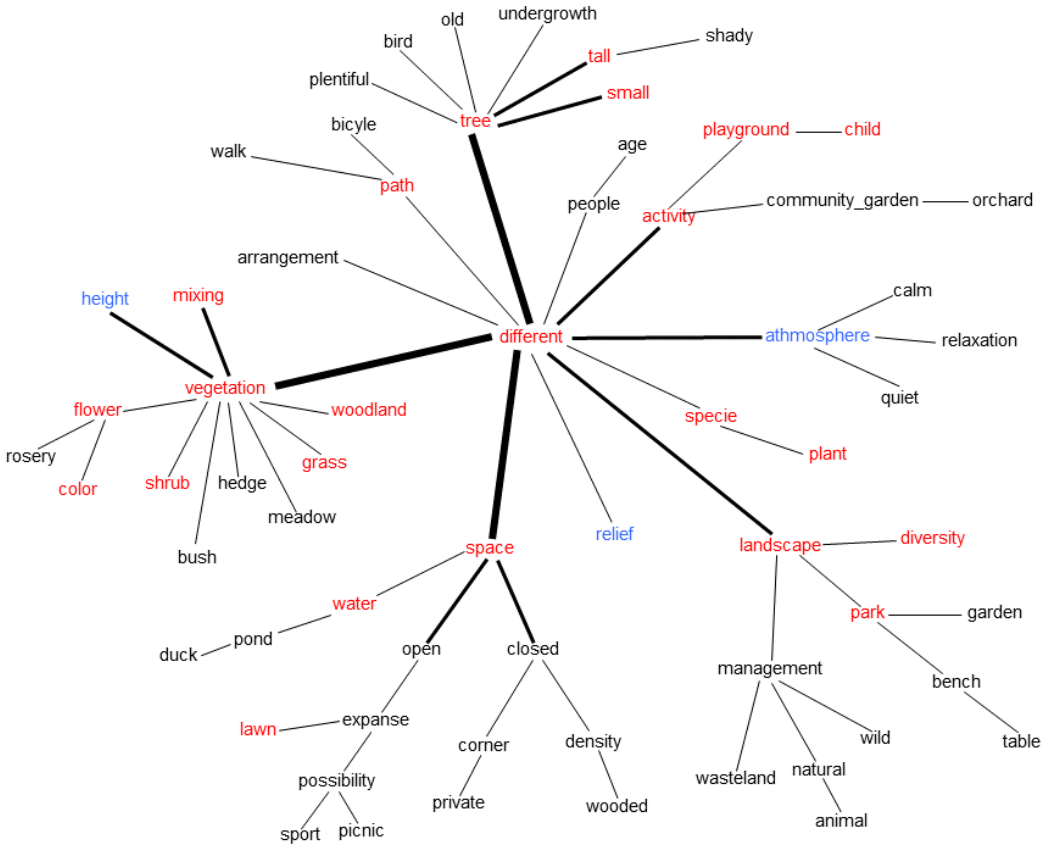


Figure 7. Visual map of the most frequent associations made by visitors with the words composing the word cloud n.3. The thicker the edges, the more sentences the words were associated in.

Identifying landscape aspects through which visitors perceive landscape heterogeneity

The word « space » was one of the most frequently occurring words in each of the three word clouds, more so than the word « landscape » (Table 1). Of note, this high use might be due to the word « space » being more common and generic compared to the word « landscape. » The results of the co-occurrence index indicated that the word « space » was frequently associated with the word « different » by all visitors (Fig. 3, Fig. 5, and Fig. 7). These results support a study by Dramstad et al. (2001) stating that the experience of landscape heterogeneity is associated with the heterogeneity of space, and imply that visitors perceive landscape heterogeneity as space heterogeneity. According to the Oxford Dictionary (http://wwwoxforddictionaries.com), the word « space » refers to « dimensions of height, depth, and width » while the word « landscape » refers to « all the visible features of an area of land often considered in terms of aesthetic appeal ». If both words refer to visible elements of an environment, the word "space" refers to a three-dimensional perception, while the word « landscape » refers to a two-dimensional perception closer to that experienced when viewing a painting. Indeed, the word « landscape » comes from the Dutch word « landschap », which, in 1600, referred to « a painting that represents an extensive view of natural scenery ». Therefore, this suggests that visitor's perception of landscape heterogeneity within public UGS involves a three-dimensional perception, and that it is thus induced by variations of height, depth, and width among landscape elements. Indeed, visitors who perceived the landscape as being heterogeneous frequently associated the word "space" with the word « closed », which was associated with « density » and « woody ». The word « space » was inversely associated with « open », which was associated with « expanse » and "lawn » (Fig. 7). This implies that visitors' perception of landscape heterogeneity within public UGS is especially induced by variations in the vegetation height and density.

All visitors frequently associated the word « specie » with the words « plant » and « different » (Fig. 3, Fig. 5, and Fig. 7). This result supports previous studies stating that visitors' perception of species diversity within public UGS relates to plants rather than animals, as they are more visible and static (Fuller et al. 2007, Qiu et al. 2013). In all three word clouds, the words « specie » and « plant » both occurred less frequently than the word « vegetation » (Table 1). This result corroborates that « non ecologist » visitors are not able to systematically perceive the full species diversity within public UGS (Dallimer et al. 2012, Shwartz et al. 2014, Southon et al. 2018). They experience public UGS as a green atmosphere apprehended as a whole (Le Bot 2013), rather than focusing on specific details (Leslie et al. 2010). Furthermore, all visitors frequently associated the word « vegetation » with the words « different », and « mixing ». These results suggest that the mixing of different types of vegetation is an aspect through which visitors perceive landscape heterogeneity within public UGS.

The word « vegetation » was also frequently associated by all visitors with the words « woodland », « grass », « shrub », and « flower » (Fig. 3, Fig. 5, and Fig. 7). This implies that when visitors perceive different types of vegetation, they mainly perceive distinctly the three vegetation strata (i.e., woodlands, shrubs, and herbaceous areas), and flower areas. This has also been demonstrated by previous studies (Harris et al. 2017, Hoyle et al. 2017, Meyer et al. 2019). The distinctive perception of flower areas can be explained by the fact that flowering influences the aesthetic quality of a landscape (Nassauer 1995, Goodness et al. 2016). Furthermore, all visitors frequently associated the word « flower » with the word « color », which supports a recent study stating that the perception of flowers within public UGS is influenced by color diversity, rather than species diversity (Hoyle et al. 2018). The word « tree » was one of the most frequently occurring words in all three word clouds (Table 1), which indicates that visitors pay close attention to woodlands. This high use can also be explained by aesthetic preferences for views containing trees (Ulrich 1986). All visitors frequently associated the word « tree » with the words « different », « small », and « tall ». This means that visitors distinguished different trees based on their height. Furthermore, the word « vegetation » was frequently associated with the word « height » by visitors who perceived the landscape as being heterogeneous (Fig. 5 and Fig. 7). Also, the word « lawn » was frequently associated with the words « mainly » and « alone » by visitors who perceived the landscape as being not heterogeneous (Fig. 3 and Fig. 5). All these results confirm further that visitors' perception of landscape heterogeneity is especially induced by variations in the vegetation height. They also suggest that visitors mainly perceive distinctly the three vegetation strata because they particularly notice variations in the vegetation height. This means that visitors do not necessarily perceive the three vegetation strata per se, rather they perceive the different heights of vegetation that those three strata create.

Therefore, our findings demonstrate that the mixing of different heights of the three vegetation strata and flower areas is a landscape aspect within public UGS through which visitors perceive landscape heterogeneity.

Perception of landscape heterogeneity goes beyond what one can see

If most of the 23 common words referred to landscape elements and to their arrangement or form, four words referred to the use of the public UGS of study ; « path », « playground » (which also describe landscape elements), « activity », and « child ». The frequency of the words « child » and « playground » supports studies stating that public UGS are often used to spend time with family (Long and Tonini 2012). The word « activity » was frequently associated with the word « different » by visitors who perceived the landscape as being heterogeneous (Fig. 5 and Fig. 7). Visitors who perceived the landscape as being not heterogeneous frequently associated the word « lack » with the words « equipment » and « activity » (Fig. 3). They also frequently associated the words « straight » and « orderly » with « vegetation ». A formal design within public UGS has been related to a lack of freedom

of use, as it creates restrictions (Özgüner and Kendle 2006). Furthermore, if visitors who perceived the landscape as being heterogeneous frequently associated the word « space » with « closed » and « open », they also associated « closed » with « corner » and « private », and « open » with « possibility », « picnic », and « sport » (Fig. 7). When analyzing visitor's activities within the public UGS of study, results showed that the categories « sporting activities » and « rest » were significantly more selected by visitors who perceived the landscape as being heterogeneous (Fig. 8). The mixing of different heights of the three vegetation strata within public UGS creates a mixing of dense closed areas which favor intimate and quiet activities (Ulrich 1981), and open cleared fields which favor active outdoor activities (Goodness et al. 2016). A vegetation height of more than 54 cm has been identified as having significant obstructive features for recreational use of visitors (Roovers et al. 2006). These results indicate that visitor's perception of landscape heterogeneity within public UGS can be influenced by the diversity of activities that this landscape heterogeneity facilitates (Long and Tonini 2012, Voigt et al. 2014).

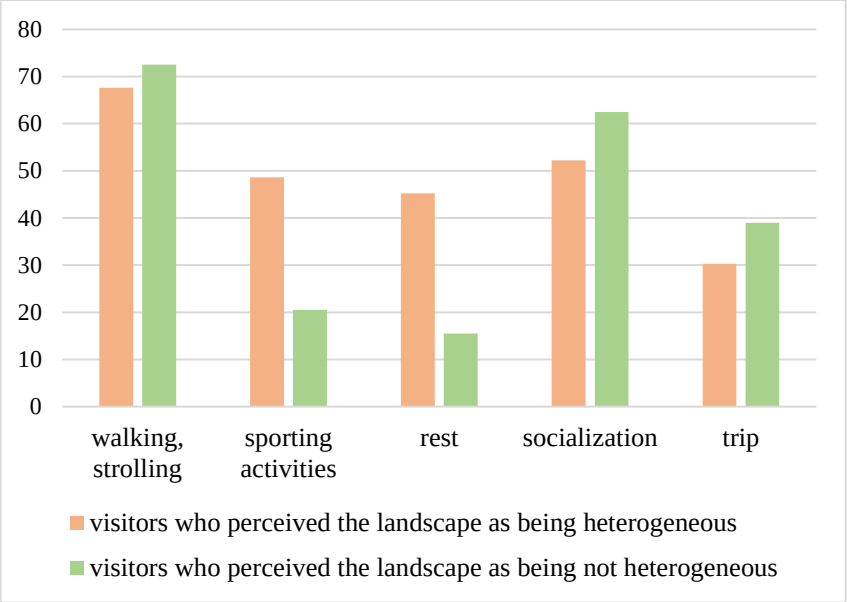


Figure 8. Categories of activities selected by visitors.

Visitors who perceived the landscape as being heterogeneous frequently associated the word « atmosphere » with « calm », « quiet », and « relaxation » (Fig. 7). Moreover, the word « water » was frequently used by all visitors. Previous studies showed that visitors pay specific attention to the presence of water in public UGS because it has a positive impact on their psychological well-being (Nutsford et al. 2016). These results confirm that visitor's perception of landscape heterogeneity within public UGS positively impacts their psychological restoration conceived in terms of relaxation and stress reduction (Meyer et al. 2019).

Is visitors' perception of landscape heterogeneity within public UGS ecologically relevant ?

Landscape heterogeneity is defined by landscape ecology as the combination of compositional heterogeneity and configurational heterogeneity, which interact with one another (Li and Reynolds 1995). Compositional heterogeneity is defined as the diversity of the land-cover types that form a landscape, and their relative proportions. These proportions typically emphasize either dominance or equitability. Configurational heterogeneity is defined as the complexity of spatial arrangement of those land-cover types. It mainly refers to their aggregation, which simultaneously refers to their dispersion and interspersion (i.e., mixing). It also refers to the shape complexity of patches of land-cover types, such as whether they are simple and compact or irregular and convoluted (McGarigal and Marks 1995).

Based on our findings, we identified that the mixing of different heights of woodlands, shrubs, herbaceous areas, and flower areas is a landscape aspect within public UGS through which visitors perceive landscape heterogeneity This characterization of landscape heterogeneity corresponds to the definition of landscape configurational heterogeneity, i.e., the complexity of spatial arrangement of land-cover types, particularly their mixing. This is supported by the fact that the word « arrangement » was frequently associated with « different » by visitors who perceived the landscape as being heterogeneous (Fig. 7). Within public UGS, the mixing of land-cover types results in a better connectivity between key resources (Schindler et al. 2008). As urban species are mostly generalist, it is thus particularly beneficial to species diversity (Nurul et al. 2016). Furthermore, our results implied that visitors were able to perceive distinctly woodlands, shrubs, herbaceous areas, flowers areas, as well as water areas. This suggests that visitors are also able to perceive landscape compositional heterogeneity within public UGS, defined as the diversity of land-cover types. Therefore, visitor's perception of landscape heterogeneity within public UGS is ecologically relevant, i.e., it partly corresponds to landscape heterogeneity as defined, and thus measured, within the field of landscape ecology.

Conclusion

In this study, we demonstrated that visitor's perception of landscape heterogeneity within public UGS is especially induced by variations in the vegetation height. This was corroborated by our finding that the mixing of different heights of the three vegetation strata and flower areas is a landscape aspect through which visitors perceive landscape heterogeneity. This characterization of landscape heterogeneity conforms to the ecological definition of landscape configurational heterogeneity, precisely the mixing of land-cover types. Our results also showed that visitors' perception of landscape heterogeneity within public UGS can be influenced by the diversity of activities that this landscape heterogeneity facilitates.

Through integrating these results, the way public UGS are planned and managed could be improved towards increasing both their environmental and social benefits. Based on our findings, we propose that the mixing of different heights of the three vegetation strata and flower areas should be enhanced within public UGS. This focus would simultaneously benefit biodiversity and visitor's psychological restoration. Ways to do so could be to plant vegetation by taking into consideration the hierarchy of heights to create visual depth and complexity (Kaplan and Kaplan 1989). Moreover, the mixing of different heights of vegetation should also aim to favor different activities.

More interdisciplinary research is needed to explore and improve our understanding of the underlying processes driving the psychological well-being of visitors within public UGS, especially in relation to perceived *vs.* Measured biodiversity (Biedenweg et al. 2017). Our study, along with previous ones (Nassaeur 2012, Hunter and Luck 2015), demonstrate the need to identify more aspects of landscape heterogeneity within public UGS that are perceived by visitors, and to develop tools to help apply these insights to planning and management practices (Engström and Gren 2017, Persson et al. 2018).

Bibliography

Alberti, M., J. M. Marzluff, E. Shulenberger, G. Bradley, C. Ryan, and C. Zumbrunnen. 2008. *Integrating humans into ecology : opportunities and challenges for studying urban ecosystems.* In : Urban Ecology. Marzluff J. M. et al. (Eds.). Springer, Boston, MA, USA.

Andersson, E. 2006. Urban landscapes and sustainable cities. *Ecology and Society* 11(1) :34. http ://doi.org/10.5751/ES-05076-170423

Biedenweg, K., H. Harguth, and K. Stiles. 2017. The science and politics of human wellbeing : a case study in cocreating indicators for Puget Sound restoration. *Ecology and Society* 22(3) :11. https ://doi.org/10.5751/ES-09424-220311

Burel, F., and J. Baudry. 2003. *Landscape ecology : Concepts, methods, and applications.* Science Publishers. Enfield, NH, USA.

Cáceres, D. M., E. Tapella, F. Quétier, and S. Díaz. 2015. The social value of biodiversity and ecosystem services from the perspectives of different social actors. *Ecology and Society* 20(1) :62. http://dx.doi.org/10.5751/ES-07297-200162

Carrus, G., M. Scopelliti, R. Lafortezza, G. Colangelo, F. Ferrini, F. Salbitano, M. Agrimi, L. Portoghesi, P. Semenzato, and G. Sanesi. 2015. Go greener, feel better ? The positive effects of biodiversity on the well-being of individuals visiting urban and peri-urban green areas. *Landscape and Urban Planning* 134 :221–228. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.022

Clergeau, P. 2015. *Manifeste pour la ville biodiversitaire*. Apogée, Rennes, France.

Costanza, J. K., A. Moody, and R. K. Peet. 2011. Multi-scale environmental heterogeneity as a predictor of plant species richness. *Landscape Ecology* 26 :851–864. https://doi.org/10.1007/s10980-011-9613-3

Dallimer, M., K. N. Irvine, A. M. J. Skinner, Z. G. Davies, J. R. Rouquette, L. L. Maltby, P. H. Warren, P. R. Armsworth, and K. J. Gaston. 2012. Biodiversity and the feel-good factor : Understanding associations between self-reported human well-being and species richness. *BioScience* 62 :47–55. https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.1.9

Dramstad, W. E., G. Fry, W. J. Fjellstad, B. Skar, W. Helliksen, M. L. B. Solund, M. S. Tveit, A. K. Geelmuyden, and E. Framstad. 2001. Integrating landscape-based values : Norwegian monitoring of agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning* 57 :257–26. https ://doi.org/10.1016/S0169-204600208-0

Dufour A., F. Gadallah, H. H. Wagner, A. Guisan, and A. Buttler. 2006. Plant species richness and environmental heterogeneity in a mountain landscape : effects of variability and spatial configuration. *Ecography* 29 :573–584. https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.0460

Engström, G., and A. Gren. 2017. Capturing the value of green space in urban parks in a sustainable urban planning and design context : pros and cons of hedonic pricing. *Ecology and Society* 22(2) :21. https://doi.org/10.5751/ES-09365-220221

Fuller, R. A., K. N. Irvine, P. H. Devine-Wright, P. H. Warren, and K. J. Gaston. 2007. Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters* 3 :390–394. https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0149

Gobster, P. H., J. I. Nassauer, T. C. Daniel, and G. Fry. 2007. The shared landscape : What does aesthetics have to do with ecology ? *Landscape Ecology* 22 :959–972. https://doi.org/10.1007/s10980-007-9110

Goodness, J., E. Andersson, P. Anderson, and T. Elmqvist. 2016. Exploring the links between functional traits and cultural ecosystem services to enhance urban ecosystem management. *Ecological Indicator* 70 :597–605. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.031

Haaland, C., and C. K. van den Bosch. 2015. Challenges and strategies for urban green-space planning in cities undergoing densification : A review. *Urban Forestry & Urban Greening* 14 :760–771. https ://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.07.009

Hand, K.L., C. Freeman, P. J. Seddon, A. Stein, and Y. van Heezik. 2016. A novel method for fine-scale biodiversity assessment and prediction across diverse urban landscapes reveals social deprivation-related inequalities in private, not public spaces. *Landscape and Urban Planning* 151 :33–44. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.03.002

Harris, V., D. Kendal, A. Hahs, and C. G. Threlfall. 2017. Green space context and vegetation complexity shape people's preferences for urban public parks and residential gardens. *Landscape Research* 43 :150–162. https://doi.org/10.1080/01426397.2017.1302571

Hartig, T., M. Richard, S. de Vries, and F. Howard. 2014. Nature and health. *Annual Review of Public Health* 35 :207–228. https ://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-032013-182443

Hoyle, H., J. Hitchmough, and A. Jorgensen. 2017. All about the "wow factor" ? The relationships between aesthetics, restorative effect and perceived biodiversity in designed urban planting. *Landscape and Urban Planning* 164 :109–123. https ://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.03

Hoyle, H., B. Norton, N. Dunnett, J. P. Richards, J. M. Russell, and P. Warren. 2018. Plant species or flower color diversity ? Identifying the drivers of public and invertebrate response to designed annual meadows. *Landscape and Urban Planning* 180 :103–113. https ://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.017

Hunter, A. J., and G. W. Luck. 2015. Defining and measuring the social-ecological quality of urban greenspace : A semi-systematic review. *Urban Ecosystem* 18 :1139–1163. https ://doi.org/10.1007/s11252-015-0456-6

Irvine, K. N., R. A. Fuller, P. Devine-Wright, J. Tratalo, S. R. Payne, P. H. Warren, K. J. Lomas, and K. J. Gaston, 2010. Ecological and psychological values of urban green space. In : *Dimensions of the sustainable city*. Jenks M., and C. Jones (Eds.). Springer, London, England.

Ives, C., M. Giusti, J. Fischer, D. Abson, K. Klaniecki, C. Dorninger, J. Laudan, S. Barthel, P. Abernethy, B. Martín-López, C. Raymond, D. Kendal, and H. von Wehrden. 2017. Human–nature connection : A multidisciplinary review. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 26-27 :106–113. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.05.005

Jennings, T. E., S. R. Jean-Philippe, A. Willcox, J. M. Zobel, N. C. Poudyal, and T. Simpson. 2016. The influence of attitudes and perception of tree benefits on park management priorities. *Landscape and Urban Planning* 153 :122–128. https ://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.021

Jorgensen, A., and P. H. Gobster. 2010. Shades of green : Measuring the ecology of urban green space in the context of human health and well-being. *Nature and Culture* 5 :338–363. https://doi.org/10.3167/nc.2010.050307

Kaplan, R., and S. Kaplan. 1989. *The experience of nature : A psychological perspective.* Cambridge University Press, New York, USA.

