Services écosystémiques rendus par la végétation urbaine : application d'approches d'évaluation à la ville de Strasbourg

Wissal Selmi

▶ **To cite this version:**

Wissal Selmi. Services écosystémiques rendus par la végétation urbaine : application d'approches d'évaluation à la ville de Strasbourg. Ecosystèmes. Université de Strasbourg, 2014. Français. NNT : 2014STRAH013 . tel-01155679

HAL Id: tel-01155679

https://theses.hal.science/tel-01155679

Submitted on 27 May 2015

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

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

UNIVERSITÉ DE STRASBOURG

ÉCOLE DOCTORALE SCIENCES DE LA TERRE ET DE L'ENVIRONNEMENT – ED 413

Laboratoire Image, Ville, Environnement - UMR 7362

THÈSE présentée par :

Wissal SELMI

soutenue le : **31 Octobre 2014**

pour obtenir le grade de : **Docteur de l'université de Strasbourg**

Discipline/ Spécialité : Aménagement de l'espace et urbanisme

Services écosystémiques rendus par la végétation urbaine

Application d'approches d'évaluation à la ville de Strasbourg

THÈSE dirigée par :

Mme. WEBER Christiane Directrice de recherche, université de Strasbourg

RAPPORTEURS :

M. ARNOULD Paul Professeur, ENS de Lyon

M. MATHEVET Raphael Chargé de recherches, CEFE-CNRS, Montpellier

M. BADARIOTTI Dominique Professeur, université de Strasbourg

AUTRES MEMBRES DU JURY :

M.RIVIERE Emmanuel Ingénieur, directeur adjoint de l'ASPA-Strasbourg

Université de Strasbourg
Ecole doctorale Sciences de la Terre et de l'environnement (ED 413)
Laboratoire Image, Ville Environnement UMR 7362

Thèse présentée pour obtenir le grade de docteur de l'université de Strasbourg
Discipline : Aménagement de l'espace, urbanisme

Services écosystémiques rendus par la végétation urbaine
Application d'approches d'évaluation à la ville de Strasbourg

Wissal SELMI

Octobre 2014

"If you really think the environment is less important than economy try holding your breath while you count your money."
McPherson

"Enfin de compte, quel est le sens d'une science capable d'envoyer un homme sur la lune, mais incapable de mettre un morceau de pain sur la table de chaque être humain?»
Carlos Ruiz Zafón

A mes grands parents

Remerciements

Une thèse, « un voyage » : voici un simple mot qui peut décrire ces trois années de travail où j'ai emprunté un chemin mystérieux qui cachait des surprises dans chaque petit coin. Un chemin où j'ai croisé des personnes avec lesquelles j'ai échangé des connaissances, de l'amour et aussi de la folie. Des personnes qui m'ont accompagnée tout au long du chemin et d'autres qui n'ont fait qu'un petit bout. Je tiens à les remercier car ils ont contribué, de près ou de loin, à la réalisation de ce travail.

Je remercie chaleureusement l'Institut de la Recherche et de l'Enseignement Supérieur Agricoles de la Tunisie et la Communauté Urbaine de Strasbourg qui ont financé cette thèse.

Mes pensées vont à ***Mme Christiane Weber***, qui m'avait accompagné durant ces trois dernières années et qui m'a témoignée une confiance absolue alors que je venais de faire mes débuts dans la recherche. Merci pour vos conseils et pour votre dévouement.

Je remercie vivement ***M. Paul Arnould***, ***M. Dominique Badariotti***, ***M. Raphael Mathevet*** et ***M. Emmanuel Rivière*** de m'avoir fait l'honneur de participer au jury et d'évaluer ce travail.

Merci à ***Lotfi Mehdi*** pour toutes les discussions qui m'ont inspirées, merci pour les conseils et les critiques qui ont nourri au fil du temps mes connaissances. Un grand merci à mon oncle ***Slaheddine Selmi*** pour ses relectures et pour les différentes discussions sur la portée des résultats. Merci de m'avoir appris et transmis le goût des analyses statistiques. Merci d'avoir su répondre à mes questions existentielles avec des mots très simples. Merci à ***M. Mathieu Fortin*** pour les différents échanges constructifs sur la question de stockage du carbone, la biomasse et les fameux tarifs de cubage, merci de m'avoir guidé vers d'autres perspectives. Merci à ***Gaetan Fouvrel*** et ***Damien Ertlen*** pour leur aide très précieuse, leur gentillesse et leur disponiblité.

Je remercie vivement ***David Nowak*** pour son aide très précieuse et pour sa contribution dans le traitement des données. Je salue sa modestie et son ouverture d'esprit, merci pour tous les échanges assez riches sans tomber dans le préjugé. Je tiens à remercier aussi sa famille pour son accueil et pour les moments conviviaux passés ensemble. Merci également à l'équipe de l'« *US department of Agriculture* » à commencer par ***Allison***, ***Bob***, ***Hirabayashi***, ***Alexis***, ***Daniel***. Je les remercie pour leur disponibilité, leur bienveillance et leur patience en m'accordant toujours du temps pour répondre à mes questions.

Je remercie vivement ***Aziz Serradj*** pour les nombreuses relectures, les conseils, sa bonne humeur et son humour. J'exprime aussi mes remerciements à ***Estelle Baehrel*** pour l'attention qu'elle m'a accordée, pour ses encouragements et pour sa disponibilité quand il s'agissait de répondre à « mes petites questions ». Merci également à ***Yassmina Ramrani*** pour la gentillesse qu'elle m'a prodiguée et pour sa bienveillance.

Je remercie mes adorables collègues de bureau pour la bonne ambiance : à ***Simon***, pour sa gentillesse et son aide très précieuse en faisant preuve de patience face à mes interminables questions. À ***David*** pour sa gentillesse, pour sa grandeur d'esprit, merci d'avoir veillé sur moi et vérifié que j'ai bien mangé! Merci pour cette grande amitié qui s'est créée au fil du temps…Je remercie également ***Jennifer***, ***Lucie***, ***Franck***, ***Jeremy***, ***Sophie***, ***Fanny***, ***Aurélie***, ***Jérôme***, ***David***, ***Jana*** pour leur bonne humeur permanente.

Merci à toutes les personnes qui m'ont accompagnée sur le terrain. Une pensée particulière à mon stagiaire ***Valentin*** qui a partagé avec moi les piqures des tiques et des moustiques. Je lui souhaite bonne continuation.

Merci à toutes personnes que j'ai sollicitées pendant ces trois dernières années à commencer par ***M. Emmanuel Rivière, M. Christian Brucker***, ***M. George Najjar***, ***M. Dominique Bonnet***, ***Mme Anne Rozan***, ***M. Antoine Colin***, ***M. Michael Lux***, ***Mme Valérie Blot***, ***Nadège***, ***Grégoire***, ***Anne-Christine***. Je les assure de ma plus grande reconnaissance.

Mes remerciements vont également à :

A la personne qui m'a toujours soutenu : à ***mon Papa*** qui m'a fait confiance et m'a encouragé pour entamer ce voyage… Il a su trouver les mots pour me rassurer et pour m'orienter vers les bons choix. A ***ma mère*** qui est toujours là pour me soutenir, pour m'écouter et pour me transmettre sa gaité, sa joie de vivre. Merci pour les fameux conseils : dors, manges et sors…j'en tiendrai compte, promis ! A ma sœur ***Imen***, la meilleure sœur au monde, pour son soutien et ses encouragements. Merci d'être toujours là pour moi. A mon petit frère ***Dallou*** pour notre grande complicité. A ***Leny***, ma meilleure amie, merci pour ses encouragements répétés et pour le soutien qu'elle m'a apporté.

A ***Sonya*** pour la confiance qu'elle m'a témoignée depuis le premier jour quand j'ai frappé à la porte de son bureau. Merci pour ce lien qui s'est créé et forgé au fil du temps. A ***Bibi***, pour son accueil, sa générosité, sa bienveillance et pour l'affection qu'elle m'a toujours témoignée. A oncle ***Hedi*** et tante ***Najet*** pour leur soutien et leur gentilesse.

A mes deux mousquetaires, ***Amine*** et ***Mejdi***, avec qui j'ai connu le vrai sens de l'amitié, merci d'être toujours là malgré la distance et pour les petites investigations quand je m'absentais.

A ***Sylvain***, mon ange gardien, merci d'être toujours à l'écoute, pour ces moments où nous avons fait le tour du monde. Merci pour toutes les discussions passionnantes. Re-merci à ***Lotfi***, d'avoir supporté mes angoisses et mes pics de folie pendant ces dernières années, merci d'avoir joué le rôle du monologue quand j'avais la tête ailleurs. Merci pour cette complicité alors que nous appartenons à deux mondes complètement différents. Merci de pouvoir me faire rire et soulager les moments les plus difficiles. Mille mercis…Ami Boutohch.

A ***Géraldine*** qui m'a toujours encouragé pour réaliser mes projets et m'a épaulé durant ces dernières années. Merci pour tous ces moments. J'ai eu beaucoup de chance d'avoir fait sa connaissance. A ***Elise*** qui m'a comblé par sa douceur, par sa grandeur d'âme et par l'attention qu'elle m'a accordée. A ***Marion***, pour ces moments de folie et de fou rire, merci pour toutes ces randonnées de guerrières, pour les footings en Pyjama, pour les pots de Haagen-Dazs…

A ***Martin***, ***Rassil***, ***Sara²***, ***Wompa***, ***Sofiene***, ***Julien***, ***Majdi***, ***Mahdi, Manel, Sirine***, ***Souna***, ***Ali***, ***Noura***, ***Fréd***, ***Dali***…

A ***M. Guy Heintz***, ***M. Marc Oberlé***, ***M. Luc Fisher***, ***M. Eric Salvat***, ***Mme Sylvie Muller***, ***Mme Laure Chollet*** et ***Mme Marine Jung*** pour leur gentillesse, leur soutien et leur dévouement.

A tous ceux que j'ai rencontrés pendant cette aventure, merci d'avoir fait un bout de chemin avec moi, merci d'avoir fait partie de ma vie…

Sommaire

Préambule **1**

Introduction générale **3**

Partie I : Cadre Conceptuel **9**

Chapitre n°1 : Services écosystémiques (SE), définitions et éléments de description **10**

Introduction **10**

1. Services écosystémiques: définitions et typologies 10
2. Services écosystémiques et disciplines: convergence ou divergence ? 14
3. Incertitudes associées aux services écosystémiques 33

Conclusion : cadre conceptuel référentiel de la thèse 36

Chapitre n°2 : Valeurs et méthodes d'évaluation **38**

Introduction 38

1. Evaluation de la valeur intrinsèque : vision écocentrique 39
2. Evaluation de la valeur instrumentale : vision utilitariste 46

Discussion et conclusion 54

Chapitre n°3 : Services écosystémiques et végétation urbaine **56**

Introduction 56

1. Ville et enjeux écologiques : Quelles approches scientifiques ? 57
2. Caractéristiques de l'écosystème urbain : un socio-écosystème 63
3. Les espaces végétalisés urbains 70
4. Services écosystémiques et desservices rendus par la végétation urbaine 77
5. Prise en compte de la multifonctionnalité et les SE par les politiques urbaines 80

Conclusion 82

Chapitre n° 4 : Démarche scientifique **83**

Introduction 83

1. Problématiques 84
2. Objectifs et hypothèses 85

3. Cheminement de la recherche....86
4. Présentation du terrain d'étude : la ville de Strasbourg....111
5. Acquisition des données....116
Conclusion....121
Partie II : Cadre pratique....122
Chapitre 5 : Fonctionnement des communautés prairiales urbaines, vers l'appréhension de leur valeur intrinsèque....123
Introduction....123
1. Questionnements....125
2. Le protocole de suivi : quelques éléments de réflexion....127
3. Le protocole de suivi : mise en œuvre dans la ville de Strasbourg....130
4. Résultats....141
5. Discussions et éléments de réflexion....161
Conclusion....169
Chapitre 6 : Evaluation de la valeur instrumentale, approche de modélisation....171
Introduction....**171**
1. Arbre : éléments historiques, dendrologiques et fonctions écologiques....172
2. Questionnements....179
3. Le modèle i-Tree Eco....180
4. Application à l'échelle de la ville de Strasbourg....191
Conclusion....199
Chapitre 7 : Services de régulation de la qualité de l'air rendus par les arbres urbains, application et validation....201
Introduction....201
1. Caractérisation de la végétation arborée de la ville de Strasbourg....202
2. Les services de régulation de l'air rendus par les arbres urbains de Strasbourg....211
3. Desservices: émissions des composés organiques volatils....228
4. Validation du modèle....233
5. Synthèses et Discussions....239

Conclusion.....247

Conclusion générale 249

Références bibliographiques 254

Annexes 268

Listes des figures 315

Liste des tableaux 321

Table de matière 324

Préambule

Approcher le fonctionnement des espaces végétalisés urbains et quantifier leurs services écosystémiques est devenu un sujet à débat dans un contexte de prise de conscience du rôle de ces espaces dans le maintien du bien-être humain. Ce sujet nous concerne tous : usagers, gestionnaires, politiques et scientifiques. Ce sont ces espaces qui nous permettent de nous détendre, de nous ressourcer. Ce sont ces pénétrantes naturelles qui incarnent le mariage entre la ville et la campagne. Ce sont ces écosystèmes où la majorité des processus écologiques se déroulent. L'interface de prédilection pour étudier les interactions entre l'Homme et la Nature en se focalisant non seulement sur les bénéfices qu'ils rendent à la société, mais aussi sur leurs fonctionnements pour pouvoir mieux les protéger. Mais, dans un contexte de connaissances lacunaires, on peut s'interroger sur l'approche scientifique à entreprendre pour appréhender ces espaces en respectant les différentes perceptions des acteurs concernés. Comment parler à la fois de fonctions écologiques et de services écosystémiques sans tomber dans le réductionnisme ? De cette complexité naît une difficulté majeure : la nécessaire interdisciplinarité pour une compréhension globale; comment dès lors faire discuter les différentes disciplines entre-elles sur ce sujet?

Trouver une réponse à ces questions était un défi pour moi. Après une longue année de doute où je me suis plongée dans la théorie et dans la complexité d'un tel sujet, je me suis rendue compte de la nécessité de concrétiser ces théories en proposant une approche d'évaluation qui, si imparfaite soit-elle, permet de porter un regard nouveau sur des concepts controversés comme celui de « services écosystémiques ». Les séminaires et les réunions auxquels j'ai participé m'ont démontré que ce concept reste marqué par sa logique monétaire. Entendre des scientifiques ou des gestionnaires qui renvoient le préfixe « éco » à l'économie m'a poussé à nourrir mes réflexions (en perpétuelle construction) et à vouloir faire avancer la recherche ne serait-ce que d'un modeste petit pas. N'ayant pas le but d'idéaliser ce concept, je souhaite humblement participer au débat et ouvrir la voie vers une nouvelle compréhension.

L'ensemble de ces éléments m'ont conduit à réaliser ce travail de recherche, que je considère comme une aventure aussi bien sur le plan professionnel que personnel. Professionnel, car étant de formation initiale ingénieur-paysagiste, j'ai été amenée dans le cadre de ce travail à élargir mes champs de compétences en touchant différentes disciplines : la géographie,

l'écologie, l'aménagement, la biologie. L'exercice n'a pas été facile, car il est imprégné de doute et de crainte. La crainte de mobiliser une approche réductionniste qui n'aurait pas pris en compte certains éléments essentiels qui m'auraient échappé.
Une aventure professionnelle, car je manquais de recul par rapport à la portée des résultats issus de l'approche d'évaluation utilisée, ce qui m'a conduit à approcher non seulement les géographes et les économistes pour discuter le contexte épistémologique, mais aussi les écologues, les forestiers pour examiner la partie expérimentale de la thèse et les gestionnaires pour discuter de l'ensemble des résultats et ajouter une touche opérationnelle à ce travail. J'espère avoir atteint les objectifs susmentionnés… J'espère que ce travail sera à la hauteur des attentes des lecteurs.

Aventure personnelle, car je me suis trouvée dans mon élément : la Nature. J'ai travaillé des jours entiers sur les petits coins verts et les forêts que je n'avais pas découverts dans mes premières explorations lors de mon arrivée à Strasbourg. J'ai senti l'odeur boisée des arbres et la fraîcheur des herbes, mais j'ai été aussi piquée par des moustiques et des tiques !
Une aventure personnelle car elle m'a permis d'affirmer mes engagements et mes convictions, de porter un nouveau regard plus ouvert et de chercher toujours la part de la vérité dans tout ce qui se passe actuellement dans notre monde. Elle m'a ouvert la voie vers la connaissance… la connaissance de soi.

Introduction générale

Le développement démographique et le rayonnement industriel dont témoignent ces derniers siècles ont touché considérablement les écosystèmes naturels et les espèces qui y trouvent refuge (Schneiders et al., 2012 ; Vo et al., 2012, etc.). Ces derniers, dont le processus de renouvellement est relativement lent face à une demande exorbitante, sont voués à l'épuisement. La fragilisation des habitats, l'extinction des espèces, la pollution et le réchauffement climatique sont les conséquences majeures d'un développement économique quasi-planétaire et d'une (sur)exploitation des ressources qui agit, entre autres, sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes naturels (Schneiders et al., 2012).

Pour remédier à cette situation, une nouvelle idéologie a vu le jour au XIX^{e} siècle, la conservation des ressources naturelles (Abadie, 2008). Les premières initiatives ont été vouées à la biodiversité à « caractère patrimonial » et/ou aux espèces « rares » et « emblématiques » qui ont fait l'objet de la mise en place des parcs nationaux et des réserves naturelles (parc national Yellowstone en 1872, Adirondack en 1885, parc national de la Vanoise, 1963) (Preau, 1964 ; Larrèrre, 1997). Cette action de protection des écosystèmes naturels en leur attribuant une valeur écologique (dite intrinsèque) est ancrée dans un débat philosophique aussi profond que controversé : celui de l'éthique environnementale centrée sur le rapport entre l'Homme et la Nature. Comme le souligne Larrère (1997 :5), « *l'éthique environnementale existe comme une réflexion philosophique qui a su associer les questions morales classiques (qu'est-ce que la valeur ? Comment distinguer le bien et le mal ? Le pluralisme est-il nécessaire ?) et les problèmes contemporains qui font de la nature l'objet d'un débat philosophique* ».

L'attribution d'une valeur intrinsèque aux écosystèmes naturels s'inspire d'une vision éco (bio)-centrique qui consiste à affirmer leur existence, leur droit de vivre et veiller à leur pérennité. Selon Léopold (in Larrère et Larrère, 1997 :48), « une chose est bonne lorsqu'elle tend à préserver l'intégrité, la stabilité et la beauté de la communauté biotique. Elle est mauvaise lorsqu'il en va autrement». Dans le mouvement le plus radicaliste (l'écologie profonde en anglais Deep ecology), le dualisme entre la Nature et l'Homme n'a pas de sens. La Nature est supérieure et puissante, elle n'est pas considérée comme une source exploitable au profit de l'Homme. Ce dernier est relégué au deuxième plan et n'a aucun privilège (Cobb, 1976).

Face à cette valeur intrinsèque se place une autre valeur d'ordre instrumentale basée sur une approche anthropocentrique (ou utilitariste). Cette dernière considère les écosystèmes naturels comme des ressources pour le maintien de la survie de la population humaine. L'Homme ici a le droit de gérer et surveiller la Nature pour qu'elle réponde à ses besoins. La biodiversité devient dès lors un support pour maintenir la vie humaine (Vallet, 2009). Sous l'aspect le plus rigoureux de l'anthropocentrisme (avancé par Descartes et soutenu par les économistes dans les années 1970), l'Homme devient le « maitre de l'univers » qui peut moduler et manipuler les écosystèmes naturels (Matanga et Poulin, 2010). Ces derniers sont réduits à un objet à consonance économique dont l'évaluation se base principalement sur la monétarisation.

De cette vision utilitariste est né le concept de « services écosystémiques » qui englobe l'ensemble des bénéfices directs et indirects rendus par les écosystèmes naturels et semi-naturels à la société humaine (Constanza et al., 1997). Porteur d'ambigüité sémantique, le concept a été et reste sujet à controverse en raison de sa médiatisation à travers les approches économiques et de l'amalgame développé dans sa mise en relation avec le terme « fonction ». En dépit des controverses qu'il suscite, le concept s'est imposé dans la littérature scientifique anglo-saxonne, la recherche française, quant à elle, reste encore réticente. L'émergence de ce concept a été souvent accompagnée d'une idée idéaliste de préservation des écosystèmes naturels souvent contestée par les naturalistes qui considèrent les services écosystémiques comme un outil de marchandisation de la Nature (Gomez et al., 2009). Ainsi, on peut se demander si ce concept masque la complexité écologique. Quelle est la démarche à adopter pour ouvrir la voie à un dialogue entre les naturalistes et les utilitaristes ?

Bien que les principes qui régissent les deux visions ne soient pas les mêmes, elles se rejoignent dans la mesure où elles sont toutes les deux réductrices quant à la valeur des écosystèmes naturels : suprême chez les écocentriques *versus* objet monétaire chez les anthropocentriques. Dans ce contexte, Norton (1997 : 60) explique que *« faire appel à une valeur inhérente (…) n'est pas moins réductionniste que ne l'est l'utilitarisme économique, lorsqu'il explique et justifie les comportements variés du consommateur en fonction de la satisfaction accordée aux préférences individuelles ».*

Face à ce constat, le développement d'une vision à la rencontre de ces deux mouvements est devenu essentiel pour appréhender les différentes faces des composantes naturelles. Dans cette perspective Norton *in* Larrère et Larrère (1997) souligne la nécessité d'adopter une

vision « pluraliste » qui consiste à développer des approches de protection des écosystèmes naturels et semi-naturels non seulement pour favoriser et maintenir les services écosystémiques rendus à la société humaine, mais aussi pour comprendre les processus écologiques de tels écosystèmes pour s'assurer des possibilités de maintien de leurs conditions d'existence. Dans ce contexte émergent des questionnements sur les outils d'évaluation à mettre en place : Comment la double-valeur des écosystèmes naturels peut-elle être évaluée ? Le concept des services écosystémiques est-il figé dans sa connotation économique ? Faut-il se contenter des indicateurs économiques ? Existe-t-il d'autres alternatives à l'évaluation monétaire ?

Ce débat épistémologique s'est focalisé, depuis son émergence, sur les écosystèmes naturels patrimoniaux. Cependant, cette idéologie de « sanctuarisation » a été rapidement piégée par ses propres limites puisqu'elle marginalise toute sorte de diversité biologique considérée comme « ordinaire ». Or celle-ci joue un rôle considérable dans le maintien, en particulier, du fonctionnement des ilots réservés, et en général de l'ensemble des écosystèmes naturels (Burel et Baudry, 1996 ; Clergeau, 2007). Dans ce contexte, Abadie (2008 :7) affirme que « *les espèces se trouvant dans les réserves et possédant de grands domaines vitaux, restent dépendantes de cette matrice de nature ordinaire pour leur survie : l'ensemble des transformations s'y produisant (fragmentation, pollution, destruction d'habitat, etc.) aura certainement des répercussions sur la viabilité de leurs populations, en entravant leurs déplacements ou en les privant de ressources* ». Ainsi, les préoccupations environnementales se sont étendues à d'autres territoires dont la composante naturelle est dominée par la biodiversité ordinaire à l'instar du milieu urbain (Vallet, 2009). C'est ainsi que les scientifiques ont commencé à partir des années 1990 à interroger la place du milieu urbain et de ses espaces à caractère naturel (connus sous le nom d'espaces végétalisés urbains) dans le champ de la protection et de la valorisation de la biodiversité et dans l'appréhension des interactions entre les êtres humains et leurs environnements. Comme le souligne Afeissa (1997 :57) *« ce qu'il s'agit de privilégier, en définitive, ce n'est pas la préservation d'un milieu sauvage dont il importerait d'exclure les êtres humains pour le mettre à l'abri de toute corruption, mais bien plutôt un certain type de coopération réussie entre les êtres humains et leur cadre de vie, permettant de renforcer ou de revitaliser les liens d'une communauté à son environnement devenu objet de soin »*. De ce fait, la ville est à l'image de cette coopération, elle offre les meilleures chances pour instaurer une démarche de développement durable fondée sur la protection de la biodiversité, le respect de son rythme et le maintien des services

qu'elle rend (UNFPA, 2007). Dès lors, de nouveaux questionnements émergent, mais demeurent mal cernés: les espaces à caractère naturel en ville se réduisent-ils à de simples éléments esthétiques ? La biodiversité en ville conserve-t-elle les mêmes fonctions et services que la biodiversité patrimoniale ? Devons-nous utiliser les mêmes approches d'évaluation pour appréhender ses valeurs ?
A travers ce bouillonnement, des chercheurs se sont engagés dans une démarche scientifique visant à appréhender la Nature en ville : le programme ECORURB en 2003 (ECOlogie du Rural vers l'URBain), le projet Trame verte urbaine en 2009 et le projet VEGDUD en 2010 (Rôle du végétal dans le développement urbain durable ; une approche par les enjeux liés à la climatologie, l'hydrologie, la maîtrise de l'énergie et les ambiances).

Dans ce cadre, les espaces végétalisés urbains (EVU), souvent considérés comme un décor urbain, se sont vus imprégnés non seulement d'une valeur socio-urbanistique (rôle esthétique, de détente, etc.) mais aussi d'une valeur écologique (support de la majorité des processus écologiques dans un contexte urbain). Malgré la reconnaissance de cette double-valeur, très peu de scientifiques ont entrepris des recherches sur l'évaluation de ces EVU (James et al., 2009).

Dans un tel contexte, on peut se demander si l'appréhension de cette double-valeur, aussi incertaine et confuse soit-elle, pourrait contribuer à comprendre le fonctionnement des espaces à caractères naturels en ville et à quantifier les services rendus à la société locale. Autrement dit, s'agit-il d'une simple figure rhétorique ou bien d'un moyen pour développer un dispositif d'évaluation concret conduisant à la protection de ces espaces et de la biodiversité qui y trouve refuge ?