Kaplan, S., and K. Kaplan. 2003. Health, Supportive Environments, and the Reasonable Person Model. *American Journal of Public Health* 93 :1484–1489. https ://doi.org/10.2105/AJPH.93.9.1484

Labbé, C., and D. Labbé. 2013. *Lexicométrie : quels outils pour les sciences humaines et sociales ?* Usages de la lexicométrie en sociologie, Guyancourt, France.

Le Bot, J.M. 2013. L'expérience subjective de la « nature » : Réflexions méthodologiques. *Natures Sciences Sociétés* 21 :45–52. https://doi.org/10.1051/nss/2013059

Leslie, E., T. Sugiyama, D. Ierodiaconou, and P. Kremer. 2010. Perceived and objectively measured greenness of neighborhoods : Are they measuring the same thing ? *Landscape and Urban Planning* 95 :28–33. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.11.002

Li, H., and J. F. Reynolds. 1995. On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos* 73 :280–284. https://doi.org/10.2307/3545921

Lindemann-Matthies, P., X. Junge, and D. Matthies. 2010. The influence of plant diversity on people's perception and aesthetic appreciation of grassland vegetation. *Biological Conservation* 143 :195–202. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.10.003

Long, N. and B. Tonini. 2012. Les espaces verts urbains : Etude exploratoire des pratiques et du ressenti des usagers. *VertigO – la revue électronique en sciences de l'environnement* 12 :2

McDonnell, M. J., and A. K. Hahs. 2015. Adaptation and adaptedness of organisms to urban environments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 46 :261–80. https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054258

McKinney, M. L., Michael L. 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *BioScience* 52 (10) : 883. https://doi.org/10.1641/0006-3568

McGarigal, K., and B. J. Marks. 1995. FRAGSTATS : spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. (General Technical Report PNW-GTR-351). USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland, OR. [online] URL : https://www.fs.fed.us/pnw/pubs/pnw_gtr351.pdf

Meyer-Grandbastien A., F. Burel, E. Hellier, and B. Bergerot. 2019. A step towards understanding the relationship between species diversity and psychological restoration of visitors in urban green spaces using landscape heterogeneity. *Landscape and Urban Planning* (in revision)

Millennium Ecosystem Assessment (MEA) 2005. Ecosystems and human well-being : synthesis. Island, Washington, D.C., USA. [online] URL : http ://www.millenniumassessment.org/en/synthesis.html

Nassauer, J. I. 2012. Landscape as medium and method for synthesis in urban ecological design. *Landscape and Urban Planning* 106 :221–229. https ://doi.org/10.1016/j.landurdplan.2012.03.014

Nassauer, J. I. 1995. Messy ecosystems, orderly frames. *Landscape Journal* 14 :161–170. https ://doi.org/10.3368/lj.14.2.161

Nielsen, A. B., M. V. D. Bosch, S. Maruthaveeran, and C. K. V. D. Bosch. 2014. Species richness in urban parks and its drivers : A review of empirical evidence. *Urban Ecosystem* 17 :305–32. https://doi.org/10.1007/s11252-013-0316-1

Nurul, A., S. Sasidhran, K. Norizah, A. Najjib, P. Chong Leong, and A. Badrul. 2016. Woody trees, green space and park size improve avian biodiversity in urban landscapes of Peninsular Malaysia. *Ecological Indicators* 69 :176–183. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.025

Nutsford, D., A. L. Pearson, S. Kingham, and F. Reitsma. 2016. Residential exposure to visible 90lues pace (but not green space) associated with lower psychological distress in a capital city. *Landscape and Urban Planning* 39 :70–78. https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2016.03.002

Oueslati, W., N. Madariaga, and J. Salanié. 2008. Evaluation contingente d'aménités paysagères liées à un espace vert urbain. Une application au cas du parc Balzac de la ville d'Angers. *Review of Agricultural and Environmental Studies-Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement* 87 : 77-99.

Özgüner, H., and A. D. Kendle. 2006. Public attitudes towards naturalistic versus designed landscapes in the city of Sheffield (UK). *Landscape and Urban Planning* 74 :139–157. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.10.003

Persson, J., A. Hornborg, L. Olsson, and H. Thorén. 2018. Toward an alternative dialogue between the social and natural sciences. *Ecology and Society* 23(4) :14. https://doi.org/10.5751/ES-10498-230414

Priego C., J. H. Breuste, and J. Rojas. 2008. Perception and value of nature in urbanlandscapes : A comparative analysis of cities in Germany, Chile and Spain. *Landscape Online* 7 :1–22. https ://doi.org/10.3097/LO.200807

Qiu, L., S. Lindberg, and A. B. Nielsen. 2013. Is biodiversity attractive ? On-site perception of recreational and biodiversity values in urban green space. *Landscape and Urban Planning* 119 :136–146. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.07.007

Rocchini, D., N. Balkenhol, G. Carter, G. M. Foody, T. W. Gillespie, K. S. He, S. Kark, N. Levin, K. Lucas, M. Luoto, H. Nagendra, J. Oldeland, C. Ricotta, J. Southworth, and M. Neteler. 2010. Remotely sensed spectral heterogeneity as a proxy of species diversity : Recent advances and open challenges. *Ecological Informatics* 5 :318–329. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2010.06.001

Roovers, P., B. Dumont, H. Gulinck, and M. Hermy. 2006. Recreationists' perceived obstruction of field and shrub layer vegetation. *Urban forestry & urban greening* 4 (2) : 47-53

Schindler S., K. Poirazidis, and T. Wrbka. 2008. Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments : A case study from Dadia National Park, Greece. Ecological indicators 8 :502–514. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.06.001

Seto, K. C., M. Fragkias, B. Güneralp, and M. K. Reilly. 2011. A meta-analysis of global urban land expansion. *PloS ONE* 6 :e23777. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0023777

Shwartz, A., A. Turbe, L. Simon, and R. Julliard. 2014. Enhancing urban biodiversity and its influence on city-dwellers : An experiment. *Biological Conservation* 171 :82–90. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.009

Shanahan, D. F., R. A. Fuller, R. Bush, B. B. Lin, and K. J. Gaston. 2015. The health benefits of urban nature : How much do we need ? *BioScience* 65 :476–485. https://doi.org/10.1093/biosci/biv032

Southon G. E., A. Jorgensen, N. Dunnett, H. Hoyle, and K. L. Evans. 2018. Perceived species-richness in urban green spaces : Cues, accuracy and well-being impacts. *Landscape and Urban Planning* 172 :1–10. https ://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.12.002

Ulrich, R. S., R. Simons, B. Losito, E. Fiorito, M. Miles, and M. Zelson. 1991. Stress recovery during exposure to natural and urban environments. *Journal of Environmental Psychology* 11 :201–230.

Ulrich R. S. 1986. Human responses to vegetation and landscapes. *Landscape and Urban Planning* 13 :29–44.

Ulrich, R.S. 1981. Natural versus urban scenes : Some psycho-physiological effects. *Environment and Behavior* 13 :532–556. https ://doi.org/10.1177/0013916581135001

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. 2014. World urbanization prospects : the 2014 revision highlights, [online] URL : http ://esa.un.org/unpd/wup/Highlights/WUP2014-Highlights.pdf

Voigt, A., N. Kabisch, D. Wurster, D. Haase, and J. Breuste. 2014. Structural diversity : A multi-dimensional approach to assess recreational services in urban parks. *Ambio* 43 :480–491. https://doi.org/10.1007/s13280-014-0508-9

Voigt, A., and D. Wurster. 2015. Does diversity matter ? The experience of urban nature's diversity : Case study and cultural concept. *Ecosystem Services* 12 :200–208. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.12.005

Appendix 1

List of the words common between two word clouds (in alphabetical order) and of those present in only one word cloud (from the most to the least occurring).

Words common between two word clouds

	Number of occurence	
	Word cloud n.1	Word cloud n.2
empty	6	3
mainly	4	3
orderly	6	6

	Number of occurence	
	Word cloud n.2	Word cloud n.3
athmosphere	3	10
height	3	14
relief	6	12

Words present in one word cloud

Word cloud n.1	Number of occurence
homogeneous	9
lack	9
alone	5
equipment	5
simple	4
straight	3
delimited	3

Word cloud n.3	Number of occurrence
animal	24
community_garden	18
open	17
place	15
natural	14
pond	14
garden	13
rosery	10
plentiful	10
duck	10
bench	10
management	10
expanse	9
calm	9
table	7
sport	7
wild	6
picnic	6
corner	6
orchard	6
quiet	5
meadow	5
density	5
wooded	5
undergrowth	4
bird	4
hedge	4
wasteland	4
arrangement	4
age	3
bicycle	3
old	3
rest	3
possibility	3
shady	3
walk	3
private	3
closed	3
bush	3
relaxation	3

2. Analyse complémentaire : influence de la représentation de la nature sur la perception d'hétérogénéité paysagère

Le paysage est défini par la Convention Européenne du Paysage (CEP) comme « une partie de territoire telle que perçue par les populations ». D'après le géographe Michel Collot, on ne peut parler du paysage qu'à partir de sa perception (Collot 1986). La perception humaine peut être définie comme un processus par lequel un individu fait l'expérience d'objets ou de propriétés présents dans son environnement. Ce processus repose sur des informations délivrées par les sens, en particulier la vue (Jiménez, 1997). La notion de « paysage sonore » (Pijanowski et al. 2011) et de « paysage olfactif » (Press et Minta 2000) ont été abordées dans différentes études récentes à travers l'idée de « paysage multisensoriel » (Faburel et al. 2014). Cependant, la perception d'un paysage ne se limite pas à recevoir passivement les données sensorielles ; elle les organise pour leur donner un sens (Collot, 1986). Ce sens est influencé par les caractéristiques socio-démographiques ainsi que les filtres culturels des individus (Berque 1990; Petit-Berghem 2016). Des études ont ainsi montré que la perception du paysage des EVU pouvait être conditionnée par les représentations culturelles de la nature (Le Bot 2013; Nassauer 1995). Il paraissait donc intéressant, en complément de l'article 2, d'analyser les relations entre la perception d'hétérogénéité paysagère par les usagers et leur représentation de la nature au sein des EVU publics. Pour ce faire, les réponses des usagers interrogés à Rennes à la question ouverte : « Dans les espaces verts urbains publics en général, à quoi correspond pour vous la nature ? » ont été étudiées à travers une analyse d'occurrence (Fig. 1) et une analyse de similitude (Fig. 2) en utilisant le logiciel IRaMuTeQ 0.7 alpha 2 (Ratinaud 2008).

Figure 1. Résultat de l'analyse d'occurrence – 19 premiers mots les plus utilisés.

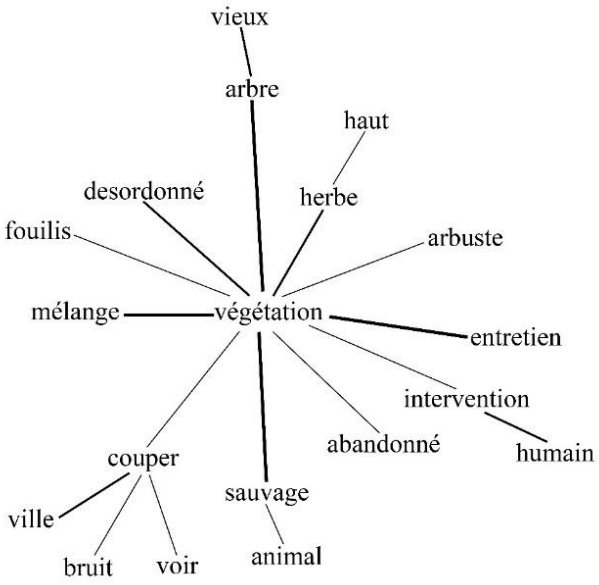


Figure 2. Résultat de l'analyse de similitude.

Les résultats ont identifié 88 mots fréquemment utilisés par les usagers pour décrire leur représentation de la nature dans les EVU publics. Seuls les 19 premiers mots les plus utilisés ont été pris en compte pour cette analyse. Le mot « végétation » était le mot le plus fréquemment utilisé, suivit du mot « arbre ». Ces deux mots étaient souvent associés. Le mot « arbre » était également souvent associé au mot « vieux ». Ce résultat indique que, pour les usagers, la nature dans les EVU publics est principalement associée à la présence de végétation, et notamment de vieux arbres. On pourra noter que la présence de vieux arbres au sein des EVU est particulièrement favorable aux espèces, notamment car ils offrent souvent des zones de refuges par la présence de cavités naturelles (Clergeau et Machon 2014). Cependant, le mot « animal » était utilisé par les usagers (souvent associé avec le mot « sauvage »), bien que moins fréquemment, indiquant que la nature au sein des EVU publics est également associée à la présence de faune. Le mot « animal » était fréquemment utilisé en lien avec le mot « naturel » par les usagers pour décrire une perception d'hétérogénéité paysagère (voir article 2, Fig. 7). De plus, les usagers associaient fréquemment le mot « végétation » avec les mots « arbuste », « herbe », lui-même associé avec « haut », « désordonné » (ou « désordre »), « fouillis », et « mélange ». Ces résultats suggèrent que, pour les usagers, la nature au sein des EVU publics correspond à un mélange des trois strates de végétation, et notamment d'une strate herbacée haute. Les résultats des articles 1 et 2 ont mis en évidence que les usagers perçoivent l'hétérogénéité paysagère au sein des EVU publics à travers le mélange de différentes hauteurs des trois strates de végétation et des zones fleuries. Ces résultats permettent donc d'approfondir la perception de l'hétérogénéité paysagère dans les EVU publics par les usagers, en suggérant qu'elle est influencée par leur représentation de la nature.

Le mot « végétation » était également fréquemment associé aux mots « sauvage », « abandonné », « entretien », et « intervention » (associé avec « humain »). Ce résultat indique que, pour les usagers, la nature dans les EVU publics correspond à un lieu peu touché par l'Homme, ce qui est directement associé aux pratiques de gestion. On pourra noter que cette représentation de la nature est cohérente avec la définition écologique de la « naturalité ». Dans son sens environnemental, la naturalité est une traduction, reconnue depuis les années 1960, du mot anglais « wilderness ». La Wilderness act (loi fédérale américaine votée en 1964) défini légalement un milieu naturel tel que « non entravé par l'homme, où l'homme lui-même n'est qu'un visiteur de passage ». En écologie, la naturalité renvoie ainsi au caractère sauvage d'un paysage ou d'un milieu naturel (Forman 2016). Des études ont défini la naturalité dans les EVU publics comme un gradient traduisant la présence croissante d'espèces sauvages locales et la diminution de l'influence humaine (Carrus et al. 2013; Ode et al. 2009). Dans les EVU publics, ce gradient est principalement associé aux pratiques d'aménagement et de gestion (Hand et al. 2016).

Enfin, le mot « végétation » était fréquemment associé au mot « couper », lui-même associé à « ville », « bruit », et « voir ». Ce résultat indique que, pour les usagers, la nature dans les EVU publics correspond à un lieu où ils se sentent coupés de la ville, notamment à travers les sens de la vue et de l'ouïe. La sensation de séparation du paysage urbain environnant est une des facettes de la restauration psychologique ressentie par les usagers au sein des EVU publics (voir partie 5. de l'introduction générale). Ainsi, si les résultats de la première partie ont mis en évidence que l'hétérogénéité paysagère a un impact positif sur la restauration psychologique des usagers, on peut supposer que c'est également le cas pour la perception de nature.

3. Vers la troisième partie de thèse

Les résultats de la première partie ont suggéré que la perception d'hétérogénéité paysagère dans les EVU publics par les usagers n'est pas uniquement liée à l'hétérogénéité paysagère telle qu'elle est mesurée en écologie, et qu'il y a d'autres aspects à prendre en compte pouvant induire cette perception. Les résultats de la deuxième partie ont montré que la perception de l'hétérogénéité paysagère par les usagers est induite par des variations de hauteur de la végétation. En écologie du paysage, l'hétérogénéité paysagère est aujourd'hui principalement mesurée en utilisant des métriques calculées à partir d'une carte d'occupation du sol. Cette méthode a été démontrée comme permettant de fournir une bonne évaluation de l'hétérogénéité d'un paysage (Rocchini et al. 2010). Elle a donc été utilisée dans le cadre de cette thèse. Or, la hauteur de la végétation n'est pas représentée sur une carte d'occupation du sol. La perception humaine tridimensionnelle est influencée par des aspects qui ne sont pas toujours représentés sur une carte bidimensionnelle (Dramstad et al. 2001). L'hétérogénéité paysagère telle qu'elle est aujourd'hui mesurée en écologie du paysage ne saisit donc pas pleinement la complexité de la perception humaine Des études ont conclu que l'hétérogénéité paysagère est une mesure prometteuse des EVU publics, portant le potentiel de fédérer différentes perspectives et échelles disciplinaires (Jorgensen et Gobster 2010). Afin d'atteindre ce potentiel, et d'approfondir la connaissance de la relation entre l'hétérogénéité paysagère et la restauration psychologique des usagers, il est donc nécessaire de développer des méthodes de mesure paysagère se rapprochant davantage du « domaine perceptible » humain (Gobster et al. 2007). Ce constat rejoint et confirme la réflexion sur la question de l'échelle abordée dans le dernier paragraphe de la discussion de l'article 1.

Des développements récents en télédétection, notamment dans le domaine de la géographie, ont permis la mise en œuvre de nouvelles méthodes de caractérisation de la végétation d'un paysage à travers des indicateurs plus proches de la perception humaine. Par exemple, les données LiDAR (acronyme anglais de Light Detection And Ranging) permettent une description précise de la structure de la canopée (Fig. 1), ainsi qu'une classification automatique des habitats hétérogènes (Letortu et al. 2015). Les images

radars, sensibles aux données physiques des plantes (e.g., la biomasse), permettent une bonne identification de la structure interne de la végétation (Betbeder et al. 2014). Enfin, la technologie drone donne aujourd'hui accès à des photographies du paysage à très haute résolution spatiale (Michez et al. 2013).

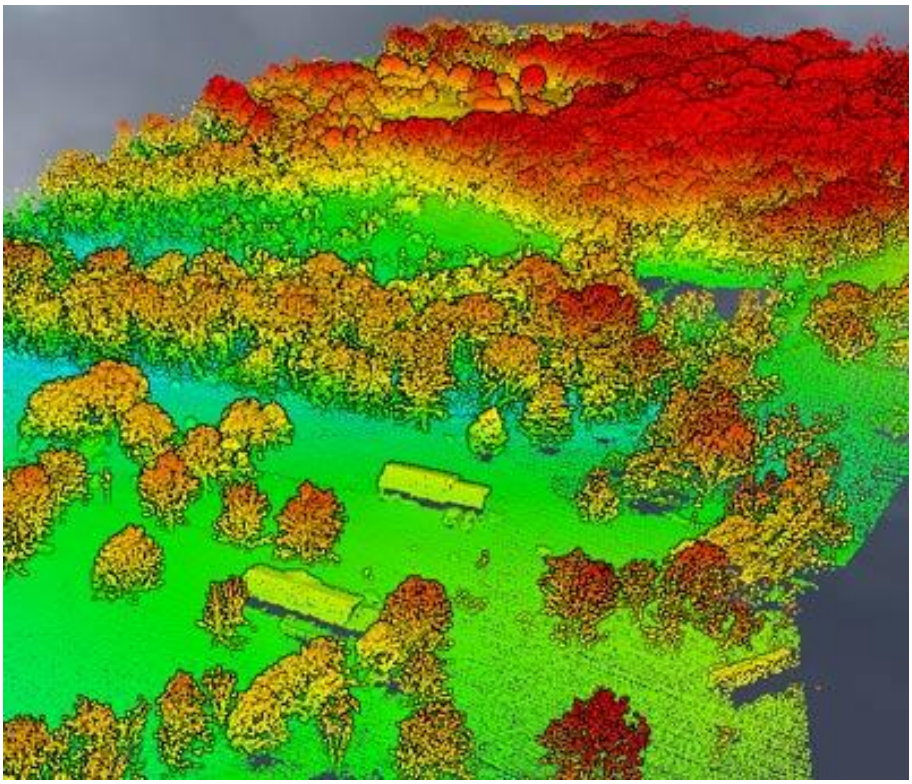


Figure 1. Exemple de donnée LiDAR.
(Source https://escadrone.com.)