Dans un contexte de pénurie de connaissances, *notre recherche a ainsi pour ambition de construire une démarche exploratoire visant à mettre en place des approches d'évaluation du fonctionnement et des services écosystémiques rendus par les composantes naturelles en ville*. Une telle démarche requiert de mener une étude épistémologique qui passe en revue les différents moments clés de la genèse de cette thématique et éclaire les divergences disciplinaires sur le sujet. Par la suite, il faudra chercher et comprendre les différentes approches et outils d'évaluation afin de choisir les plus pertinents pour répondre à nos questionnements. En nous inscrivant dans une vision éco-anthropocentrique non réductionniste, nous voulons vérifier si l'évaluation économique peut s'estomper face à

l'évaluation écologique. Cet objectif permet d'en atteindre un autre, plus général, à savoir la mise en valeur de l'aspect transversal des services écosystémiques qui, à notre humble avis, ne se réduisent pas à un simple « avatar économique ».

L'application d'outils d'évaluation conduira à (1) concrétiser l'appréhension de la double-valeur des écosystèmes semi-naturels urbains dans un contexte de pénurie d'informations et à (2) tester leurs capacités à fournir des renseignements sur le fonctionnement et les services écosystémiques rendus par les écosystèmes semi-naturels en ville. Elle constituera un appui empirique pour de futures recherches scientifiques et opérationnelles.

Comme le montre le digramme de la thèse (Figure 1), la première partie de ce travail résume le cadre de la recherche. Les deux premiers chapitres dressent un état des lieux bibliographique sur l'émergence de l'évaluation de la valeur intrinsèque et des services rendus écosystémiques des écosystèmes naturels d'une manière générale. Nous revisitons ces différents concepts clés et les divergences disciplinaires qui en découlent et nous discuterons ensuite des diverses approches d'évaluation de la double-valeur des écosystèmes naturels. Le troisième chapitre se focalise sur le milieu urbain et ses écosystèmes semi-naturels. Nous aborderons leurs caractéristiques, leurs différentes interactions et leurs services écosystémiques. Le dernier chapitre de cette partie expose la problématique, les objectifs et le cheminement de recherche suivi de la présentation des différents outils d'évaluation sélectionnés et de la présentation du terrain d'étude.

La deuxième partie présente le volet empirique de cette étude. Elle est consacrée à l'application d'outils d'évaluation : le protocole de suivi pour appréhender le fonctionnement des pelouses urbaines (chapitre 5) et l'application du modèle i-Tree pour quantifier les services écosystémiques rendus par la végétation arborée urbaine (chapitre 6 et 7). Pour chaque outil, les bases méthodologiques seront détaillées, les apports seront discutés et les perspectives et les limites seront identifiées. Pour l'exercice de modélisation, nous tenterons de valider le modèle i-Tree car en l'absence d'études portées sur la quantification « écologique » des services écosystémiques à l'échelle des villes françaises, nous vérifierons la portée d'une telle initiative et la possibilité de généraliser son application sur le territoire français.

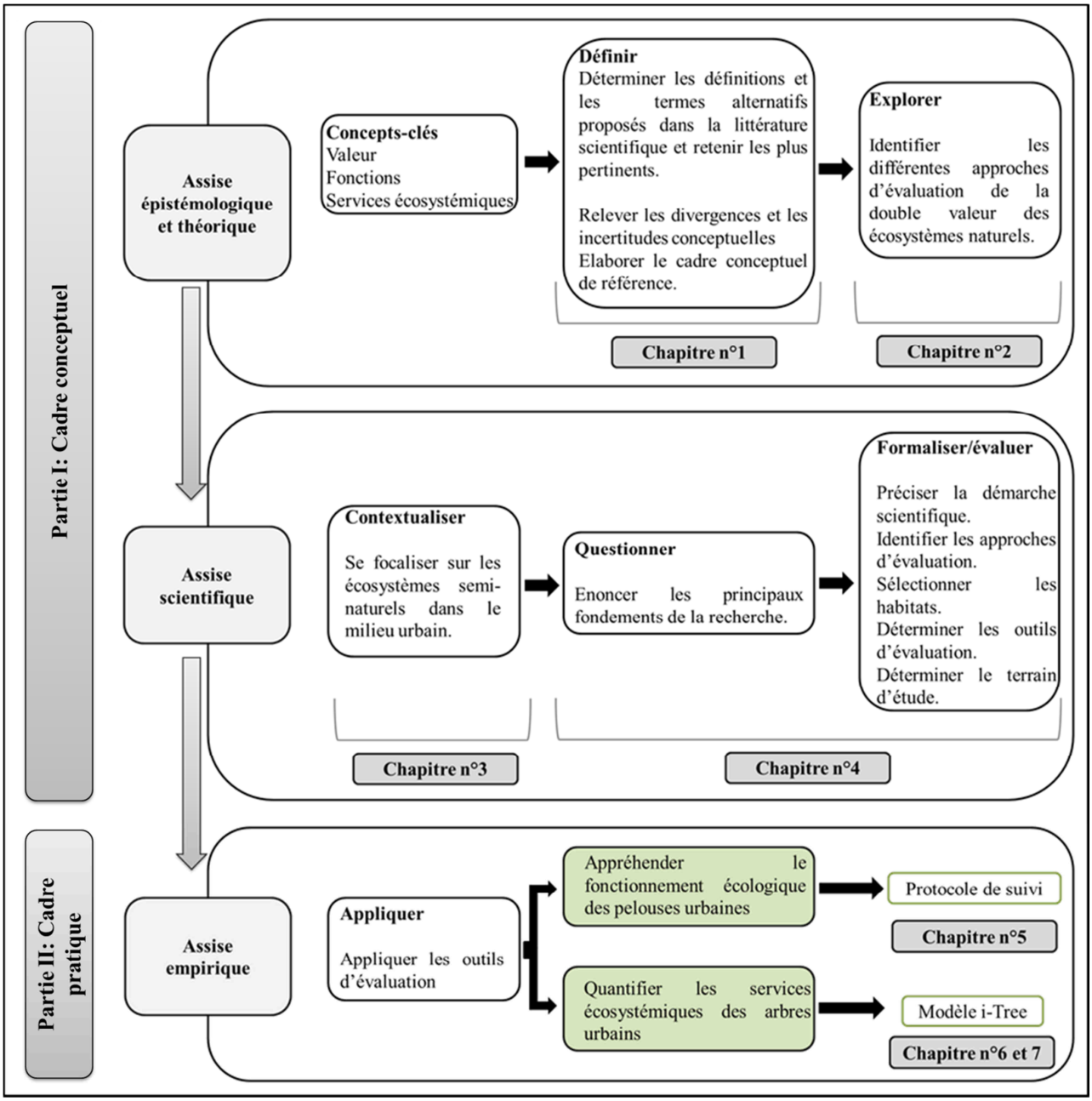


Figure 1. Diagramme de la thèse

Partie I : Cadre Conceptuel

Assise épistémologique et théorique

- *Définir des différents concepts-clés;*
- *Proposer un cadre conceptuel référentiel ;*
- *Examiner les différentes approches et outils d'évaluation.*

Chapitre n°1 : Services écosystémiques (SE), définitions et éléments de description

Chapitre n°2 : Valeurs et méthodes d'évaluation

Assise scientifique

- *Se focaliser sur le contexte urbain ;*
- *Définir le cheminement de la recherche et le terrain d'étude.*

Chapitre n°3 : Services écosystémiques et végétation urbaine

Chapitre n°4 : Démarche scientifique

Chapitre n°1 : Services écosystémiques (SE), définitions et éléments de description

Introduction

Ce chapitre dresse un état des lieux bibliographique permettant de porter un regard épistémologique sur le concept de « services écosystémiques » ce qui conduira à établir un cadre conceptuel référentiel. Il s'agit ici d'explorer l'état de l'art et de mettre en relief quelques moments-clés de la genèse de ce concept afin de comprendre son articulation avec d'autres concepts à l'instar de « fonction » ou « multifonction ».
Nous commencerons par donner quelques définitions et typologies afin de révéler la diversité terminologique qui entoure la notion de « services écosystémiques ». Nous passerons ensuite à l'appréhension de ce concept par les différentes disciplines pour mettre en lumière son principe transversal tout en pointant du doigt les failles identifiées dans chaque discipline. Ensuite, les incertitudes qui lui sont associées seront reprises pour aboutir, à la fin de ce chapitre, à la proposition d'un cadre conceptuel référentiel[1].

1. Services écosystémiques: définitions et typologies

Depuis son émergence, la définition du concept de « services écosystémiques » a donné lieu à une littérature aussi riche que diversifiée. Nous relevons dans ce qui suit une variété de définitions et de typologies que nous allons passer en revue. Notons que nous ne cherchons pas l'exhaustivité dans cet exercice, mais nous proposons les écrits qui ont marqué le débat sémantique sur ce sujet.

Daily (1997) a défini les SE comme l'ensemble des conditions et des processus à travers lesquels les écosystèmes naturels et les espèces qui y trouvent refuge soutiennent la vie humaine. Si l'on s'en tient à cette définition, il semblerait que Daily ne fasse pas la distinction entre les termes « services », « fonctions » et « processus ». Réunies dans la même sphère, ces notions n'ont qu'une seule vocation, satisfaire les besoins humains. Nous verrons par la suite qu'une telle association devient à partir des années 2000 le centre des controverses.

[1] Nous renvoyons les lecteurs à l'article intitulé « multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains » pour avoir de plus amples informations sur la place du concept dans la littérature scientifique.

Une autre définition a été proposée par Costanza et son équipe (Costanza et al., 1997) pour qui les services écosystémiques sont « les bénéfices directs et indirects » rendus à la société par les fonctions des écosystèmes. Le terme « bénéfice », très répandu en économie, s'ajoute à la définition en incitant, comme nous le verrons par la suite, à la mise en place d'une approche d'évaluation économique. Costanza et ses collègues (1997) proposent aussi une typologie de SE renfermant dix-sept (17) grandes catégories. Cette typologie affiche une certaine ressemblance avec celle proposée par de Groot et al. (2002). Cependant, en les comparant toutes les deux, nous remarquons le désaccord des auteurs quant à la classification des bénéfices. Si la première équipe privilégie le recours au terme « service », la deuxième, quant à elle, préfère celui de « fonction » et propose une classification synthétique en quatre grandes catégories qui se déclinent en vingt-trois sous-classes.

Tableau 1. Comparaison entre la classification de Costanza et al (1997) et de de Groot et al. (2002)

Service/fonction	**Costanza et al 1997**		**de Groot et al., 2002**
		Exemples	
Régulation de l'atmosphère	**Services Ecosystémiques**	Maintien de la balance CO_2/CO	Fonctions de régulation
Régulation du climat		Régulation des gaz à effets de serre	
Régulation des perturbations climatologiques		Protection contre les tempêtes et les inondations	
Régulation de l'eau		Approvisionnement en eau pour l'agriculture et l'industrie	
Approvisionnement en eau		Approvisionnement en eau potable et création des réservoirs	
Contrôle d'érosion et la rétention des sédiments		Prévention contre les pertes des sols, stockage des eaux de ruissellement	
Formation du sol		Accumulation de matière organique	
Maintien du cycle des éléments nutritifs		Fixation d'azote du phosphore et du potassium	
Traitement des déchets		Contrôle de la pollution	
Pollinisation		Rôle des pollinisateurs dans la reproduction des plantes	
Contrôle biologique		Maintien du réseau trophique	
Refuge		Refuge pour la biodiversité,	Fonctions d'habitat
Réservoir pour la biodiversité		-	

Production alimentaire		Production des fruits, légumes, poissons, etc.	Fonctions de production
Production de la matière première		Production du bois de charpente, carburant, etc.	
Ressources génétiques		Production des produits pharmaceutiques, Production des plantes ornementales	
Ressource médicinale		-	
Ressource ornementale		-	
Esthétique		-	Fonctions d'information
Récréation		Ecotourisme, activités sportives, etc.	
Information culturelle et artistique		Valeur esthétique, artistique Education	
Spiritualité		-	
Science et éducation		-	

de Groot et ses collègues se sont penchés sur une autre question complexe: comment lier « processus », « fonction » et « service » ? Les auteurs ont répondu à cette question en donnant des définitions explicites à chacun de ces termes (de Groot et al., 2002):

- **Processus** : l'ensemble des interactions et des échanges de matière et d'énergie entre les composantes abiotiques et biotiques de l'écosystème ;
- **Fonction** : la capacité des composantes naturelles à générer des biens et des services qui satisfont directement et indirectement les besoins humains ;
- **Service** : « bien » issu du fonctionnement des écosystèmes au profit des sociétés. Ce « bien » a non seulement une valeur économique mais aussi une valeur écologique et/ou socioculturelle.

Il semblerait que de Groot et son équipe soient les précurseurs ayant rendu explicite le lien entre « fonction » et « service », déjà évoqué par Costanza, créant ainsi un chemin causal non-linéaire entre les deux concepts (Hawkins, 2003).

En 2005, le *«Millennium Ecosystem Assessment»* (MEA) a élaboré son propre cadre conceptuel définissant les services écosystémiques comme l'ensemble des bénéfices rendus par les écosystèmes (MEA, 2005 *in* Fisher et al., 2009) et proposant une typologie en quatre grandes classes de SE (MEA, 2005) :

- les services d'approvisionnement qui sont les biens et les produits procurés à partir des écosystèmes (nourriture, eau, bois, etc.) ;
- les services de régulation issus de la régulation des processus écosystémiques (séquestration du carbone, régulation du microclimat, etc.) ;
- les services culturels non matériels (éducation, détente, loisir, etc.) ;
- les services de soutien qui maintiennent la production des trois premiers services (production de la biomasse, cycle de l'eau, cycle des éléments nutritifs, etc.)

En 2007, Boyd et Banzhaf, adeptes des idées de Daily, reprennent sa définition mais en excluant tous les services indirects qui doivent subir des modifications avant d'être consommés (services de production par exemple). Les auteurs se focalisent, ainsi, sur les services **directs** qui désignent l'ensemble des processus écologiques consommés **directement** par la population (régulation du climat, infiltration d'eau de ruissellement).

Fisher et Turner (2008) quant à eux, affirment que les SE correspondent à l'ensemble des bénéfices directs et indirects. Ils considèrent que tout processus et/ou fonction écologique sont des services tant qu'il existe un bénéfice tiré par l'homme[2], *« ecosystem services are the aspects of ecosystemsutilized (actively or passively) to produce human well-being »* (Fisher et Turner, 2008 : 1168).

À la lecture de ces définitions, nous remarquons que le concept de « service écosystémique » relève d'une diversité de sens qui donne lieu à une littérature riche, certes, mais non conciliante. Cette diversité a ainsi divisé le corps scientifique en deux groupes.

Le premier groupe voit dans cette richesse la complexité que révèle le concept. Il est du devoir des scientifiques de favoriser ce pluralisme afin de nourrir les débats qui conduiront à une meilleure compréhension du concept. Nous rapportons ici le propos de Costanza (2008: 350) qui adhère à cette idée en refusant les discours simplistes: *"In the messy world we inhabit, weneed multiple classification systems for different purposes, and this is an opportunity to enrich our thinking about ecosystem services rather than a problem to be defined away"*. Par ailleurs, les définitions et les typologies du concept ne doivent pas être statiques. Elles appellent à une actualisation en fonction de l'avancée de la recherche et en fonction des confrontations disciplinaires : *"There are many useful ways to classify ecosystem*

[2] *"The functions or processes become services if there are humans that benefit from them. Without human beneficiaries they are not services"* (Fisher et al., 2009: 645).

goods and services and our goal is not a single, consistent systems (…) but rather a pluralism of typologies that will each be useful for different purposes" (Costanza, 2008 :351).

Le deuxième groupe illustre l'autre tendance de ce pluralisme. En effet, les différentes initiatives proposées par les chercheurs ont engendré des controverses scientifiques tant au niveau conceptuel qu'opérationnel. Une standardisation du concept est donc essentielle pour ce second groupe pour pouvoir l'intégrer dans le processus de prise de décision (Boyd et Banzhaf, 2007 ; Fisher et al., 2009).

À ce stade, il convient de poser la question sur l'origine de cette richesse. Le concept de « services écosystémiques » se trouve-t-il à une confluence interdisciplinaire ?

2. Services écosystémiques et disciplines: convergence ou divergence ?

Différents cadres conceptuels sont proposés à la croisée de diverses disciplines comme la biologie, l'économie, l'écologie, la sociologie. Les débats sur le concept sont centrés sur le rapport entre l'homme et la nature. Faut-il préserver la nature pour sa simple valeur intrinsèque ou bien faut-il la conserver pour maintenir son fonctionnement et donc soutenir la vie humaine ? Existe-t-il des moyens pour alarmer l'opinion sur la répercussion de la perte du capital naturel ? Ces questionnements ont nourri les recherches scientifiques voire épistémologiques qui ont conduit non seulement à l'éclosion du concept de services écosystémiques mais aussi à la mise en évidence des controverses qui lui sont associées.

Avant de préciser les différentes trajectoires disciplinaires, nous tenons à définir quelques termes qui relèvent de l'éthique environnementale (Encadré 1) et qui seront utilisés tout au long du manuscrit.

Encadré 1. Les termes associés à l'étude des interactions Homme-Nature

Capital naturel : c'est l'ensemble des ressources naturelles dans lesquelles la société humaine puise son bien-être. Costanza et al. (1997) le définissent comme le stock de matière et d'information qui procure des bénéfices pour l'Homme. Il prend différentes formes (arbre, atmosphère, écosystèmes naturels, etc.).

Valeur intrinsèque : valeur propre des écosystèmes naturels. Elle est indépendante des besoins et des profits humains (Hawkins, 2003 ; Tietenberg et al., 2013).

Valeur instrumentale (ou utilitariste) : valeur attribuée aux écosystèmes naturels en fonction de leur utilité pour l'homme (Tietenberg et al., 2013, Baertschi, 2008[3]).

Ethique environnementale : c'est un champ de la philosophie de l'environnement. Elle correspond à l'ensemble des conceptions à travers lesquelles sont perçues les interactions entre les êtres vivants et leur milieu physique. Elle se focalise essentiellement sur le rapport homme-nature en mettant en exergue les besoins humains et les besoins propres de la nature (Afeissa, 2008)[4]. Nous distinguons trois conceptions (anthropocentrique, biocentrique et écocentrique).

Anthropocentrisme : c'est une conception où les écosystèmes naturels sont appréhendés en fonction des besoins humains. Ces écosystèmes sont considérés comme un objet voire une ressource exploitable dont l'homme tire profit. Ce dernier est, par conséquent, l'élément central. Il est le maître de la nature (Aznar, 2002).

Biocentrisme: c'est une vision dans laquelle l'homme n'est qu'un élément parmi d'autres dans l'écosystème et où chaque être vivant possède une valeur qui lui est propre. *« Tout être vivant est un centre-téléologique-de-vie. Les organismes vivants ont leur finalité, ils possèdent un bien qui leur est propre, l'accomplissement de leurs fonctions biologiques, qu'ils poursuivent par leurs propres moyens. Selon l'égalitarisme biocentrique, tous les êtres vivants ont la même valeur, et cette valeur nous impose le respect.* » (Maris, 2010 *in* biosphère, 2014[5]).

Ecocentrisme : au moment où le biocentrisme adopte une approche individualiste pour appréhender les écosystèmes naturels, l'écocentrisme quant à lui, s'intéresse à des « entités supra-individuelles », c'est-à-dire, des espèces ou des écosystèmes d'une manière générale dans une perspective de

[3] http://www.unige.ch/medecine/ieh2/ethiqueBiomedicale/enseignement/programme2007-2008/module3b-1-1ecologie.pdf (16/04/2013);
[4] http://www.dicopo.fr/spip.php?article112(16/04/2014);
[5] http://biosphere.ouvaton.org/index.php?option=com_content&view=article&id=1163:2010-philosophie-de-la-biodiversite-petite-ethique-pour-une-nature-en-peril-de-virginie-maris&catid=71:annee-2010&Itemid=102 (16/04/2014).

protection de la biodiversité. *« Les tenants de l'écocentrisme invitent à prendre en compte dans la délibération morale ces entités globales. Elles ont, comme les êtres vivants, un bien propre qu'il est possible de promouvoir ou d'entraver par nos actions, et qui devrait donc nous imposer certaines obligations morales*[6].

Préservationnisme : *« conception qui justifie la protection de la nature par la valeur que celle-ci possède en elle-même*[7] *».*

Conservationnisme: *« position selon laquelle la nature n'a de valeur que comme un instrument au service de l'Homme*[8] *».*

Utilitarisme : position philosophique qui préconise le recours à différents outils pour promouvoir et optimiser le bien-être humain[9].

2.1. L'émergence d'une idéologie

Les progrès humains et le bouleversement démographique dont témoigne la deuxième moitié du XIX[e] siècle ont entrainé une perte considérable du capital naturel et une surexploitation des ressources naturelles face à une demande de consommation qui ne cesse de croître (Primack et al, 2012). Il a fallu, par conséquent, trouver des moyens rapides pour conserver et entretenir les écosystèmes naturels. Bien que le terme « SE » n'ait apparu que tardivement, certains écrits de cette époque ont eu le mérite de l'initier en mettant en lumière la complexité du rapport Homme-Nature. Citons, à titre d'exemple: Marsh GP (*Man and Nature*, 1864) ; Osborn F (*Our Plundered Planet*, 1948) ; Vogt W (*Road to Survival*, 1948) ; Leopold (*A Sand County Almanac and Sketches from Here and There*, 1949) (Méral, 2012)[10].

2.2. Prémices d'une rhétorique chez les biologistes

C'est auprès des biologistes que le concept a fait sa première apparition en faisant office de plaidoyer pour la conservation de la nature (Pesche et al., 2011 ; Rankovic et al., 2012). Les écrits des conservationnistes des années 1850-1950 ont servi de base pour les biologistes. Ils ont démontré que les anciennes initiatives de protection de la nature, fondées uniquement sur une éthique romantique dite préservationnisme sont devenues insuffisantes. Ainsi, avec cette vague de réflexions émergentes, une nouvelle approche de sensibilisation sur le lien entre

[6] Ibid.
[7] http://www.unige.ch/medecine/ieh2/ethiqueBiomedicale/enseignement/programme2007-2008/module3b-1-1ecologie.pdf (16/04/2014);
[8] Ibid.
[9] http://atheisme.free.fr/Religion/Definition_u.htm (16/04/2014);
[10] http://www.nss-journal.org/articles/nss/pdf/2012/01/nss120002.pdf (01/09/2014).

bien-être humain et bon fonctionnement des écosystèmes naturels a vu le jour. Cette approche « *fournit une nouvelle justification anthropocentrique de conservation des espèces et des écosystèmes, basée sur notre dépendance à l'égard des biens et des services qu'ils nous fournissent* » (Lamarque, 2012 : 2)[11]. Elle ouvre par conséquent la voie au concept de « services écosystémiques» explicitement énoncé par Ehrlich et Ehrlich en 1981. A cette époque, les scientifiques n'ont pas tardé à utiliser d'autres termes génériques comme « *environmental services* » ; « *nature's services* » ; « *public-service functions of the global environment* » ; « *indirect benefits* » ; « *free public services* ».

Grâce à la sortie du livre « *Nature's services* » de Daily en 1997, la sphère des chercheurs a commencé à s'intéresser à ce concept émergent. Les propositions d'un cadre conceptuel et l'intégration du concept dans le processus décisionnel se sont multipliées par la suite d'une manière exponentielle (Fisher et Turner, 2008). Ce recueil d'articles émane directement de deux études réalisées en 1970 : « *Study of critica lenvironmental problem* » (SCEP) et « *The limits of growth* [12]» appelé aussi le rapport Meadows. Sans donner une définition concrète du concept de SE, le rapport SCEP lui a consacré un chapitre entier *« environmental services »* dans lequel les auteurs ont envisagé les différents scénarii de disparition d'un certain nombre de SE, établi au préalable, et ont discuté la probabilité de remplacement de ces derniers (Antona et Bonin, 2010). Bien que les deux rapports fussent inscrits dans la lignée de la nécessité de la conservation du capital naturel, les auteurs y ont également développé une connotation économique. Antona et Bonin (2010 : 5) rappellent à ce sujet que ces rapports ont été une première étape vers l'appréhension des services écosystémiques « *dont la perte engendrera des coûts plus ou moins importants pour la poursuite des activités anthropiques* ». L'engouement pour ce nouveau paradigme a ensuite touché la sphère des économistes et s'est rapidement trouvé au cœur des débats économiques. Il évolue par la suite, dans une logique développée en faveur de la conservation de la biodiversité et de l'économie de l'environnement (Westmann, 1977 ; Ehrlich and Ehrlich, 1981).

2.3. Les SE comme « avatar » pour certains économistes

Loin des débats philosophiques qui ont nourri la sphère scientifique, le concept n'a trouvé sa notoriété que dans les années 1970 avec l'apparition de la culture utilitariste (voir la définition

[11] Une approche socio-écologique des services écosystémiques Cas d'étude des prairies subalpines du Lautaret, thèse en Biodiversité-Ecologie-Environnement 249 p ;
[12] Le rapport est intitulé « *Study of criticalenvironmentalproblem* » (SCEP).

dans l'encadré 1). L'année 1970 a aussi marqué les esprits avec la parution du rapport « Halte à la croissance[13] » écrit par Meadows et en rupture avec les théories économistes classiques (Loriaux, 2012). A notre connaissance, cet ouvrage a ouvert la voie vers l'économie de l'environnement en introduisant l'approche systémique (encadré 2) qui est le fondement théorique du terme « services écosystémiques » (Maris 2013, Gomez et al, 2010, Méral, 2010, etc.).

Avant d'aborder l'apport de cette approche dans le rapport de Meadows, nous tenons à définir les bases théoriques qui servent d'appui aux prochains chapitres (Encadré 2).