Les résultats de la première partie de cette thèse ont démontré que l'hétérogénéité paysagère dans les EVU publics, précisément le mélange des trois strates de végétation et des zones fleuries, est perçue par les usagers et favorise leur restauration psychologique. Les résultats de la deuxième partie ont montré que, de plus, la perception de l'hétérogénéité paysagère est induite par des variations de hauteur de la végétation, suggérant que les usagers perçoivent distinctement les trois strates de végétation car ils prêtent une attention particulière aux variations de hauteur de la végétation. En d'autres termes, ce ne serait pas tant les trois strates de végétation que les usagers perçoivent distinctement, mais plutôt les différences de hauteur de la végétation créées par ces trois strates. Sur la base de ces résultats complémentaires, l'objectif de la troisième partie de cette thèse (article 3) est d'identifier des pratiques d'aménagement et de gestion des EVU publics permettant d'augmenter le mélange de différentes hauteurs des trois strates de végétation et des zones fleuries. Ainsi, cette dernière partie vise à apporter des solutions aux aménageurs et gestionnaires des EVU publics souhaitant y favoriser simultanément la biodiversité et le bien-être psychologique des usagers.

Troisième partie

1. Article 3 - Promoting biodiversity and visitors' psychological well-being within public urban green spaces through planning and management practices

Meyer-Grandbastien A., Burel F., Hellier E., et Bergerot B. En preparation.

Abstract

In the current context of global urbanization, research is needed to help identify planning and management practices of public urban green spaces (UGS) that promote both biodiversity and visitors' well-being. The goal of this study was to adress this challenge. Landscape heterogeneity is considered by landscape ecology as a core ecological concept associated with biodiversity. A study carried out in Rennes (France) demonstrated that landscape configurational heterogeneity within public UGS, precisely the mixing of the three vegetation strata and flower areas, is perceived by visitors and favors their psychological restoration. We confirmed and generalized the results of this study by reproducing its methodology in Strasbourg (France). A second study carried out in Rennes demonstrated further that visitors perceive the mixing of different heights of the three vegetation strata and flower areas. Based on the two different urban contexts of Rennes and Strasbourg, we identified planning and management practices of public UGS that enhance the mixing of different heights of the three vegetation strata and flower areas. We identified that promoting the development of spontaneous vegetation enhances the mixing of the three vegetation strata, and the mixing of different heights of the herbaceous stratum. We also identified that the planning of shrubby and herbaceous edges between woodlands and lawns and of complete hedgerows enhances the mixing of the three vegetation strata. Planting flowering trees and shrubs, and sowing native perennials in meadows enhance the mixing of flower areas with the three vegetation strata. This study brings some solutions towards promoting both biodiversity and visitor's psychological well-being within public UGS.

Introduction

Urbanization is now recognized as a major cause of the current decline in global biodiversity (McDonnell and Hahs 2015, McKinney 2008). The importance of public urban green spaces (UGS) is thus becoming clearer, as they have been shown to reduce the impact of urbanization by maintaining part of biodiversity (Haaland and van den Bosch 2015; Nielsen et al. 2014). Over the last 30 years, schemes in favor of biodiversity within public UGS have thus been implemented in many cities worldwide (Özgüner and Kendle 2006, Wang et al. 2016), with some success (Shwartz et al. 2014). Meanwhile, numerous studies have evidenced that public UGS can promote visitors' physical and psychological well-being (Goodness et al. 2016; Hartig et al. 2014). The positive effect of public UGS

on visitor's psychological well-being has notably been addressed through Attention Restoration Theory (Carrus et al. 2015; Hoyle et al. 2017). Psychological restoration is conceived in terms of recovery of directed attention from mental fatigue, and relaxation and stress reduction (Kaplan and Kaplan 1989; Ulrich 1981).

Today, public UGS are at the crossroads of important environmental and social issues. And yet, these issues can sometimes be contradictory, especially with respect to the planning and management of public UGS (Clergeau 2015). Research is now needed to generate an applied approach that articulates the environmental as well as social benefits provided by public UGS (Alberti et al. 2003; Ives et al. 2017). This highlights the need for better exchange of knowledge between the insights provided by science research and planning and management practices (Engström and Gren, 2017; McPhearson et al. 2016). Therefore, the goal of this study is to identify planning and management practices of public UGS that promote both biodiversity and visitors' well-being.

Biodiversity includes the diversity at the genetic, species, and ecosystem (i.e., landscape) levels. It also considers the interactions between those levels in space and time (Convention on Biological Diversity 1992). In the field of landscape ecology, landscape heterogeneity is a core ecological concept associated with biodiversity (Burel and Baudry 2003). It is defined as the combination of diversity of land-cover types composing a landscape (compositional heterogeneity), and their complexity of spatial arrangement (configurational heterogeneity) (Li and Reynolds 1995). Compositional heterogeneity increases the diversity of available key resources, like food and cover (Rocchini et al. 2010), while configurational heterogeneity affects the rates of ecological processes, such as dispersal (Dufour et al. 2006). Landscape heterogeneity has thus been identified as a main factor enhancing species diversity in a landscape (Costanza et al. 2011). It is particularly favorable to urban species (Clergeau and Machon 2014, Nurul et al. 2016). A study carried out within 13 public UGS in Rennes (France) demonstrated that landscape configurational heterogeneity, precisely the mixing of the three vegetation strata (woodlands, shrub, and herbaceous areas) and flower areas, is perceived by visitors. It furthermore favors their psychological restoration (Meyer-Grandbastien et al. 2019a). This implies that planning and management practices that enhance the mixing of the three vegetation strata and flower areas within public UGS would promote both biodiversity and visitors' psychological well-being.

To confirm and generalize the results of the study by Meyer-Grandbastien et al. (2019a), we reproduced its methodology within five public UGS in the city of Strasbourg (France). We then compared the results to those obtained in Rennes. Based on those two different urban contexts, we then identified planning and management practices that enhance the mixing of the three vegetation strata and flower areas within public UGS. By doing so, this study brings some solutions toward promoting both biodiversity and visitor's psychological well-being within public UGS.

Methods

Reproduction of the methodology used in the study by Meyer-Grandbastien et al. (2019a) in Strasbourg

Strasbourg is located in the region of Grand Est (Great East), north-east France (Fig. 1). This city has been experiencing a population increase of 0.6% per year since 2010. It is today the most populated city of its region and the 8th most populated of France, with 279 284 residents inhabiting 7826 hectares (National Institute for Statistics and Economic Studies 2016). Along with Rennes, Strasbourg is one of the greenest cities in France, with 430 hectares of public UGS (National Union of Landscape Companies 2017).

Following the methodology used in the study by Meyer-Grandbastien et al. (2019a), we selected five public UGS of study in Strasbourg (Fig. 1). We used a land-cover map of the public UGS in Strasbourg provided by the Eurométropole de Strasbourg (Greater Strasbourg). Our goal was to ensure that the land-cover compositions of the public UGS of study in Rennes and Strasbourg varied within the same range (Appendix 1). We then measured the landscape compositional and configurational heterogeneity of those five public UGS using five metrics, each computed based on five different land-cover maps. Those five maps were created using the land-cover map provided by the Eurométropole de Strasbourg. The symbol $_x$ will be used to indicate which map the metrics are based on. To collect the perception of landscape heterogeneity and psychological restoration of visitors, we conducted inside the five UGS a total of 150 questionnaires (30 per UGS) during August 2018. With those questionnaires, we computed for each of the five UGS a score of perceived landscape heterogeneity and a score of psychological restoration. We carried out Pearson correlation analyses between the two datasets (i.e., the five metrics computed based on five different maps and the scores computed with the questionnaires). For further details, see Meyer-Grandbastien et al. (2019a). We then compared the results of these correlation analyses carried out with the data collected in Strasbourg to those carried out with the data collected in Rennes, presented in the study by Meyer-Grandbastien et al. (2019a).

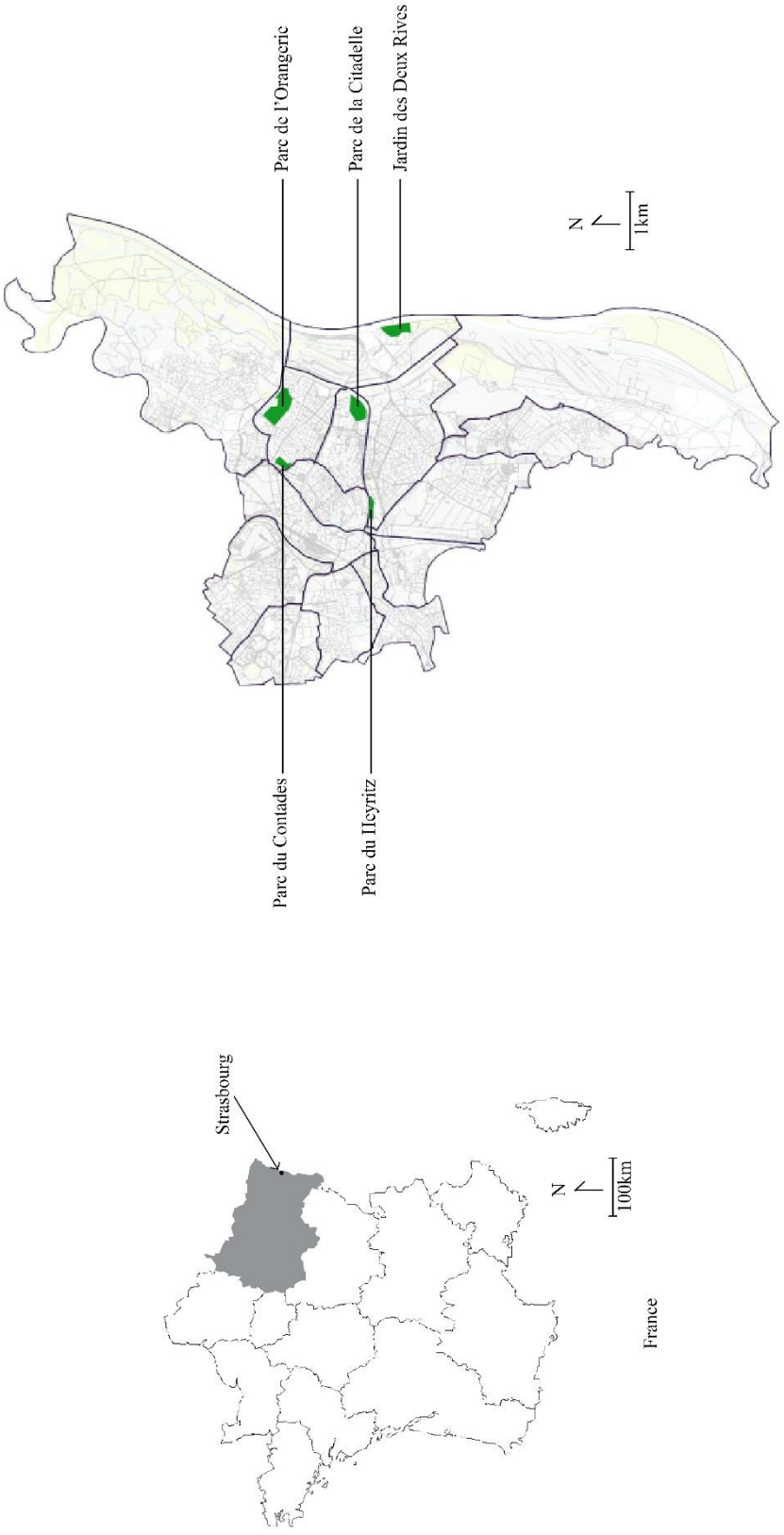


Figure 1. Location map of the five UGS of study throughout the different neighborhoods of Strasbourg (Great Est, France).

The results of the correlation analyses carried out with the data collected in Strasbourg showed that the scores of perceived landscape heterogeneity were highly and significantly positively correlated with the metrics $SHDI_{1–5}$ (Pearson correlation coefficients, $0.70<R<0.88$, $0.01<p<0.05$, Table 1), IJI_1 (Pearson correlation coefficient, $R=0.68$, $p=0.042$, Table 1), and $LSI_{1,3,4}$ (Pearson correlation coefficient, $0.71<R<0.72$, $0.01<p<0.05$, Table 1). The results also showed that the scores of psychological restoration were highly and significantly positively correlated with the metrics IJI_1 (Pearson correlation coefficient, $R=0.73$, $p=0.031$, Table 1), and $LSI_{1,3,4}$ (Pearson correlation coefficient, $0.80<R<0.81$, $0.01<p<0.05$, Table 1). The metric IJI, or Interspersion and Juxtaposition Index, measures the mixing of the land-cover types (McGarigal and Marks, 1995), and the metric LSI, or Landscape Shape Index, measures their shape complexity (Patton 1975). They both measure landscape configurational heterogeneity. Map 1 represented the distribution of woodlands, shrubs, herbaceous areas, water areas and mineral surfaces, Map 3 represented the distribution of woodlands, shrubs, herbaceous areas, flower areas, water areas and mineral surfaces, and Map 4 represented the distribution of woodlands, shrubs, herbaceous areas, flowering shrubs, flower beds, water areas and mineral surfaces. The results of the correlation analyses carried out with the data collected in Rennes showed that the scores of perceived landscape heterogeneity and the scores of psychological restoration were both highly and significantly positively correlated with the metric IJI_3 (Meyer-Grandbastien et al. 2019a, also see Appendix 2).

The results of the correlation analyses carried out with the data collected in Strasbourg showed that within public UGS visitors perceive and gain psychological restoration from landscape configurational heterogeneity, and precisely the mixing of the three vegetation strata (IJI_1). Results of the study by Meyer-Grandbastien et al. (2019a) showed that visitors perceive and gain psychological restoration from the mixing of the three vegetation strata, and moreover flower areas. This could suggest that visitors interviewed in Strasbourg did not perceive flower areas distinctly, as visitors interviewed in Rennes. However, the results of the correlation analyses carried out with the data collected in Strasbourg also showed that visitors perceive and gain psychological restoration from the shape complexity of the three vegetation strata and flower areas. They furthermore distinguished flowering shrubs from flower beds ($LSI_{1,\ 3,\ 4}$). This implies that visitors interviewed in Strasbourg were actually able to perceive flower areas distinctly. We assumed that this difference is mainly due to the fact that there are less flower areas in the public UGS of study in Strasbourg than in Rennes. Indeed, the land-cover maps used in both studies indicated that there are in average 927 m^2 of flower areas per public UGS of study in Strasbourg, *vs*. 6511.3 m^2 in Rennes. We supposed that visitors interviewed in Strasbourg would have perceived and gained psychological restoration from the mixing of the three vegetation strata and moreover flower areas within public UGS composed of a significant amount of flower areas. Therefore, this allowed us to confirm and generalize the finding that landscape heterogeneity, precisely the mixing of the three vegetation strata and flowers areas, is perceived by visitors and favors their psychological restoration. This confirms that planning and management practices that enhance the mixing of the three vegetation

strata and flower areas within public UGS would simultaneously promote biodiversity and visitor's psychological well-being.

Scores computed with the questionnaires	Landscape heterogeneity metrics				
	$SHDI_1$	IJI_1	AI_1	LSI_1	$CONTAG_1$
Scores of perceived landscape heterogeneity	0.86*	0.68*	-0.59	0.72*	0.43
Scores of psychological restoration	0.54	0.73*	-0.43	0.80*	0.50
	$SHDI_2$	IJI_2	AI_2	LSI_2	$CONTAG_2$
Scores of perceived landscape heterogeneity	0.71*	0.28	-0.58	0.57	0.37
Scores of psychological restoration	0.57	0.39	-0.41	0.56	0.022
	$SHDI_3$	IJI_3	AI_3	LSI_3	$CONTAG_3$
Scores of perceived landscape heterogeneity	0.88*	0.32	-0.52	0.71*	0.42
Scores of psychological restoration	0.56	0.48	-0.54	0.81*	0.28
	$SHDI_4$	IJI_4	AI_4	LSI_4	$CONTAG_4$
Scores of perceived landscape heterogeneity	0.88*	0.27	-0.51	0.72*	0.42
Scores of psychological restoration	0.57	0.40	-0.54	0.81*	0.044
	$SHDI_5$	IJI_5	AI_5	LSI_5	$CONTAG_5$
Scores of perceived landscape heterogeneity	0.70*	0.091	-0.55	0.57	0.22
Scores of psychological restoration	0.58	0.10	-0.42	0.56	0.13

Table 1. Results (|R| values) of the Pearson correlation analyses carried out with the data collected in Strasbourg. Significance of the correlations (p-values) are symbolized as 0.01<p<0.05=, 0.001<p<0.01=**, p<0.001=***.*

A second study carried out within the same 13 public UGS of study in Rennes (Meyer-Grandbastien et al. 2019b) suggested that visitors mainly perceive distinctly the three vegetation strata because they particularly notice variations in the vegetation height. This means that visitors do not necessarily perceive the three vegetation strata per se, rather they perceive the different heights of vegetation that those three strata create. For example, a low cutting lawn and a meadow will be perceived as two different vegetation strata by visitors, as they present different heights. Furthermore, it has been stated that within public UGS different heights of the three vegetation strata is beneficial for species, both plant and animal (Clergeau and Machon 2014). This suggests that planning and management practices that enhance the mixing of different heights of the three vegetation strata would even more promote biodiversity and visitor's psychological well-being.

Identification of planning and management practices

We identified among the public UGS of study in Rennes and Strasbourg those where visitors interviewed perceived and gained psychological restoration from landscape heterogeneity. To do so, we used the scores computed with the questionnaires. We identified the public UGS where the score of perceived landscape heterogeneity was at least 120 by considering that on average the 30 visitors scored their perception 4 (= I think it is diverse). We identified the public UGS where the score of psychological restoration was at least 1200 by considering that on average the 30 visitors gave a score 4 (= I agree) to the 10 statements measuring psychological restoration. We identified five public UGS in Rennes and three in Strasbourg where visitors interviewed perceived and gained psychological restoration from landscape heterogeneity (Fig. 2).

We then analyzed the planning and management practices applied within those eight public UGS, and identified those that enhance the mixing of different heights of the three vegetation strata and flower areas, applied in both Rennes and Strasbourg. Our goal was not to be exhaustive, but rather to focus on identifying simple practices applicable in different urban contexts. To gather data on the planning and management practices applied within those eight public UGS, we contacted the structures in charge of the public UGS in both cities. In Rennes we contacted the Direction des Jardins et de la Biodiversité (Gardens and Biodiversity Direction), and in Strasbourg the Services Espaces Verts et de Nature (Green Spaces and Nature Services). The main tasks of these two structures are to provide contracting (or assistance to contracting) and/or planning of public UGS projects, to supervise their management, and to follow their evolution over time. We asked them to describe the global planning and management schemes they apply within public UGS, and what specific practices they implement in favor of biodiversity. Both structures provided us with different guidebooks and documents they wrote to present and share the planning and management practices they apply within public UGS, which we analyzed for further details. We analyzed technical guidebooks, as well as more popularized documents created for urban dwellers and visitors. We notably analyzed the « Guide de maintenance » (Maintenance guidebook) created by the Direction des Jardins et de la Biodiversité of Rennes. It globally presents their planning and management schemes, and details the different practices that are applied within public UGS. We also notably analyzed the « Manuel pour plus de biodiversité » (Manual for more biodiversity) created by the Services Espaces Verts et de Nature of Strasbourg. It is aimed at sharing their practices with different actors in charge of the planning and management of UGS (including other collectivities, companies, or contractors) wishing to enhance biodiversity within their projects. See Appendix 3 for extracts of these two documents.

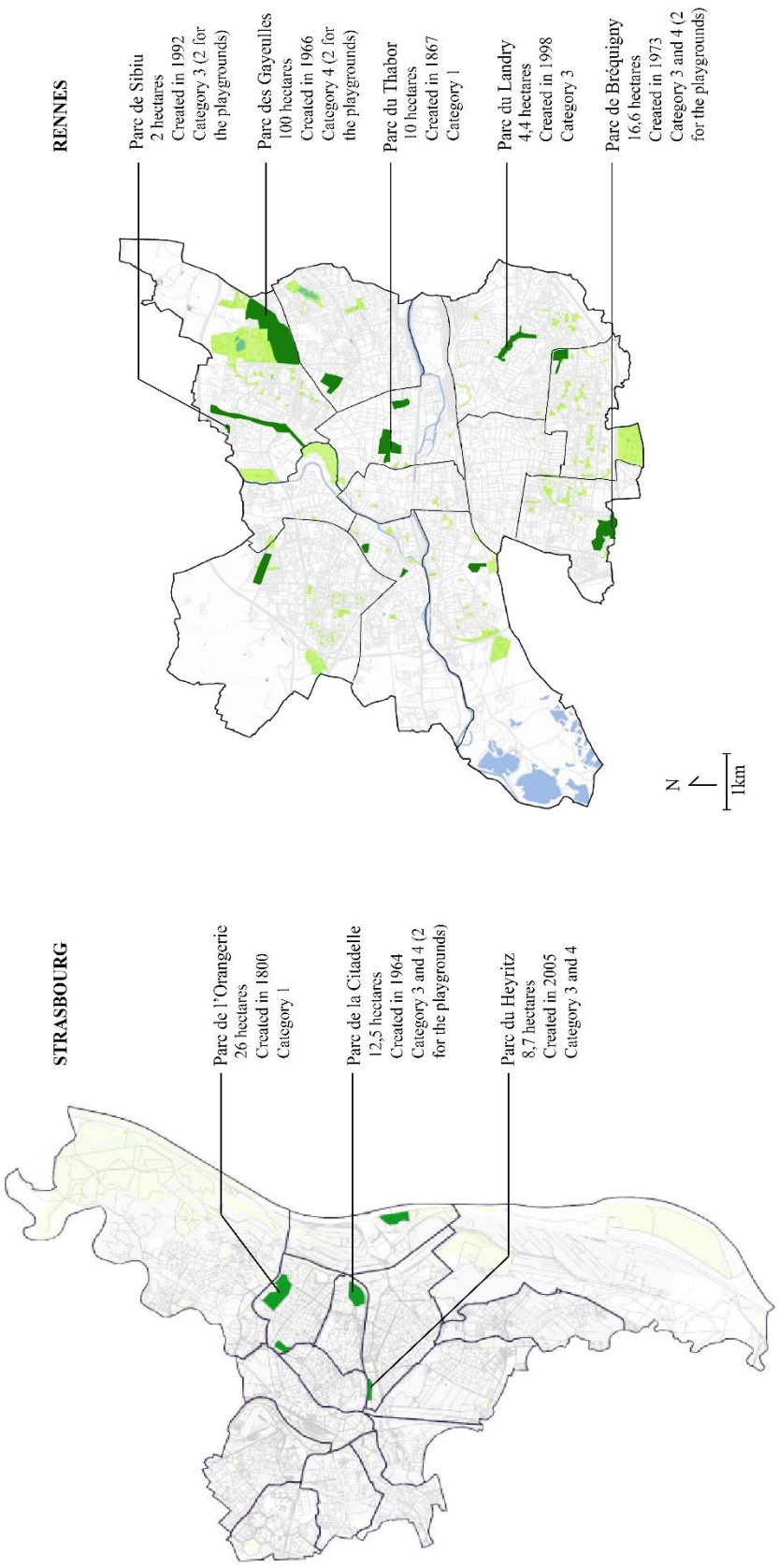


Figure 2. Location maps of the eight public UGS of study in Rennes and Strasbourg where we identified that visitors perceived and gained psychological restoration from landscape heterogeneity.

Results and discussion

Planning and management schemes applied within public UGS in Rennes and Strasbourg

Rennes and Strasbourg were two of the first cities in France to implement planning and management schemes in favor of biodiversity within their public UGS at the beginning of the 80's. They particularly adopted pioneer management practices regarding the reduction of pesticides consumption and the implementation of « adapted management »; a practice that started spreading among French cities in the 90's. This practice consists in varying and adapting the intensity and frequency of management of natural spaces according to their specific uses and frequentation (e.g., not mowing every week a lawn in an area that is rarely used). Its goal is to be more respectful of the environment, as an alternative to the horticultural intensive management practices applied in the first public UGS created in the 19th century in France. Those schemes have had non-negligible beneficial impacts on biodiversity in both cities. Rennes and Strasbourg have been awarded the label « Capitale Française de la Biodiversité » (french capital for biodiversity) in 2016 and 2014, respectively.

In both cities, the public UGS are classified into four different categories, each corresponding to specific planning and management practices; 1- horticultural, 2- moderate, 3- extensive, and 4- ecological. However, some public UGS can contain sub-spaces of different categories. The higher the category, the less inclusive and frequent the practices are. The last two categories are implemented when possible, in order to favor biodiversity. Within public UGS in the horticultural and moderate categories, the vegetation is structured, designed, and constrained in its evolution. Plants can be exotic as they are mostly selected for their aesthetic values (i.e., their volume, shape, or color). Visitors' activities are limited in space, and mostly dedicated to specific areas like playgrounds or benches. The vegetation within public UGS in the extensive and ecological categories is not as controlled, and their design is less strict and less rigid. The goal is to create wild-looking and semi-natural (i.e., similar to what can be found in rural areas) vegetation. In these public UGS, the diversity of visitors' activities is allowed and favored, as long as they respect the vegetation (e.g., ball games are not possible in meadows). In order to favor visitor's activities, some areas can be more frequently managed (e.g., certain areas of lawns are more frequently mown, flowering shrubs around benches and playgrounds are trimmed etc.). Those areas are usually in the moderate category. The goal is also to control visitor's activities by inducing them to certain areas. Those public UGS can thus present a mixing of different management intensities.

Enhancing the mixing of different heights of the three vegetation strata and flower areas

Most of the eight public UGS of study where we identified that visitors interviewed perceived and gained psychological restoration from landscape heterogeneity are classified in the extensive or

ecological categories (Fig. 2). We thus identified among the planning and management practices specific to those two categories those that enhance the mixing of different heights of the three vegetation strata and flower areas, applied in both Rennes and Strasbourg.

Within public UGS in the extensive and ecological categories, the development of spontaneous vegetation is deliberately accepted, and furthermore promoted within each of the three strata. This is done by reducing the frequency of mowing where possible, and weeding only when necessary (e.g., if invasive plant species that may be harmful to other species develop). Effort is also put on planting native species, as it promotes the development of autochthonous spontaneous vegetation. This practice leads to the development of herbaceous and shrubby undergrowth within woodlands. Some areas are fenced in order to protect this development from the trampling of visitors, notably to protect the development of native plant species (e.g., euphorbia and ferns in Brittany). On the contrary, thinning is applied in some areas in order to create pathways within woodlands. Within the shrub stratum, it leads to the development of herbaceous ground-covers under shrubberies (Fig. 3), instead of having bare or mulched soils that need to be frequently weeded, as in public UGS in the horticultural and moderate categories.

Figure 3. Photo of a herbaceous ground-cover under a shrubbery - parc d'Oberthür, Rennes. (Source Alice Meyer-Grandbastien.)

Within the herbaceous stratum, this practice leads to the development of meadows. They are mowed or scythed once a year (whereas in public UGS in the horticultural and moderate categories lawns are usually mown every one or two week). Meadows are usually limited to small areas within lawns in the form of patches or strips (Fig. 4). When mowing lawns, on average 10-20% is left in meadows. But they can also be present in large areas, which thus become partly inaccessible for visitors. In both cases, those areas usually shift from one year to the next, which reproduces the effects of heterogeneous grazing by herbivores in natural habitats (Cadenasso and Pickett 2008). Furthermore, when mowing around patches

or strips of meadows, attention is put on designing them in geometrical shapes. This creates clear distinctions between lawns and meadows, which highlights their difference of height. A strip of at least 50cm is mown on the periphery of large areas of meadows, notably when along pathways (Fig. 5). Strips and patches can also be mown inside large areas of meadows, in order for visitors to be able to walk through them. These practices enhance the mixing of different heights of the herbaceous stratum. It should be noted that, if human intervention is mostly disruptive for the functioning of natural ecosystems, within public UGS several management practices can be beneficial (Pickett et al. 2017). Within public UGS, a meadow will never have such a high level of species without being initially sown (Clergeau 2015). Meadows protect and restore the soils, and favor the adaptation and withstand of herbaceous species to climatic changes (e.g., droughts or very wet periods) (McDonnell and Hahs 2015).

Figure 4. Photo of strips of meadow within a lawn - parc de la Citadelle, Strasbourg.

Figure 5. Photo of a strip of mown lawn on the periphery of a meadow - Coulée verte, Rennes.
(Sources Alice Meyer-Grandbastien.)

In both cities, the main goal of promoting the development of spontaneous vegetation within public UGS is to generate sustainable complex vegetation structures that reproduce the dynamic of natural ecosystems. Such structures are especially favorable to insects, birds, and small mammals, as they offer key resources such as food and cover (Clergeau and Machon 2014). We identified two other types of complex vegetation structures, composed of a mixing of the three vegetation strata, that are commonly planned within public UGS in the extensive and ecological categories. The first structure is a shrubby and herbaceous edge between woodlands and lawns, which creates soft transitions between the ligneous and herbaceous strata. A shrubby fringe followed by a fringe of meadow are created at the periphery of woodlands, in continuity of the undergrowth (Fig. 6). This also translates into the creation of an herbaceous edge between shrubberies and lawns, in continuity with the herbaceous ground-covers, by reducing the frequency of mowing 50 cm before the foot of the shrubs.

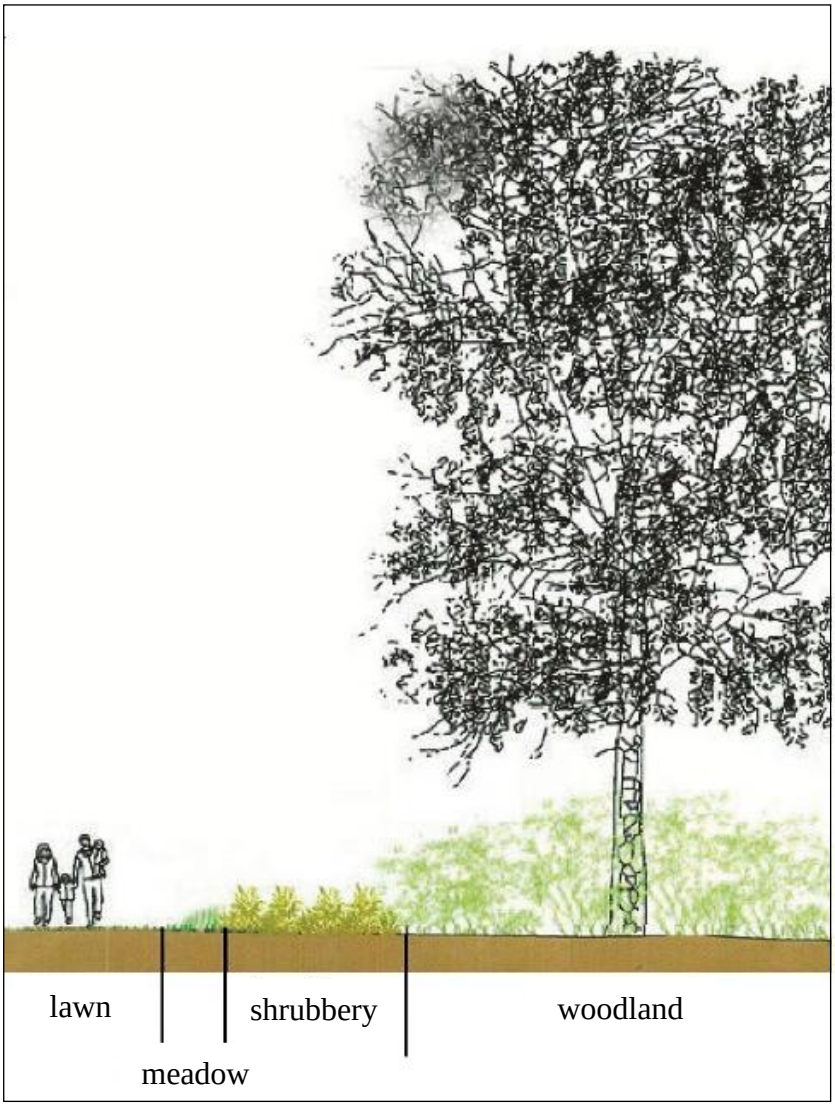


Figure 6. Transverse section of a shrubby and herbaceous edge between a woodland and a lawn.
(Source « Guide de maintenance » created by the DJB.)

The second complex vegetation structure that is commonly planned by both cities is a complete hedgerow composed of the three vegetation strata, and different species (Fig. 7). Such structures are planned when possible, as an alternative to single-specie shrubby hedgerows that will need to be frequently trimmed. The different species composing the hedgerows are selected depending on the height and function desired (windbreak, to block a view, or a passage). These hedgerows require a width of at least one to two meters in order to have a natural dynamic. In both structures, the fringe of meadow ends at the dripline of the trees, and should thus be composed of species that accommodate to little light. The height and width of the shrubs are controlled by trimming the largest branches when necessary. The lowest branches of the trees are also cut if necessary. Those management practices create clear distinctions between the three vegetation strata, which highlights their difference of height.

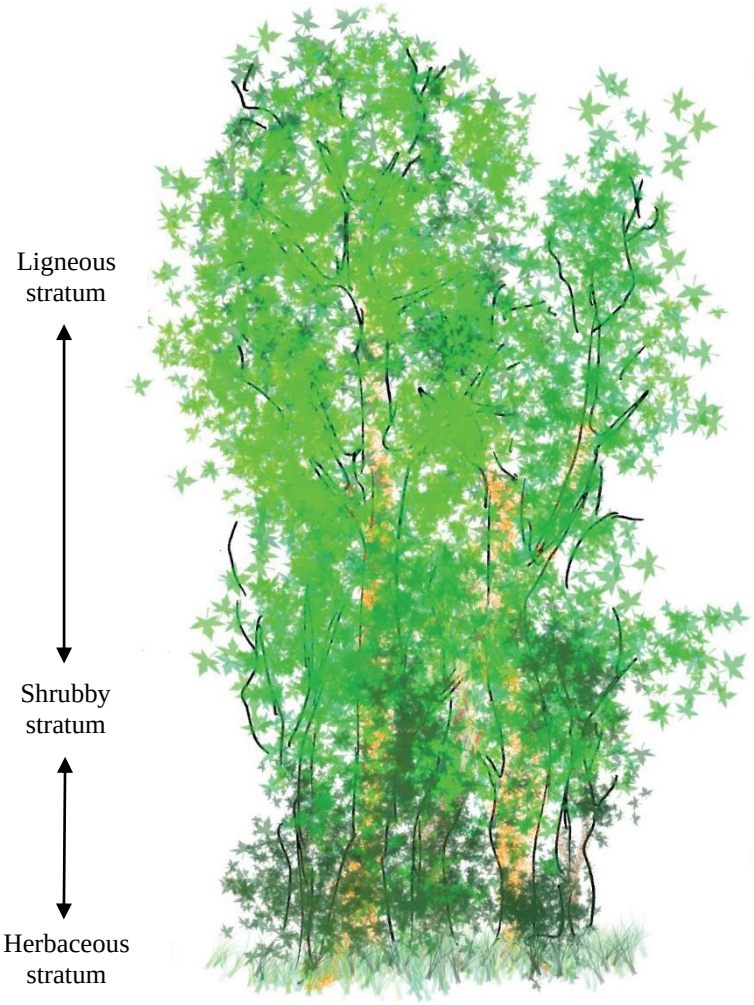


Figure 7. Illustration of a complete hedgerow.
(Source « Manuel pour plus de biodiversité » created by the Services Espaces Verts et de Nature of Strasbourg.)

Furthermore, complex vegetation structures are also created around water areas, notably ponds, by designing gentle sloping banks during earthwork in order to allow the formation of diverse vegetation belts according to water levels. Finally, within public UGS in the extensive and ecological categories, flowering trees and shrubs species are planted when possible, and flowering meadows are promoted by sowing native perennials. The goal is to favor biodiversity, as flowers attract pollinating insects (Clergeau and Machon 2014), but also to enhance the aesthetic quality of public UGS for visitors. Those practices enhance the mixing of flower areas with the three vegetation strata.

The remaining two public UGS of study where we identified that visitors interviewed perceived and gained psychological restoration from landscape heterogeneity are classified in the horticultural category; « le parc du Thabor » and « le parc de l'Orangerie » (Fig. 2). In these public UGS, spontaneous vegetation is not welcomed, lawns are frequently mown, transitions between stratum are abrupt, and most hedges are trimmed. Most of the planning and management practices that we just described are not applied within these public UGS. However, they are the oldest public UGS in both cities and they exhibit the « French formal garden » design style, characteristic of the first public UGS created in the 19th century in France. They are aimed to be admired as a work of art. Therefore, there is a specific attention towards details in the arrangement of the vegetation. For example, shrubby borders are trimmed in low hedges around flower beds (Fig. 8) or lawns, notably when inaccessible. These practices can create a mixing of the three vegetation strata and flower areas within public UGS.

Figure 8. Photo of a shrubby border trimmed in a low hedge around flower beds - parc du Thabor, Rennes. (Source https://metropole.rennes.fr.)

Towards a greater acceptance and appreciation of spontaneous and wild-looking vegetation within public UGS

During the 19th and most of the 20th century, spontaneous and wild-looking vegetation within public UGS (e.g., meadows) were mostly perceived as messy or ugly by visitors (Gobster 1994). But recent studies have stated that visitor's perception of vegetation within public UGS has evolved, notably

with the global awareness of their important environmental role (Glatron et al. 2012). Over the last 30 years, visitors have become more and more receptive to the presence of more spontaneous and wild-looking vegetation within public UGS (Southon et al. 2017). Today, orderly and constrained vegetation is not the only vegetation that visitors expect to see, and appreciate, within public UGS (Le Bot 2013). However, although visitors increasingly expect and appreciate spontaneous and wild-looking vegetation within public UGS, they also want to see evidence of care (Özgüner and Kendle 2006). Furthermore, studies have showed that visitors who still perceive spontaneous and wild-looking vegetation as messy or ugly mostly reject and criticize the total absence of control of the vegetation (Long and Tonini 2012; Qiu et al. 2013). Therefore, several studies have stated that spontaneous and wild-looking vegetation within public UGS can be more accepted and appreciated by visitors if a form of human intervention, even minimal, is visible (Hands and Brown, 2002). This means providing visitors with visual cues that the vegetation is cared for, that it is intended to look this way (Gosbter et al. 2007). According to Nassaeur (1995), this involves « placing messy ecosystems within orderly frames by integrating recognizable landscape language that communicates human intention ».

Studies have identified that commonly recognized indicators of human intervention (i.e., cues that indicate human intention) within public UGS are bold patterns, mown herbaceous areas (notably mown strips along pathways), and flowering plants (Hoyle et al. 2017; Nassauer 1995). In this study, we identified that designing patches and strips of meadows in geometrical shapes, mowing strips on the periphery of large areas of meadows, notably when along pathways, as well as mowing strips inside large areas of meadows are practices that enhance the mixing of different heights of the herbaceous strata. Furthermore, we identified that favoring flowering trees, shrubs, and meadows enhances the mixing of flowers with the three vegetation strata. Therefore, if those practices enhance visitors' psychological restoration within public UGS (Meyer et al. 2019a), they can moreover promote visitors' acceptance and aesthetic appreciation of spontaneous and wild-looking vegetation, notably meadows, by showing evidence of care.

Furthermore, acceptance and appreciation of spontaneous and wild-looking vegetation can also be enhanced by a clear communication of their benefit for biodiversity (Long and Tonini 2012). A study by Southon et al. (2017) showed that providing information on the positive impact of meadows on bees and butterflies within public UGS increased their acceptance and appreciation by visitors. This highlights the potential of environmental education and information as a tool for articulating the environmental and social benefits provided by public UGS (Qiu et al. 2013).

Conclusion

In this study, we identified planning and management practices that enhance landscape heterogeneity within public UGS through the mixing of different heights of the three vegetation strata and flower areas, based on two different urban contexts in France. By doing so, this study brings some solutions towards promoting both biodiversity and visitor's psychological well-being within public UGS.

We identified that promoting the development of spontaneous vegetation enhances the mixing of the three vegetation strata, and the mixing of different heights of the herbaceous stratum. This leads to the development of herbaceous and shrubby undergrowth within woodlands, herbaceous ground-covers under shrubberies, and meadows. Designing patches and strips of meadows in geometrical shapes highlights the difference of height between lawns and meadows, and mowing strips on the periphery or inside large areas of meadows enhances the mixing of different heights of the herbaceous stratum. We identified two types of complex vegetation structures whose planning enhances the mixing of the three vegetation strata. Shrubby and herbaceous edges between woodlands and lawns, which also translate into herbaceous edges between shrubberies and lawns, and complete hedgerows composed of the three vegetation strata. Management practices such as trimming highlight the difference of height between the three strata. Furthermore, complex vegetation structures can also be created around water areas by designing gentle sloping banks in order to allow the formation of diverse vegetation belts according to water levels. Planting flowering trees and shrubs, and sowing native perennials within meadows enhance the mixing of flower areas with the three vegetation strata. Some of these planning and management practices can enhance visitors' acceptance and aesthetic appreciation of spontaneous and wild-looking vegetation by showing evidence of care.

In Europe, and notably in France, the planning and management practices applied within public UGS have experienced a great evolution since the 19th century, moving from merely aesthetic and hygienist objectives, to recreational objectives, to the integration of ecological objectives (Dubost & Lizet, 2003). The first public UGS created in the 19th century were initially designed primarily for strolling in a vegetation arrangement made for contemplation, staging horticultural knowledge. They were, and mostly still are today, characterized by horticultural intensive management practices (Millard 2010). Since the end of the 20th century, many of the public UGS are created to offer visitors the opportunity to have a contact with nature, and to enjoy a diversity of outdoor activities (Colding et al. 2006). They are characterized by biodiversity-friendly management practices. Therefore, the practices we identified in this study are the reflect of an evolution of the planning and management practices applied within public UGS in Europe. Promoting the development of spontaneous vegetation notably supports the concept of the moving garden (« jardin en movement ») developed by the French

landscape architect Gilles Clément. The moving garden represents a green space where plants can develop freely and, more generally, a green space philosophy which redefines the role of the manager by giving a central place to observation (Clément 2007). This concept advocates the conservation of the complex natural dynamic of ecosystems, based on multiple interactions, in order to compose a green space in perpetual evolution.