Encadré 2. L'approche systémique

Approche systémique : elle consiste à dénoncer le réductionnisme qui conçoit un système comme un simple agencement de ses composantes liées par des relations de dépendances primitives et linéaires. En opposition avec cette simplification, l'approche systémique définit le système comme une configuration plus complexe qui s'appuie sur l'interdépendance, la rétroaction et l'interaction non seulement entre les différentes entités qui le composent, mais aussi entre celles-ci et le milieu environnant. Comme l'illustre Loriaux (2012 : 1) *« Dans un système, toutes les variables sont reliées les unes aux autres et s'influencent réciproquement avec des effets qui ne sont pas simplement linéaires et additifs, mais aussi multiplicatifs* ».

Un système: en 1968, le biologiste Bertalanffy affirme que *le système est un ordre dynamique des parties et des processus en interaction mutuelle* (Bertalanffy, 1968 *in* Massa, 2002). Ces interactions obéissent à des lois et à des principes. Le degré d'interaction définit le caractère du système (ouvert, isolé ou bien fermé) par rapport à son environnement. Sur le fond organisationnel, les composantes d'un système, appelées « sous-systèmes », doivent s'arranger pour former une unité.

Un système en équilibre dynamique est un système qui atteint son équilibre non seulement interne, mais aussi avec son environnement. Cet équilibre correspond à la capacité d'un système à s'ouvrir et à échanger avec son environnement tout en maintenant sa structure interne. La systémique est une approche transversale qui est utilisée dans diverses disciplines: systèmes écologiques, biologiques, sociaux, etc.

La complexité : « Sans complexité, le rationalisme analytique pouvait sembler suffisant pour appréhender le monde et la science. Ce concept renvoie à toutes les difficultés de compréhension (flou, incertain, imprévisible, ambigu, aléatoire) posées par l'appréhension d'une réalité complexe et

[13] L'adaptation française de cet ouvrage s'intitule « halte à la croissance », parue en 1972.

qui se traduisent en fait pour l'observateur par un manque d'information (accessible ou non) » (Donnadieu et al, 2013 : 3-5).

La globalité[14] : « Il s'agit d'une propriété des systèmes complexes, souvent traduite par l'adage "*le tout est plus que la somme des parties*" et selon laquelle on ne peut les connaître vraiment sans les considérer dans leur ensemble. Cette globalité exprime à la fois l'interdépendance des éléments du système et la cohérence de l'ensemble.

L'interaction [15]: « Elle s'intéresse à la complexité au niveau élémentaire de chaque relation entre les constituants du système pris deux à deux. Initialement empruntée à la mécanique où l'interaction se réduit alors à un jeu de forces, la relation entre constituants se traduit le plus souvent dans les systèmes complexes, par un rapport d'influence ou d'échange portant aussi bien sur des flux de matière, d'énergie et d'information. Comme le montrera le concept de rétroaction, la notion d'interaction déborde largement la simple *relation de cause à effet* qui domine la science classique ».

La rétroaction[16] : « On appelle alors boucle de rétroaction (*feed-back* en anglais) tout mécanisme permettant de renvoyer à l'entrée du système sous forme de données, des informations directement dépendantes de la sortie ».

L'information[17] : « L'information intervient en permanence dans les échanges entre et au sein des systèmes, parallèlement aux deux autres flux fondamentaux de matière et d'énergie. Le systémicien distingue entre l'*information circulante* (à traiter comme un simple flux périssable) et l'*information structurante* (incluse dans les mémoires du système) ».

La modélisation : c'est le concept fondamental de l'analyse systémique. Elle consiste à rendre intelligible une situation. Meadows (1972) affirme que le modèle correspond à une réalité, les résultats peuvent aider les décideurs à prendre des décisions. Lemoigne (1977) affirme que « *modéliser, c'est représenter de façon stylisée la réalité telle qu'elle est perçue, c'est procéder à une interprétation « investigatrice », pour avoir « l'intelligence » de la situation* » (Lemoigne, 1977 *in* Massa, 2002).

2.3.1. L'approche systémique à la faveur des SE

Selon Antona et Bonin (2010 :5) : *« Si les notions de services écosystémiques et écologiques ont leur origine dans le domaine de l'écologie, avec l'impact des activités humaines sur les processus biophysiques de l'environnement (…) et avec l'écologie de la conservation (…), il*

[14] Ibid.
[15] Ibid.
[16] Ibid.
[17] Ibid.

est intéressant de noter le rôle d'études systémiques pluridisciplinaires et globales dans les évolutions de ces concepts ».

Ayant choisi la dynamique des systèmes, Meadows insiste sur sa pertinence pour analyser des processus complexes en biologie, sociologie, géographie, etc. Elle permet selon lui *« une représentation graphique ou numérique de toutes ces relations planétaires en termes facilement compréhensibles*» (Meadows, 1972 :165). Il propose de représenter les interdépendances, les interrelations entre la production alimentaire, la pollution, l'industrialisation, l'explosion démographique et les ressources naturelles sous un angle planétaire sans avoir recours explicitement au terme SE, *ibid*. En effet, l'approche adoptée fait de la planète un écosystème formé d'un ensemble de sous-systèmes. Il modélise ensuite la réponse du système à des événements présupposés. Les conclusions de ce rapport ont frappé les esprits par le fait qu'aucun scénario n'empêchera l'effondrement de la planète. Les conclusions du rapport ont eu un succès sans précédent chez les économistes en raison de leur caractère alarmant. Néanmoins, elles n'ont pas échappé à une forte vague de polémiques dont les plus récurrentes sont (1) le caractère pessimiste vis-à-vis du progrès technologique et (2) l'impossibilité d'appliquer l'approche systémique à une échelle planétaire qui se caractérise par des inégalités régionales (Mongeau, 2008). Meadows, dans une démarche d'auto-évaluation, a mis en évidence les limites de sa modélisation. Il souligne qu'« *il n'est pas possible de donner des réponses à des questions de détail tout simplement parce que le modèle ne contient pas de détails. Nous n'avons pas tenu compte des frontières nationales. Les inégalités de répartition des données alimentaires, matières premières et investissements sont implicitement contenues dans les données mais ne sont pas calculées explicitement ni représentées sur les graphiques. Les échanges commerciaux, les courants migratoires, les facteurs climatiques et les incidences politiques ne sont spécifiquement traités »* (Meadows, 1972 : 204). En dépit des divergences créées par ce rapport au sein de la communauté des économistes, il en émane d'autres approches modélisatrices dans le but d'ancrer le concept dans la littérature scientifique en général et économique en particulier. Citons, dans ce qui suit, les travaux de Costanza et al. (1997) et du MEA (2005).

2.3.2. Vers la médiatisation des services écosystémiques

Dès la fin des années 1990, on associe encore une fois à ce concept une connotation monétaire, les écrits de Daily et de Costanza en 1997 en témoignent. Comme le démontrent Gomez et son équipe (2009), les services écosystémiques sont passés d'un concept destiné à

susciter l'intérêt public pour la conservation de la biodiversité à un concept exclusivement marchand (Gomez et al., 2010).

2.3.2.1. L'article de Costanza en 1997

En 1997, la monétarisation des SE atteint son paroxysme grâce à la publication de Costanza et son équipe. Dans la même lignée de Meadows (1972), les auteurs ont recours à un modèle mathématique qui propose l'évaluation économique des écosystèmes naturels à l'échelle planétaire. Pesche et ses collaborateurs (2011) soulignent que cette publication est le point de départ de la médiatisation du concept de SE (Pesche et al., 2011). Dans la réalité, le travail de Costanza et son équipe prend racine dans le courant néo-classique de l'économie qui consiste à donner une valeur monétaire à des biens et des services tout en prenant en considération les arguments éthiques et moraux. Ils perçoivent dans cette approche un arsenal empirique pour la protection et la conservation des écosystèmes naturels. Ils défendent ainsi l'idée que l'intégration de ces valeurs monétaires dans le marché et dans le processus décisionnel contribue à une gestion durable du capital naturel (Costanza et al., 1997). Faucheux et Noel rappellent que « *la plupart des économistes abordant l'environnement et les ressources naturelles dans la tradition néo-classique, n'ont de cesse de restaurer la confiance dans les mécanismes de marché afin d'assurer le meilleur usage possible de ces ressources et de ces biens d'environnement (…). Le marché à travers les changements de prix relatifs fournit en effet un guide approprié pour l'allocation optimale des biens et des services environnementaux* » (Faucheux et Noel, 1995 :32).

Dans cette publication, outre la définition de base[18] des SE, les auteurs en fournissent une autre en y ajoutant une allure énergétique et technologique. Les SE deviennent, dès lors, une combinaison de l'ensemble des flux de matières et d'énergie issus du capital naturel et du capital manufacturé (produits fabriqués par l'Homme à partir d'une matière première), qui génèrent le bien-être humain (Costanza et al., 1997). En postulant que les SE issus du capital anthropique entraînent des coûts de production supplémentaires, les auteurs estiment que le capital naturel est une source suffisante pour accéder à ses bénéfices à moindre coût, *ibid*. Les auteurs rappellent, maintes fois, que l'objectif de cette évaluation monétaire est de mettre l'accent sur l'impact des changements des écosystèmes (et des services générés) sur le bien-être humain : *« These changes may dramatically alter terrestrial and aquatic ecosystems,*

[18] L'ensemble des bénéfices directs et indirects rendus par les écosystèmes.

having an impact on the benefits and costs of local human activities » (Costanza et al, 1997 : 255).

À travers une base de données de 100 études ayant trait à l'évaluation des SE, les auteurs ont estimé la valeur monétaire globale de 17 SE non renouvelables rendus par 16 biomes[19]. Comme le soulignent les auteurs, la majorité des travaux sur lesquels ils se sont basés ont eu recours à la méthode du consentement à payer, *ibid.* Cette dernière est une approche directe d'évaluation. Elle revient à quantifier le prix qu'un individu est prêt à payer pour acquérir un bien ou un service[20]. Comme l'illustre Méral (2010), leur méthode consiste à (1) quantifier la valeur par hectare de biome puis (2) l'extrapoler sur la surface totale de chaque biome et ensuite (3) faire la somme de toutes les valeurs obtenues. Ils fournissent ainsi une valeur moyenne annuelle de SE de 33 trillions de dollars américains. Cette valeur révèle que le remplacement d'un service donné exige une augmentation de produit national brut[21] de 33 trillions de dollars (Costanza et al., 1997). Une mission qui, selon les auteurs, semble être impossible en raison du caractère non substituable[22] de la majorité des SE, *ibid*.

En dépit de son caractère alarmant et inédit dans le domaine de l'économie, cet article a été beaucoup discuté. Méral (2010) synthétise les critiques en trois grandes catégories à savoir, les critiques méthodologiques, les critiques philosophiques et les critiques opérationnelles :

- les critiques méthodologiques ont concerné l'absence de la prise en compte des fondements de l'écologie de l'environnement comme la résilience et l'irréversibilité. Les interrogations se sont aussi portées sur le caractère marginaliste et simpliste du calcul qui considère que la valeur totale est la somme des coûts marginaux (Chevassus-au-Louis et al., 2009).
- les critiques philosophiques remettent en cause le retour au réductionnisme monétaire considéré comme une instrumentalisation des écosystèmes naturels qui ne s'applique qu'à court terme (Larrère, 1997 ; Chevassus-au-Louis et al., 2009). Comme le

[19] « Des biomes recouvrent plusieurs complexes d'écosystèmes. Ce sont des espaces de vie paysage homogène » (Heinrich et Hergt, 1993 :61) ;
[20] http://www.unice-ecogestion.cafewiki.org/index.php?consentement-a-payer (04/02/2014) ;
[21] Le Produit National Brut **(**PNB**)** correspond à la production annuelle de biens et de services par les acteurs économiques d'un pays donné, incluant notamment les revenus des investissements nets réalisés à l'étranger, et déduisant les revenus des investissements de l'étranger sur un territoire national. http://economie.trader-finance.fr/produit+national+brut/ (06/02/2004) ;
[22] Au moyen de ses publications, Costanza (1997 ; 2008) a toujours défendu l'idée de la « soutenabilité forte » qui refuse l'hypothèse de la substituabilité du capital naturel. « La substituabilité désigne, en économie, la capacité des agents à substituer un bien à un autre lorsque le prix du second augmente »http://www.laviedesidees.fr/Que-peut-on-apprendre-de-l.html#nb1 (06/02/2014).

confirment Chevassus-au-Louis et al., (2009 : 330) *« la monétarisation n'a a priori d'intérêt que si l'on veut échanger sur un vaste marché et envisager une substitution d'éléments de bien-être qui peuvent sembler incommensurables.»*

- En ce qui concerne les critiques opérationnelles, les antagonistes se sont centrés sur la portée de la monétarisation dans le processus décisionnel. Selon Toman (1998), rapporté par Méral (2010 :16), *« le calcul n'est pas une source d'information utile pour le décideur »*.

Malgré cette polémique virulente, Costanza et son équipe ont toujours défendu ce travail en ayant conscience de ses imprécisions techniques et méthodologiques. Selon Chevassus-au-Louis et al., (2009 : 206) « *Les auteurs sont conscients des larges incertitudes qui affectent leurs estimations mais ils considèrent cependant que les valeurs sont plutôt basses et que des études approfondies sont nécessaires* ».

Encadré 3. Fondement théorique de la monétarisation (Faucheux et Noel, 1995 : 32-33)

« La plupart des économistes abordant l'environnement et les ressources naturelles dans la tradition néoclassique, n'ont de cesse de restaurer la confiance dans les mécanismes de marché afin d'assurer le meilleur usage possible de ces ressources et de ces biens d'environnement (…). Le marché, à travers les changements de prix relatifs, fournit en effet un guide approprié dans l'allocation optimale des biens et des services environnementaux. La crainte de l'épuisement de ressources naturelles dotées d'un prix de marché disparaitrait si on laissait jouer sans aucune intervention les mécanismes de marché. A mesure que les prix s'élèveraient, il y aurait stimulation à la fois des stratégies d'exploration et des recherches technologiques. Ces dernières permettraient non seulement la substitution entre ressources mais aussi l'accroissement de l'efficacité de ces dernières, c'est-à-dire une diminution de leur gaspillage. Ce point de vue a engendré une théorie économique de l'exploitation optimale des ressources naturelles qui détermine une trajectoire optimale d'épuisement des ressources et permet la poursuite de la croissance économique en dépit de l'épuisement de certaines ressources naturelles (…). L'analyse économique élémentaire du marché nous enseigne en effet, en raison de la loi de l'offre et de la demande, qu'un bien à prix nul fera l'objet d'une demande plus forte que s'il avait un prix positif. Si les services avaient un prix, la demande D serait d'autant plus élevée que ce prix serait bas (Figure 2).

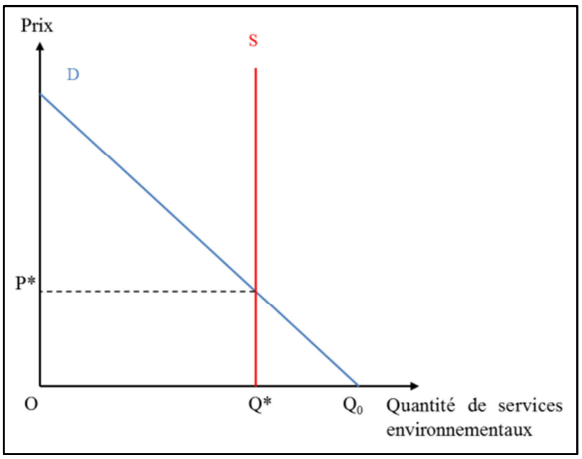


Figure 2. Problèmes d'environnement résultant de l'absence de marché

L'offre, quant à elle, est en général supposée fixe. Elle est présentée par la droite d'offre verticale S. S'il y avait un marché pour ces services environnementaux, le prix s'établirait à P* (prix d'équilibre) et le montant des services de l'environnement utilisés serait Q*. Mais en fait, l'absence de marché pour ces services de l'environnement, signifie que le prix est zéro et la quantité consommée Q_0. On consomme alors « trop » de services d'environnement. Même au prix P*, rien n'assure que l'environnement ne soit pas dégradé.

Or le danger ici est que, si la demande croît, elle dépasse la capacité des biens et des services environnementaux à la satisfaire. En d'autres termes, il peut y avoir surexploitation des ressources. La solution est alors de donner un prix à ces biens et services environnementaux (…). Une telle perspective revient à considérer que les contraintes écologiques sur l'économie ne sont jamais absolues. Elle relève donc d'une vision fondamentalement optimiste quant aux possibilités de progrès techniques de substitution (Costanza, 1989) ».

2.3.2.2. L'évaluation des écosystèmes pour le millénaire MEA

Huit ans après, un nouveau rapport fait son apparition. Il s'inscrit dans la lignée de la publication de Costanza et ses collaborateurs. C'est le rapport de l'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (en anglais « *Millennium Ecosystem Assessment* » (MEA)). Soutenu par les Nations-Unies, ce travail consiste à évaluer l'impact des activités anthropiques sur les écosystèmes naturels et par conséquent sur le bien-être humain (Antona et Bonin, 2010). En d'autres termes, l'objectif de cette étude, est (1) d'appuyer l'évaluation d'ordre économique proposée par Costanza et al. (1997) et (2) de tester des scénarii de prise de décision et de gestion des écosystèmes naturels.

Pour parler du MEA, il faut remonter à la conférence des Nations-Unies sur l'environnement et le développement en 1992[23], la convention sur la diversité biologique et le développement durable en demeurant le cœur. Le développement durable, déjà défini dans le rapport Brundtland en 1987, est considéré comme « *un développement économiquement efficace, socialement équitable et écologiquement soutenable* »[24]. A cela s'ajoute l'émergence du terme biodiversité qui est défini comme : *« la diversité du vivant, y compris tous les processus, les modes de vie ou les fonctions qui conduisent à maintenir un organisme à l'état de vie »* ou alors *« la quantité et la variabilité au sein des organismes vivants d'une même espèce (diversité génétique), d'espèces différentes ou d'écosystèmes différents.»* (Nonga, 2012 :23). L'adoption de la convention engage les pays signataires non seulement à conserver et utiliser durablement la biodiversité, mais aussi à partager équitablement les ressources naturelles (MEA, 2005 ; Mehdi, 2010). De cet événement naissent d'autres travaux internationaux et locaux qui ont eu un impact considérable sur la mise en place de la plateforme MEA. Citons à titre d'exemple les rapports *« Protecting our planet securing our future »* et *« Pilot Analysis of Global Ecosystems »* publiés en 1998 ainsi que *« People and Ecosystems »* paru en 2000 (Méral, 2010). Tous ces rapports ont appelé à la mise en place d'une approche commune de conservation de la biodiversité et d'évaluation des SE. La biodiversité, dès lors, se retrouve liée au fonctionnement des écosystèmes et les SE générés (Rankovic et al., 2012). Loin de s'interroger sur la complexité de ce lien, les initiateurs au MEA perçoivent la biodiversité comme un support pour maximiser les SE allant jusqu'à dire que *« la disparition de la biodiversité réduit la disponibilité des SE »* (Nonga, 2012 :47) et inversement. Sous cet aspect Rankovic et al. (2012)[25] mettent l'accent sur la gravité de la simplification de ce lien et proposent une approche analytique et fondamentale pour l'appréhender : *«les cas de figure où un niveau inférieur de biodiversité permettra malgré tout de maintenir les services écosystémiques sont potentiellement nombreux également»*. En 2005, le MEA publie son premier rapport synthétique considéré comme un fondement pour l'application du concept de SE (Potschin et Haines-Young, 2011 ; Barnaud et al., 2011 ; Dumax, 2009). Par son cadre conceptuel et par le biais des SE, le travail du MEA dispose d'un levier pour appréhender les interactions entre l'écosystème et l'Homme qui en fait partie intégrante. Les défis de la

[23] La conférence des Nations-Unies sur l'environnement et le développement en 1992 a été dans la lignée du rapport « World resources » paru en 1986 et le rapport de Brundtland publié en 1987 (Méral, 2010) ;
[24] « *Le développement durable est « un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures à répondre aux leurs », citation de Mme Gro Harlem Brundtland, Premier Ministre norvégien (1987). En 1992, le Sommet de la Terre à Rio, tenu sous l'égide des Nations unies, officialise la notion de développement durable et celle des trois piliers (économie/écologie/social)*» http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp?page=definitions/developpement-durable.htm (07/02/2014);
[25] http://vertigo.revues.org/11851 (07/02/2013).

plateforme MEA sont (1) d'évaluer les services écosystémiques identifiés au préalable et (2) de tester l'impact des variations d'approvisionnement de ces derniers sur le bien-être humain (Dumax, 2009).

Le travail du MEA mobilise une approche interdisciplinaire : écologues et économistes travaillent ensemble pour apporter des réponses aux politiques concernant la manière d'intégrer les SE dans le processus décisionnel. Dans un premier temps, l'écologie apporte un éclairage sur les processus biophysiques et le fonctionnement des écosystèmes qui interviennent dans la production des services écosystémiques. L'économie, dans un deuxième temps, cherche les outils appropriés pour attribuer des valeurs à ces services (Dumax, 2009). Cet exercice doit (1) prendre en considération l'emboitement d'échelles (locale, régionale et globale) et (2) prévoir des mesures d'action à court et à long terme. Sous une apparence interdisciplinaire, le MEA a tout de même privilégié le recours à l'évaluation économique.

Comme toutes les études portées sur l'évaluation des SE, les travaux du MEA ont été critiqués, car ils n'ont traité que l'apport positif des écosystèmes naturels sans tenir compte de leurs effets négatifs connus actuellement sous le terme « desservices », tels que l'émission des composés organiques volatils, les allergies ou l'introduction d'espèces invasives, etc. (Antona et Bonin, 2010). Néanmoins, les publications du MEA ont eu le mérite de pousser la communauté de chercheurs à se rapprocher des décideurs et à proposer de nouvelles stratégies d'aménagement visant à intégrer la protection de la biodiversité dans les futurs plans de développement du territoire, *ibid*. En dépit des controverses suscitées dans l'appréhension du concept de SE, l'approche économique a contribué à la médiatisation du dit concept. Dans ce contexte, Tietenberg et son équipe (2013 : 28) confirment que *« les spécialistes de l'environnement soutiennent aujourd'hui l'évaluation économique dans la mesure où elle permet de montrer à quel point l'environnement représente une richesse pour la société moderne »*. Toutefois, à force de recourir à l'approche économique, le concept de « service écosystémique » a été dépouillé de son caractère multidisciplinaire. Il devient, par conséquent, « un avatar économique » pour le bien-être humain. Sous ce prétexte, certains chercheurs, particulièrement francophones, repoussent le recours à ce concept. Il nous semble cependant indispensable de faire ressortir deux points importants :

- Le concept s'enracine dans la biologie de la conservation. Dans ce contexte, il a eu un caractère normatif pour regrouper, en une seule catégorie, certaines notions génériques telles que « le rôle », « le bienfait », « l'utilité », « l'usage », etc. Comme le soulignent

Potschin et Haines-Young (2011: 577) *« whether we choose to think of the ecosystem services concept as a new paradigm or not, the novel aspect of the idea is that it encourages people to re-examine the links between ecosystems and human well-being in pragmatic ways »*.

- Il faut rappeler aussi que les économistes n'ont pas attendu ce concept émergent pour monétiser les écosystèmes naturels. Donner une valeur marchande à ces derniers remonte aux années 1950 avant même son apparition (Méral, 2013)[26].

Au terme de cette partie, nous jugeons nécessaire de porter un regard transversal sur ce concept, en précisant d'une part, son caractère multidisciplinaire et d'autre part les incertitudes qui lui sont associées.

2.4. Retour à la multidisciplinarité et « services cascades »

Le terme « services écosystémiques » dans les années 1990 a été utilisé comme nous l'avons évoqué ci-dessus, pour sensibiliser les scientifiques et les décideurs contre la dégradation des écosystèmes naturels et la perte de la biodiversité en postulant que celle-ci affecte potentiellement le bien-être humain. À cette époque, donner une valeur économique aux services écosystémiques semble être le seul outil pertinent et assez médiatisé pour alarmer les acteurs concernés (scientifiques, décideurs, citadins). Si Costanza est ses collaborateurs (1997) ont fait le choix d'une approche économique pour appréhender les services écosystémiques, d'autres chercheurs ont, au contraire, opté pour la multidisciplinarité en essayant de concilier l'économie, la sociologie et l'écologie. Dans ce contexte, la multidisciplinarité apparait empreinte de conservationnisme et d'utilitarisme. En effet, les scientifiques admettent l'utilité des écosystèmes naturels (vis-à-vis de l'Homme) tout en ayant conscience de leur valeur intrinsèque. Selon de Groot et al. (2010a: 262): *"Monetary valuation will always capture only part of the ''true'' or total value (which should also include ecological and socio-cultural values) of an ecosystem or service"*.

Traiter les SE sous un angle multidisciplinaire a eu pour intérêt d'accompagner et d'orienter davantage le processus de prise de décision vers la durabilité (de Groot et al., 2002). Dans ce contexte, Burkhad et al. (2010) se sont interrogés sur les outils et les moyens à exploiter pour que le corps scientifique puisse conduire et formaliser une telle démarche. Dès lors, à travers ce concept, l'objectif est d'établir un lien entre l'environnement et d'autres disciplines comme l'économie, la sociologie, etc. Farber et al. (2002) affirmaient déjà à ce sujet la nécessité de

[26] Séminaire « Services écosystémiques. De quel service parle-t-on? Apport des SHS? » 30/5/2013 à Paris.

réviser le débat sémantique porté sur la valeur intrinsèque et la valeur instrumentale pour pouvoir réussir une approche multidisciplinaire que nous exposons dans le paragraphe qui suit. L'évaluation écologique, selon les adeptes de la multidisciplinarité, est le produit de deux facettes insécables :

- la première correspond à une réflexion morale écocentrée. Elle consiste à admettre que la nature a une valeur en elle-même, sa « valeur intrinsèque » (Larrère, 1997).
- la deuxième, vise à mettre en lumière cette valeur en évaluant toutes les actions qui maintiennent et préservent le fonctionnement des écosystèmes. De nombreux paramètres sont ainsi à prendre en considération comme la résilience, l'intégrité, la résistance, la complexité, etc. (de Groot et al., 2002 ; Farber et al., 2002) (Encadré 4).

Dans ce contexte, Haber précise que *« les attentes placées dans le concept de service écosystémique imposent une « énorme responsabilité à la science écologique quant au développement d'une base théorique et pratique fiable pour le concept »* (Haber, 2011 : 218 *in* Rankovic et al., 2012)[27].

Encadré 4. Quelques paramètres associés aux écosystèmes (Harrington et al., 2010 :2777-2783 ; Brunet et Théry, 1993 :119)

Résilience : la capacité d'un écosystème de rétablir et conserver sa structure et ses fonctions suite à une perturbation extérieure.

Intégrité : la qualité d'un écosystème par laquelle il maintient et préserve l'ensemble des processus écologiques et les espèces qui y trouvent refuge.

Résistance : la capacité d'un écosystème à maintenir sa structure, ses fonctions et son équilibre dynamique lors d'une perturbation.

Stabilité : le degré de tolérance d'un écosystème face à des perturbations.

Durabilité : la capacité d'un écosystème à adapter son fonctionnement à des pressions persistantes et à maintenir son fonctionnement.

Complexité : l'état des relations entre éléments dans des systèmes particulièrement riches et liés (…). L'étude de la complexité exige de prendre en compte de multiples déterminations, enchainements, interactions et rétroactions.

[27] http://vertigo.revues.org/11851 (07/02/2013).

La valeur instrumentale, quant à elle, est fondée sur une approche anthropocentrique dans laquelle les écosystèmes naturels se rapportent à l'homme. Selon Larrère (1997 : 20), la valeur instrumentale « *renvoie à l'agencement de moyens pour réaliser des fins, et s'applique donc d'abord à tous les artefacts, outils, instruments, qui n'ont été élaborés par l'Homme que pour servir à quelque chose* ». L'évaluation économique devrait donc intervenir afin de mesurer cette valeur (Farber et al., 2002).

La démarche multidisciplinaire exige la complémentarité entre valeur intrinsèque et valeur instrumentale bien que leur différence soit reconnue (Larrère, 1997 ; Farber et al., 2002). Adeptes de cette démarche, de Groot et son équipe (2002) ajoutent un autre aspect, celui de l'évaluation socioculturelle qui s'articule, à son tour, autour de l'utilitarisme. En effet, l'aspect socioculturel étudie la relation « spirituelle » que l'homme pourrait entretenir avec les écosystèmes naturels ou bien la « nature » au sens global. Elle identifie ses perceptions et ses attentes. Elle mesure aussi son accès à ces ressources afin de faire face aux enjeux de justice environnementale (voir chapitre n°2).

À notre connaissance, de Groot est l'un des précurseurs ayant ouvert la voie à la multidisciplinarité. Inspiré des travaux du MEA, il a appelé, avec les partisans de cette démarche, à la mise en place d'un cadre conceptuel holistique qui devrait servir comme référentiel pour répondre à l'ensemble des attentes du corps scientifique (de Groot 2002, 2003, 2010 ; Boyd et Banzhaf, 2007 ; Fisher et al, 2009, etc.). Il conçoit, ainsi, un cadre référentiel (Figure 3) qui établit un chemin causal allant du processus écosystémique jusqu'à la prise de décision sans négliger l'effet rétroactif de cette dernière sur les écosystèmes naturels. L'auteur propose aussi de définir les trois concepts qui n'ont cessé de prêter à confusion : « processus », « fonction » et « services ». Les définitions énoncées au début de ce premier chapitre émanent de ce cadre conceptuel. Le système d'évaluation proposé par l'auteur et son équipe en 2002 est la résultante de la somme des valeurs économiques, socioculturelles et écologiques qui sert d'appui au processus de prise de décision (de Groot et al., 2002).

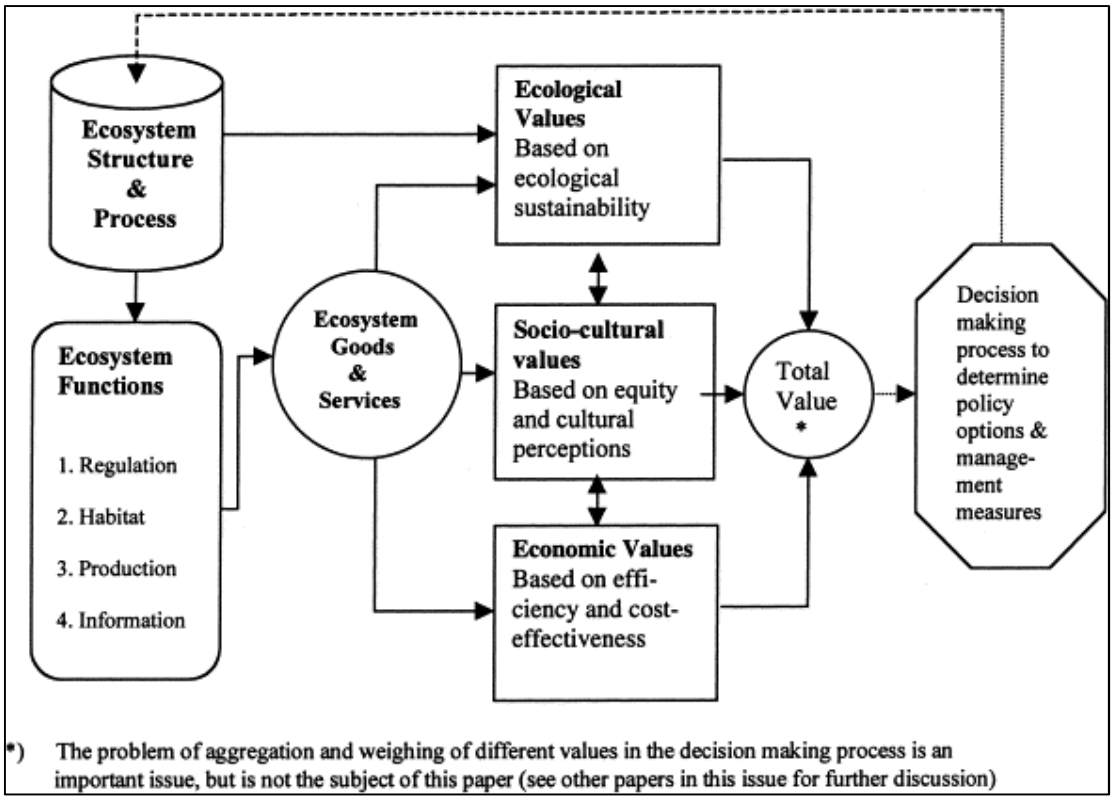


Figure 3. Cadre conceptuel référentiel proposé par de Groot et al., 2002 : 394

En suivant le même chemin, multidisciplinarité et causalité, Potschin et Haines-Young (2011) formalisent un autre cadre conceptuel nommé « service cascade » qui est semblable à celui de de Groot. Selon les auteurs « *The challenges of the new paradigm is the assertion that all of them (elements) have to be considered together, and an inter- and even transdisciplinary undertaking"* (Potschin et Haines-Young, 2011: 579).

Le « service cascade » propose aussi une distinction entre les processus écologiques et les bénéfices humains qui sont reliés par des liens complexes (Figure 4). Ce schéma évite par conséquent les confusions sémantiques. Néanmoins, une question cruciale se pose : le chemin causal entre fonction et service permet-il une meilleure compréhension du concept ? Selon les auteurs, ce schéma rend explicite les différents éléments allant des producteurs des SE jusqu'aux bénéficiaires qui ne sont autres que les êtres humains. Comme le pensent Fisher et Turner (2008), la présence de l'homme au niveau de cette cascade rend plausible le recours au concept de SE.

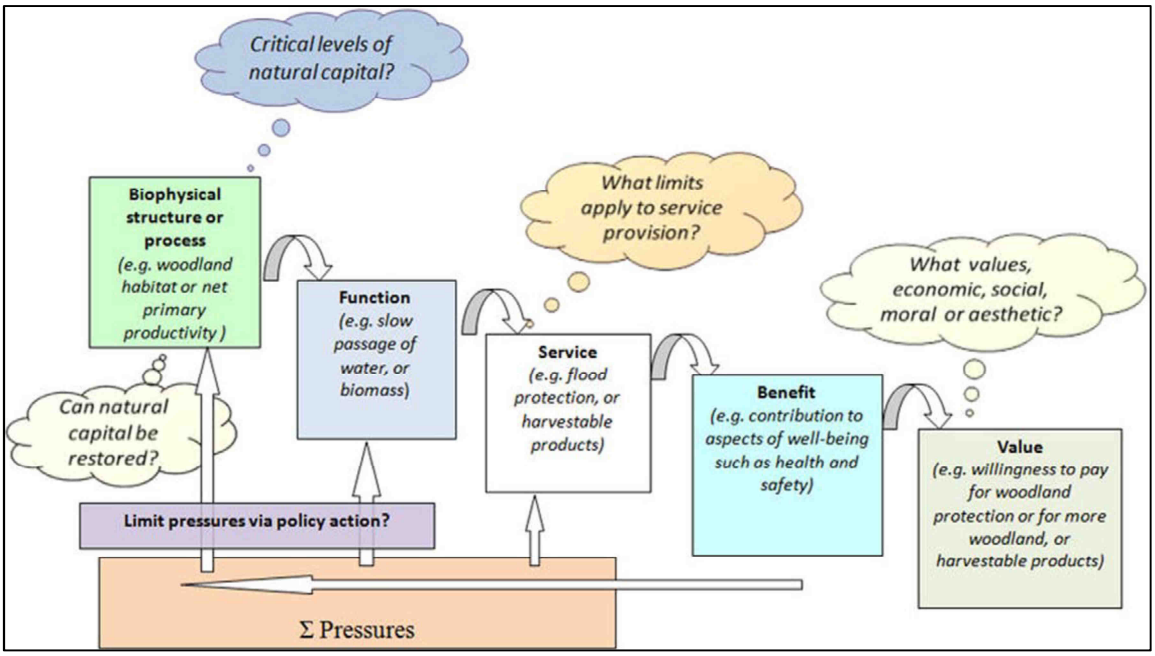


Figure 4. Service cascade proposé (Potschin et Haines-Young, 2011 :578)

De Groot et son équipe en 2010 ont marqué de leur empreinte cette conception. Dans leur adaptation, ils agencent les différents éléments dans deux grandes catégories « écosystèmes et biodiversité » et « bien-être humain». Les « services écosystémiques » sont placés au centre de la chaine causale, servant d'un trait d'union entre les deux catégories (Figure 5).

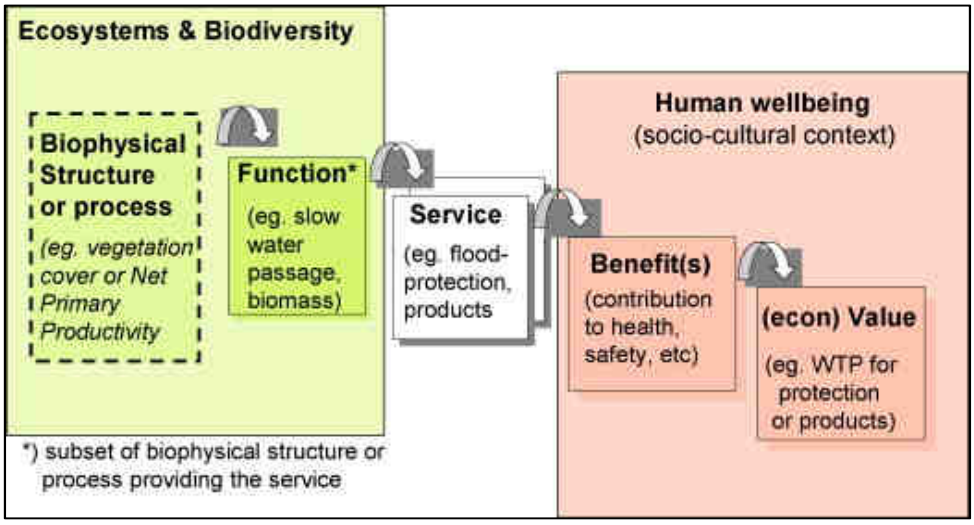


Figure 5. Service cascade inspiré des travaux de Potschin (proposé par de Groot et al., 2010a :264)

De Groot comme Haines-Young et Potschin rappellent que ces cadres conceptuels sont un premier pas vers la mise en place d'une approche analytique pour appréhender les services

écosystémiques. Des interrogations devront, par conséquent, être portées sur l'apport de chaque discipline et son degré d'implication pour éclairer la complexité des liens entre les écosystèmes naturels et le bien-être humain selon une dimension multidisciplinaire (de Groot et al, 2010b, Haines-Young et Potschin 2010, 2011).

Comme toute initiative ayant pour objectif de lever le voile sur le concept de « services écosystémiques », le « service cascade », avec son fondement multidisciplinaire, n'a pas été épargné par les critiques. Certains auteurs l'ont réduit à son aspect simpliste apparent: *« One criticism of the cascade analogy is that it implies that there is a simple linear analytical logic that can be applied to the assessment of ecosystem services (…). Such a reading of the model is, however, misleading»* (Potschin et Haines-Young, 2011: 580). Nous tenons toutefois à mentionner que la complexité des relations entre l'Homme et les écosystèmes naturels a été abordée par les auteurs :" *It (the service cascade model) also helps to frame a number of important questions about the relationships between people and nature (…). The judgment made about the seriousness of these issues or pressures partly shapes the feedback implied in the diagram that goes through policy action"* (Potschin et Haines-Young, 2011: 577-578).

Bien que la multidisciplinarité soit un recours pertinent, elle cache certaines failles qu'il faudrait relever. Le système d'évaluation s'appuyant sur des approches économiques, écologiques et socioculturelles, implique une double estimation des services. Prenons l'exemple des services de récréation : ils peuvent être évalués sous un angle socioculturel en faisant appel à des approches descriptives qualitatives. Le but est d'identifier les comportements, le processus de prise d'opinion des bénéficiaires. En revanche, sous une dimension économique, l'évaluation des services de récréation prend une autre allure. Elle emploie par exemple des modèles quantitatifs indirects, pour estimer les préférences de la population humaine. Pour résoudre ce problème, de Groot et al. (2003) recommandent (1) d'établir une classification des différentes méthodes d'évaluation et (2) de choisir à l'unanimité des chercheurs impliqués une seule approche jugée pertinente (nous reviendrons sur les différentes approches d'évaluation dans le troisième chapitre). En sus, la démarche multidisciplinaire est une tâche délicate et nécessite la mise en place d'une plateforme dédiée à discuter des débats idéologiques et pragmatiques du concept de « services écosystémiques ».

Ainsi, le succès de la notion de « services écosystémiques » ne cache rien des incertitudes qui lui sont associées. Il a été, depuis son émergence, une source de controverses et de débats. Nous soulevons dans le prochain paragraphe quelques imprécisions et incertitudes.

3. Incertitudes associées aux services écosystémiques

Avant de nous lancer dans l'étude des incertitudes liées au « service écosystémique », il convient d'abord de définir le terme « incertitudes ». Sans entrer dans le détail de « l'approche floue[28] », qui dépasse de loin notre sujet de thèse, nous nous servirons des publications de Brugnach et al. (2008) et Barnaud et al. (2011) comme appui pour cette partie. Ainsi, comme le proposent les auteurs, nous définissons l'incertitude comme la démarche qui prône la diversité d'appréhension (théorique et pratique), l'imperfection des connaissances sur un objet et l'impossibilité de prévoir son comportement (Brugnach et al., 2008).

Dans les dix dernières années, la question de l'incertitude ne cesse de gagner du terrain dans le domaine des sciences environnementales, *ibid*. Elle remet en question les approches de traitement de données et fournit des réponses aux attentes des décideurs tout en leur apportant des résultats accompagnés d'un seuil de précision et d'incertitude, *ibid*. Cet engouement, comme l'expliquent les mêmes auteurs, a aussi touché les interactions entre la société humaine et les écosystèmes naturels dans la mesure où l'étude des incertitudes cherche à décrypter les influences mutuelles qui existent entre ces deux compartiments, de les comprendre et de proposer des approches de gestion adaptées respectant le principe de la durabilité des ressources naturelles, *ibid*. Ainsi, le concept de services écosystémiques, qui joue le rôle d'un trait d'union entre la société humaine et les écosystèmes naturels, se trouve au centre des débats. Victime de son succès auprès de la sphère des scientifiques, il devient sujet à controverse. La complexité de ce concept d'un point de vue sémantique et opérationnel lui confère deux types d'incertitudes : conceptuelles (résultantes du glissement sémantique) et ontologiques (mettant en lumière l'imprévisibilité des liens entre la société et les écosystèmes naturels).

3.1. Incertitudes conceptuelles

Le concept, comme nous l'avons évoqué dans les deux premières parties de ce chapitre, est le produit de l'imbrication de diverses disciplines. Son appréhension varie en fonction des

[28] Elle s'appuie sur la théorie des sous-ensembles flous afin de décrypter et de traiter les incertitudes et les impressions qu'affiche la connaissance humaine vague et les entités systémiques. http://gtv.mshparisnord.org/IMG/pdf/SeminaireMSH_9-01-06.pdf (17/04/2014).

idéologies disciplinaires. Il convient de signaler que ce type d'incertitudes conceptuelles est ancré dans l'ambivalence du dilemme de la valeur intrinsèque et de la valeur instrumentale. Dans ce contexte, les questions se posent plutôt sur la valeur des services écosystémiques (Barnaud et al., 2011). Devons-nous lui attribuer une valeur anthropocentrée ou une valeur écocentrée ? Les services écosystémiques penchent-ils uniquement vers les préférences humaines ou bien vers une mise en relation du fonctionnement des écosystèmes et du bien-être humain ? C'est dans ce questionnement que le chevauchement disciplinaire laisse son empreinte. Devons-nous l'appréhender sous un angle socio-économique ou bien écologique ? Comment définir les modalités d'évaluation des SE ? *Sans vouloir nous prononcer sur ce point relativement délicat, il nous semble que le devoir du chercheur, abordant la question des services écosystémiques, est de définir l'assise scientifique (s'il s'inspire d'une approche anthropocentrique ou écocentrique) et d'exposer le cheminement emprunté (s'il opte pour une évaluation économique, socioculturelle et/ou écologique).*

En sus de ces divergences, Barnaud et ses collaborateurs (2011) soulignent qu'au sein d'une même discipline, les chercheurs sont aussi loin d'être en accord sur les « services écosystémiques ». Ils donnent l'exemple des différentes appréhensions de ce concept par trois courants de pensées économiques (Barnaud et al., 2011) (Tableau 2):

Tableau 2. Divergence de perception chez les économistes (Inspiré de Barnaud et al., 2011)

Courants de pensées économiques	Perceptions
Ecologie économique	L'Homme est bénéficiaire des services rendus par les écosystèmes
Economie de l'environnement	L'Homme est un producteur de services écosystémiques (e.g. production agricole)
Economie de services	Les écosystèmes sont un bien intermédiaire entre un prestataire et un usager

Outre ces perceptions diversifiées, le concept est soumis à des incertitudes terminologiques en raison du nombre infini de définitions qui lui sont attribuées. L'amalgame entre « fonction » et « services » en est le résultat. Le terme « fonction » ou « multifonction » adopte dans la plupart des cas un sens paysager et renvoie au bien-être humain. Dans ce cas c'est plutôt les « fonctions sociétales » qui sont abordées qui ne sont autres qu'un groupe de SE (fonction de loisir, fonction de récréation, fonction de détente, etc.). **Pour remédier à cet amalgame, il est préférable de soumettre le terme « fonction » à une interprétation purement**

écologique qui renvoie, par conséquent, au fonctionnement écologique des écosystèmes responsables de la production des SE[29] (Bastian et al., 2012). Outre cette confusion, le recours aux termes génériques comme « services environnementaux » ne fait qu'amplifier la divergence d'appréhension des SE : bien que ce terme soit souvent considéré comme un synonyme des SE il cache toutefois, une certaine différence. A l'inverse des SE, les services environnementaux sont considérés comme des externalités, c'est-à-dire, ils n'ont pas de valeur marchande parce qu'ils ne sont pas soumis à des transactions de marché. Sous cet aspect, les services de production, par exemple, ne font pas partie des services environnementaux (Barnaud et al., 2011 ; Forger et al., 2012).

3.2. Incertitudes ontologiques

La complexité des écosystèmes naturels et de la société empêchent de cerner leur fonctionnement propre et de décrypter les liens qui pourraient s'établir entre ces deux systèmes. En outre, leur perpétuelle évolution aboutit à des connaissances souvent lacunaires. L'étude des dynamiques des écosystèmes naturels et des socio-systèmes montre que les incertitudes ontologiques se déclinent en trois grandes catégories: type d'interactions (écologique, économique, sociale, ou les trois à la fois) ; échelle d'interactions (locale, régionale, globale ou transversale) et temporalités (interactions lentes ou rapides) (Barnaud et al., 2011).

La question des liens entre l'écosystème naturel et le socio-système a été souvent placée au premier plan. Existe-t-il des relations linéaires entre ces écosystèmes ? Comment pouvons-nous appréhender les réactions sous-jacentes ? Les chercheurs ne cachent pas leur consensus sur cette question. Ils admettent que les liens sont non-linéaires, en général, en mettant en exergue la complexité des écosystèmes en question et la présence des phénomènes d'irréversibilité.

Les incertitudes ontologiques résultent de la difficulté de délimiter les actions entrant dans la production des SE. Quels sont les acteurs concernés ? Les SE sont-ils produits uniquement par les écosystèmes naturels ? Quel est le degré d'implication de l'homme dans une telle production ? Quels sont les effets des pratiques anthropiques sur la production des SE ? La première et la deuxième question sont ancrées dans le débat portant sur le type de capital qui

[29] Pour de plus amples informations, nous renvoyons les lecteurs à l'article : « la multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains » (annexe n°1).

produit les SE (s'agit-il uniquement du capital naturel ou bien de l'association de ce dernier avec le capital manufacturé[30] et humain[31]). Ces deux derniers se reposent essentiellement sur l'implication humaine. A titre d'exemple, l'approvisionnement en termes de produits agricoles est issu de l'association des trois capitaux (naturels : la terre, rayonnement solaire, précipitation, etc. ; manufacturé : machine de traitements, de récoltes, etc. ; et humain : choix des graines, technique de culture, etc.). Sous cet aspect, le degré d'implication des écosystèmes naturels et de la société humaine reste souvent mal cerné. Il serait judicieux d'inventer des approches mesurant ce facteur.

Quant à la troisième question, les incertitudes concernent l'étude des impacts des activités humaines sur la production des SE. Une activité humaine peut à la fois favoriser la production d'un service donné et nuire à un autre. A titre d'exemple, le recours aux produits phytosanitaires dans la gestion des espaces verts peut favoriser le service esthétique en défavorisant le service de refuge pour la biodiversité. Le dilemme porte ainsi sur le choix des services à préserver ?

Conclusion : cadre conceptuel référentiel de la thèse

Dans ce chapitre, nous avons tenu dans un premier temps à présenter un aperçu historique de l'émergence du concept de services écosystémiques et à passer en revue ses différentes définitions qui témoignent de la diversité des cadres conceptuels proposés. Comme Costanza (2008), nous pensons que la diversité conceptuelle, bien qu'elle soit à l'origine de controverses, permet d'enrichir et de faire évoluer le débat scientifique porté sur les SE. Dans un deuxième temps, nous avons démontré que l'appréhension des services écosystémiques se différencie en fonction des disciplines. Il est ainsi sous l'influence d'idéologies disciplinaires qui augmentent sa complexité. Sous l'angle économique, il est appréhendé comme un outil de monétarisation des biens issus des écosystèmes naturels. Pour les biologistes, il est un plaidoyer de protection de la nature en mettant le point sur le rôle des écosystèmes naturels sur le bien-être humain.

Bien que le concept soit couronné de succès auprès du corps scientifique, certains chercheurs se montrent réticents. Sa connotation économique en est responsable. Dans ce contexte, il est

[30] Le capital manufacturé désigne l'ensemble de stock d'artefact (industries, machines, bâtiments) qui permet de produire le bien-être humain;

[31] Le capital humain désigne l'ensemble de stock de compétences, de savoir-faire humain qui contribuent à maintenir le bien-être de la société.

important de (1) ne pas emprisonner ce concept dans sa bulle économique et (2) de trouver une articulation multidisciplinaire pour l'appréhender en prenant en considération son caractère multidimensionnel (écologique, socioculturelle, économique, etc.).

En guise de conclusion de ce chapitre, nous retenons la démarche suivante : les services écosystémiques sont issus des fonctions des écosystèmes naturels. Si les fonctions sont soumises à une interprétation purement écologique, les services quant à eux sont tributaires d'un aspect sociétal (Figure 6). Cette causalité n'exclut en aucun cas le caractère complexe des écosystèmes naturels, des socio-systèmes et des interactions établies entre eux. En inscrivant ce travail dans une approche systémique, nous prenons en compte l'irréversibilité des effets et les flux de rétroaction entre les différents compartiments. Nous suivrons dans ce cas, Bastian et al. (2012), Haines-Young et Potschin (2010) et de Groot et al., (2010a).