Bibliography

Alberti, M., J. M. Marzluff, E. Shulenberger, G. Bradley, C. Ryan, and C. Zumbrunnen. 2008. Integrating humans into ecology: opportunities and challenges for studying urban ecosystems. In: *Urban Ecology*. Marzluff J. M. et al. (Eds.). Springer, Boston, MA, USA.

Andersson, E. 2006. Urban landscapes and sustainable cities. *Ecology and Society* 11(1):34. http://doi.org/10.5751/ES-05076-170423

Burel, F., and J. Baudry. 2003. *Landscape ecology: Concepts, methods, and applications.* Science Publishers. Enfield, NH, USA.

Cadenasso, M. L., and S. T. A. Pickett. 2008. Urban principles for ecological landscape design and maintenance: scientific fundamentals. *Cities and the Environment* 1(2):4

Carrus, G., M. Scopelliti, R. Lafortezza, G. Colangelo, F. Ferrini, F. Salbitano, M. Agrimi, L. Portoghesi, P. Semenzato, and G. Sanesi. 2015. Go greener, feel better? The positive effects of biodiversity on the well-being of individuals visiting urban and peri-urban green areas. *Landscape and Urban Planning* 134:221–228. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.022

Clément, G. 2007. *Le Jardin en mouvement: de la vallée au champ via le parc André-Citroën et le jardin planétaire*. Sens & Tonka, Paris, France.

Clergeau, P. 2015. *Manifeste pour la ville biodiversitaire*. Apogée, Rennes, France.

Clergeau, P., et N. Machon. 2014. *Où se cache la biodiversité en ville ?: 90 clés pour comprendre la nature en ville*. Quae, Versailles, France

Costanza, J. K., A. Moody, and R. K. Peet. 2011. Multi-scale environmental heterogeneity as a predictor of plant species richness. *Landscape Ecology* 26:851–864. https://doi.org/10.1007/s10980-011-9613-3

Davodeau, H., et M. Toublanc. 2010. Le paysage outil, les outils du paysage. C*o-construction ou construction en commun d'objectifs collectifs* 375–391. https://halshs.archives-ouvertes.fr/hal-00788155/.

Dramstad, W. E., G. Fry, W. J. Fjellstad, B. Skar, W. Helliksen, M. L. B. Sollund, M. S. Tveit, A. K. Geelmuyden, et E. Framstad. 2001. Integrating Landscape-Based Values-Norwegian Monitoring of Agricultural Landscapes. *Landscape and Urban Planning* 57(3-4): 257-68. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00208-0.

Dubost, F., et B. Lizet. 2003. La nature dans la cité. *Communications* 74(1): 5-18. https://doi.org/10.3406/comm.2003.2125.

Dufour A., F. Gadallah, H. H. Wagner, A. Guisan, and A. Buttler. 2006. Plant species richness and environmental heterogeneity in a mountain landscape: effects of variability and spatial configuration. *Ecography* 29:573–584. https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.0460.

Engström, G., and A. Gren. 2017. Capturing the value of green space in urban parks in a sustainable urban planning and design context: pros and cons of hedonic pricing. *Ecology and Society* 22(2):21. https://doi.org/10.5751/ES-09365-220221

Fuller, R. A., K. N. Irvine, P. H. Devine-Wright, P. H. Warren, and K. J. Gaston. 2007. Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. *Biology Letters* 3:390–394. https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0149

Glatron, S., E. Grésillon, et N. Blanc. 2012. Les trames vertes pour les citadins: une appropriation contrastée à Marseille, Paris, Strasbourg. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie* 3 (2).

Gobster, P. H. 1994. The aesthetic experience of sustainable forest ecosystems. Sustainable Ecological Systems: Implementing an Ecological Approach to Land Management. General Technical Report RM-247, USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO, 246-55.

Gobster, P. H., J. I. Nassauer, T. C. Daniel, and G. Fry. 2007. The shared landscape: What does aesthetics have to do with ecology? *Landscape Ecology* 22:959–972. https://doi.org/10.1007/s10980-007-9110

Goodness, J., E. Andersson, P. Anderson, and T. Elmqvist. 2016. Exploring the links between functional traits and cultural ecosystem services to enhance urban ecosystem management. *Ecological Indicator* 70:597–605. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.031

Grose, M. J. 2014. Gaps and futures in working between ecology and design for constructed ecologies. *Landscape and urban planning* 132:69-78.

Haaland, C., and C. K. van den Bosch. 2015. Challenges and strategies for urban green-space planning in cities undergoing densification: A review. *Urban Forestry & Urban Greening* 14:760–771. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.07.009

Hand, K.L., C. Freeman, P. J. Seddon, A. Stein, and Y. van Heezik. 2016. A novel method for fine-scale biodiversity assessment and prediction across diverse urban landscapes reveals social deprivation-related inequalities in private, not public spaces. *Landscape and Urban Planning* 151:33–44. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.03.002

Hands, D. E, et R. D. Brown. 2002. Enhancing visual preference of ecological rehabilitation sites. *Landscape and Urban Planning* 58(1):57-70.

Hartig, T., M. Richard, S. de Vries, and F. Howard. 2014. Nature and health. *Annual Review of Public Health* 35:207–228. https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-032013-182443

Hoyle, H., J. Hitchmough, and A. Jorgensen. 2017. All about the “wow factor”? The relationships between aesthetics, restorative effect and perceived biodiversity in designed urban planting. *Landscape and Urban Planning* 164:109–123. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.03.011

Ives, C., M. Giusti, J. Fischer, D. Abson, K. Klaniecki, C. Dorninger, J. Laudan, S. Barthel, P. Abernethy, B. Martín-López, C. Raymond, D. Kendal, and H. von Wehrden. 2017. Human–nature connection: a multidisciplinary review. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 26-27:106–113. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.05.005

Kaplan, R., and S. Kaplan. 1989. *The experience of nature: a psychological perspective.* Cambridge University Press, New York, USA.

Le Bot, J.M. 2013. L'expérience subjective de la "nature": Réflexions méthodologiques. *Natures Sciences Sociétés* 21:45–52. https://doi.org/10.1051/nss/2013059

Li, H., et J. F. Reynolds. 1995. On Definition and Quantification of Heterogeneity. *Oikos* 73 (2):280. https://doi.org/10.2307/3545921.

Long, N. and B. Tonini. 2012. Les espaces verts urbains: Etude exploratoire des pratiques et du ressenti des usagers. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* 12:2

McDonnell, M. J., and A. K. Hahs. 2015. Adaptation and adaptedness of organisms to urban environments. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 46:261–80.https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054258

McKinney, M. L. 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosystems* 11 (2): 161-76. https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4.

McPhearson, T., D. Haase, N. Kabisch, et A. Gren. 2016. Advancing understanding of the complex nature of urban systems. *Ecological Indicators* 70: 566-73. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.054.

Meyer-Grandbastien A., F. Burel, E. Hellier, and B. Bergerot. 2019a. A step towards understanding the relationship between species diversity and psychological restoration of visitors in urban green spaces using landscape heterogeneity (submitted)

Meyer-Grandbastien A., F. Burel, E. Hellier, and B. Bergerot. 2019b. Characterizing the perception of landscape heterogeneity within urban green spaces by visitors (in prep)

Nassauer, J. I. 2012. Landscape as medium and method for synthesis in urban ecological design. *Landscape and Urban Planning* 106:221–229. https://doi.org/10.1016/j.landurdplan.2012.03.014

Nassauer, J. I. 1995. Messy ecosystems, orderly frames. *Landscape Journal* 14:161–170. https://doi.org/10.3368/lj.14.2.161

Nassauer, J. I., et Paul Opdam. 2008. Design in science: extending the landscape ecology paradigm. *Landscape ecology* 23(6):633-44.

Nielsen, A. B., M. V. D. Bosch, S. Maruthaveeran, and C. K. V. D. Bosch. 2014. Species richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosystem* 17:305–32. https://doi.org/10.1007/s11252-013-0316-1

Nurul, A., S. Sasidhran, K. Norizah, A. Najjib, P. Chong Leong, and A. Badrul. 2016. Woody trees, green space and park size improve avian biodiversity in urban landscapes of Peninsular Malaysia. *Ecological Indicators* 69:176–183. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.025

Özgüner, H., and A. D. Kendle. 2006. Public attitudes towards naturalistic versus designed landscapes in the city of Sheffield (UK). *Landscape and Urban Planning* 74:139–157. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.10.003

Pickett, S. T. A., M. L. Cadenasso, E. J. Rosi-Marshall, K. T. Belt, P. M. Groffman, J. M. Grove, and E. G. Irwin. 2017. Dynamic Heterogeneity: A Framework to Promote Ecological Integration and Hypothesis Generation in Urban Systems. *Urban Ecosystems* 20 (1): 1-14. https://doi.org/10.1007/s11252-016-0574-9.

Qiu, L., S. Lindberg, and A. B. Nielsen. 2013. Is biodiversity attractive? On-site perception of recreational and biodiversity values in urban green space. *Landscape and Urban Planning* 119:136–146. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.07.007

Rocchini, D., N. Balkenhol, G. Carter, G. M. Foody, T. W. Gillespie, K. S. He, S. Kark, N. Levin, K. Lucas, M. Luoto, H. Nagendra, J. Oldeland, C. Ricotta, J. Southworth, and M. Neteler. 2010. Remotely sensed spectral heterogeneity as a proxy of species diversity: Recent advances and open challenges. *Ecological Informatics* 5:318–329. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2010.06.001

Schindler S., K. Poirazidis, and T. Wrbka. 2008. Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: A case study from Dadia National Park, Greece. Ecological indicators 8:502–514. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.06.001

Steiner, F., M. Simmons, M. Gallagher, J. Ranganathan, and C. Robertson. 2013. The ecological imperative for environmental design and planning. *Frontiers in Ecology and the Environment* 11 (7): 355-61.

Seto, K. C., M. Fragkias, B. Güneralp, and M. K. Reilly. 2011. A meta-analysis of global urban land expansion. *PLoS ONE* 6:e23777. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0023777

Shwartz, A., A. Turbe, L. Simon, and R. Julliard. 2014. Enhancing urban biodiversity and its influence on city-dwellers: An experiment. *Biological Conservation* 171:82–90. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.009

Southon, G. E, A. Jorgensen, N. Dunnett, H. Hoyle, and K. L. Evans. 2017. Biodiverse perennial meadows have aesthetic value and increase residents' perceptions of site quality in urban green-space. *Landscape and Urban Planning* 158:105-18. doi - 10.1016/j.landurbplan.2016.08.003

Tahvanainen, L., L. Tyrväinen, M. Ihalainen, N. Vuorela, and O. Kolehmainen. 2001. Forest management and public perceptions-visual versus verbal information. *Landscape and urban planning* 53(1-4):53-70.

Ulrich, R. S., R. Simons, B. Losito, E. Fiorito, M. Miles, and M. Zelson. 1991. Stress recovery during exposure to natural and urban environments. *Journal of Environmental Psychology* 11:201–230.

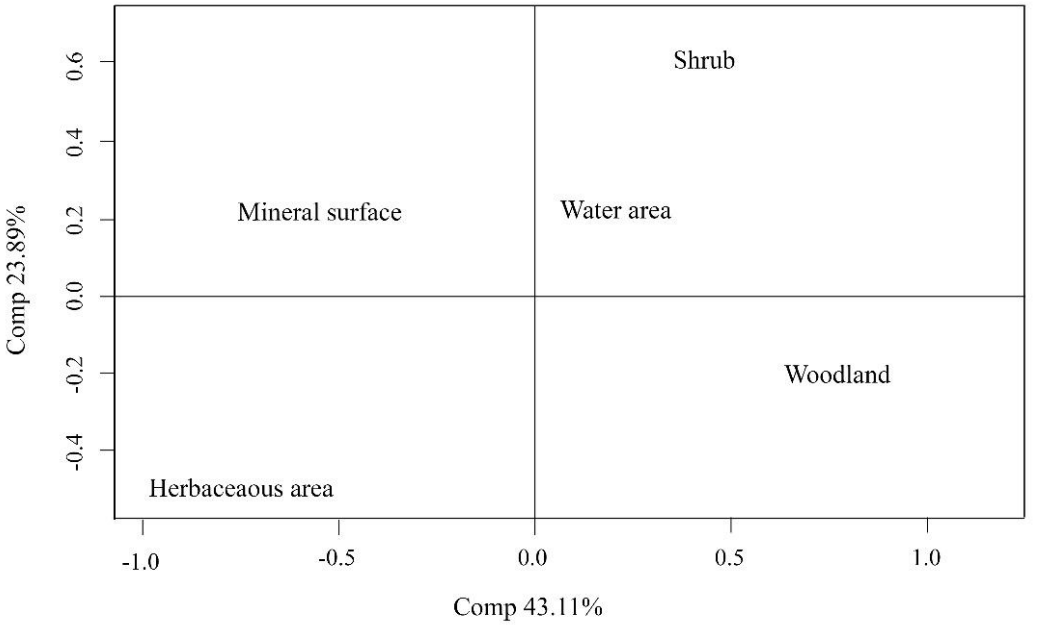
Ulrich, R.S. 1981. Natural versus urban scenes: Some psycho-physiological effects. *Environment and Behavior* 13:532–556. https://doi.org/10.1177/0013916581135001

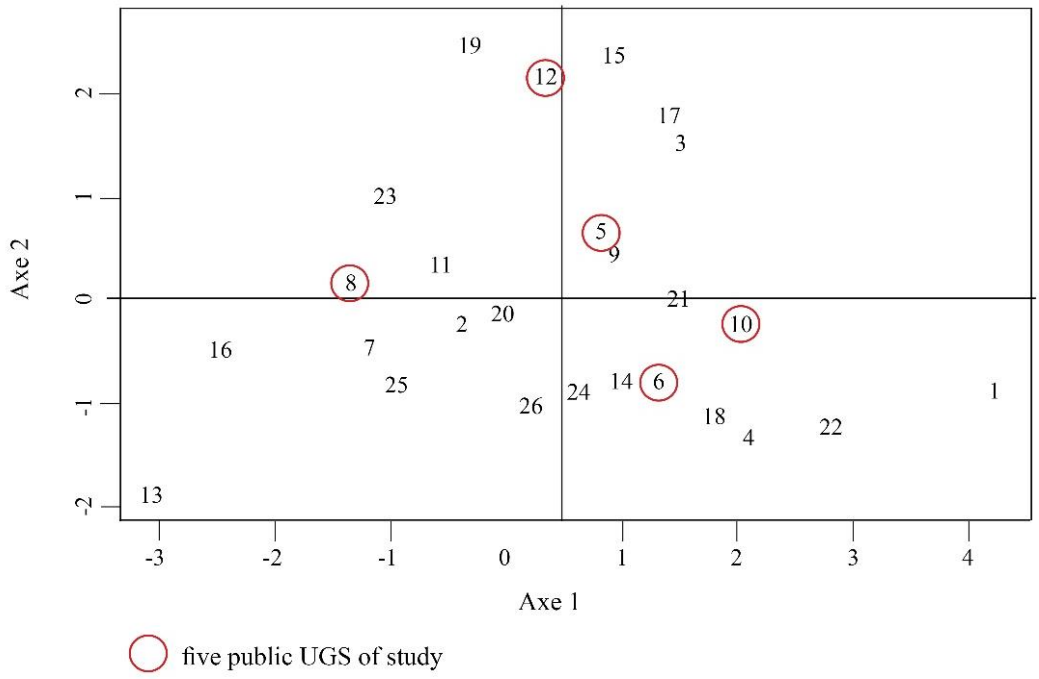
Voigt, A., N. Kabisch, D. Wurster, D. Haase, and J. Breuste. 2014. Structural diversity: A multi-dimensional approach to assess recreational services in urban parks. *Ambio* 43:480–491. https://doi.org/10.1007/s13280-014-0508-9

Wang, X., D. Palazzo, and M. Carper. 2016. Ecological wisdom as an emerging field of scholarly inquiry in urban planning and design. *Landscape and Urban Planning* 155: 100-107. https://doi.org /10.1016/j.landurbplan.2016.05.019

Appendix 1

Principal Component Analysis made to select the five UGS of study in Strasbourg, using as dependent variables the proportions of five land-cover types.





Appendix 2

Results (|R| values) of the Pearson correlation analyses carried out with the data collected in Rennes (extract from Meyer-Grandbastien et al. 2019a). Significance of the correlations (p-values) are symbolized as 0.01<p<0.05=*, 0.001<p<0.01=**, p<0.001=***.

Scores computed with the questionnaires	Landscape heterogeneity metrics				
	$SHDI_1$	IJI_1	AI_1	LSI_1	$CONTAG_1$
Scores of perceived landscape heterogeneity	0.60*	0.20	0.011	0.38	-0.29
Total scores of psychological well-being	0.33	0.39	0.33	0.38	-0.10
	$SHDI_2$	IJI_2	AI_2	LSI_2	$CONTAG_2$
Scores of perceived landscape heterogeneity	0.60*	0.38	0.060	0.33	-0.41
Total scores of psychological well-being	0.17	0.41	0.42	0.24	0.054
	$SHDI_3$	IJI_3	AI_3	LSI_3	$CONTAG_3$
Scores of perceived landscape heterogeneity	0.61*	0.63*	0.016	0.39	-0.46
Total scores of psychological well-being	0.24	0.64*	0.30	0.38	-0.16
	$SHDI_4$	IJI_4	AI_4	LSI_4	$CONTAG_4$
Scores of perceived landscape heterogeneity	0.60*	0.41	0.059	0.33	-0.44
Total scores of psychological well-being	0.14	0.37	0.42	0.24	0.022
	$SHDI_5$	IJI_5	AI_5	LSI_5	$CONTAG_5$
Scores of perceived landscape heterogeneity	0.60*	0.55	0.015	0.39	-0.41
Total scores of psychological well-being	0.25	0.57	0.30	0.38	-0.10

Appendix 3

Extracts from the « Guide de maintenance » and the « Manuel pour plus de biodiversité » created by the city of Rennes and Strasbourg, respectively.

2. Analyse complémentaire : question sur la gestion

Une question ouverte a été intégrée dans le questionnaire afin d'amener les usagers à s'exprimer sur leur perception des pratiques de gestion appliquées dans les EVU publics d'étude à Rennes et à Strasbourg. Les réponses des usagers interrogés dans les huit EVU publics d'étude identifiés dans l'article 3 (Fig. 2) ont été étudiées à travers une analyse d'occurrence et une analyse de similitude en utilisant le logiciel IRaMuTeQ 0.7 alpha 2 (Ratinaud 2008). L'objectif était d'analyser si les pratiques de gestion identifiées dans l'article 3 comme favorisant l'hétérogénéité paysagère à travers le mélange de différentes hauteurs des trois strates végétales et des zones fleuries sont perçues par les usagers.

D'après les résultats des analyses lexicales, sept mots étaient fréquemment utilisés par les usagers pour décrire leur perception des pratiques de gestion. Ces mots étaient : « pelouse », « tondre », « fleur », « arbre », « tailler », « propre », et « déchet ». Le mot « pelouse » était souvent associé au mot « tondre », et le mot « arbre » au mot « tailler ». L'usage fréquent des mots « pelouse » et « tondre » suggère que la tonte de la strate herbacée est une pratique de gestion perçue par les usagers. Cette pratique a été identifiée dans le l'article 3 comme permettant de souligner et d'augmenter le mélange de différentes hauteurs de la strate herbacée. La plantation d'arbres et arbustes à fleurs, ainsi que le semis d'espèces herbacées vivaces locales au sein des prairies sont des pratiques de gestion identifiées dans le 3^{e} article comme permettant d'augmenter le mélange de fleurs dans les trois strates de végétation. L'usage fréquent du mot « fleur » indique que ces pratiques sont perçues par les usagers. Cet usage peut également s'expliquer par le fait que les zones fleuries sont perçues distinctement dans les EVU publics, car elles influencent la qualité esthétique d'un paysage (Goodness et al. 2016; Nassauer 1995). Ces résultats rejoignent des études ayant identifié que les pratiques de gestion des EVU publics les mieux perçues par les usagers sont, entre autres, la tonte des zones herbacées et la présence de plantes à fleurs (Hoyle et al. 2017; Nassauer 1995). L'usage fréquent des mots « taille » et « arbre » ne coïncide pas avec les pratiques de gestion des EVU publics de Rennes et de Strasbourg. En effet, les arbres situés au sein des EVU publics sont peu taillés, sauf pour des questions de sécurité, contrairement aux arbres situés dans les rues. Cependant, ce résultat confirme que les usagers portent une attention particulière aux arbres dans les EVU publics (Ulrich 1986). Enfin, l'usage fréquent des mots « propre » et « déchet » confirme que, si les usagers sont de plus en plus réceptifs à des pratiques de gestion moins intensives et à la présence de végétation plus naturelle au sein des EVU publics (Le Bot 2013; Southon et al. 2017), ils veulent cependant y voir des preuves visibles de soin (Qiu et al. 2013; Özgüner et Kendle 2006).