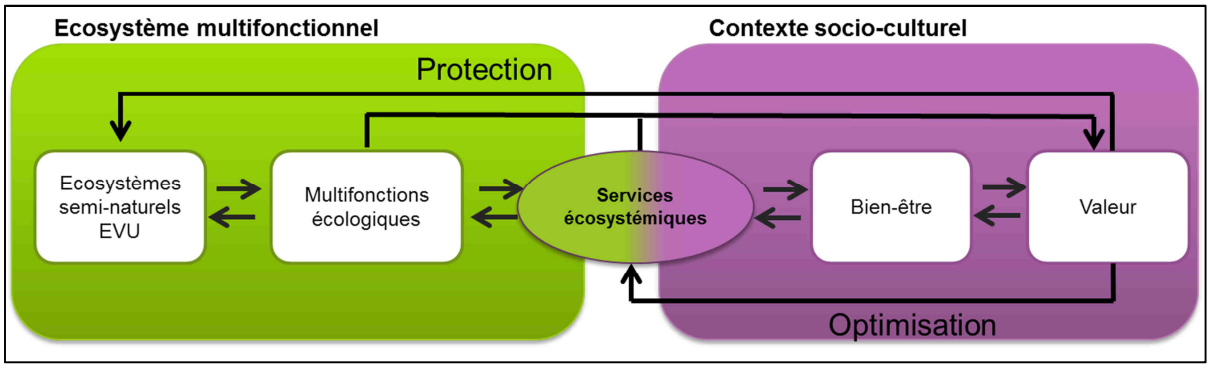


Figure 6. Cadre conceptuel référentiel (inspiré de MEEDDM, 2010 ; de Groot et al., 2010a ; Haines-Young et Potschin, 2010)

Quand bien même les incertitudes portant sur la valeur des SE soient encore un sujet qui ne fait pas l'unanimité (s'agit-il d'une valeur anthropocentrée ou écocentrée), nous estimons que le concept s'inspire d'une vision anthropocentrique parce qu'il fait référence aux bénéfices rendus pour la société. Par conséquent, il renseigne la valeur instrumentale des écosystèmes naturels. En nous reportant aux travaux de Fisher et Turner (2008), il convient, non seulement d'éclairer la chaine de causalité entre « fonction » et « service » mais aussi de trouver les moyens adéquats pour évaluer (ou quantifier) la valeur des services écosystémiques. Ces deux points seront traités dans le chapitre qui suit en essayant de répondre aux questionnements suivants : quelle valeur voulons-nous quantifier ? Quelles sont les approches d'évaluation ?

Chapitre n°2 : Valeurs et méthodes d'évaluation

Introduction

Ce chapitre traite la question pragmatique de (1) la valeur des écosystèmes naturels et du (2) concept de « services écosystémiques ». Quelle valeur voulons-nous quantifier ? Comment pourrons-nous concrétiser le concept de SE malgré les incertitudes et les imprécisions inhérentes à ce concept ? Est-ce que le recours à la technicité socio-économique et/ou écologique nous permettra d'appréhender valeur et service et de surmonter les divergences disciplinaires et les contraintes sémantiques ?

Dès les années 1970, les biologistes se sont penchés sur la question des liens entre la nature et la société humaine en mettant en exergue le concept de « services écosystémiques ». Bien que la majorité des discours scientifiques de cette époque ne soit pas concrétisée, certaines tentatives de mise en œuvre d'approches d'évaluation ont été enregistrées. de Groot (1992) rapporte les exemples de Hueting (1970), Bouma et Van der Ploeg (1975) et de Van der Maarel et Dauvellier (1978) ; etc. Ces essais ont trouvé un écho dans les années 1990 où certains scientifiques comme de Groot (1992), Costanza et al., (1997), Layke et al., (2012), etc., voyaient dans l'évaluation des SE (quantitative et/ou qualitative) un argumentaire irréprochable non seulement pour défendre la « cause naturelle » mais aussi pour intégrer les services écosystémiques dans le processus de prise de décision : « *Layke (2011) consequently characterizes ecosystem services indicators as policy-relevant representations to identify gaps and communicate trends for information on sustainable use of these services and benefits to maintain them for future generations* (Muller et Burkhard, 2012:26).

Dans ce chapitre, nous revisiterons quelques méthodes d'évaluation de la valeur intrinsèque et de la valeur instrumentale qui vont nourrir notre démarche méthodologique. Les différentes approches seront exposées en fonction des deux visions environnementales (écocentrisme et anthropocentrisme), évoquées dans le premier chapitre. Ceci permettra d'asseoir le développement d'une base théorique et pratique pour l'appréhension de la double-valeur des écosystèmes naturels (Larrère, 1997). La distinction entre ces deux visions présente la ligne directrice de la thèse. La méthodologie, la mise en application ainsi que les limites seront

détaillées pour chaque approche d'évaluation évoquée. Le terme évaluation prend ici son sens transversal, il désigne une approche de quantification et de caractérisation d'un espace ou d'une entité en appliquant des méthodes qui correspondent au contexte d'étude (Brunet et Théry, 1993).

1. Evaluation de la valeur intrinsèque : vision écocentrique

Avec le progrès de la recherche sur le rôle des écosystèmes naturels dans la promotion du bien-être humain, les spécialistes de l'écologie ont manifesté une curiosité aiguisée pour la mise en exergue de la valeur « intrinsèque » ou « écologique » des écosystèmes naturels. Celle-ci se définit comme "*intrinsic rights to a healthful, sustaining condition"* ou encore "*the value of any action or objects measured by its contribution to maintaining the health and integrity of an ecosystem or species, per se, irrespective of human satisfaction*" (Farber et al., 2002).

L'évaluation de la valeur intrinsèque a été souvent considérée comme une approche fidèle à l'éthique écocentrique puisqu'elle ne se focalise pas sur le rôle des écosystèmes naturels pour l'Homme. Toutefois, ceci a été rapidement remis en question car pour certains scientifiques cette évaluation a un double objectif. Le premier, considéré comme l'objectif de base, est d'examiner le fonctionnement des écosystèmes et de comprendre la dynamique des espèces pour mieux les conserver. Le second objectif consiste à élucider la relation entre l'état des écosystèmes et la production des SE pour la société humaine, considérée dans ce cas comme une partie intégrante de ces écosystèmes (DeFries et al., 2005 ; Farber et al., 2002, de Groot, 2003 ; Kremen, 2005). L'évaluation écologique passe alors par quatre étapes : (Kremen, 2005 : 469) :

- Identifier les espèces et/ou les habitats qui produisent les SE et étudier leur fonctionnement ;
- Déterminer l'aspect structurel qui pourrait influencer le fonctionnement des écosystèmes ;
- Etudier les différents facteurs écologiques qui conditionnent la production des SE
- Déterminer l'échelle spatio-temporelle à laquelle l'étude se rattache.

En guise de contexte, ces différentes étapes requièrent un travail collaboratif entre les différents courants de pensée de l'écologie en dépit de leurs divergences (la socioécologie, la

phytoécologie, l'écologie de paysage, etc.)[32]. Les scientifiques évaluent la valeur intrinsèque à la lumière des approches classiques de l'écologie (e.g. caractérisation de la diversité biologique) et/ou à celle des approches géomatiques[33] que nous illustrons dans les prochains paragraphes (DeFries et al., 2005 *in* MEA, 2005).

1.1. Approche par caractérisation de la biodiversité

Cette approche consiste à trouver le lien entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes naturels. Selon de Groot (1992: 126): « *monitoring changes in life communities (e.g. species composition, species, diversity and relative abundance of species) can usefully be employed to measure the nature and extent of impacts on that community of environmental changes, either man-induced or natural* ». La caractérisation de la biodiversité s'associe souvent à l'étude de l'effet des pressions anthropiques sur les processus écologiques (Schneiders et al., 2012). En raison de sa complexité, la caractérisation de la biodiversité s'effectue sur des compartiments ayant un profil similaire (Mehdi, 2010 ; Turcati, 2011). Elle repose notamment sur des relevés floristiques (Burel et Baudry, 2003). Cette méthode consiste à construire un protocole d'échantillonnage en fonction des espèces et des peuplements à étudier, suivi par la mise en pratique des techniques d'échantillonnage pour collecter les données. Blondel (1979 : 37) estime que, *« quel que soit le groupe d'espèces auquel on s'adresse, son étude nécessite un échantillon de mesure que l'on récolte sur le terrain à l'aide des techniques particulières (…). L'inventaire des propriétés fondamentales du peuplement doit obéir aux lois d'échantillonnage de sorte que l'information recueillie soit compatible avec les exigences de la statistique, et que l'échantillon obtenu soit une image aussi fidèle que possible, bien que réduite, de l'ensemble de peuplement étudié »*. Les données collectées feront, par la suite, l'objet d'une série d'analyses et d'interprétations sous forme de tableaux illustrant les différentes espèces recensées. Ces derniers mettent en avant (1) la composition et (2) la structure du peuplement dont l'estimation se fait au moyen d'indicateurs (ou indices) floristiques[34] (Blondel, 1979).

[32] Pour de plus amples informations, le lecteur peut se référer aux travaux de Frontier et la., 2008 ; Dajoz, 2006 ; Burel et Baudry, 2003 ; De Groot, 1992, etc.

[33] Qui font appels à la télédétection, la modélisation, les systèmes d'information géographiques (SIG) ;

[34] Au sens large du terme, un indicateur est *« la valeur observée comme représentative d'un phénomène à étudier, qui fait mettre le doigt sur sa signification (…). Tout indicateur a un degré de pertinence par rapport à un objet de recherche ; il suffit de préciser son champ de validité et sa marge d'erreur »* (Brunet et Théry, 1998 : 273-274).

La littérature scientifique ayant trait à la caractérisation de la biodiversité possède un large éventail d'indicateurs floristiques, que ce soit à paramètre unique ou composite (regroupement de diverses données d'entrée en un seul indice) (Henry, 2011). Ils sont appliqués à une échelle génétique, spécifique ou écosystémique. Néanmoins, le recours à ses indicateurs est loin de faire l'unanimité. Il reste l'objet d'un vif débat entre les différentes écoles de pensées écologiques (Barbault, 1992 ; Abadie, 2008; Balvanera et al., 2006 ; Turcati, 2011 ; Kremen, 2005 ; Buckland et al., 2005). Se servir de ces indices dans leur globalité est une tâche difficile voire impossible (Turcati, 2011). Pour mener à terme la caractérisation de la biodiversité, il est de convenance de se limiter à certains indices en fonction des questions à soulever. Nous tenons dans ce qui suit à en citer quelques-uns. Nous nous référons aux travaux de Goudard (2007), Henry (2011), Turcati (2011), Abadie, (2008) et de Muratet (2006).

1.1.1. La richesse spécifique

La richesse spécifique est considérée comme *« la facette la plus visible de la biodiversité »* (Turcati, 2011 :40). Elle consiste à estimer le nombre d'espèces dans le milieu inventorié. A l'issue d'études expérimentales visant à comprendre le lien entre la richesse spécifique et le fonctionnement des écosystèmes (Tilman, 1999 et Hector et al., 1999 *in* Turcati, 2011), les scientifiques ont rapidement mis en avant la corrélation positive entre ces derniers (Rankovic et al., 2012 et Turcati., 2011). Ces résultats ont été aussi sujets à controverse. D'un côté, l'affirmation de ce constat, aussi simpliste soit-il, revient à dépouiller la biodiversité de sa complexité. D'un autre côté, il faut se rendre à l'évidence que, dans certains cas, une faible richesse spécifique peut soutenir un fonctionnement optimal des écosystèmes. Dans ce cas, ce fonctionnement se reporte à d'autres facteurs environnementaux, à un simple rapport de présence-absence d'une espèce donnée ou encore à des interactions sous-jacentes méconnues (Balvanera et al., 2006 ; Turcati, 2011). A titre d'exemple, la présence d'une roselière, même en une assez faible quantité, permet une filtration et une décantation optimale des matières en suspension (Schneiders et al., 2012). Bien que ce lien de cause à effet ne soit pas encore éclairé, des chercheurs ont émis une démarche hypothétique pour comprendre ces relations (Lavorel et Shartou, 2008 ; Loreau et al., 2001 ; Loreau, 2010 ; Turcati, 2011) (Figure 7):

- la relation peut être linéaire à condition que chaque espèce assure une fonction bien déterminée. Ces dernières utilisent équitablement ou de manières différentes les ressources à disposition. Dans ce cas on parle d'une complémentarité entre les espèces ou originalité fonctionnelle;

- la relation est convexe (facilitation entre espèces) lorsqu'une espèce donnée contribue par son fonctionnement au développement d'autres espèces. L'exemple le plus connu est celui des espèces fixatrices d'azote qui interviennent dans le maintien d'autres espèces non fixatrices d'azote[35].
- la relation est concave dans la mesure où une fonction donnée est effectuée par certaines espèces (appelées efficientes). On parle de « redondance » lorsque le fonctionnement n'est pas sensible à un apport supplémentaire d'autres espèces dites redondantes. En revanche, si une transformation ou une perturbation agit sur l'écosystème entrainant la perte des espèces efficientes, les espèces redondantes prennent la relève et assurent le maintien du fonctionnement. Il s'agit dans ce cas d'une résilience.

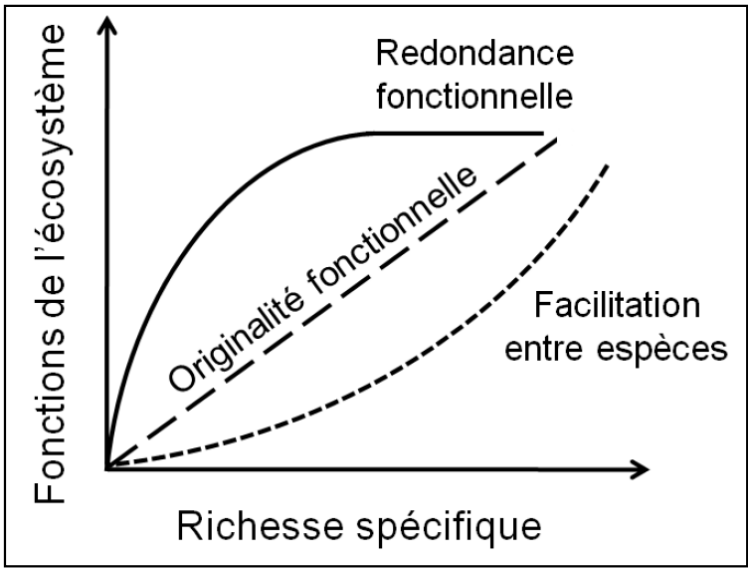


Figure 7. Relation entre fonctions de l'écosystème et richesse spécifique (Turcati, 2011 :30)

La richesse spécifique ne devrait pas être le seul indicateur à prendre en considération, l'étude du fonctionnement écologique des écosystèmes devrait s'intéresser aussi à la biomasse, à la densité et aux interactions entre les différentes espèces ainsi que leur abondance et leur agrégation spatio-temporelle (Kermen, 2005).

1.1.2. Diversité spécifique (ou taxonomique)

La diversité spécifique est un indice couramment utilisé et ce en dépit de la littérature non conciliante qui lui est octroyée. D'une manière assez simple, elle est définie comme : *« la*

[35] http://hal.archives-ouvertes.fr/docs/00/67/46/03/PDF/doc2.pdf (23/04/2014).

pondération du nombre d'espèces d'un peuplement par leur abondance relative» (Blondel, 1979 : 20). Elle se formalise sous différentes équations dont la plus répandue est celle de Shannon et Weaver (1962) qui prend en considération non seulement la régularité de la distribution des espèces mais aussi la richesse spécifique (Goudard, 2007). Nous nous étendrons sur le calcul de cet indice dans le quatrième chapitre. La richesse spécifique d'un peuplement de 10 espèces relativement communes est plus élevée que celle d'un peuplement renfermant aussi 10 espèces dont 9 sont des espèces rares (Barbault, 2008).

En 2006, basée sur des mesures de terrain et dans le but d'étudier l'impact de l'urbanisation sur la diversité biologique, Muratet a développé un indice qui permet d'évaluer quantitativement et qualitativement la diversité spécifique des communautés végétales (Muratet, 2006). Cet indice, connu sous le nom « d'indice d'intérêt floristique » (IF), est formulé en fonction de quatre variables, à savoir la richesse spécifique, la rareté, la naturalité et la typicité[36]. Bien que l'intérêt de ces indices soit attesté, ils ne permettent cependant pas d'établir le lien entre fonctions écologiques et biodiversité (Turcati, 2011, Henry, 2008 ; Barbault, 2008).

1.1.3. Diversité fonctionnelle

Selon Petchney et ses collaborateurs (2006), la diversité fonctionnelle est une notion qui reçoit une attention croissante auprès des scientifiques. Elle est souvent mal cernée et empreinte d'imprécision (Petchney et al., 2006). Elle est définie comme la diversité des fonctions effectuées par la végétation, soit à l'échelle de la communauté, soit à l'échelle de l'écosystème, *ibid.* Elle renseigne ainsi la stabilité d'un écosystème ainsi que sa capacité à répondre à des changements globaux. Un écosystème est stable lorsque sa diversité fonctionnelle est élevée[37]. En dépit de son intérêt, la diversité fonctionnelle nécessite un travail théorique et expérimental assez conséquent (Turcati, 2011).

Bien qu'elle soit souvent critiquée, la caractérisation par indices de biodiversité permet d'adresser un état des lieux initial. Le succès de cette approche réside dans la prise en compte

[36] « ***La rareté***, *pour une espèce donnée correspond à la proportion de stations dans lesquelles l'espèce n'a pas été vue. L'indice de rareté d'une communauté végétale correspond à la moyenne des indices de rareté des espèces dans les stations de cette communauté.* ***La naturalité***, *des communautés végétales correspond à la proportion d'espèces indigènes, c'est-à-dire le nombre d'espèces indigènes sur le total d'espèces indigènes et naturalisées.* ***La typicité***, *correspond à la proportion d'espèces propres à une communauté végétale observée dans ses stations*» (Muratet, 2006 : 24) ;

[37] http://canadianbiodiversity.mcgill.ca/francais/theory/ecosystemfunction.htm (25/04/2014).

de l'emboitement d'échelles (populations, communautés, écosystèmes, etc.). Elle pourrait être le support des recherches plus sophistiquées avec l'appui des systèmes d'information géographiques.

1.2. Intégrité écologique

L'étude de la fragmentation des écosystèmes naturels par l'artificialisation demeure le cœur de l'approche de l'intégrité écologique. Elle consiste à évaluer leur écopotentialité qui fait d'eux l'espace de vie des espèces et le lieu de leurs interactions. L'intégrité écologique est définie comme la capacité d'un écosystème à soutenir et maintenir les processus écologiques et à protéger les composantes biotiques et abiotiques que s'y installent (Weber et al., 2008). Depuis l'avènement des directives européennes pour la protection de l'environnement, l'intégrité écologique renvoie aussi à d'autres termes génériques comme « réseau écologique » ; « corridor écologique » ; « trame verte » ; etc. Elle se focalise sur deux principes fondamentaux à savoir la continuité spatiale et la connectivité écologique. La continuité spatiale indique l'organisation spatiale et les liens structuraux entre les habitats et /ou entre les communautés faunistiques et floristiques (Clergeau et Désiré, 1999). Quant à la connectivité écologique, elle désigne les échanges fonctionnels entre les diverses communautés, leurs comportements, *ibid.* Un écosystème est intègre si ses deux connectivités fonctionnelle et spatiale sont maintenues. La mesure de l'intégrité écologique se fait à l'aide de « l'indice de l'intégrité écologique », appelé aussi « indice de l'intégrité biotique » (IIB) qui permet d'évaluer l'état de santé de l'écosystème. Inventé par Karre en 1981, l'IIB a été appliqué dans un premier temps aux écosystèmes aquatiques dans le but d'estimer leur capacité à maintenir un peuplement équilibré de poissons (Alzieu, 2003). Il se formalise en fonction des variables relatives à la richesse spécifique, l'abondance, l'organisation trophique et la condition des peuplements étudiés[38]. L'IIB s'inspire du domaine de l'écologie du paysage. Sa particularité réside dans l'association de données de terrain (échantillonnage d'espèces) et de données spatiales (images satellites, images aériennes, etc.). L'intégrité écologique est complémentaire à la caractérisation dans la mesure où elle établit un lien « biodiversité-espace » (Kremen et Ostfeld, 2005). En effet, ses objectifs résident dans (1) l'observation et la spatialisation de la dynamique et de la structure des différents peuplements végétaux et (2) l'étude des causes et des conséquences de la fragmentation qui affecte les communautés et/ou les écosystèmes. Toutefois, elle exige la mise en place d'approches de

[38] http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/sys-image/glossaire2.htm#iib (26/04/2014).

suivi à long terme assez coûteuses. La pertinence de cet indice s'affiche à macro échelle (e.g. l'étude de *Net Landscape Ecological Potential of Europe and change 1990-2000* réalisée en 2008). Cette étude a permis de cartographier les écosystèmes naturels en fonction de leur écopotentialité (Weber et al., 2008). Néanmoins, la disparité de la qualité des données d'un pays à un autre et la diversité des institutions de gestion au sein du territoire étudié, limitent une telle démarche et augmentent le seuil d'erreur, *ibid.*

La validité de l'approche par intégrité écologique dépend essentiellement de l'échelle d'application. La prise en compte d'un tel facteur permet d'avoir des résultats représentatifs et des réponses relativement cohérentes (Dale et Byeler, 2001). Nous rapportons l'exemple d'indicateurs adaptés à diverses échelles systémiques proposés par Del et Beyeler (2001) (Tableau 3):

Tableau 3. Type d'indicateurs en fonction de l'échelle

Echelle	Processus	Indicateurs
Organisme	Toxicité Mutagenèse	Déformation physique Installation parasitaire
Espèce	Evolution de la taille des génomes Extinction	Taille du génome Nombre d'espèces
Population	Colonisation Extinction	Age et taille de population Taux de dispersion
Ecosystème	Compétitivité Flux d'énergie	Richesse spécifique Nombre d'échelles trophiques
Paysage	Fragmentation	Connectivité

Nous n'avons pas couvert l'intégralité des outils d'évaluation de la valeur intrinsèque. Nous tenons à rappeler que des recherches approfondies sont recommandées pour éclairer une partie la complexité du fonctionnement des écosystèmes naturels. Une approche intégrative multidisciplinaire prenant en compte la diversité des échelles trophiques et les différents mécanismes, parait la démarche la plus adéquate pour surmonter les contraintes méthodiques (Barbault, 2008). L'évaluation de la valeur intrinsèque articule les écosystèmes naturels et semi-naturels aux contraintes de dégradation et de fragmentation. Elle met le point sur l'importance en soi des composantes biotiques et abiotiques de ces écosystèmes et sur les interactions établies entre elles.

En revanche, devant une demande sociale grandissante, l'évaluation de la valeur intrinsèque parviendra-t-elle à justifier et à convaincre les acteurs concernés d'agir pour protéger les écosystèmes naturels ? Depuis les années 1970, les chercheurs ne voient plus dans ces approches un argumentaire pour lutter contre la surexploitation des écosystèmes naturels. Ils émettent la nécessité de compléter ces dernières par des approches à consonance utilitariste pour renforcer la valeur instrumentale et l'impact des écosystèmes naturels sur le bien-être humain. Nous citons dans ce qui suit quelques exemples d'évaluation utilitariste.

2. Evaluation de la valeur instrumentale : vision utilitariste

L'évaluation des services écosystémiques issus du fonctionnement des écosystèmes naturels reste une approche compliquée (James et al., 2009 ; Bastian et al., 2012). En effet, loin de la compréhension du lien entre « fonction » et « services », la communauté des chercheurs est souvent influencée par une vision économique.

D'une manière générale, la première apparition des modèles d'évaluation économique des SE date des années 1970 (de Groot, 2003, Teyssèdre, 2010). Les chercheurs se sont ainsi limités à une estimation monétaire des bénéfices en faisant appel à diverses méthodes que nous évoquons dans ce qui suit. En revanche, si l'on s'intéresse aux potentiels biophysiques, écologiques et socioéconomiques (Pickett et al., 2008), c'est plutôt une approche intégrative moins réductrice qui serait recommandée (James et al., 2009 ; Jim, 2011). James et al. (2009) avancent l'intérêt et la difficulté d'introduire des logiques et des approches pluridisciplinaires pour examiner le fonctionnement de tels écosystèmes et pour quantifier et en évaluer les SE (James et al., 2009). Notre synthèse de références bibliographiques isole deux approches pour étudier les services écosystémiques rendus pour la société.

2.1. Approche ascendante : Approche par habitat

En dépit de son importance, cette approche est très peu développée (de Groot et al., 2010a). Elle consiste à déterminer la répartition, à une échelle locale, des SE en fonction d'habitats définis au préalable. Le recours à cette approche contribue (1) à l'évaluation du potentiel écologique des habitats et (2) à l'orientation des pratiques d'aménagement et de gestion vers une optimisation des services écosystémiques (Haines-Young et Potschin, 2006). Dans ce cas, l'appréhension de l'hétérogénéité des habitats peut contribuer à une distribution équitable des SE dans le territoire étudié. L'avantage de cette approche est qu'elle traite aussi de l'impact des facteurs anthropiques tels la gestion et l'artificialisation sur la production des SE (de Groot et al., 2010a ; Dobbs et al., 2011).

Cette approche, appliquée aux milieux naturels, se focalise souvent sur les écosystèmes sanctuaires à forte valeurs écologiques (Defra, 2006). Elle nous amène à nous interroger sur sa mise en application pour des écosystèmes semi-naturels « ordinaires » affectés par des pressions anthropiques.

2.2. Approche descendante : Approche par services écosystémiques

L'approche descendante, couramment utilisée, se focalise sur l'identification des formations végétales capables de fournir certains services écosystémiques (Haines-Young et Potschin, 2006). Les SE sont sélectionnés d'une manière non exhaustive à partir de travaux scientifiques. Le choix des SE, lorsqu'il se réfère aux intérêts socio-politiques, se fait par exemple en fonction des objectifs de planification. Les chercheurs, dans ce cas, privilégient le recours à des enquêtes auprès des planificateurs et des gestionnaires pour (1) caractériser leurs motivations et leurs pratiques (ex. Young 2010) ou (2) identifier les SE les plus pertinents pour la communauté des acteurs (ex. Defra, 2006). La démarche, si elle favorise l'échange entre la sphère des scientifiques et celle des décideurs, n'examine pas le fonctionnement des écosystèmes naturels et semi-naturels.

Qu'il s'agisse d'une approche ascendante ou descendante, les scientifiques ont développé une large gamme d'indicateurs portant sur : (1) la valeur monétaire (2) l'impact des SE sur le bien-être social et (3) l'effet physico-chimique sur l'environnement.