Conclusion

1. Synthèse des principaux résultats

Les résultats de la première partie de cette thèse (article 1) ont démontré que, dans les EVU publics, l'hétérogénéité paysagère configurationnelle, précisément le mélange des trois strates de végétation (arborée, arbustive, et herbacée) et des zones fleuries, est perçue par les usagers et favorise leur restauration psychologique. Ils ont également démontré que la perception de l'hétérogénéité paysagère par les usagers favorise leur restauration psychologique. Cette première partie a donc validé l'hypothèse selon laquelle l'hétérogénéité paysagère est un paramètre environnemental au sein des EVU publics qui est à la fois associé à la diversité d'espèces, perceptible par les usagers, et favorable à leur restauration psychologique. Elle a ainsi mis en évidence que l'hétérogénéité paysagère est un facteur explicatif dans la relation établie dans la littérature entre la diversité d'espèces et la restauration psychologique ressentie par les usagers dans les EVU publics. Les résultats de la deuxième partie (article 2) ont montré que la perception de l'hétérogénéité paysagère par les usagers est particulièrement induite par des variations de hauteur de la végétation. Les résultats ont permis de confirmer et d'approfondir les résultats de la première partie, en montrant que les usagers perçoivent l'hétérogénéité paysagère dans les EVU publics à travers le mélange de différentes hauteurs des trois strates de végétation et des zones fleuries.

Les résultats de la première partie ont montré que le sexe et le parcours géographique des usagers ont une influence sur leur perception de l'hétérogénéité paysagère. Les résultats de la deuxième partie ont, de plus, montré que la perception de l'hétérogénéité paysagère peut être influencée par le fait qu'elle facilite une diversité d'activités. Ces résultats rejoignent des études ayant montré que la perception du paysage peut être influencée par des particularités ou des expériences personnelles et culturelles (Kaplan et Kaplan 1989; Priego et al. 2008).

Les résultats de la troisième partie de cette thèse (article 3) ont identifié qu'encourager le développement de la végétation spontanée dans les EVU publics est une pratique de gestion permettant d'augmenter le mélange des trois strates de végétation, ainsi que le mélange de différentes hauteurs de la strate herbacée. Ils ont également identifié que l'aménagement de lisières arbustives et herbacées entre les bois et les pelouses, ainsi que de haies complètes composées des trois strates de végétation permet d'augmenter le mélange des trois strates de végétation. La plantation d'espèces d'arbres et arbustes à fleurs, ainsi que le semis d'espèces herbacées vivaces au sein des prairies permet d'augmenter le mélange de zones fleuries avec les trois strates de végétation. Cette dernière partie apporte des solutions pour façonner et entretenir les EVU publics afin de favoriser à la fois la biodiversité et le bien-être psychologique des usagers.

2. Perspectives

2.1. De la pluridisciplinarité à la transdisciplinarité

Il est aujourd'hui important de repenser les EVU publics afin de lutter contre l'impact de l'urbanisation sur le déclin de la biodiversité tout en améliorant la qualité de vie des urbains. Davantage de travaux de recherche impliquant écologues, sociologues, psychologues de l'environnement, concepteurs, et plus encore, sont alors nécessaires afin de construire les méthodes et les outils permettant de fournir des connaissances scientifiques interdisciplinaires et appliquées (Engström et Gren 2017; McPhearson et al. 2016).

La question de l'interdisciplinarité en recherche a été soulevée dès les années 70, notamment avec la création du Programme International sur l'Homme et la Biosphère (Programme MAB) visant à réduire le déclin de la biodiversité et à en traiter les enjeux écologiques et sociaux. En France, une date fondatrice est celle de la création du Programme Interdisciplinaire de Recherche sur l'Environnement (PIREN) par le CNRS en 1978. L'évolution des actions du PIREN a été marquée par l'ordre d'entrée en scène des différentes disciplines. L'économie est apparue en premier lieu au côté de l'écologie, les activités économiques étant à l'origine de nombreux problèmes environnementaux. Le droit a alors été sollicité, le pouvoir réglementaire permettant d'agir sur les activités économiques. Les sciences humaines et sociales ont ensuite été impliquées, lorsqu'il s'avéra que les représentations sociales et les comportements des acteurs constituent un facteur de blocage. Chaque nouvelle séquence a ainsi résulté de la prise de conscience des limites des analyses fournies par la précédente (Muxart 2004).
Selon Marcel Jollivet, sociologue et fondateur de la revue interdisciplinaire « Natures Sciences Sociétés », l'objectif de l'interdisciplinarité est de comprendre la complexité des phénomènes reliant faits de nature et faits de société pour tenter de leur apporter des solutions (Jollivet et Legay 2005). L'interdisciplinarité en recherche prend ainsi depuis la fin du 20^{e} siècle une importance croissante, notamment face au déclin de la biodiversité ainsi qu'aux changements globaux (Alberti et al. 2003). Différents termes sont aujourd'hui associés à différents niveaux de collaboration entre disciplines, correspondant chacun à une « intensité » croissante de ce qui est partagé dans un travail de recherche (Mathieu et Schmid 2014). On parle de « pluridisciplinarité » pour une simple juxtaposition d'analyses disciplinaires, chacune restant identifiable dans le produit final. D'« interdisciplinarité » lorsque différentes disciplines interagissent sur un même travail de recherche en apportant chacune leurs connaissances spécifiques, mais en partageant au moins un composant du processus de recherche (e.g., les méthodes). On parle enfin de « transdisciplinarité » lorsque les disciplines se mélangent et se transforment, chacune empruntant ou intégrant des aspects des autres disciplines (Sedooka et al. 2015). On parle alors aussi d'« hybridation » disciplinaire. De plus, si l'interdisciplinarité est une rupture entre

les frontières disciplinaires, c'est également de plus en plus un rapprochement entre une recherche dite « fondamentale » et « appliquée » (Davodeau et Toublanc 2010). Un nombre croissant de programmes de recherche ont ainsi pour objectif de focaliser la recherche sur des objectifs de connaissance orientés vers l'action (Debray 2011).

La recherche interdisciplinaire reste pourtant encore difficile à mettre en œuvre aujourd'hui. Les principaux obstacles résultent notamment des divergences de mode d'acquisition et d'analyse des données, et donc de production et de valorisation des connaissances scientifiques (Jollivet et Legay 2005). L'interdisciplinarité remet en mouvement la réflexion sur des catégorisations telles que « approche quantitative » et « approche qualitative » (Mathieu et Schmid 2014). La recherche interdisciplinaire est ainsi particulièrement compliquée dans le cadre d'un doctorat, dont la pratique est traditionnellement caractérisée par un régime de production de connaissances fortement disciplinarisé. Ce travail de thèse s'est inscrit à l'interface entre différentes entrées disciplinaires complémentaires, fondamentales et appliquées en milieu urbain ; écologie du paysage, psychologie environnementale, aménagement de l'espace. Il a ainsi nécessité de mobiliser une diversité d'outils théoriques et méthodologiques d'origines disciplinaires différentes. Un des principaux enjeux de ce travail de thèse a ainsi été d'identifier un indicateur commun potentiel de la valeur écologique et sociale des EVU publics. Il s'agissait ensuite de construire une méthodologie permettant de pouvoir recueillir deux jeux de données différents sur cet indicateur, qui puissent être confrontés à travers des analyses communes.

Des études ont conclu que l'étape clef de la réussite d'un travail de recherche interdisciplinaire est l'identification d'un terrain commun, d'un objet d'étude partagé, sur lequel les différentes disciplines travaillent, chacune selon leur propre définition (Hubert et Bonnemaire 2000; Jollivet et Legay 2005). En effet, c'est la notion, et surtout l'échelle du paysage (à travers le concept d'hétérogénéité paysagère) qui a servi d'indicateur commun de la valeur écologique et sociale des EVU publics, et de terrain commun entre les différentes disciplines de cette thèse. Le paysage, « dont le caractère résulte de l'action de facteurs naturels et humains et de leurs interrelations » (CEP), est par définition un objet d'étude pluridisciplinaire, et une notion polysémique. Selon Philippe Clergeau, le paysage est étudié par les écologues en tant que support de dispersion des espèces et d'organisation de différents écosystèmes, et par les sociologues en tant qu'objet de la gouvernance des perceptions et des sociabilités. Il est également étudié par les géographes en tant que construction issue de pratiques de production et d'usages des sociétés, et par les historiens en tant que représentation culturelle élaborée par l'histoire (Clergeau 2015). De par ses multiples lectures, le paysage permet ainsi de réunir et de créer des échanges entre différentes approches disciplinaires autour d'un support tangible d'observation (Davasse et al. 2017; Nassauer 2012). De plus, les dimensions fondamentales du paysage en font un moyen pour interroger les perceptions des individus qui le vivent au quotidien (Davodeau et Toublanc 2010). Selon une étude de Laure Cormier, il est ainsi souvent plus facile pour les urbains de parler de paysage que de biodiversité

(Cormier et al. 2012). En effet, la notion et l'échelle du paysage a permis de recueillir les perceptions des usagers des EVU publics, et de les intégrer à des principes écologiques à une échelle commune.

2.2. Projet de paysage et recherche scientifique

Si cette thèse souligne la pertinence de la notion et de l'échelle du paysage pour générer une approche intégrée et appliquée articulant les enjeux environnementaux et sociaux des EVU publics, le rôle des architectes paysagistes doit également être souligné ici. En France, depuis la loi du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages, le titre de « paysagiste concepteur » désigne les personnes titulaires d'un diplôme « sanctionnant une formation spécifique de caractère culturel, scientifique, et technique à la conception paysagère ». Pour le paysagiste, le paysage est à la fois végétalisation, histoire, et ambiance des lieux (Clergeau 2015). Le paysage est considéré comme projet ; il est alors en mouvement, en transformation (Besse 2010). Dans « Les Carnets du Paysage n°7 - Autour du projet », Jean-Pierre Boutinet défini le projet de paysage comme « une image opérative qui consiste à produire un cadre naturel de pays perceptivement et esthétiquement désiré » (Boutinet 2001). Pour la chercheuse Joan Iverson Nassaeur, le projet de paysage permet d'intégrer les connaissances scientifiques, en particulier les concepts de l'écologie, et de les traduire dans des formes paysagères perceptibles et appréciées (Nassauer 2012). Il peut ainsi agir comme catalyseur de la communication entre les sciences naturelles et la société (Nassauer et Opdam 2008). A travers le projet de paysage, les paysagistes ont donc un rôle pour faire en sorte que les actions mises en place en faveur de la biodiversité dans les EVU publics soient perçues, comprises, et appréciées par les usagers (Davodeau et Toublanc 2010; Özgüner et Kendle 2006).

Cela implique d'intégrer dans les travaux de recherche le paysage comme outil, mais également comme finalité. Le projet de paysage est ainsi une opportunité en tant que méthode de recherche, mais également en tant qu'objet de recherche (Nassauer et Opdam 2008). Ainsi, en France il émerge depuis plusieurs années dans les écoles de paysage un nouvel objet de recherche ; « le projet de paysage » (Davodeau et Toublanc 2010). Certains paysagistes identifient la démarche de projet à une posture intellectuelle génératrice d'un questionnement théorique et productrice de connaissances. Ce nouveau champ théorique suppose que le paysagiste soit tour à tour théoricien et praticien. Cela implique de distinguer la pratique paysagiste de la connaissance scientifique du paysage. La pratique paysagiste cherche à modifier la réalité du paysage, envisagée dans ses différentes dimensions. Les sciences, naturelles et sociales, prenant comme objet d'étude le paysage cherchent à mieux le comprendre, à le connaître scientifiquement, et à l'expliquer avant de chercher à le modifier (Toublanc 2009).

La montée des préoccupations environnementales, notamment en termes de déclin de la biodiversité et de changements globaux, a entrainé une intégration croissante des concepts écologiques par les architectes paysagistes dans leurs projets, en particulier depuis les années 1970 (Leger-Smith 2014). Cela a conduit au développement de la « conception écologique » (ecological design), dont le pionnier est le paysagiste Ian Lennox Mcharg (Wang et al. 2016). Il fut l'un des premiers architectes paysagistes à déclarer que le processus de conception devait intégrer les processus naturels. Son livre intitulé « Design with Nature » (Ian McHarg 1969) est considéré comme une référence pour l'intégration des concepts écologiques dans les projets de paysage (Yang et Li 2016). On peut aujourd'hui citer comme référence la chercheuse Joan Iverson Nassaeur, qui élabore notamment des propositions de conception permettant d'améliorer les services écosystémiques (Nassauer et Opdam 2008). Des études récentes présentent ce nouveau lien entre le projet de paysage et les concepts écologiques sous le terme de « Ecological Wisdom », soit la sagesse écologique (Fu et al. 2016; Wang et al. 2016; Yang et Li 2016). Ce terme désigne le fait de connaître, comprendre, et appliquer les concepts écologiques aux projets de paysage, afin de générer de nouvelles idées innovantes de conception. Une caractéristique importante de la sagesse écologique est la reconnaissance de l'environnement en tant qu'écosystème, c.-à-d., comme un complexe dynamique d'interactions (Wang et al. 2016).

Des études ont cependant souligné la persistance d'obstacles à l'intégration des concepts écologiques dans les projets de paysage, ainsi qu'à la production interdisciplinaire de connaissances par les écologues et les architectes paysagistes (Nassauer et Opdam 2008). Ces obstacles sont notamment dûs aux différences fondamentales entre l'écologie et l'architecture paysagère, et en particulier l'approche au site (Grose 2014). Les architectes paysagistes ont une approche « site par site », chaque projet étant ancré dans le contexte (géographique, historique, social etc.) spécifique du site. Au contraire, les écologues cherchent à établir des concepts généraux et des théories généralisables (Grose 2014). De plus, pour les écologues le paysage est compris en tant que réalité matérielle reflétant la présence et l'articulation de forces objectives indépendantes des perceptions humaines (Besse 2010). Un projet de paysage, créé par et pour l'Homme, n'existe que par sa perception. Un autre obstacle est que la formation des architectes paysagistes n'intègre pas assez d'écologie de manière systématique et exhaustive (Steiner et al. 2013). Les architectes paysagistes gagneraient à apprendre les grands concepts généraux de l'écologie, en particulier de l'écologie du paysage et de l'écologie urbaine (Grose 2014). De même, les écologues, notamment du paysage, gagneraient à intégrer dans leur formation les concepts théoriques et pratiques de la conception paysagère, afin qu'ils puissent appréhender les applications concrètes de leurs connaissances (Nassauer 2012). Un grand chantier s'ouvre aujourd'hui aux métiers du paysage.

Références bibliographiques

Aggeri, G. (2004). La nature sauvage et champêtre dans les villes : Origine et construction de la gestion différenciée des espaces verts publics et urbains. Le cas de la ville de Montpellier. ENGREF (AgroParisTech).

Aggéri, G. (2010). Inventer les villes-natures de demain : Gestion différenciée, gestion durable des espaces verts. Educagri éditions.

Alberti, M., Marzluff, J. M., Shulenberger, E., Bradley, G., Ryan, C., & Zumbrunnen, C. (2003). Integrating Humans into Ecology : Opportunities and Challenges for Studying Urban Ecosystems. BioScience, 53(12), 1169. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[1169:IHIEOA]2.0.CO;2

Allain, R. (2004). Morphologie urbaine. Arman Colin, Paris.

Allain, Y.-M. (1997). La ville : Un territoire nouveau pour la nature ? La gestion différenciée en Europe. Journal d'agriculture traditionnelle et de botanique appliquée, 39(2), 199-217.

Andersson, E. (2006). Urban landscapes and sustainable cities. Ecology and society, 11(1).

Arnberger, A., & Eder, R. (2012). The influence of green space on community attachment of urban and suburban residents. Urban Forestry & Urban Greening, 11(1), 41-49. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2011.11.003

Balinski, M., & Laraki, R. (2011). Majority judgment : Measuring, ranking, and electing. MIT press.

Bell, S. L., Phoenix, C., Lovell, R., & Wheeler, B. W. (2014). Green space, health and wellbeing : Making space for individual agency. Health & Place, 30, 287-292. https://doi.org/10.1016/j.healthplace.2014.10.005

Berque, A. (1990). Médiance : De milieux en paysages. Reclus Montpellier.

Berry, B. J. (2008). Urbanization. In Urban ecology (p. 25-48). Springer.

Besse, J.-M. (2010). Le paysage, espace sensible, espace public. Meta: Research in Hermeneu.

Betbeder, J., Nabucet, J., Pottier, E., Baudry, J., Corgne, S., & Hubert-Moy, L. (2014). Detection and characterization of hedgerows using TerraSAR-X imagery. Remote Sensing, 6(5), 3752-3769.

Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. Ecological Economics, 29(2), 293-301. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00013-0

Bonin, E., & Dallo, A. (2003). Hyperbase et Lexico 3, outils lexicométriques pour l'historien. Histoire & mesure, 18(XVIII-3/4), 389-402.

Boutefeu, E. (2005). La demande sociale de la nature en ville. Enquête auprès de l'agglomération Lyonnaise. Plan urbanisme construction architecture; Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions.

Boutinet, J.-P. (2001). À propos du projet de paysage, repères anthropologiques. Les Carnets du paysage, 7, 64-82.

Burel, F., & Baudry, J. (2003). Landscape Ecology : Concepts, Methods, and Applications (1re éd.). CRC Press.

Butet, A., Michel, N., Rantier, Y., Comor, V., Hubert-Moy, L., Nabucet, J., & Delettre, Y. (2010). Responses of common buzzard (Buteo buteo) and Eurasian kestrel (Falco tinnunculus) to land use changes in agricultural landscapes of Western France. Agriculture, ecosystems & environment, 138(3-4), 152-159.

Cáceres, D. M., Tapella, E., Quétier, F., & Díaz, S. (2015). The social value of biodiversity and ecosystem services from the perspectives of different social actors. Ecology and Society, 20(1), art62. https://doi.org/10.5751/ES-07297-200162

Cadenasso, M. L., & Pickett, S. T. (2008). Urban principles for ecological landscape design and maintenance : Scientific fundamentals. Cities and the Environment (CATE), 1(2), 4.

Carrus, G., Lafortezza, R., Colangelo, G., Dentamaro, I., Scopelliti, M., & Sanesi, G. (2013). Relations between naturalness and perceived restorativeness of different urban green spaces. Psyecology, 4(3), 227-244.

Carrus, G., Scopelliti, M., Lafortezza, R., Colangelo, G., Ferrini, F., Salbitano, F., … Sanesi, G. (2015). Go greener, feel better? The positive effects of biodiversity on the well-being of individuals visiting urban and peri-urban green areas. Landscape and Urban Planning, 134, 221-228. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.022

Cinzano, P., Falchi, F., & Elvidge, C. D. (2001). The first World Atlas of the artificial night sky brightness. Monthly Notices of the Royal Astronomical Society, 328(3), 689-707. https://doi.org/10.1046/j.1365-8711.2001.04882.x

Clément, G. (2007). Le Jardin en mouvement : De la vallée au champ via le parc André-Citroën et le jardin planétaire. Sens & Tonka, Paris.

Clergeau, P. (2015). Manifeste pour la ville biodiversitaire : Changer pour un urbanisme inventif, écologique et adaptif. Apogée, Rennes.

Clergeau, P., & Machon, N. (2014). Où se cache la biodiversité en ville ? : 90 clés pour comprendre la nature en ville. Editions Quae.

Colding, J., Lundberg, J., & Folke, C. (2006). Incorporating Green-area User Groups in Urban Ecosystem Management. AMBIO: A Journal of the Human Environment, 35(5), 237-244. https://doi.org/10.1579/05-A-098R.1

Coldwell, D. F., & Evans, K. L. (2018). Visits to urban green-space and the countryside associate with different components of mental well-being and are better predictors than perceived or actual local urbanisation intensity. Landscape and Urban Planning, 175, 114-122. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.02.007

Collot, M. (1986). Points de vue sur la perception des paysages. L'Espace géographique, 211-217.

Cormier, L., Joliet, F., & Carcaud, N. (2012). La biodiversité est-elle un enjeu pour les habitants?. Analyse au travers de la notion de trame verte. Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie, 3(2).

Cossart, E. (2018). Le changement global : Un champ scientifique fécond pour le géographe. Géoconfluences.

Costanza, J. K., Moody, A., & Peet, R. K. (2011). Multi-scale environmental heterogeneity as a predictor of plant species richness. Landscape Ecology, 26(6), 851-864. https://doi.org/10.1007/s10980-011-9613-3

Coulon, A. (2012). L'École de Chicago:«Que sais-je?» n° 2639. Presses Universitaires de France.

Dallimer, M., Irvine, K. N., Skinner, A. M. J., Davies, Z. G., Rouquette, J. R., Maltby, L. L., … Gaston, K. J. (2012). Biodiversity and the Feel-Good Factor : Understanding Associations between Self-Reported Human Well-being and Species Richness. BioScience, 62(1), 47-55. https://doi.org/10.1525/bio.2012.62.1.9

Dasmann, R. F. (1971). A different kind of country. Consulté à l'adresse http://books.google.com/books?id=U8AsAQAAMAAJ

Davasse, B., Henry, D., & Rodriguez, J.-F. (2017). Retour au terrain ! Nouvelles pratiques en observation de paysage pour une médiation paysagère entre recherche et action. Projets de paysage : revue scientifique sur la conception et l'aménagement de l'espace, Ecole nationale supérieure du paysage de Versailles.

Davodeau, H., & Toublanc, M. (2010). Le paysage outil, les outils du paysage. CO-CONSTRUCTION OU CONSTRUCTION EN COMMUN D'OBJECTIFS COLLECTIFS, 375–391. Consulté à l'adresse https://halshs.archives-ouvertes.fr/hal-00788155/

De Singly, F. (2012). Le questionnaire : L'enquête et ses méthodes. Armand Colin.

Debray, A. (2011). La notion de réseau écologique en France : Construction scientifique, appropriation par les politiques publiques et traduction territoriale. VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement.

DeLong, D. C. (1996). Defining biodiversity. Wildlife Society Bulletin, 24(4), 738-749.

Devine-Wright, P. (2009). Rethinking NIMBYism : The role of place attachment and place identity in explaining place-protective action. Journal of Community & Applied Social Psychology, 19(6), 426-441. https://doi.org/10.1002/casp.1004

Dias, P., & Ramadier, T. (2017). Relations sociales et cartographie cognitive. Les points de référence comme noyau central des représentations spatiales. Les Cahiers Internationaux de Psychologie Sociale, (4), 319-349.

Dramstad, W. E., Fry, G., Fjellstad, W. J., Skar, B., Helliksen, W., Sollund, M.-L. B., … Framstad, E. (2001). Integrating landscape-based values—Norwegian monitoring of agricultural landscapes. Landscape and Urban Planning, 57(3-4), 257-268. https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00208-0

Dubost, F., & Lizet, B. (2003). La nature dans la cité. Communications, 74(1), 5-18. https://doi.org/10.3406/comm.2003.2125

Dufour, A., Gadallah, F., Wagner, H. H., Guisan, A., & Buttler, A. (2006). Plant species richness and environmental heterogeneity in a mountain landscape : Effects of variability and spatial configuration. Ecography, 29(4), 573-584. https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2006.04605

Engström, G., & Gren, A. (2017). Capturing the value of green space in urban parks in a sustainable urban planning and design context : Pros and cons of hedonic pricing. Ecology and Society, 22(2), art21. https://doi.org/10.5751/ES-09365-220221

Faburel, G., Geisler, E., & Manola, T. (2014). Le paysage (multisensoriel) dans la qualité de l'environnement urbain. Rôle du bien-être et poids des valeurs dans l'habiter des éco-quartiers. Méditerranée. Revue géographique des pays méditerranéens/Journal of Mediterranean geography, (123), 109-119.

Fagot-Largeault, A. (1991). Réflexions sur la notion de qualité de la vie.

Fisher, J. D., Bell, P., & Baum, A. (1984). Environmental psychology New York : Holt. Rinehartand WinSton.

Forman, R. T. (2016). Urban ecology principles : Are urban ecology and natural area ecology really different? Landscape ecology, 31(8), 1653-1662.

Forman, R. T. T. (1995). Some general principles of landscape and regional ecology. Landscape Ecology, 10(3), 133-142. https://doi.org/10.1007/BF00133027

Fu, X., Wang, X., Schock, C., & Stuckert, T. (2016). Ecological wisdom as benchmark in planning and design. Landscape and Urban Planning, 155, 79-90. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.06.012

Fuller, R. A., Irvine, K. N., Devine-Wright, P., Warren, P. H., & Gaston, K. J. (2007). Psychological benefits of greenspace increase with biodiversity. Biology Letters, 3(4), 390-394. https://doi.org/10.1098/rsbl.2007.0149

George, P. (1979). Yves Grafmeyer, Isaac Joseph, L'École de Chicago. Naissance de l'écologie urbaine. 88, 723-725. Société de géographie.

Germaine, M.-A., & Puissant, A. (2008). Extraction d'indices paysagers et analyse quantitative des paysages de «vallées ordinaires» à partir de données images : L'exemple de la Seulles (Calvados, France). Cybergeo: European Journal of Geography.

Gifford, R. (2007). Environmental psychology and sustainable development : Expansion, maturation, and challenges. Journal of Social Issues, 63(1), 199-212.

Glatron, S., Grésillon, É., & Blanc, N. (2012). Les trames vertes pour les citadins : Une appropriation contrastée à Marseille, Paris, Strasbourg. Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie, 3(2).

Gobster, P. H. (1994). The aesthetic experience of sustainable forest ecosystems. Sustainable Ecological Systems: Implementing an Ecological Approach to Land Management. General Technical Report RM-247, USDA Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, CO, 246-255.

Gobster, P. H., Nassauer, J. I., Daniel, T. C., & Fry, G. (2007). The shared landscape : What does aesthetics have to do with ecology? Landscape Ecology, 22(7), 959-972. https://doi.org/10.1007/s10980-007-9110-x

Goodness, J., Andersson, E., Anderson, P. M. L., & Elmqvist, T. (2016). Exploring the links between functional traits and cultural ecosystem services to enhance urban ecosystem management. Ecological Indicators, 70, 597-605. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.031

Grahn, P., & Stigsdotter, U. K. (2010). The relation between perceived sensory dimensions of urban green space and stress restoration. Landscape and Urban Planning, 94(3-4), 264-275. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.10.012

Grimm, N. B., Morgan Grove, J., Pickett, S. T. A., & Redman, C. L. (2000). Integrated Approaches to Long-TermStudies of Urban Ecological Systems. BioScience, 50(7), 571. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0571:IATLTO]2.0.CO;2

Grose, M. J. (2014). Gaps and futures in working between ecology and design for constructed ecologies. Landscape and urban planning, 132, 69-78.

Haaland, C., & van den Bosch, C. K. (2015). Challenges and strategies for urban green-space planning in cities undergoing densification : A review. Urban Forestry & Urban Greening, 14(4), 760-771. https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.07.009

Hand, K. L., Freeman, C., Seddon, P. J., Stein, A., & van Heezik, Y. (2016). A novel method for fine-scale biodiversity assessment and prediction across diverse urban landscapes reveals social deprivation-related inequalities in private, not public spaces. Landscape and Urban Planning, 151, 33-44. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.03.002

Hands, D. E., & Brown, R. D. (2002). Enhancing visual preference of ecological rehabilitation sites. Landscape and Urban Planning, 58(1), 57-70.

Harris, V., Kendal, D., Hahs, A. K., & Threlfall, C. G. (2018). Green space context and vegetation complexity shape people's preferences for urban public parks and residential gardens. Landscape Research, 43(1), 150-162. https://doi.org/10.1080/01426397.2017.1302571

Hartig, T., Mitchell, R., de Vries, S., & Frumkin, H. (2014). Nature and Health. Annual Review of Public Health, 35(1), 207-228. https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-032013-182443

He, H. S., DeZonia, B. E., & Mladenoff, D. J. (2000). An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. Landscape Ecology, 15(7), 591-601. https://doi.org/10.1023/A:1008102521322

Hoyle, H., Hitchmough, J., & Jorgensen, A. (2017). All about the 'wow factor'? The relationships between aesthetics, restorative effect and perceived biodiversity in designed urban planting. Landscape and Urban Planning, 164, 109-123. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.03.011

Hubert, B., & Bonnemaire, J. (2000). La construction des objets dans la recherche interdisciplinaire finalisée : De nouvelles exigences pour l'évaluation. Nature Sciences Sociétés, 8(3), 5-19.

Ian McHarg, L. (1969). Design with nature. New York: University of Pennsylvania.

Irvine, K. N., Fuller, R. A., Devine-Wright, P., Tratalos, J., Payne, S. R., Warren, P. H., … Gaston, K. J. (2008). Ecological and Psychological Value of Urban Green Space. In M. Jenks & C. Jones

(Éd.), Sustainable City Form (Vol. 2, p. 215-237). https://doi.org/10.1007/978-1-4020-8647-2_10

Ittelson, W. H., Proshansky, H. M., Rivlin, L. G., & Winkel, G. H. (1974). An introduction to environmental psychology. Holt, Rinehart & Winston.

Ives, C. D., Giusti, M., Fischer, J., Abson, D. J., Klaniecki, K., Dorninger, C., … von Wehrden, H. (2017). Human–nature connection : A multidisciplinary review. Current Opinion in Environmental Sustainability, 26-27, 106-113. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.05.005

Jennings, T. E., Jean-Philippe, S. R., Willcox, A., Zobel, J. M., Poudyal, N. C., & Simpson, T. (2016). The influence of attitudes and perception of tree benefits on park management priorities. Landscape and Urban Planning, 153, 122-128. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.021

Jiménez, M. (1997). La psychologie de la perception. FeniXX.

Jollivet, M., & Legay, J.-M. (2005). Dossier Interdisciplinarité Canevas pour une réflexion sur une interdisciplinarité entre sciences de la nature et sciences sociales. Natures Sciences Sociétés, 13(2), 184-188.

Jorgensen, A., & Gobster, P. H. (2010). Shades of Green : Measuring the Ecology of Urban Green Space in the Context of Human Health and Well-Being. Nature and Culture, 5(3), 338-363. https://doi.org/10.3167/nc.2010.050307

Kaplan, R., & Kaplan, S. (1989). The Experience of Nature : A Psychological Perspective. CUP Archive.

Kaplan, S. (1995). The restorative benefits of nature : Toward an integrative framework. Journal of Environmental Psychology, 15(3), 169-182. https://doi.org/10.1016/0272-4944(95)90001-2

Kaplan, S., & Kaplan, R. (2003). Health, Supportive Environments, and the Reasonable Person Model. American Journal of Public Health, 93(9), 1484-1489. https://doi.org/10.2105/AJPH.93.9.1484

Kaplan, S., Kaplan, R., & Wendt, J. S. (1972). Rated preference and complexity for natural and urban visual material. Perception & Psychophysics, 12(4), 354-356.

Khelifi, H. (2016). La lexicométrie : Un outil efficient pour l'analyse du discours. Présenté à Langues, cultures et médias en Méditerranée: forme, sens et développement.

Labbé, C., & Labbé, D. (2013). Lexicométrie : Quels outils pour les sciences humaines et sociales? Usages de la lexicométrie en sociologie, Guyancourt, France.

Laïlle, P., Provendier, D., Colson, F., & Salanié, J. (2013). Les bienfaits du végétal en ville. Synthèse des travaux scientifiques et méthode d'analyse, Angers, Plante & Cité.

Lawton, J. H. (1983). Plant Architecture and the Diversity of Phytophagous Insects. Annual Review of Entomology, 28(1), 23-39. https://doi.org/10.1146/annurev.en.28.010183.000323

Le Bot, J.-M. (2013). L'expérience subjective de la « nature » : Réflexions méthodologiques. Natures Sciences Sociétés, 21(1), 45-52. https://doi.org/10.1051/nss/2013059

Leger-Smith, F.-A. (2014). Evolution des pratiques des paysagistes face aux enjeux écologiques de la conception urbaine. Architecture, aménagement de l'espace. Université d'Angers.

Leslie, E., Sugiyama, T., Ierodiaconou, D., & Kremer, P. (2010). Perceived and objectively measured greenness of neighbourhoods : Are they measuring the same thing? Landscape and Urban Planning, 95(1-2), 28-33. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.11.002

Letortu, P., Costa, S., Maquaire, O., Delacourt, C., Augereau, E., Davidson, R., … Nabucet, J. (2015). Retreat rates, modalities and agents responsible for erosion along the coastal chalk cliffs of Upper Normandy : The contribution of terrestrial laser scanning. Geomorphology, 245, 3-14.

Li, H., & Reynolds, J. F. (1995). On Definition and Quantification of Heterogeneity. Oikos, 73(2), 280. https://doi.org/10.2307/3545921

Li, Habin, & Reynolds, J. F. (1993). A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. Landscape Ecology, 8(3), 155-162. https://doi.org/10.1007/BF00125347

Li, Habin, & Reynolds, J. F. (1994). A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. Ecology, 75(8), 2446-2455.

Likert, R. (1932). A technique for the measurement of attitudes. Archives of psychology.

Lindemann-Matthies, P., & Bose, E. (2008). How Many Species Are There? Public Understanding and Awareness of Biodiversity in Switzerland. Human Ecology, 36(5), 731-742. https://doi.org/10.1007/s10745-008-9194-1

Long, N., & Tonini, B. (2012). Les espaces verts urbains : Étude exploratoire des pratiques et du ressenti des usagers. [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, 12(2).

Luginbühl, Y. (2001). La demande sociale de paysage. Voynet D., Luginbühl Y. et Lassus B.

Machon, N. (2012). Sauvages de ma rue : Guide des plantes sauvages des villes de France. Muséum national d'histoire naturelle.

Macia, A. (1979). Visual perception of landscape : Sex and personality differences. 35.

Marsalek, J., Tixier, G., Rochfort, Q., Grapentine, L., & Lafont, M. (2013). Toxicity of Urban Stormwater. In J.-F. Férard & C. Blaise (Éd.), Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology (p. 1129-1146). https://doi.org/10.1007/978-94-007-5704-2_101

Marzluff, J. M., & Ewing, K. (2001). Restoration of Fragmented Landscapes for the Conservation of Birds : A General Framework and Specific Recommendations for Urbanizing Landscapes. Restoration Ecology, 9(3), 280-292. https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009003280.x

Mathieu, N., & Schmid, A.-F. (2014). Modélisation et interdisciplinarité : Six disciplines en quête d'épistémologie. Editions Quae.

McDonald, R. I., Forman, R. T. T., & Kareiva, P. (2010). Open Space Loss and Land Inequality in United States' Cities, 1990–2000. PLoS ONE, 5(3), e9509. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0009509

McDonnell, M. J., & MacGregor-Fors, I. (2016). The ecological future of cities. Science, 352(6288), 936-938. https://doi.org/10.1126/science.aaf3630

McDonnell, Mark J., & Hahs, A. K. (2013). The future of urban biodiversity research : Moving beyond the 'low-hanging fruit'. Urban Ecosystems, 16(3), 397-409. https://doi.org/10.1007/s11252-013-0315-2

McDonnell, Mark J., & Hahs, A. K. (2015). Adaptation and Adaptedness of Organisms to Urban Environments. In D. J. Futuyma (Éd.), Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, Vol 46 (Vol. 46, p. 261-280). Palo Alto: Annual Reviews.

McDonnell, Mark J, & Niemelä, J. (2011). The history of urban ecology. Urban ecology, 9, 5-17.

McGarigal, K. (2014). Landscape pattern metrics. Wiley StatsRef: Statistics Reference Online.

McIver, J. (s. d.). Carmines. EG (1981). Unidimensional scaling. Sage.

McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation. BioScience, 52(10), 883. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2

McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness : A review of plants and animals. Urban Ecosystems, 11(2), 161-176. https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4

McPhearson, T., Haase, D., Kabisch, N., & Gren, Å. (2016). Advancing understanding of the complex nature of urban systems. Ecological Indicators, 70, 566-573. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.054

Mehdi, L., Weber, C., Di Pietro, F., & Selmi, W. (2012). Évolution de la place du végétal dans la ville, de l'espace vert a la trame verte. [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, 12(2).

Michez, A., Lisein, J., Geerts, C., Henrotay, F., Monseur, A., Claessens, H., & Lejeune, P. (2013). Utilisation des drones comme outil de suivi de travaux de restauration : Génération de séries temporelles d'orthomosaïques à très haute résolution et de modèles numériques de surface.

Présenté à La restauration hydromorphologique des cours d'eau : premiers enseignements du projet LIFE WALPHY

Millard, A. (2010). Cultural aspects of urban biodiversity. Urban Biodiversity and Design. Wiley-Blackwell, Oxford, 56-80.

Millennium Ecosystem Assessment. (2005). Ecosystems and human well-being (Vol. 5). Island press Washington, DC

Mosser, M., & Teyssot, G. (1991). Histoire des jardins : De la Renaissance à nos jours. Flammarion.

Müller, N., Werner, P., Kelcey, J. G., & Zoological Society of London (Éd.). (2010). Urban biodiversity and design. Chichester, UK ; Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell.

Murphy, G., & Likert, R. (1938). Public opinion and the individual. A psychological study of student attitudes on public questions, with a retest five years later. Harper, Oxford, England.

Muxart, T. (2004). La programmation des recherches interdisciplinaires en environnement au CNRS. Logique scientifique ou logique de pouvoir? Natures Sciences Sociétés, 12(3), 310-315.

Naeem, S., & Li, S. (1997). Biodiversity enhances ecosystem reliability. Nature, 390(6659), 507-509. https://doi.org/10.1038/37348

Nassauer, J. I. (1995). Messy Ecosystems, Orderly Frames. Landscape Journal, 14(2), 161-170. https://doi.org/10.3368/lj.14.2.161

Nassauer, J. I. (2012). Landscape as medium and method for synthesis in urban ecological design. Landscape and Urban Planning, 106(3), 221-229. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.03.014

Nassauer, J. I., & Opdam, P. (2008). Design in science : Extending the landscape ecology paradigm. Landscape ecology, 23(6), 633-644.

Nathalie, B. (1995). La nature dans la cité. Geography, Universite Pantheon-Sorbonne-Paris I.

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

Nurul, A., Sasidhran, S., Kamarudin, N., Aziz, N., Puan, C. L., & Azhar, B. (2016). Woody trees, green space and park size improve avian biodiversity in urban landscapes of Peninsular Malaysia. Ecological Indicators, 69, 176-183. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.025

Ode, Å., Fry, G., Tveit, M. S., Messager, P., & Miller, D. (2009). Indicators of perceived naturalness as drivers of landscape preference. Journal of environmental management, 90(1), 375-383.

Oke, T. R. (1982). The energetic basis of the urban heat island. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 108(455), 1-24. https://doi.org/10.1002/qj.49710845502

Oppenheim, A. N. (2000). Questionnaire design, interviewing and attitude measurement. Bloomsbury Publishing.

Oueslati, W., Madariaga, N., & Salanié, J. (2008). Evaluation contingente d'aménités paysagères liées à un espace vert urbain. Une application au cas du parc Balzac de la ville d'Angers. Review of Agricultural and Environmental Studies-Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement (RAEStud), 87(906-2016-71252), 77-99.

Özgüner, H., & Kendle, A. D. (2006). Public attitudes towards naturalistic versus designed landscapes in the city of Sheffield (UK). Landscape and Urban Planning, 74(2), 139-157. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.10.003

Patton, D. R. (1975). A Diversity Index for Quantifying Habitat « Edge ». Wildlife Society Bulletin (1973-2006), 3(4), 171-173. Consulté à l'adresse JSTOR.

Paul, M. J., & Meyer, J. L. (2001). Streams in the Urban Landscape. Annual Review of Ecology and Systematics, 32(1), 333-365. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114040

Petit-Berghem, Y. (2016). Ecologie et paysage. Uppr Editions.

Pereira, E., Queiroz, C., Pereira, H. M., & Vicente, L. (2005). Ecosystem services and human well-being : A participatory study in a mountain community in Portugal. Ecology and Society, 10(2).

Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Grove, J. M., Nilon, C. H., Pouyat, R. V., Zipperer, W. C., & Costanza, R. (2001). Urban Ecological Systems : Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas. Annual Review of Ecology and Systematics, 32(1), 127-157. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114012

Pickett, S. T. A., Cadenasso, M. L., Rosi-Marshall, E. J., Belt, K. T., Groffman, P. M., Grove, J. M., … Warren, P. S. (2017). Dynamic heterogeneity : A framework to promote ecological integration and hypothesis generation in urban systems. Urban Ecosystems, 20(1), 1-14. https://doi.org/10.1007/s11252-016-0574-9

Pijanowski, B. C., Villanueva-Rivera, L. J., Dumyahn, S. L., Farina, A., Krause, B. L., Napoletano, B. M., … Pieretti, N. (2011). Soundscape ecology : The science of sound in the landscape. BioScience, 61(3), 203-216.

Press, D., & Minta, S. C. (2000). The smell of nature : Olfaction, knowledge and the environment. Ethics, Place and Environment, 3(2), 173-186.

Priego, C., Breuste, J., & Rojas, J. (2008). Perception and value of nature in urban landscapes : A comparative analysis of cities in Germany, Chile and Spain. Landscape Online, 7, 1-22. https://doi.org/10.3097/LO.200807

Qian, Y., Zhou, W., Yu, W., & Pickett, S. T. (2015). Quantifying spatiotemporal pattern of urban greenspace : New insights from high resolution data. Landscape ecology, 30(7), 1165-1173.