2.3. Place aux approches d'évaluation

L'évaluation de la valeur instrumentale se base essentiellement sur une approche utilitariste, les scientifiques abordent exclusivement le profit que tire la société humaine à partir des écosystèmes naturels. Le recours aux indicateurs permet selon Reyers et al. (2010) une meilleure compréhension et quantification des bénéfices rendus par les écosystèmes naturels et semi-naturels. Ils conduisent à lever le voile sur certaines ambiguïtés associées aux SE. En outre, ils donnent des réponses et des informations concrètes aux décideurs et aux gestionnaires pour pouvoir adopter des démarches de prise de décision et de gestion intégrative, *ibid*. Sont évoqués dans les prochains paragraphes quelques exemples d'indicateurs couramment mentionnés dans la littérature scientifique.

2.3.1. Evaluation économique

Houdet (2010), en référence à Chevassus-au-Louis (2009), souligne que : « *l'évaluation économique se situe généralement dans le cadre de l'analyse coût-avantage dont le principe est de comparer les options d'un choix en affectant à chacune les inconvénients et les avantages qui conditionnement sa valeur sociale*» (Chevassus-au-Louis, 2009 : 130 *in* Houdet, 2010 :37).

S'inscrivant dans l'évaluation économique, les adeptes regroupent les services en deux grandes catégories:

- Services tangibles : connus aussi sous le terme de « biens » ou « produits ». Ce sont des services matériels, concrets et facilement quantifiables comme les services de production,
- Services intangibles : difficilement quantifiables, ce sont les services qui procurent un bien-être immatériel comme la récréation, la réflexion, l'éducation, etc. (de Groot, 2002).

Cette dichotomie incite les économistes à développer des méthodes d'évaluation permettant d'introduire les services rendus par les écosystèmes naturels dans le marché. Sous cet aspect, ils privilégient la monétarisation postulant que cette dernière permet d'avoir une valeur intelligible et facilement introduite dans les processus de prise de décision (Hawkins, 2003). L'approche utilitariste s'est forgée une image purement économique en dépit de son discours embrassant la valorisation des SE et la protection des écosystèmes naturels. La littérature économique regorge de méthodes d'évaluation dont l'application dépend des objectifs et des questionnements à soulever. Nous nous contentons d'évoquer quelques méthodes en nous référant, aux écrits de de Groot et al. (2002), de Groot (2006), MEA (2005), Hawkins (2003), Chee (2004), Dumax, (2009), etc.

2.3.1.1. Méthodes directes

Par monétarisation du prix de marché et évaluation de la productivité

L'évaluation concerne principalement les services d'approvisionnement, la valeur d'un service est égale à son prix sur le marché (e.g. prix du riz, du bois, des tomates, etc.). Toutefois, les valeurs de certains services, comme l'approvisionnement en eau, dépassent considérablement leur prix sur le marché[39].

[39] http://www.eau-loire-bretagne.fr/espace_documentaire/documents_en_ligne/guides_zones_humides/ZH_Annexes_guide_eco.pdf (01/03/2014)

L'évaluation de la productivité, quant à elle, concerne les biens écosystémiques qui ont subi des changements pour être exploités sous une autre forme. Sous cet aspect, le guide réalisé par l'Agence de l'eau Loire-Bretagne en 2011 donne l'exemple du service de production de l'eau qui, par le biais de sa qualité, influence la productivité agricole. *« Les bénéfices économiques liés à une meilleure qualité de l'eau peuvent donc être approchés en mesurant l'augmentation des revenus consécutifs à une plus grande productivité de l'activité agricole ou à la baisse des coûts d'alimentation en eau potable »*[40].

Bien qu'elle soit fiable, l'évaluation marchande est contrainte par le manque de données sur la qualité des ressources naturelles permettant la corrélation entre les processus écologiques et les fluctuations du marché.

Préférences déclarées

D'une manière générale, elle se réfère aux services écosystémiques intangibles qui ne sont pas monétisés et qui nécessitent la mise en place d'un marché fictif (ou hypothétique) pour pouvoir échanger (Dumax, 2009). Généralement, les chercheurs en économie privilégient le recours à des enquêtes auprès des consommateurs et/ou usagers afin de relever leurs préférences. Bien que cette approche affiche certaines contraintes liées essentiellement à la transcription des informations collectées, elle a, néanmoins, mis en avant « la valeur d'existence ». Cette valeur, tant critiquée par les conservationnistes, désigne la valeur de satisfaction attribuée par des individus pour la simple existence des écosystèmes naturels, *ibid*. Il existe deux méthodes d'évaluation par préférences déclarées :

- **Evaluation contingente** : elle est l'une des méthodes recommandées pour l'évaluation économique des SE, *ibid*. Elle consiste à collecter auprès des individus, leur jugement sur une possible action d'amélioration de l'environnement ou de contournement d'une dégradation environnementale[41]. Cette valeur est, par la suite, traduite en terme monétaire sous forme de «consentement à payer ou à recevoir». L'application de cette méthode est difficile pour les services des écosystèmes dont l'intérêt reste encore mal cerné par la population humaine. Dans ce contexte, Dumax (2009 : 48) souligne que « *la méthode est supposée fonctionner plutôt bien pour des biens et services publics que les agents connaissent. Cela s'avère malheureusement plus difficile lorsqu'il*

[40] http://www.eau-loire-bretagne.fr/espace_documentaire/documents_en_ligne/guides_zones_humides/ZH_Annexes_guide_eco.pdf (01/03/2014) ;
[41] http://www.eau-loire-bretagne.fr/espace_documentaire/documents_en_ligne/guides_zones_humides/ZH_Annexes_guide_eco.pdf.

s'agit de biens moins familiers car il est impossible de tester la précision des enquêtes du fait du caractère inobservable des valeurs réelles».

- **Analyse conjointe :** c'est une méthode alternative de l'évaluation contingente. Toujours basée sur des enquêtes, elle relève les choix des individus en fonction d'une liste de différents types d'usage, *ibid*. Ces choix sont classés selon le degré de priorité attribué par les interviewés.

2.3.1.2. Méthodes indirectes

La méthode indirecte, dite « par préférence révélée », ne se base pas sur un marché fictif, mais elle se focalise sur des échanges concrets, sur un marché réel. Dumax (2009 :34) évoque que « *ces méthodes sont développées sur la base d'un constat qu'un agent désireux d'exercer un certain usage de l'environnement est amené à consommer des biens marchands complémentaires à cet usage*. Il existe diverses méthodes dont les plus appliquées sont les suivantes :

Coût de transport

La méthode de coût de transport se focalise sur l'évaluation des services de récréation. Elle détermine la variation des dépenses engagées par les individus afin d'atteindre les espaces qui leur procurent la détente et le loisir. Pour que les résultats de cette évaluation soient pertinents, d'autres approches supplémentaires sont nécessaires afin de prendre en considération les autres caractéristiques des écosystèmes naturels et semi-naturels.

Prix hédoniste

Il s'agit d'estimer les variations des prix des objets lorsqu'ils sont directement influencés par les SE ou par les écosystèmes naturels. L'estimation du prix hédoniste permet d'estimer les demandes et les offres d'un bien en fonction de caractéristiques implicites. On parle, dans ce cas, de l'évaluation du surplus du consommateur (Bontems et Rotillon, 2007)[42]. Il désigne *« la différence entre le prix payé et celui que vous (consommateur) auriez été prêt à débourser »* (Weber, 2003 :4). Afin d'illustrer cette méthode, l'exemple le plus récurrent est celui de l'évaluation des demandes de logements qui sont influencées par le cadre de vie environnant (e.g. voisinage, présence d'espaces verts, etc.) (Dumax, 2009).

[42] http://books.google.fr/books?id=cG8KHWihmA0C&pg=PA34&lpg=PA34&dq=prix+h%C3%A9doniste+surplus&source=bl&ots=ZMOm_mgAYT&sig=KzVLsrjomJqL4eliG7SvvexvKl4&hl=fr&sa=X&ei=6SSIU8LzGuSc0QWw4IHgCg&ved=0CE0Q6AEwBw#v=onepage&q=prix%20h%C3%A9doniste%20surplus&f=false (30/05/2014)

Il faut noter que les valeurs issues de cette méthode sont parfois sous-estimées. Par exemple, en dépit de leur richesse écologique approuvée, les zones humides sont rarement appréciées par les individus. Par conséquent, leur valeur est considérablement faible[43], *Ibid*.

2.3.2. Evaluation socioculturelle

C'est une approche fondée sur la perception, le vécu des usagers des écosystèmes naturels et semi-naturels. L'évaluation de la valeur socioculturelle renseigne le degré d'importance accordé à ces écosystèmes par la société humaine (de Groot et al., 2006). Par conséquent, c'est une valeur purement subjective construite autour de l'éducation, l'identité, la santé, la spiritualité, etc. Dans ce contexte, les écosystèmes naturels et semi-naturels sont considérés comme un support du bien-être immatériel difficilement quantifiable par les approches économiques. D'un point de vue pragmatique, les études réalisées sur la concrétisation des services socio-culturels sont peu nombreux bien que l'importance de tels services soit attestée (Costanza et al., 1997 ; Fisher et al., 2009 ; Daily et al., 1997 ; de Groot, 1992 ; Chan et al., 2012). Le recours aux enquêtes auprès des usagers, en s'inscrivant dans une approche qualitative, est souvent privilégié (Chiesura, 2004 ; Arrif et Rioux., 2009). Toutefois, la subjectivité de cette approche est le socle de critiques soulevées par les naturalistes puisque les valeurs des écosystèmes naturels sont attribuées par les individus en écartant ainsi leur valeur intrinsèque (Larrère, 1997 ; Chan et al., 2012).

Parmi les rares indicateurs associés à l'évaluation socioculturelle, nous évoquons la justice environnementale. Nous n'avons pas l'intention d'introduire ici le débat sur ce concept[44]. Nous ne retenons que le volet consacré à l'égalité d'accès et de distribution des SE. Gomez-Baggethun et al. (2013) soulignent que ce champ de recherche axé sur les conflits environnementaux et les SE servira d'appui, dans les années à venir, à l'écologie politique (Gomez-Baggethun et al., 2013).

Depuis l'apparition de ce concept dans les années 1970, l'écosystème urbain a été son terrain d'étude de prédilection. Les chercheurs y étudient le rapport entre la société urbaine et les

[43] http://www.eau-loire-bretagne.fr/espace_documentaire/documents_en_ligne/guides_zones_humides/ZH_Annexes_guide_eco.pdf (01/03/2014) ;

[44] D'une manière générale, la justice environnementale se focalise sur la répartition des risques environnementaux telles la pollution et sa répercussion sur les groupes sociétaux (Larrère, 2009). Les études sur la justice environnementales ont élargi leur champ d'investigation proposant d'étudier l'inégalité en termes de distribution des écosystèmes naturels et en termes d'accès aux SE (Gomez-Baggethun et al., 2013).

espaces végétalisés urbains *in situ* et les espaces végétalisés environnants (Ernstson, 2013). Diverses études ont démontré une corrélation positive entre l'abondance de la végétation et les secteurs où la qualité de vie est relativement aisée (Tratalos et al., 2007).
L'estimation de la justice environnementale passe par le recours aux systèmes d'informations géographiques. Elle consiste à utiliser des jeux de données spatialisés couvrant le terrain d'étude. Des données relatives à la densité urbaine, à la morphologie urbaine, aux profils socio-économiques et aux types d'espaces végétalisés, sont indispensables. En outre, une cartographie des services écosystémiques (e.g. kg de séquestration du carbone/m²) peut être réalisée en amont du projet. Associée aux données évoquées ci-dessus, une telle cartographie permet de mettre en avant les disparités des SE en fonction des caractéristiques socioéconomiques et urbanistiques du terrain d'étude.

En dépit des intérêts qu'affiche cette approche, notamment dans la concrétisation des politiques du développement durable, elle se heurte au problème de disponibilité des données et aux traitements fastidieux nécessaires pour leur spatialisation.

Outre les indicateurs économiques et socioculturels qui s'intéressent principalement aux préférences humaines, certains chercheurs, évoquent d'autres approches centrées sur le fonctionnement des écosystèmes. Il s'agit de l'évaluation écologique basée sur les indicateurs biophysiques.

2.3.3. Evaluation écologique

L'évaluation écologique par des indicateurs biophysiques permet d'estimer les SE en proposant de quantifier l'effet physico-chimique des écosystèmes naturels sur le bien-être humain, par exemple de l'estimation de la quantité de carbone séquestré par les peuplements forestiers, du taux de production de l'oxygène, du taux de rétention des eaux de ruissellement par les arbres, de la quantité de produits agricoles, etc. Cette approche a l'avantage de passer par la caractérisation des écosystèmes permettant de comprendre les fonctions sous-jacentes impliquées dans la production des SE. Elle établit ainsi le lien entre la structure de l'écosystème, son état, sa performance et la quantité de SE dégagée au profit de la société. A l'instar de l'intégrité écologique, l'approche par indicateurs biophysiques nécessite la prise en compte de l'emboîtement d'échelle spatio-temporelle pour aboutir à des résultats probants et appréhender la complexité du fonctionnement des écosystèmes naturels (Dale et Beyeler, 2001). Cette approche fusionne, sous forme de modèle et d'algorithmes, des variables

quantitatives fondées sur des observations de terrain ou d'expérimentation. Ces algorithmes rapportent un état des lieux actuel ou bien déterminent un état prospectif. A titre d'exemple, l'équipe de Nowak (2014) développe des modèles permettant de projeter le taux de régulation de la qualité de l'air sur les 25 prochaines années[45]. Ces chercheurs utilisent des données de terrain et des prévisions moyennes de la croissance des arbres[46]. Le recours aux indicateurs biophysiques renseigne ainsi sur l'intensité d'un phénomène physico-chimique (Muller et Burkhard, 2012). Un recours plus approfondi à ces indicateurs conduit à (Dale et Beyeler, 2001) :

- évaluer et/ou simuler les conditions des écosystèmes ;
- prévoir les changements qui pourraient affecter négativement le fonctionnement des écosystèmes ;
- diagnostiquer les causes et les conséquences de tels changements ;
- proposer des actions de gestion permettant de maintenir la production des SE.

En dépit de son intérêt, cette approche est souvent écartée au profit d'indicateurs économiques (de Groot et al., 2010b) sous prétexte que ces derniers apportent plus de précision et sont intégrés plus facilement dans le processus de prise de décision. A nos yeux, ces deux approches sont complémentaires dans la mesure où chacune apporte un éclairage sur des questions demeurées sans réponse. Nous donnons dans le tableau qui suit quelques exemples d'indicateurs utilisés dans la littérature scientifique. Nous nous référons aux publications de Gomez-Baggethun et al, (2013) ; Dobbs et al., (2011) (Tableau 4):

Tableau 4. Exemples d'indicateurs biophysiques pour quantifier les SE (Gomez-Baggethun et al, 2013 ; Dobbs et al., 2011)

Services écosystémiques	Habitat/écosystèmes	Indicateurs
Production de produit alimentaire	Espaces agricoles	Stock moyen (kg/ha)
Production de bois	Forêt de production	Biomasse (kg/ha)
Production de l'eau	Zone aquatique	Ecoulement d'eau (m^3/an)
Purification de l'air	Forêt	Flux des polluants dans l'air (g/cm^2/s)
Stockage et séquestration du carbone	Couvert végétal	Indice de surface foliaire

[45] http://www.itreetools.org/news/whats_new.php (26/04/2014);
[46] Ibid.

Protection contre les tempêtes	Arbre	Densité (arbre/ha ; m²/ha) et pourcentage du couvert végétal
Traitement de déchets	Sol	Dénitrification (kg N/ha/y)
Rétention de l'eau	Sol	Taux d'infiltration (mm/h)
Formation du sol	Sol	Bioturbation (qualitative)

Discussion et conclusion

Ce chapitre a traité quelques approches d'évaluation pour appréhender la question de la double-valeur des écosystèmes naturels et semi-naturels. La *valeur intrinsèque*, se basant sur une approche écocentrique, renvoie au fonctionnement de ces écosystèmes et de leurs états des lieux. La *valeur instrumentale*, fondée sur une approche anthropocentrique, pense les écosystèmes naturels et semi-naturels à travers les services écosystémiques et au bien-être humain. Comme de Groot et al. (2010b) et Fisher et Turner (2008), nous pensons que la valeur intrinsèque et la valeur instrumentale sont autant complémentaires que différenciées. Elles relèvent certes d'approches d'évaluation spécifiques mais elles conduisent à une meilleure appréhension du fonctionnement des écosystèmes naturels et des SE qu'ils génèrent.

- ⇨ *Dans ce contexte, le défi que nous souhaitons relever dans cette thèse est de mener de front deux approches d'évaluation dans la quête d'une meilleure prise en compte de la double-valeur (intrinsèque et instrumentale) des écosystèmes naturels et semi-naturels.*

Loin de chercher l'exhaustivité, nous avons cité quelques approches d'évaluation (écologique, socioculturelle et économique). Nous avons remarqué que pour l'évaluation des services écosystémiques, c'est l'approche économique qui l'emporte nettement sur les deux autres. En raison de la forte connotation économique souvent associée aux SE et la relégation de leur caractère multidimensionnel, les chercheurs ont montré plus d'intérêt à la monétarisation des bénéfices rendus pour la société. Un tel recours est souvent étayé par la facilité de compréhension et d'intégration des valeurs économiques dans le processus de prise de décision. Nous estimons qu'une telle traduction à un « simple objet monétaire » occulte aux écosystèmes naturels et semi-naturels le caractère complexe de leur fonctionnement. Dans cette optique, nous menons dans le cadre de cette thèse une approche d'évaluation écologique basée sur (1) la caractérisation de la biodiversité pour la valeur intrinsèque et sur (2) les indicateurs biophysiques pour la valeur instrumentale. A notre niveau, nous cherchons à

établir un état des lieux initial permettant d'ouvrir la voie vers la prise en compte du fonctionnement des écosystèmes naturels et semi-naturels et vers un nouveau regard porté sur les SE.

Arrivé à ce stade, il convient de rappeler que l'évaluation de tels écosystèmes n'est opérationnelle qu'avec l'identification d'un contexte spatial bien délimité (Defra, 2006). Dans le prochain chapitre, nous déterminons le contexte géographique qui sert d'appui à notre recherche.

Chapitre n°3 : Services écosystémiques et végétation urbaine

Introduction

Les deux premiers chapitres ont permis d'aborder le cadre sémantique et pragmatique du concept de « services écosystémiques » et de « fonctionnement des écosystèmes » par une approche épistémologique qui a mis en exergue leur complexité. Loin d'avoir une posture statique, ils sont souvent étudiés selon différents positionnements éthiques et disciplinaires. Par ailleurs, l'appréhension des SE et des fonctions écologiques nécessite un cadrage contextuel : dans quel contexte spatial peut-on étudier les SE ? Qu'il s'agisse des éléments producteurs des SE et/ou des bénéficiaires, quels sont les différents corps concernés ? L'étude exploratoire, menée dans le deuxième chapitre, a traité de l'évaluation de la valeur intrinsèque et instrumentale de tous les écosystèmes confondus. Nous avons évoqué les différentes approches d'évaluation sans faire la distinction entre les milieux naturels et les milieux anthropisés. Or, si l'on souhaite mener à terme une approche d'évaluation, il est indispensable de réaliser notre étude sur un seul milieu pour (1) appréhender son fonctionnement écologique, et (2) quantifier et analyser correctement les SE qui y sont rendus pour la société (Potschin et Haines-Young, 2011). Dans le cadre du travail de recherche, nous approchons ces deux dimensions en fonction d'un contexte anthropique bien particulier, celui du milieu urbain. Notre choix s'inscrit dans la continuité des questionnements sur la dualité « ville/nature » dans le cadre du travail de master[47]. Nous avions particulièrement focalisé notre attention sur les espaces végétalisés urbains (EVU)[48] et sur leur caractère multifonctionnel au sens paysager. Cette thèse est une affirmation de cette multifonctionnalité qui servira d'appui à notre démarche scientifique. Aussi, proposer une évaluation des SE rendus par la végétation en milieu urbain en appréhendant cette multifonctionnalité, dans son sens écologique, représente la valeur ajoutée de la présente étude. En s'inspirant des travaux de de Groot et al. (2010a), Haines-Young et Potschin (2006) et Bastian et al. (2012), nous rappelons que les SE sont le produit de l'ensemble des fonctions effectuées par les

[47] Selmi W., 2011, Espaces verts publics entre politiques urbaines et attentes des citadins. Réalités et perspectives : cas de l'agglomération de Strasbourg, université de Strasbourg, 146p ;

[48] Les EVU sont des espaces allant de quelques plantes isolées à des formations très développées (boisement, haies, friches, prairies, etc.). Ils sont considérés comme des écosystèmes semi-naturels et/ou des espaces à caractère naturels (Clergeau, 2012). Nous apportons plus de détails sur ces espaces dans la suite de ce chapitre.

écosystèmes naturels et semi-naturels. Pour mener de front ces objectifs, il parait judicieux de commencer par (1) énoncer les approches scientifiques qui articulent le milieu urbain (ou la ville) aux enjeux écologiques, (2) déterminer les caractéristiques du milieu urbain et pour conclure (3) se focaliser sur la végétation urbaine et ses services rendus à la société.

Comprendre le fonctionnement écologique d'un milieu anthropique comme la ville est une thématique qui passionne les scientifiques depuis les années 1970 (Clergeau, 2011 ; Pickett et Grove, 2009). En concomitance avec l'avènement du développement durable, de nouvelles approches se développent pour éclairer cette thématique complexe dont les plus pertinentes sont l'approche écosystémique et l'écologie urbaine.

1. Ville et enjeux écologiques : Quelles approches scientifiques ?

1.1. L'approche écosystémique ou l'approche par écosystème

Avant d'en venir aux fondements de l'approche écosystémique, nous rappelons que cette dernière a été appliquée par diverses disciplines, sciences sociales, économiques, etc. Nous nous focalisons dans le paragraphe qui suit sur l'approche écosystémique qui sert d'appui non seulement pour comprendre le fonctionnement du milieu urbain, mais aussi pour étudier les espaces végétalisés qui s'y trouvent.

L'approche écosystémique, approche par écosystème ou encore l'écologie systémique conçoit l'écosystème comme une unité dynamique fondamentale de la biosphère (Wania, 2007 ; Pickett et Grove, 2009). L'étymologie du terme « écosystème »[49] articule la science de l'habitat qui étudie des êtres vivants dans leur habitat naturel (écologie en grec = oikos : demeure, Frontier et al., 2008) à la théorie des systèmes. Cette dernière se centre sur l'étude de l'organisation et des interactions entre les différentes composantes d'un système. Selon Frontier et al. (2008 : 528) l'approche écosystémique : *« consiste à envisager tout système écologique non pas comme « denrée » (ressource renouvelable ou non) ni comme un « mécanisme démontable », mais comme un système au sens défini par les propriétés suivantes : (1) ensemble coordonné (…) reliant par des interactions réciproques différents composants vivants et physico-chimiques (2) ensemble dont émergent des propriétés globales, conséquences d'une organisation de ces interactions entre elles (…) »*. Les mêmes auteurs mettent aussi en lumière la dimension « systémiste » que l'écologie a prise depuis l'émergence de cette approche, *« on dit aujourd'hui que l'écologie est l'étude des interactions*

[49] Un écosystème est formé de deux compartiments (Merlin et Choay, 2010 ; Frontier et al., 2008 ; Goudard, 2007) : (1) le biotope (milieu abiotique): le milieu physique qui sert de support pour l'ensemble des organismes vivants (température, humidité, structure, etc.) et (2) la Biocénose (éléments biotiques) : l'ensemble des êtres vivants (végétaux, animaux)liés par des interactions qui maintiennent leur survie.

entre les organismes vivants et le milieu où ils vivent, et des organismes vivants entre eux, dans des conditions naturelles ou modifiées par l'homme » (Frontier et al., 2008).

L'application de l'approche par écosystème prend en considération aussi bien l'emboîtement fonctionnel que l'emboîtement structurel (Figure 8) (Frontier, 1999) :

- l'emboîtement fonctionnel, aussi appelé le réseau trophique. Il regroupe l'ensemble des chaines alimentaires et les liaisons fonctionnelles établies entre les différents compartiments de l'écosystème. Ces interactions sont sous forme de transfert d'énergie /matière et sous forme d'un transfert d'information ;
- l'emboîtement structurel, dit aussi emboîtement spatio-temporel implique que les interactions entre les divers éléments ne sont pas statiques dans l'espace et dans le temps. Elles sont effectuées dans l'imbrication des différentes échelles spatiales (locales, régionales, planétaires, etc.) et temporelles (longues, moyennes, à court terme).

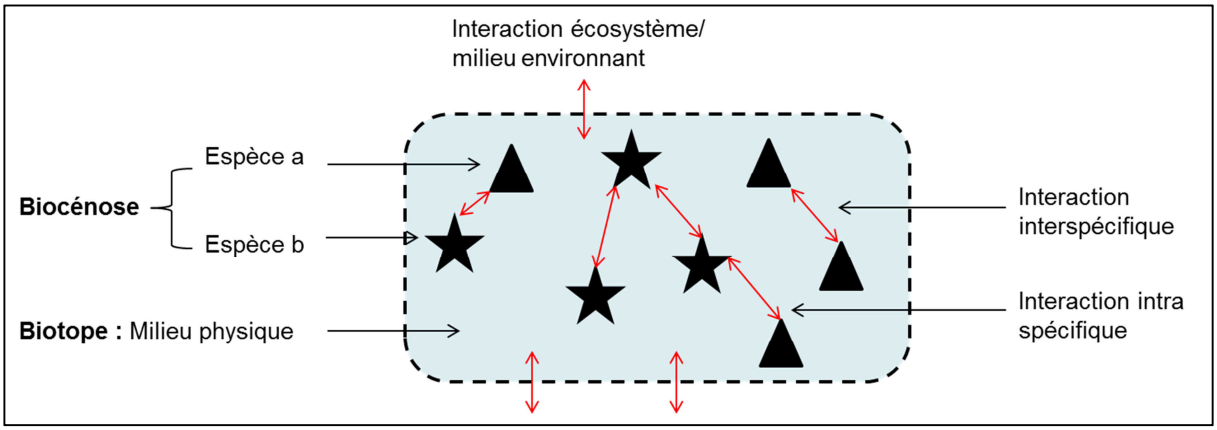


Figure 8. Composantes de l'écosystème et leurs interactions (inspiré de Goudard, 2007)

De manière générale, un écosystème est dynamique, il est toujours en quête de complexité et de multiplication de ses fonctions. Ce dynamisme est la résultante d'une série de boucles d'action et de rétroaction (Harrington et al., 2010). Les écosystèmes, à l'instar des systèmes naturels et des socio-systèmes, sont des entités ouvertes et non isolées qui échangent un flux de matière et d'énergie avec le milieu extérieur (Goudard, 2007).

Les flux de matière et d'énergie sont transmis par les multiples chaînes existant entre les différents compartiments. Ils peuvent être assimilés transformés ou stockés afin de maintenir le fonctionnement de l'écosystème. La Figure 9 illustre les différents types d'interactions au sein d'un système naturel:

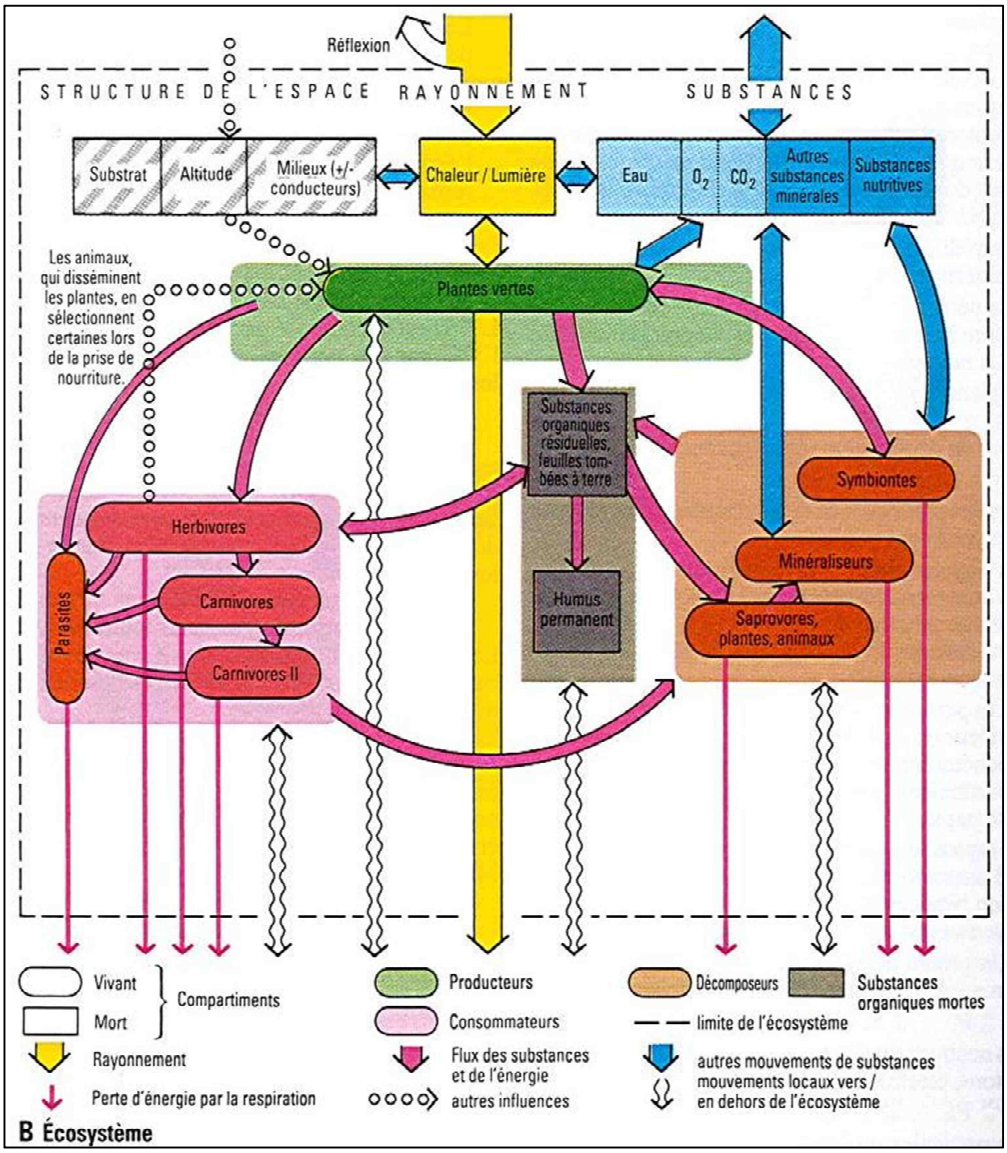


Figure 9. Exemple d'interactions au sein de l'écosystème naturel (Heinrich et Hergt, 1993 : 60)

Il se peut qu'un écosystème donné subisse des perturbations tant endogènes (destruction d'un de ses éléments) qu'exogènes (changement d'occupation de sol, exploitation humaine). Dans ce cas de figure, il modifie son fonctionnement en diminuant sa diversité et simplifiant sa structure pour s'adapter à cette perturbation (Blondel, 1986 ; Frontier, 1999).

L'approche par écosystème est considérée comme une approche analytique et opérationnelle car elle contribue à la compréhension du fonctionnement des écosystèmes écologiques ou anthropiques. Sa mise en application nécessite la définition des limites des écosystèmes bien qu'elles soient souvent ambiguës. Cela revient au fait que ces dernières naissent dans l'imbrication hiérarchique des différentes échelles spatio-temporelles qui rendent floues leurs frontières. Pour rendre opérationnelle cette approche, il convient de définir les

questionnements scientifiques, les processus et les éléments à étudier [50] (Pickett et al., 2008 ; Pickett et Cadenasso, 2008 ; etc.).

Bien qu'elle soit issue des interrogations naturalistes et largement appliquée au milieu naturel, l'approche écosystémique trouve sa traduction dans le milieu urbain. Pickett et al, (2008) ; Clergeau (2007) ; Liederman (2008) ; Rondel (2008a, 2008b) ainsi que d'autres scientifiques ouvrent le thème du transfert de connaissance entre les écosystèmes naturels et les « écosystèmes anthropiques » : ***« L'écosystème urbain est-il un écosystème comme les autres ? »***. L'approche écosystémique trouve-t-elle sa pertinence dans le milieu urbain (Pickett et Grove, 2009) ?

La réponse à ces questionnements semble être affirmative pour les scientifiques soucieux des enjeux environnementaux portés par l'urbanisation tout en étant conscients des limites qu'elle peut afficher (Niemela, 2011). Matlby (2000) estime que l'intégration de l'espèce humaine est la clé de la pertinence de cette approche. L'auteur rapporte la définition proposée dans le cadre du workshop tenu à Malawi en 1998 dont l'objectif est de discuter de l'émergence de cette approche : *« The ecosystem approach is based on the application of appropriate scientific methodologies focused on levels of biological organisation that encompasses the essential processes and interactions among organisations and their environment. The ecosystem approach recognises that humans are an integral component of ecosystems»* (Maltby, 2000: 210). Nous reviendrons sur les caractéristiques de cet écosystème dans la deuxième partie de ce chapitre.

Les partisans de l'approche écosystémique estiment que l'application de ce concept à l'échelle de la ville est un moyen pertinent pour (1) comprendre son fonctionnement écologique ; (2) interpréter les interactions entre ses différentes composantes et/ou avec son milieu environnant et (3) étudier les conséquences des activités anthropiques sur l'environnement (Rondel, 2008b). Pour atteindre ces objectifs, les scientifiques se sont penchés principalement sur des sous-écosystèmes particuliers. Par exemple les espaces végétalisés urbains (EVU). Ils sont considérés comme le support de la majorité des processus écologiques de la ville (Clergeau, 2007, 2012 ; Bolund et Hunhammar, 1999). Ces espaces « à caractère naturel » ou « des pénétrantes naturelles » deviennent la base de diverses approches méthodologiques et opérationnelles. Nous tâcherons dans ce qui suit de focaliser notre attention sur l'écologie

[50] https://sites.google.com/site/terrieulabo/Home/les-cours/histoire-du-concept-d-ecosysteme (07/03/2013).

urbaine qui a eu le mérite d'articuler les EVU et les enjeux environnementaux. Cette discipline sert d'appui à ce travail de recherche. Examiner la « nature » en ville dans sa globalité est loin de notre objectif. Nous traiterons, dans cette étude, uniquement la composante végétale.

1.2. Ecologie urbaine : Approche écologique pour appréhender la ville ?

Au début de XXe siècle, l'écologie urbaine doit son apparition à l'Ecole de Chicago. Ecartée de l'écologie fondamentale, l'écologie urbaine s'est appliquée à cette époque aux sciences sociales. Elle s'est intéressée à l'étude des interactions au sein de la population humaine. Les scientifiques comme Robert Park (1864-1944) se sont inspirés de l'écologie de la population (animale et végétale) pour étudier les groupes humains dans leur habitat, à savoir la ville, sans porter cependant aucune attention à l'environnement naturel conçu comme inépuisable (Clergeau, 2007, Frontier et al., 2008).

Ce n'est qu'au milieu du XXe qu'une nouvelle écologie urbaine se penchant sur la faune et plus particulièrement sur la flore urbaine voit le jour dans les pays anglo-saxons (Niemela, 1999 ; Clergeau, 2007). Elle tient à décrire et synthétiser les communautés végétales. Des inventaires floristiques, qui ont été effectués dans de nombreuses villes européennes, ont démontré la diversité des espaces à caractère « naturel » dans la ville. Ces derniers, par analogie aux milieux naturels, sont considérés comme des « habitats » jouant le rôle d'un support faunistique et floristique (Clergeau, 2007 ; Wania, 2007 ; Sukopp et al., 1998).

A la sortie du rapport de Brundtland en 1987, l'écologie urbaine s'associe à l'approche écosystémique. La simple étude des associations végétales cède la place au décryptage des différentes interactions profondes entre les différents organismes vivants et non vivants (Muratet, 2006 ; Mehdi, 2010). Merlin et Choay (2010 : 277) soulignent qu'« *à partir de la fin des années 1960, dans le climat de luttes en faveur de l'environnement, le concept d'écologie est revenu à ses origines, la biologie animale et végétale. Il a été utilisé pour étudier les relations entre les espèces vivantes et l'homme, tout autant que les relations entre l'homme, en tant qu'espèce vivante, et son propre milieu, naturel et surtout artificiel* ». Dans le même contexte Aggeri (2004 : 83) confirme que *« la communauté scientifique est sollicitée pour analyser et diagnostiquer le milieu urbain avec une approche plus systémique concernant le biotope des végétaux urbains, le bioclimat, les substrats ou la pollution atmosphérique »*.

En référence au lexique naturaliste, l'écosystème urbain est considéré comme une « mosaïque paysagère » à dominance minérale certes, mais également hétérogène et complexe dont les différentes composantes interagissent en permanence (Pickett et Cadenasso, 2006 ; Clergeau, 2007, etc.). Selon Frontier (1999 : 118) : *« la modification du milieu physique atteint son degré maximal dans urbs. (en référence au milieu urbain), où la biomasse non humaine est très réduite et où le substrat, très minéralisé est très organisé techniquement »*. Cette mosaïque est loin d'être isolée de son milieu environnant appelé « périurbain » avec lequel elle entretient des liens tant structurels (e.g. de projet des coulées vertes qui articulent l'espace urbain aux systèmes environnants) que fonctionnels (e.g. les corridors fluviaux pourraient contribuer à la dynamique de la biodiversité (Clergeau, 2007). L'Homme y est une partie intégrante. D'une part, sa présence ne se résume pas aux aspects démographiques (densité, migration, etc.), il agit par ses activités sur les processus écologiques de la ville effectués à travers les EVU (Saint-Laurent, 2000 ; Pickett et Cadenasso, 2006 ; Mehdi, 2010). Selon Muratet (2006 : 7) *« la composition des écosystèmes urbains, à la différence des écosystèmes ruraux ou subnaturels, est le résultat d'une multitude de perturbations qui, collectivement, forment l'impact humain»*. D'autre part, l'homme bénéficie des services procurés localement par ces espaces (services de régulation de microclimat ; rétention de l'eau de ruissellement, récréation, agrément, etc.). Ainsi, ces relations mutuelles démontrent le lien complexe et profond entre « la nature » et l'Homme qui manifeste une dépendance au fonctionnement écologique de l'écosystème urbain (CUICN, 2013).

La ville, devient dès lors, un terrain d'expérimentation de prédilection pour la sphère des chercheurs et les dualités « ville/nature » et « homme/nature » se trouvent ainsi en tête des questionnements scientifiques : comment les EVU peuvent être conçus et gérés pour que les villes s'adaptent au mieux aux effets du changement climatique ? Quels sont les effets sociétaux des EVU ? Comment mettre en place une approche interdisciplinaire intégrative visant à évaluer les EVU (James et al., 2009) ?

Suite aux progrès scientifiques, l'écologie urbaine prend une envergure interdisciplinaire. Elle puise son fondement dans la théorie naturaliste et utilitariste. Les chercheurs mettent en avant les principaux fondements de l'écologie urbaine (Saint Laurent, 2000) ; Clergeau, 2007 ; Niemela, 1999) :

- le premier identifie et caractérise les communautés végétales et animales qui trouvent refuge dans les EVU. Il étudie ensuite leurs processus écologiques et les différents facteurs auxquels elles sont soumises;

- le deuxième se penche sur les différents dispositifs à mettre en place pour la conservation de ces communautés non seulement pour leur valeur intrinsèque mais aussi pour les services rendus à l'Homme.

Dans le cadre de la présente thèse, nous adhérons à l'écologie urbaine et à ses fondements. De ces fondements découle une série d'interrogations : les espaces végétalisés en milieu urbain possèdent-ils une valeur écologique ? Comment évaluer la valeur intrinsèque des espaces à caractères naturels en ville ? Comment l'environnement urbain influence-t-il la diversité biologique urbaine ? Quels sont les services écosystémiques rendus par ces espaces ? Avant de décrire la place du végétal dans la ville et les SE qu'il procure, nous tenons dans le paragraphe suivant, à énumérer quelques caractéristiques de l'écosystème urbain.

2. Caractéristiques de l'écosystème urbain : un socio-écosystème

La conception de l'urbain en qualité d'écosystème remonte aux années 1970. Il se distingue des autres écosystèmes par la forte activité anthropique qui affecte de manière considérable l'ensemble des interactions et des échanges entre ses différents composants (Duvigneaud, 1974 ; Pickett et Grove, 2009). Il suit non seulement les lois systémiques mais aussi des lois économiques, sociales et politiques établies par la société. Depuis l'émergence de la notion d'« écosystème urbain», les scientifiques connaissent des difficultés à le définir. Selon Pickett et Cadenasso (2006), la définition la plus récurrente est celle qui prend en considération la densité de la population urbaine, les limites administratives, l'étendue de la zone bâtie et le temps de déplacement (Pickett et Cadenasso, 2006). Toutefois, cette définition affiche certaines failles. Sa généralisation est contrainte par la variation des formes et des densités urbaines d'un contexte à un autre (Pickett et Cadenasso, 2006 ; Wania, 2007). En outre, elle marginalise les processus écologiques au sein de l'écosystème urbain qui agissent sur son fonctionnement. Pour remédier aux controverses sémantiques, il convient d'appréhender l'écosystème urbain en fonction des questionnements scientifiques (McIntyre et al, 2008). A l'issue d'une revue bibliographique, nous définissons l'écosystème urbain *comme un système ouvert, fonctionnel et dynamique à dominance humaine. Il est structuré comme une mosaïque hétérogène de systèmes artificiels et semi-naturels ayant des propriétés physiques différentes et sont soumis à divers facteurs non seulement socioéconomiques, culturels, politiques, mais aussi écologiques* (Collins et al., 2000 ; Duvigneaud, 1974 ; Pickett et Grove, 2009 ; Wania, 2007 ; McIntyre et al, 2008, Clergeau, 2007 ; Pickett et Cadenasso, 2008 ; IAU, 2011 ; Grimm et al, 2008 ; Pickett et al, 2008, Niemela et al, 2010; Bolund et Hummahar, 1999 ; etc.).

Outre la dominance humaine, l'écosystème urbain se distingue des autres écosystèmes écologiques par son incapacité à recycler ses déchets et à produire la biomasse[51]. Il est par conséquent dépendant des autres écosystèmes environnants (Rondel, 2008). Selon Frontier (1999), un écosystème urbain n'intervient pas dans la production des denrées, il invente plutôt des technologies pour (1) accéder à ces produits fabriqués par les écosystèmes naturels ou agricoles voisins et pour (2) maintenir cette production en fonction de ses besoins.

Etudier les différents éléments biotiques et abiotiques dépasse de loin notre objectif qui se penche sur l'évaluation de la végétation urbaine. Ainsi, nous nous focalisons uniquement sur deux éléments à savoir la végétation et le climat urbain.

2.1. Climatologie urbaine

Comme évoqué ci-dessous, la ville se distingue des autres écosystèmes par la présence des éléments techniques (bâtiments, infrastructures, etc.). Ces derniers modifient intensément les aspects météorologiques et climatologiques (températures, vitesse de vent, intensité de lumière, etc.). En effet, la géométrie et la densité du bâti induisent une rugosité aérodynamique qui, accompagnée par le manque de végétation et la forte imperméabilisation des sols, influencent les caractéristiques du climat urbain (Niemela, 2011).

En procédant par comparaison entre le climat rural et le climat urbain, ce dernier se distingue par (Ringenbach, 2004):

- une vitesse du vent très réduite due à la rugosité des surfaces construites qui augmente le frottement et freine l'écoulement de l'air. Ainsi, la vitesse du vent en ville est moins importante de 30% que la vitesse enregistrée à la campagne (Lee, 1984). Par conséquent, le mélange turbulent entre la canopée[52] et le reste de l'atmosphère est réduit (Mehdi et al., 2013a) ;
- une évapotranspiration assez réduite et une perturbation des cycles biochimiques à cause des carences en termes de surface végétalisée;
- une production d'énergie importante transmise dans l'atmosphère sous forme de chaleur. Elle est issue des activités anthropiques (chauffage, trafic routier, etc.). A cela s'ajoute un stockage considérable de chaleur à cause de l'abondance des surfaces

[51] Nous désignons ici par biomasse, l'ensemble des matières organiques considérées comme source d'alimentation ou d'énergie (Frontier, 1999) ;

[52] C'est la couche où s'effectue la majorité des activités anthropiques. Elle est composée du sol, des bâtiments et le l'air entouré par les constructions (Dupont, 2001).

d'échanges (à titre d'exemple, les surfaces asphaltées réfléchissent uniquement entre 0.2 à 0.5% de l'énergie absorbée (Guay et Baudoin, 2005).

L'ensemble de ces caractéristiques conduit à la singularité du climat urbain et engendre deux phénomènes bien particuliers à savoir l'îlot de chaleur urbain et la pollution atmosphérique.

2.1.1. Ilot de chaleur urbain (ICU)

Ce phénomène, généralement observé pendant la nuit, se manifeste par une différence de température, entre la ville et le milieu rural environnant. Des études à Londres montrent que la température au sein de la ville excède celle enregistrée dans la campagne de 3.70°C (Ringenbach, 2004). Le même constat est confirmé par une étude menée à la ville de Strasbourg où la différence de température entre la ville et la campagne est de l'ordre de 8°C, *ibid*. La Figure 10 montre aussi une diminution de la température au niveau des parcs étant donné que la végétation stocke moins d'énergie. Ce phénomène, appelé îlot de fraîcheur, est dû à l'évaporation et l'évapotranspiration (Figure 10).

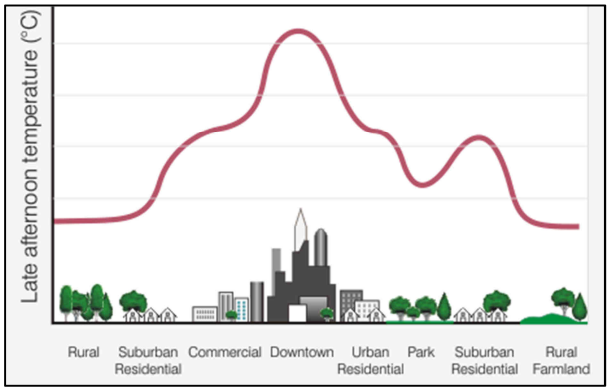


Figure 10. Ilot de chaleur urbain : différence de température entre le centre-ville et le milieu rural[53]

L'îlot de chaleur urbain est fondamentalement issu de la chaleur emmagasinée puis dégagée par les bâtiments. Ce flux de chaleur dépend des caractéristiques physiques des bâtiments (couleur, texture, porosité et inertie thermique, etc. (IAU, 2010).

L'intensité de l'ICU est inversement proportionnelle à la vitesse et la direction du vent. En effet, dans un épisode anticyclonique, avec un temps calme et une vitesse du vent stable, la masse d'air entre les bâtiments a tendance à stagner ce qui induit le réchauffement des bâtiments suivi par la formation de l'ICU. La vitesse et la circulation du vent sont fortement influencées par la morphologie urbaine. En effet, plus les rues sont étroites plus la masse d'air

[53] http://www.new-learn.info/packages/euleb/fr/glossary/index.html (17/03/2013).

est contrainte à la stagnation ce qui entraine une accumulation des polluants atmosphériques (Ringenbach, 2004 ; Parlow *in* Niemela, 2011).

D'autres facteurs tels que la taille de la ville, la densité de population et la géométrie interviennent dans formation des ICU. A l'aide d'une étude comparative menée entre des villes européennes, américaines et asiatiques, Oke (1987) démontre qu'à des conditions stationnelles identiques, l'ICU est plus prononcé dans les villes américaines en raison de la différence de la géométrie urbaine (Oke, 1987 ; Ringenbach, 2004 ; Wania, 2007 ; Parlow *in* Niemela, 2011).
De nombreuses études abordant les enjeux environnementaux dans le milieu urbain se penchent sur la problématique de l'ICU (EPA, 2008). Ce dernier modifie considérablement les conditions météorologiques. A titre d'exemple, l'ICU induit une diminution de l'humidité et de la précipitation qui, en s'associant avec l'augmentation de la température, entraîne des épisodes orageux ainsi que la perturbation du cycle végétatif des plantes (déficit hydrique) (IAU, 2010 ; 2011). L'ICU agit, en outre, sur la concentration des polluants dans l'air. La différence de température favorise une circulation centripète des vents thermiques à l'intérieur de la ville, des zones froides (e.g. parcs) jusqu'aux zones chaudes (e.g. les rues) qui intensifie la concentration des polluants près du sol dans les zones urbanisées (Cantat, 2004 ; IAU, 2011).

Outre l'ICU, l'aspect anthropique de la ville conduit à une variation de la composition de l'atmosphère par le biais de l'émission des polluants atmosphériques. Pour décrire le phénomène de dispersion des polluants à l'échelle de la ville, il convient tout d'abord de porter notre attention sur l'atmosphère urbaine.

2.1.2. Atmosphère urbaine

L'hétérogénéité du sol urbain, la dominance des obstacles, la forte rugosité, le manque de végétation et les propriétés thermiques et radiatives des bâtiments induisent des modifications perceptibles au niveau de l'atmosphère urbaine (Dupont, 2001). En effet, sous l'influence des vents forts et d'un ciel couvert, l'écart thermique entre les différentes surfaces urbaines s'affaiblit. La thermodynamique et la température de l'air prennent, ainsi, un aspect homogène (Dupont, 2001). En revanche, dans des conditions calmes (vent faible et ciel clair), l'écoulement d'air, qui est moins important, entraîne une variation de flux de chaleur entre les différentes surfaces urbaines. Par conséquent, la thermodynamique et la température de l'air

deviennent hétérogènes. C'est sous ces conditions que le taux de la pollution atmosphérique augmente, *ibid.*

L'influence du milieu urbain sur l'atmosphère est prononcée dans la couche troposphérique, plus précisément dans la couche limite atmosphérique (CLA). Elle désigne la couche la plus basse de la troposphère[54] dans laquelle le mouvement d'air est influencé par la surface terrestre. C'est la couche atmosphérique où s'effectuent les échanges thermiques, dynamiques et des polluants à l'aide du vent et du phénomène de turbulence (Glockner, 2000 ; Leroyer, 2006). Elle s'étend jusqu'à 2 km d'altitude en effleurant l'atmosphère libre dont les caractéristiques météorologiques dépendent de la thermodynamique de grandes échelles (Dupont, 2001). La CLA, dont l'épaisseur varie en fonction de la saison, l'heure et le type de surface, se décline en deux couches (Figure 11) (Leroyer, 2006 ; Dupont, 2006 ; Bozonnet, 2005 ; Vendel, 2011) :

- la couche d'Eckman : c'est la couche supérieure où l'écoulement n'est influencé que par les forces de Coriolis[55]. L'effet du frottement du sol est négligeable ;
- la couche de surface : elle est directement en contact avec la surface terrestre. Par conséquent, l'effet du frottement du sol est assez considérable.