Qiu, L., Lindberg, S., & Nielsen, A. B. (2013). Is biodiversity attractive?—On-site perception of recreational and biodiversity values in urban green space. Landscape and Urban Planning, 119, 136-146. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.07.007

Redon, M., Bergès, L., Cordonnier, T., & Luque, S. (2014). Effects of increasing landscape heterogeneity on local plant species richness : How much is enough? Landscape Ecology, 29(5), 773-787. https://doi.org/10.1007/s10980-014-0027

Rocchini, D., Balkenhol, N., Carter, G. A., Foody, G. M., Gillespie, T. W., He, K. S., … Neteler, M. (2010). Remotely sensed spectral heterogeneity as a proxy of species diversity : Recent advances and open challenges. Ecological Informatics, 5(5), 318-329. https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2010.06.001

Roncayolo, M. (2001). La ville aujourd'hui : Mutations urbaines, décentralisation et crise du citadin (Vol. 294). Seuil.

Rosenzweig, M. L., & Michael, L. (2003). Win-win ecology : How the earth's species can survive in the midst of human enterprise. Oxford University Press on Demand.

Sahraoui, Y. (2018). Le paysage, entre esthétique et écologie. Modélisation rétrospective à partir de changements d'occupation du sol. Mappemonde. Revue trimestrielle sur l'image géographique et les formes du territoire, (123).

Salès-Wuillemin, E. (2006). Méthodologie de l'enquête: De l'entretien au questionnaire. Bromberg, M., Trognon, A. Cours de psychologie Sociale 1, Presses Universitaires de France, pp.45-7.

Sarkar, S. (2007). From ecological diversity to biodiversity. In The Cambridge companion to the philosophy of biology (p. 388-409). Cambridge University Press.

Schindler, S., Poirazidis, K., & Wrbka, T. (2008). Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments : A case study from Dadia National Park, Greece. Ecological Indicators, 8(5), 502-514. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.06.001

Sedooka, A., Steffen, G., Paulsen, T., & Darbellay, F. (2015). Paradoxe identitaire et interdisciplinarité : Un regard sur les identités disciplinaires des chercheurs. Natures Sciences Sociétés, 23(4), 367-377. https://doi.org/10.1051/nss/2015056

Serpantié, G., Méral, P., & Bidaud, C. (2012). Des bienfaits de la nature aux services écosystémiques : Éléments pour l'histoire et l'interprétation d'une idée écologique. [VertigO] La revue électronique en sciences de l'environnement, 12(3).

Seto, K. C., Fragkias, M., Güneralp, B., & Reilly, M. K. (2011). A Meta-Analysis of Global Urban Land Expansion. PLoS ONE, 6(8), e23777. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0023777

Seto, K. C., Parnell, S., & Elmqvist, T. (2013). A Global Outlook on Urbanization. In T. Elmqvist, M. Fragkias, J. Goodness, B. Güneralp, P. J. Marcotullio, R. I. McDonald, … C. Wilkinson (Éd.), Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services : Challenges and Opportunities (p. 1-12). https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1_1

Shafer, C. L. (1997). Terrestrial Nature Reserve Design at the Urban/Rural Interface. In M. W. Schwartz (Éd.), Conservation in Highly Fragmented Landscapes. https:// doi.org/10.1007/978-1-4757-0656-7_15

Shanahan, D. F., Fuller, R. A., Bush, R., Lin, B. B., & Gaston, K. J. (2015). The Health Benefits of Urban Nature : How Much Do We Need? BioScience, 65(5), 476-485. https://doi.org/10.1093/biosci/biv032

Shannon, C. E., & Weaver, W. (1949). The mathematical theory of communication–University of Illinois Press. Urbana, 117.

Shwartz, A., Turbé, A., Simon, L., & Julliard, R. (2014). Enhancing urban biodiversity and its influence on city-dwellers : An experiment. Biological Conservation, 171, 82-90. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.009

Southon, G. E., Jorgensen, A., Dunnett, N., Hoyle, H., & Evans, K. L. (2017). Biodiverse perennial meadows have aesthetic value and increase residents' perceptions of site quality in urban green-space. Landscape and Urban Planning, 158, 105-118.

Southon, G. E., Jorgensen, A., Dunnett, N., Hoyle, H., & Evans, K. L. (2018). Perceived species-richness in urban green spaces : Cues, accuracy and well-being impacts. Landscape and Urban Planning, 172, 1-10. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.12.002

Steiner, F., Simmons, M., Gallagher, M., Ranganathan, J., & Robertson, C. (2013). The ecological imperative for environmental design and planning. Frontiers in Ecology and the Environment, 11(7), 355-361.

Sukopp, H. (1998). Urban Ecology—Scientific and Practical Aspects. In J. Breuste, H. Feldmann, & O. Uhlmann (Éd.), Urban Ecology (p. 3-16). https://doi.org/10.1007/978-3-642-88583-9_1

Teyssèdre, A. (2004). Vers une sixième grande crise d'extinctions. Biodiversité et changements globaux: enjeux de sociétés et défis pour la recherche, Paris, ADPF, ministère des Affaires étrangères, 24-36.

Tilman, D., & Downing, J. A. (1994). Biodiversity and stability in grasslands. Nature, 367(6461), 363-365. https://doi.org/10.1038/367363a0

Tilman, D., Wedin, D., & Knops, J. (1996). Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. Nature, 379(6567), 718-720. https://doi.org/10.1038/379718a0

Toublanc, M. (2009). La recherche en sciences sociales dans les écoles de paysage en France. Projet de paysage.

Turner, M. G. (1989). Landscape Ecology : The Effect of Pattern on Process. Annual Review of Ecology and Systematics, 20(1), 171-197. https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.001131

Ulrich, R. S. (1981). Natural Versus Urban Scenes : Some Psychophysiological Effects. Environment and Behavior, 13(5), 523-556. https://doi.org/10.1177/0013916581135001

Ulrich, R. S. (1986). Human responses to vegetation and landscapes. Landscape and Urban Planning, 13, 29-44. https://doi.org/10.1016/0169-2046(86)90005-8

Ulrich, R. S. (1993). Biophilia, biophobia, and natural landscapes. The biophilia hypothesis, 7, 73-137.

Ulrich, R. S., Simons, R. F., Losito, B. D., Fiorito, E., Miles, M. A., & Zelson, M. (1991). Stress recovery during exposure to natural and urban environments. Journal of Environmental Psychology, 11(3), 201-230. https://doi.org/10.1016/S0272-4944(05)80184-7

Vilatte, J.-C. (2007). Méthodologie de l'enquête par questionnaire. Laboratoire Culture & Communication Université d'Avignon.

Villamagna, A., & Giesecke, C. (2014). Adapting human well-being frameworks for ecosystem service assessments across diverse landscapes. Faculty Works, Department of Fish and Wildlife Conservation.

Voigt, A., Kabisch, N., Wurster, D., Haase, D., & Breuste, J. (2014). Structural Diversity : A Multi-dimensional Approach to Assess Recreational Services in Urban Parks. AMBIO, 43(4), 480-491. https://doi.org/10.1007/s13280-014-0508-9

Voigt, A., & Wurster, D. (2015). Does diversity matter? The experience of urban nature's diversity: Case study and cultural concept. Ecosystem Services, 12, 200-208. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.12.005

Wackernagel, M., & Rees, W. E. (1996). Our ecological footprint : Reducing human impact on the earth. Gabriola Island, BC ; Philadelphia, PA: New Society Publishers.

Wang, X., Palazzo, D., & Carper, M. (2016). Ecological wisdom as an emerging field of scholarly inquiry in urban planning and design. Landscape and Urban Planning, 155, 100-107. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.019

Wilson, E. (1995). 0.(1993). Biophilia and the conservation ethic. SR Kellert & E. 0. Wilson (Eds.), The biophilia hypothesis, 2-41.

Wilson, E. O. (1993). La diversité de la vie. Odile Jacob.

Wolch, J. R., Byrne, J., & Newell, J. P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice : The challenge of making cities 'just green enough'. Landscape and Urban Planning, 125, 234-244. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.017

Woloszyn, P., & Suner, B. (2016). HAUP. Une modalité non verbale de composition du paysage sonore pour une nouvelle médiation des territoires. La Lettre de l'InSHS, INstitut des Sciences Humaines et Sociales – CNRS.

WRI (World Resources Institute), 2000. World resources 2000-2001. Available from: http://pdf.wri.org/world_resources_2000-2001_people_and_ecosystems.pdf (Accessed March 2012).

Wu, J. (2010). Urban sustainability : An inevitable goal of landscape research. Landscape Ecology, 25(1), 1-4. https://doi.org/10.1007/s10980-009-9444-7

Yang, B., & Li, S. (2016). Design with Nature : Ian McHarg's ecological wisdom as actionable and practical knowledge. Landscape and Urban Planning, 155, 21-32. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.04.010

Annexes

Annexe 1

Extrait de la carte d'occupation du sol créée à Rennes en utilisant ArcMap 10.X (parc du Landry).

Annexe 2

Formules des métriques paysagères utilisées.

$$\mathbf{SHDI} = -\sum_{i=1}^{m} (P_i * \ln P_i)$$

P_i = proportion de la surface du paysage occupée par les taches de type d'occupation du sol i

$$\mathbf{AI} = \left[\sum_{i=1}^{m} \left(\frac{g_{ii}}{\max \rightarrow g_{ii}} \right) P_i \right] (100)$$

g_{ii} = nombre d'adjacences entre les pixels des taches de type d'occupation du sol i
max-g_{ii} = nombre maximum d'adjacences entre les pixels des taches de type d'occupation du sol i
P_i = proportion de la surface du paysage occupée par les taches de type d'occupation du sol i

$$\mathbf{CONTAG} = \left[1 + \frac{\sum_{i=1}^{m} \sum_{k=1}^{m} \left[P_i * \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^{m} g_{ik}} \right] * \left[\ln \left(P_i * \frac{g_{ik}}{\sum_{k=1}^{m} g_{ik}} \right) \right]}{2\ln(m)} \right] (100)$$

P_i = proportion de la surface du paysage occupée par les taches de type d'occupation du sol i
g_{ii} = nombre d'adjacences entre les pixels des taches de types d'occupation du sol i et k
m = nombre de types d'occupation du sol

$$\mathbf{IJI} = \frac{-\sum_{i=1}^{m} \sum_{k=i+1}^{m} \left[\left(\frac{e_{ik}}{E} \right) * \ln \left(\frac{e_{ik}}{E} \right) \right]}{\ln(0.5[m(m-1)])} (100)$$

e^*_{ik} = longueur totale (m) de bordure entre les taches de types d'occupation du sol i et k
E = longueur totale de bordure dans le paysage
m = nombre de types d'occupation du sol

$$\mathbf{LSI} = \frac{.25\ E^*}{\sqrt{A}}$$

E = longueur totale de bordure dans le paysage
A = surface totale du paysage (m^2)

Annexe 3

Questionnaire créé pour cette thèse.

ENQUÊTE DANS LES ESPACES VERTS URBAINS PUBLICS

Merci d'avoir accepté de répondre à ce questionnaire.
Toutes les questions resteront anonymes, et ne seront utilisées que dans le cadre de ce travail de recherche. Il n'y a pas de bonne ou de mauvaise réponse, nous nous intéressons à vos ressentis et vos perceptions personnels.

Lieu : .....
Date : .....
Heure : .....

FRÉQUENTATION DE CET ESPACE VERT

Dans un premier temps, nous souhaiterions vous poser quelques questions sur vos habitudes de fréquentation de l'espace vert où vous êtes aujourd'hui. Pour chaque question, cochez la bonne réponse.

1- Vous êtes venu aujourd'hui dans cet espace vert :

☐ Seul
☐ En famille
☐ En couple
☐ Entre amis

2- Est-ce que vous habitez ou travaillez à moins de 10min à pied de cet espace vert ?

☐ Oui
☐ Non

3- À quelle fréquence moyenne venez-vous dans cet espace vert ?

☐ De tous les jours à une fois par semaine
☐ De 2 à 3 fois par mois à quelques fois par an

4- A quelle(s) période(s) venez-vous dans cet espace vert?

☐ Plutôt au printemps et/ou en été
☐ Toute l'année

5- Quelles sont généralement vos activités principales dans cet espace vert ? Cochez 1 à 3 activités au maximum.

☐ Marche/promenade
☐ Activité sportive
☐ Repos/détente
☐ Pratique sociale
☐ Trajet
☐ Autre (précisez) : .....

6- La taille de cet espace vert influence-t-elle votre choix d'y venir ?

☐ Oui
☐ Non

Précisez pourquoi : .....
.....

1

PERCEPTIONS DE CET ESPACE VERT

Nous aimerions vous interroger sur vos perceptions, notamment paysagères, de cet espace vert.

1- Dans les espaces verts urbains publics en général, à quoi correspond pour vous un paysage très diversifié ?
……
……
Et à quoi correspond pour vous un paysage pas du tout diversifié ?
.....
.....

2- Trouvez-vous que le paysage de l'espace vert où vous êtes aujourd'hui est diversifié ? Entourez le chiffre correspondant à votre perception sur une échelle de 1 à 5 (1 = pas du tout diversifié, 2 = pas diversifié, 3 = à la fois diversifié et pas diversifié/ je ne sais pas, 4 = diversifié, 5 = très diversifié) : 1 - 2 - 3 - 4 - 5

Et pourquoi ? (Quels aspects du paysage de cet espace vert vous font dire qu'il est, ou qu'il n'est pas, diversifié ?)
……
……

3- Dans les espaces verts urbains publics en général, à quoi correspond pour vous la nature ?
……
……

4- Trouvez-vous que l'espace vert où vous êtes aujourd'hui est naturel ? Entourez le chiffre correspondant à votre perception sur une échelle de 1 à 5 (1 = pas du tout naturel, 2 = pas naturel, 3 = à la fois naturel et pas naturel/je ne sais pas, 4 = naturel, 5 = très naturel) : 1 - 2 - 3 - 4 - 5

Et pourquoi ? (Quels aspects de cet espace vert vous font dire qu'il est, ou qu'il n'est pas, naturel ?)
……
……

5- Quels éléments du paysage de l'espace vert ou vous êtes aujourd'hui vous procurent un sentiment de bien-être ?
……
……

6- Quelles sont les pratiques de gestion appliquées dans cet espace vert selon vous ?
……
……

RESSENTIS DANS CET ESPACE VERT

Nous allons à présent aborder les ressentis que cet espace vert vous procure. Indiquez à quel point vous êtes d'accord avec chacune des phrases ci-dessous en entourant le chiffre correspondant à votre degré d'adhésion sur une échelle de 1 à 5 (1 = pas du tout d'accord, 2 = pas d'accord, 3 = sans avis/je ne sais pas, 4 = d'accord, 5 = très d'accord).

Cet espace vert vous donne de l'énergie mentale — 1 - 2 - 3 - 4 - 5
Cet espace vert vous fait vous sentir plus concentré — 1 - 2 - 3 - 4 - 5
Cet espace vert vous permet de vous relaxer — 1 - 2 - 3 - 4 - 5
Cet espace vert vous permet de diminuer votre stress — 1 - 2 - 3 - 4 - 5
Cet espace vert vous permet de vous sentir connecté et proche de la nature — 1 - 2 - 3 - 4 - 5
Cet espace vert vous permet de vous échapper de la ville — 1 - 2 - 3 - 4 - 5
Cet espace vert vous permet de vous oxygéner et de fuir la chaleur urbaine — 1 - 2 - 3 - 4 - 5

Cet espace vert vous permet de vous échapper de votre routine quotidienne — 1 - 2 - 3 - 4 - 5
Cet espace vert contient des paysages esthétiques, vous le trouvez beau — 1 - 2 - 3 - 4 - 5
Cet espace vert stimule vos sens — 1 - 2 - 3 - 4 - 5
Cet espace vert est propice à la rencontre avec d'autres personnes, et vous pouvez y passer du temps en famille et entre amis — 1 - 2 - 3 - 4 - 5
Cet espace vert vous fait vous sentir en sécurité — 1 - 2 - 3 - 4 - 5
Cet espace vert vous fait vous sentir au sein d'une communauté — 1 - 2 - 3 - 4 - 5
Cet espace vert vous rappelle de bons souvenirs, vous vous en sentez proche — 1 - 2 - 3 - 4 - 5
Dans cet espace vert, vous pouvez facilement pratiquer des activités sportives qui améliorent votre bien-être mental — 1 - 2 - 3 - 4 - 5

Cet espace vert vous met mal à l'aise — 1 - 2 - 3 - 4 - 5
Cet espace vert vous oppresse — 1 - 2 - 3 - 4 - 5
Cet espace vert est trop bruyant — 1 - 2 - 3 - 4 - 5
Cet espace vert vous rend triste — 1 - 2 - 3 - 4 - 5

INFORMATIONS PERSONNELLES

Pour finir, nous aimerions en savoir un peu plus sur vous. Pour chaque question, cochez la bonne réponse.

1- Quel est votre sexe ?
☐ Homme
☐ Femme

2- Quel est votre âge ?
☐ 18-34 ans
☐ 35-54 ans
☐ 55 ans et plus

3- Où avez-vous habité durant votre enfance ?
☐ En ville
☐ A la campagne

4- Quel est votre niveau d'étude le plus élevé ?
☐ Niveau BAC ou moins
☐ Niveau BAC +2 et +3
☐ Niveau BAC +5 et plus

5- Quelle est votre situation actuelle ?
☐ Travail à temps complet ou temps partiel
☐ Chômeur
☐ Etudiant ou stagiaire non rémunéré
☐ Retraité
☐ Femme au foyer
☐ Autre (précisez) : ……

6- Possédez-vous un jardin privé et/ou une parcelle de jardin partagé ?
☐ Oui
☐ Non

Enfin, seriez-vous d'accord pour participer à une seconde enquête sur vos perceptions du paysage des espaces verts urbains publics ? Si oui, pouvez-vous nous indiquer votre contact (mail, téléphone) : .....
.....

UNIVERSITE ECOLOGIE
BRETAGNE GEOSCIENCES
LOIRE AGRONOMIE ALIMENTATION

UNIVERSITÉ DE RENNES 1

Titre : Perception écologique et sociale de la biodiversité des espaces verts urbains publics

Mots clés : espace vert urbain public, biodiversité, restauration psychologique, hétérogénéité paysagère

Résumé : Dans un contexte d'urbanisation mondiale croissante, des travaux de recherche interdisciplinaire sont nécessaires pour une approche intégrée et appliquée articulant les bénéfices environnementaux et sociaux des espaces verts urbains (EVU) publics. Le premier objectif de ce travail de thèse a été d'analyser les processus sous-jacents de la relation établie dans la littérature entre la diversité d'espèces dans les EVU publics et la restauration psychologique ressentie par les usagers. L'hypothèse posée était que l'hétérogénéité paysagère, un paramètre environnemental qui est associé à la diversité d'espèces dans les EVU publics, est perceptible par les usagers et favorable à leur restauration psychologique. Sur la base des résultats, le second objectif a été d'identifier des pratiques d'aménagement et de gestion des EVU publics permettant de favoriser à la fois la biodiversité et le bien-être psychologique des usagers.

Nous avons démontré que l'hétérogénéité paysagère configurationnelle, précisément le mélange des trois strates de végétation et des zones fleuries, est perçue par les usagers et favorise leur restauration psychologique. L'hétérogénéité paysagère est donc un facteur explicatif dans la relation établie entre la diversité d'espèces dans les EVU publics et la restauration psychologique ressentie par les usagers. Nous avons également mis en évidence que la perception de l'hétérogénéité paysagère par les usagers est particulièrement induite par des variations de hauteur de la végétation. En outre, le sexe, le parcours géographique, et la diversité des activités des usagers ont une influence sur leur perception de l'hétérogénéité paysagère. Nous avons ensuite identifié des pratiques d'aménagement et de gestion des EVU publics permettant d'augmenter le mélange de différentes hauteurs des trois strates de végétation et des zones fleuries.

Title : Ecological and social perception of biodiversity within public urban green spaces

Keywords : public urban green space, biodiversity, psychological restoration, landscape heterogeneity

Abstract : In a context of increasing global urbanization, interdisciplinary research is needed towards an integrated and applied approach that articulates the environmental and social benefits provided by public urban green spaces (UGS). The first objective of this thesis was to analyze the underlying processes of the relationship demonstrated in the literature between species diversity in public UGS and psychological restoration of visitors. Our hypothesis was that landscape heterogeneity, an environmental parameter that is related to species diversity within public UGS, is perceivable by visitors and beneficial to their psychological restoration. Following the results, the second objective was to identify planning and management practices of public UGS that promote both biodiversity and visitors' well-being.

We showed that landscape configurational heterogeneity, precisely the mixing of the three strata of vegetation and flower areas, is perceived by visitors and favors their psychological restoration. Landscape heterogeneity is thus an explanatory factor in the relationship demonstrated between species diversity in public UGS and psychological restoration of visitors. We also showed that visitor's perception of landscape heterogeneity is especially induced by variations in the vegetation height. Moreover, visitor's gender, childhood environment, and diversity of activities have an influence on their perception of landscape heterogeneity. We then identified planning and management practices of public UGS that enhance the mixing of different heights of the three vegetation strata and flower areas.