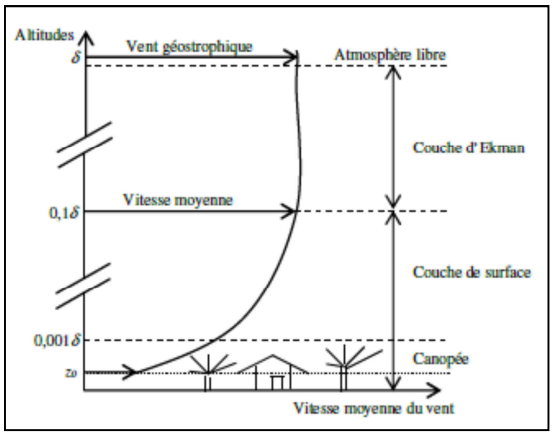


Figure 11. Structure de la CLA (Stull, 1988 *in* Vendel, 2011 :40)

Au niveau des villes, l'atmosphère est sous l'influence de l'îlot de chaleur urbain, l'hétérogénéité de la surface, la hauteur des bâtiments et la longueur de la rugosité (Leroyer,

[54] C'est une couche atmosphérique qui s'étend sur 10km d'altitude à partir de la surface terrestre. Elle est composée de diverses couches aux propriétés dynamiques et thermodynamiques très différentes (Dupont, 2001 ; Leroyer, 2006) ;

[55] *« La force de Coriolis est directement liée à la rotation de la Terre et dévie, en altitude, les trajectoires de ces masses d'air »* (Vendel, 2011 :39).

2006). Dans ce cas bien particulier, la Couche Limite Atmosphérique urbaine (CLU) est scindée en deux couches : (1) la couche de surface et (2) la couche de canopée urbaine (Ringenbach, 2004 et Leroyer, 2006). Elle s'étale sur une hauteur de plus de 500 m pendant la journée et entre 200 à 300 m pendant la nuit. Elle est plus développée en été qu'en hiver (Hufty, 2001 ; Moppert, 2006). L'écoulement de la masse d'air au niveau de chaque couche n'est pas mû par les mêmes processus. Si les échanges énergétiques au niveau de la CLU sont contrôlés par les processus à méso-échelle, ceux exercés au niveau de la canopée urbaine sont, quant à eux, soumis uniquement à des processus de micro-échelle, d'où la séparation entre ces deux couches (Leroyer, 2006 ; Hufty, 2001). La rugosité des surfaces bâties freine l'écoulement d'air à l'aide des forces de frottement. Ces dernières se propagent en altitude et inhibent la vitesse du vent sur l'ensemble de son profil vertical (Plate et Kiefer, 2001). De ce ralentissement émerge un forçage dynamique qui, en s'associant avec le forçage thermique[56], entraine une forte turbulence pendant l'épisode diurne caractérisé par une température et une humidité constante (Hufty, 2001 ; Moppert, 2006). Les diverses activités anthropiques apportent une énergie supplémentaire sous forme de chaleur. Cette dernière se libérant dans la CLU est ressentie dans le cas des conditions atmosphériques stables (épisode nocturne) (Mehdi et al., 2013a). La CLU est aussi le siège de la dispersion des polluants en fonction de différents types de paramètres dynamiques et thermodynamiques. Nous ne prenons pas le soin de détailler l'ensemble complexe des processus physico-chimiques de la CLU. Nous nous penchons dans la partie suivante sur quelques éléments de référence concernant la dispersion atmosphérique des polluants[57].

2.2. Pollution atmosphérique urbaine

Depuis la prise en compte des enjeux environnementaux, la pollution atmosphérique a fait l'objet de diverses directives à l'échelle planétaire, européenne et nationale. Pour apporter quelques éléments d'éclairage sur la pollution atmosphérique, nous nous appuyons sur la définition proposée par la loi LAURE (Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Energie, 1996) : *« l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, dans l'atmosphère et les espaces clos, de substances ayant des conséquences préjudiciables de nature à mettre en danger la santé humaine, à nuire aux ressources biologiques et aux écosystèmes, à influer sur*

[56] Issu des flux verticaux diurnes de chaleur sensible et latente (Moppert, date : 7) ;
[57] Nous renvoyons les lecteurs avertis aux travaux de Moppert (2006), Menut (1997), Plate et Kiefer (2001), Leroyer (2006).

les changements climatiques, à détériorer les biens matériels, à provoquer des nuisances olfactives excessives.»[58]

A l'échelle de l'écosystème urbain, les scientifiques évoquent la « pollution atmosphérique de proximité » principalement générée par les activités anthropiques (Frère et al., 2005). Pour surveiller le taux de la pollution, les acteurs concernés mesurent les concentrations de certains polluants considérés comme indicateurs de la qualité de l'air urbain (dioxyde de soufre SO_2 ; oxyde d'azote NO_x ; oxyde de carbone CO ; ozone O_3 ; composés organiques volatils COV ; particules en suspension PM_{10} et $PM_{2.5}$)[59].
Depuis leur émission, les polluants séjournent dans l'atmosphère qui exerce une influence à la fois dynamique et chimique. Ils y sont soumis à différents mécanismes: modification chimique, dilution, stagnation (Roussel, 1998). Une fois émis, les polluants se dispersent au niveau de l'atmosphère en fonction des conditions météorologiques (ensoleillement, humidité, turbulence) et topographiques. Dans les couches les plus basses, c'est-à-dire au voisinage de la surface, la dispersion des polluants est sous l'influence des caractéristiques thermiques et physiques des bâtiments (Oke, 1987). Une rugosité élevée contribue par exemple au transport convectif et à la dispersion de certains polluants. En revanche, elle entraine l'accumulation des grosses particules même en présence d'une ventilation (Laurent, 2006).

Au niveau de la couche limite urbaine, d'autres facteurs sont mis en jeu à savoir la stabilité et la vitesse du vent (Hufty, 2001 ; Oke, 1987). En effet, pendant l'épisode diurne, l'atmosphère est instable, le volume de la couche de mélange augmente, par conséquent la concentration des polluants s'affaiblit. A l'arrivée du vent, cette masse de polluants se disperse vers la campagne formant le panache urbain (Figure 12). En revanche, lorsque des conditions de stabilité s'imposent et en absence de vent, la couche de surface devient chaude ce qui empêche la dispersion des polluants et entraine un dôme urbain (Figure 13) (Hufty, 2001).

[58] http://www.ineris.fr/aida/consultation_document/2161 (18/03/2014);
[59] http://www.afssa.fr/ET/DocumentsET/21_pollution_atmospherique_urbaine.pdf (18/03/2013).

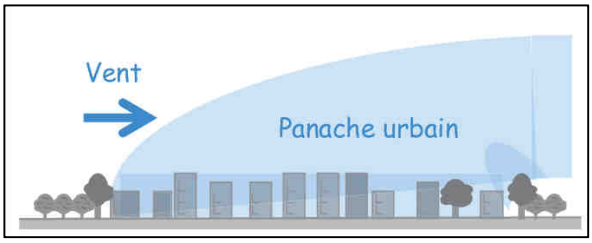


Figure 12. Panache de pollution[60]

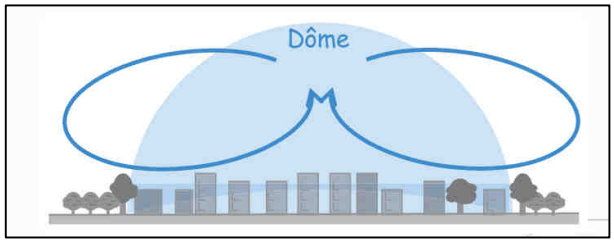


Figure 13. Dôme de pollution au-dessus de la ville[61]

En présence d'un rayonnement intense, les polluants émis subissent des réactions chimiques et photochimiques et produisent des polluants secondaires comme l'ozone. La production de ce dernier résulte de la réaction des hydrocarbures avec les oxydes d'azotes et les rayons ultraviolets[62].

En l'absence des réactions chimiques, les polluants se déposent soit localement par dépôt sec soit sur une longue distance par dépôt humide (par précipitation). Pour la pollution atmosphérique urbaine de proximité, le dépôt sec sur la végétation est la voie d'élimination des polluants la plus efficace. Elle reste le seul moyen d'élimination en absence de précipitation (Roupsard, 2013). Nous présentons dans ce qui suit quelques éléments clés de la végétation urbaine et de ses interactions avec l'atmosphère urbaine et avec d'autres éléments.

3. Les espaces végétalisés urbains

Bien qu'ils apparaissent comme un champ de recherche embryonnaire, les espaces végétalisés urbains ont fait leur chemin dans les théories urbanistiques depuis le début du XIX^{e} siècle. Sur la base de ces théories et de la recherche scientifique, la place du végétal dans le milieu urbain a évolué au fil du temps (Clergeau, 2007). En opposition avec les théories hygiénistes qui les perçoivent comme un décor urbain, les EVU sont actuellement imprégnés de valeurs écologiques. Cette prise de conscience doit son développement à l'application de l'approche systémique en milieu urbain et à l'émergence de l'écologie urbaine (Saint-Laurent, 2000). Par conséquent, de par leur valeur écologique, les espaces végétalisés urbains sont considérés dans le cadre du développement durable comme un support de vie, voire un habitat, pour des espèces végétales dans la ville (Mehdi et al., 2012). Dans ce contexte, ces espaces semblent être un moyen intéressant pour (1) « repenser la nature en ville » (Arnould, 2011), voire pour

[60] http://www.metropolis.org/sites/default/files/meetings/commission-1-paris-15th-17th-december-2010/Presentation-Julien-Desplat-Meteo-France-Paris.pdf (29/04/2014);
[61] Ibid.
[62] http://www.sante-environnement-travail.fr/minisite.php3?id_rubrique=881&id_article=2917 (18/03/2013).

introduire de nouvelles « formes écologiques » d'urbanisme (Arrif et al., 2012 ; Clergeau, 2012), (2) améliorer le bien-être humain (Chiesura, 2004) et (3) réduire les aléas environnementaux (Wania, 2007). Ainsi, **la mise en valeur de ces espaces ne se limite plus à des attentes hygiénistes, esthétiques ou sociales, mais elle prend aussi en compte leur potentiel écologique** (Mehdi et al., 2012[63] ; Clergeau, 2012).

En s'inscrivant dans lignée de l'écologie urbaine, nous définissions les espaces végétalisés urbains comme **l'ensemble des espaces végétalisés privés ou publics, situés dans un périmètre urbain, regroupant des formations végétales très variées allant de quelques plantes isolées à des formations très développées (boisement, haies, friches, prairies, etc.)** (Selmi, 2011 ; Mehdi et al., 2012). L'expression « espaces végétalisés urbains » ou « urban green spaces » très répandue dans la littérature scientifique anglo-saxonne est peu utilisée dans les textes français. Elle cède la place au profit d'autres notions comme « structure verte » ; « infrastructure verte » ; « trame verte urbaine » ; « ceinture verte » ; etc. Ayant trouvé un succès auprès de la sphère des décideurs, ces rubriques partagent une idée commune à savoir la mise en réseau des espaces à caractère naturel (Wania, 2007). L'intérêt de ces notions réside dans la connectivité entre les écosystèmes semi-naturels et naturels. Elle s'inscrit dans la ligne directive de la politique de cohérence territoriale et du développement durable (Werquin, 2005). Toutefois, le recours à de telles notions n'apporte pas de solutions à une petite échelle et ne prend pas en considération les EVU en tant qu'unité écologique fonctionnelle. Pour cette raison, nous choisissons d'adopter le terme d'EVU parce qu'il donne une vision exhaustive de l'ensemble des formations et des situations que le végétal prend en milieu urbain. Nous proposons de considérer la composante dominante de ces espaces à savoir « la végétation » compte tenu des réponses qu'elle apporte à nos questionnements de recherche. La végétation en ville désigne l'ensemble des espèces végétales se trouvant au sein d'un contexte urbain, elle peut être aussi bien spontanée (implantée sans intervention humaine) que cultivée (introduite et entretenue par l'homme) (Bourénérias et al., 2001). Elle se trouve sous différentes formes: isolée ; structurée (alignement d'arbres, massifs fleuris) ; regroupée (prairies ; boisement ; ripisylves ; etc.). Dans le but de mieux comprendre la végétation et ses interactions avec les autres éléments de l'écosystème, les botanistes l'ont subdivisée à différentes strates. Nous reprenons dans ce qui suit la stratification de Julien et Julien (2011) (Figure 14):

[63] Voir annexe n°2.

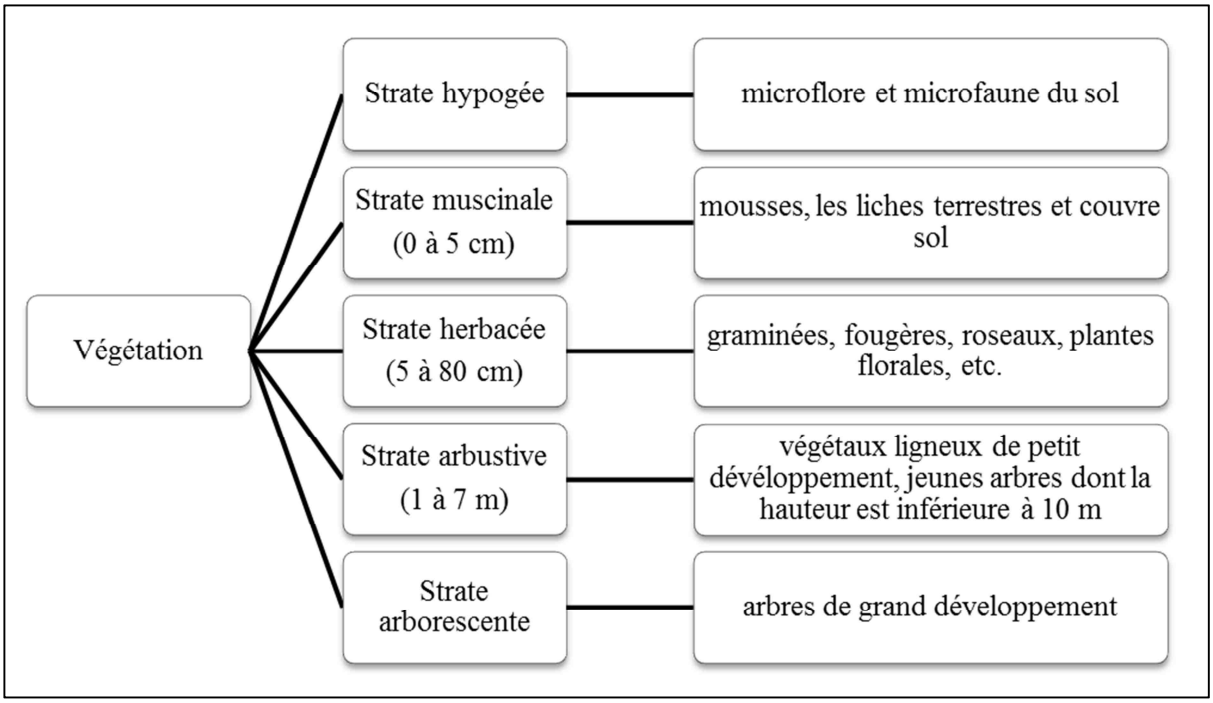


Figure 14. Strates de la végétation dans les espaces végétalisés urbains (d'après Julien et Julien, 2011)

En concomitance avec le développement durable et l'intérêt croissant porté à la « nature en ville », de nouvelles appellations s'associent à la végétation urbaine à savoir la biodiversité et la forêt urbaine.

3.1. Biodiversité urbaine

Les études portées sur la biodiversité[64], définie comme la quantité et la variabilité des organismes vivants et des écosystèmes (Nonga, 2012 ; Burel et Baudry 2003), ont été souvent détournées des écosystèmes urbains postulant que ces derniers sont hostiles à l'installation d'une telle diversité (Abadie, 2008). La biodiversité urbaine, dans ce contexte, est considérée comme ordinaire et généraliste dépouillée de toute valeur écologique et patrimoniale. De surcroît, les naturalistes estiment souvent que les communautés végétales installées dans les villes sont des « mauvaises herbes » désordonnées qui compromettent l'aspect esthétique des EVU tant cherché par les gestionnaires (Saint-Laurent, 2000 ; Aggeri, 2004 ; Mehdi, 2010). Ce n'est qu'après la conférence de Rio en 1992 que la biodiversité ordinaire en ville a attiré l'attention de la communauté des chercheurs et des décideurs, faisant l'objet de diverses procédures de protection aussi bien politiques (e.g. nouvelles lois figurant dans le code d'urbanisme) qu'opérationnelles (e.g. une gestion différenciée). Comme l'explique Blanc

[64] Voir la définition complète dans le chapitre n°1.

(2009) : « *la ville est en train connaître et reconnaître sa nature. Des politiques de biodiversité urbaine se mettent en place ; l'on recrée de la nature en ville et l'idée de la mauvaise herbe en prend un coup ; l'on invente les jardins naturels, la gestion différenciée...* » (Blanc, 2009)[65]. Sous un contexte opérationnel, Tissier (2009) affirme que : « *la biodiversité ne pourra pas être préservée, uniquement dans les espaces d'une qualité environnementale exceptionnelle et à ce titre les gestionnaires d'espaces publics urbains avons un rôle à jouer pour la préservation de la biodiversité ordinaire.* » (Tissier, 2009 : 4). Dès lors, la ville et les EVU deviennent le support de nouvelles dynamiques écologiques de la biodiversité. Cette dernière fait l'objet de nouvelles orientations scientifiques ayant pour but de comprendre son fonctionnement et de la conserver dans un milieu façonné par les activités anthropiques. Ainsi, la biodiversité ordinaire devient un pilier dans le maintien de la structure et du fonctionnement écologique des écosystèmes. Tout comme la biodiversité remarquable, elle contribue à la richesse spatiale des différentes communautés végétales (Abadie, 2008). Elle s'adapte facilement à un milieu fortement perturbé et affiche une aisance dans la reproduction. En outre, en attirant les insectes et les oiseaux, elle favorise la dissémination, intra (inter)-urbaine, des espèces (Saint-Laurent, 2000).

En revanche, dans certains cas, la tolérance aux conditions urbaines dont font preuve certaines espèces entraine une augmentation considérable de leur nombre. Elles deviennent par conséquent envahissantes et entrent en compétition avec les espèces indigènes (McGranahan et al., 2005). Il est ainsi aisé de conclure que l'augmentation de la richesse au niveau de l'écosystème urbain n'induit pas forcément une augmentation de la biodiversité et par conséquent, n'améliore pas la production des services écosystémiques. Cette conclusion affirme la complexité de la relation biodiversité-fonctionnement-services qui reste à l'heure actuelle peu éclairée (Maurel, 2010 ; Turcati, 2011 ; Niemi et McDonald, 2004 ; etc.)

3.2. Forêt urbaine

Traduction littéraire d'« *Urban forest* », le terme forêt urbaine a été initié dans la littérature anglo-saxonne depuis la fin du XX^{e} siècle. Il définit l'ensemble des arbres, privés ou publics, allant d'arbres isolés jusqu'aux massifs boisés se situant au sein d'un périmètre urbain (Nowak et al., 2010). L'intérêt porté à la forêt urbaine se justifie par la prise de conscience de l'éventail des services écosystémiques rendus par cette dernière tant écologiques (élimination

[65] http://www.consommer-responsable.fr/magazine/event/biodiversite%CC%81-urbaine-proble%CC%81matique-questions-solutions (25/05/2012).

des polluants, production d'oxygène, séquestration du carbone, etc.) qu'urbanistiques (valeur patrimoniale, esthétique, culturelle). Quant à la foresterie urbaine, elle désigne l'ensemble des démarches théoriques et opérationnelles visant à étudier et conserver la végétation arborée urbaine gérée par les collectivités territoriales.

Avec le renouvellement des références écologiques, paysagères et urbanistiques ouvert par l'écologie urbaine, les études portées sur les EVU en général et la végétation urbaine en particulier s'investissent non seulement dans l'appréhension de leur fonctionnement, mais elles mettent aussi le point sur leurs interactions avec (1) l'environnement urbain (atmosphère, sol, etc.) et (2) les activités anthropiques qui modulent l'écosystème urbain (urbanisation et pratique de gestion). Comme le souligne Clergeau (2007 : 57) : *« la qualité de la végétation est aussi importante que sa répartition sur le gradient d'urbanisation (…). Mais cette qualité est elle-même très dépendante de son type d'entretien, les pratiques de jardinage »*. Après avoir fourni un aperçu général sur la végétation urbaine, nous traitons dans ce qui suit ses interactions avec les autres éléments biotiques et abiotiques de l'écosystème urbain. Cette démarche nous permet d'éclairer les processus écologiques en amont concourant à la production des SE pour la société humaine. Les détails de ces interactions feront l'objet de la deuxième partie de la thèse.

3.3. Interactions de la végétation urbaine

3.3.1. Interaction avec les éléments abiotiques : sol-végétation-atmosphère

En se focalisant sur l'interface sol-végétation-atmosphère, la végétation est considérée comme un écosystème à part entière. Ses différents compartiments (tige, racines, feuilles) sont en perpétuelles interactions échangeant des flux de matière et d'énergie. Elle interagit aussi avec d'autres éléments abiotiques de son environnement (sol, atmosphère, etc.). Cet échange s'effectue grâce aux fonctions métaboliques des plantes à savoir la photosynthèse, la respiration et la transpiration (Wania, 2007 ; McPhearson, 2007). L'ensemble des échanges se réalise à travers le système racinaire et les stomates (orifices au niveau des feuilles) (Denys, 2002). L'ensemble des fonctions exerce une influence physico-chimique sur (1) l'atmosphère (modification de l'albédo et de la composition gazeuse de l'atmosphère) (Brokvin, 2002) et sur (2) le sol. A leur tour, le sol et l'atmosphère agissent sur la végétation, ils déterminent les espèces dominantes, jouent sur leur croissance et définissent leur état sanitaire (Duvigneaud, 1974). L'ensemble de ces interactions maintient la survie, la croissance de la végétation ainsi que la procuration des services au profit de la société humaine.

L'interface sol-végétation-atmosphère fait l'objet de nombreuses études dans le milieu naturel. En revanche, elle est encore mal cernée dans un contexte urbain fortement perturbé par les activités anthropiques.

3.3.2. Interaction avec les activités anthropiques

3.3.2.1. Un milieu de vie minéralisé

Les études ayant trait à la végétation urbaine s'occupent de ses interactions avec son milieu de vie fortement minéralisé qui contribue à l'isolement et à la fragmentation de ces espaces. Pour comprendre ses interactions, certains scientifiques se penchent sur la répartition et le mode de dispersion de la végétation urbaine en faisant appel à la théorie insulaire (Topp, 1972 *in* Saint-Laurent, 2000). Proposée par Mac Arthur et Wislon en 1967, la théorie insulaire vise à expliquer la répartition spatiale des espèces dans un contexte insulaire. En d'autres termes, ils cherchent à identifier la richesse des espèces aviennes des îles isolées et éloignées de l'océan pacifique en fonction d'un certain nombre de facteurs (surface, distance) (Burel et Baudry, 2003). Cette théorie a connu un succès sans précédent et ce en dépit des controverses qu'elle a suscitées (Burel et Baudry, 2003 ; Mehdi, 2010). A première vue, les lecteurs peuvent s'interroger sur le rapport entre cette théorie et la végétation urbaine. La réponse à ce questionnement se trouve chez Topp (1972), un des précurseurs ayant fait l'analogie entre les espaces végétalisés urbains et les îles (Sukopp et Werner, 1982 *in* Saint-Laurent, 2000). Il considère que les espaces végétalisés sont des « îles urbaines » isolées et entourées par une « mer minérale» qui constitue la matrice urbaine. Selon Sukoppet Werner (1982): « *urban open spaces are similar to ocean islands, in that they are isolated from other vegetation covered areas* » (Sukopp et Werner, 1982 *in* Sénécal et Saint Laurent, 2004: 61). Ces îles sont peuplées par des plantes dont la dissémination s'effectue grâce au vent, aux insectes et aux oiseaux. Cette analogie suppose que :

- l'évolution et la dynamique des communautés végétales qui trouvent refuge aux EVU sont fortement modifiées par l'urbanisation qui fragmente et/ou fait disparaitre les habitats (Muratet, 2006 ; Mehdi, 2010). Elle contribue aussi aux développements des espèces invasives. Les résultats des inventaires menés dans des villes chiliennes en témoignent (La sorte et al., 2008 *in* Dunn et Heneghan, 2011) ;
- la dissémination maintient et renouvelle une richesse floristique plus faible que celle rencontrée dans les écosystèmes naturels certes, mais caractéristique de l'écosystème anthropique. Sous cet angle, Saint-Laurent (2000) souligne que la théorie insulaire : « *permet de mieux saisir les processus-clés liés à la dynamique écologique,*

notamment aux modes de dispersion et de colonisation et au renouvellement des espèces. » (Saint-Laurent, 2000 : 153).

Outre l'urbanisation, d'autres activités, auxquelles est soumise la végétation urbaine, devraient attirer l'attention des scientifiques telle la gestion de ces espaces et leur fréquentation[66] (Dunn et Heneghan, 2011).

3.3.2.2. Piétinement et opération de gestion

A l'instar du gradient d'urbanisation qui a été mis en avant dans la majorité des travaux traitant de l'impact des activités anthropiques sur la végétation urbaine (Pickett et al, 2008; Vallet 2009; Maurel ; 2010 ; etc.), de nouveaux gradients ont vu le jour tels que le « gradient de piétinement» et le « gradient de gestion » (Mehdi, 2010). Bien que le nombre d'études réalisées sur ces gradients soit restreint, leur impact sur la structure et la composition floristique est désormais attesté (Niemela, 2011). En 1980, Falk a démontré que la richesse des pelouses dépend des opérations d'entretien (l'apport de fertilisant, l'irrigation et la tonte) en comparant des pelouses soumises à différents degrés de gestion. Il démontre que les pelouses gérées intensivement sont peuplées par 11 espèces face à 22 espèces pour les pelouses les moins gérées (Dunn et Heneghan, 2011). Dans le même contexte, les résultats issus du programme Vigie-flore à Paris ont prouvé que les parcs sont moins riches que les friches qui ne sont pas soumises aux opérations de gestion (CUICN, 2013).

Quant à l'étude de l'impact du piétinement sur la communauté végétale, les écologues restent encore réticents (Mehdi, 2010). Sarah et Zhevelev (2007) estiment que la diversité et la richesse diminuent dans les parcs en fonction de la fréquentation (Sarah et Zhevelev, 2007 *in* Cilliers et Siebert, 2011). Le même constat a été confirmé par l'équipe de Politi-Bertoncini en 2007 travaillant sur les pelouses parisiennes ainsi que par l'étude menée sur les pelouses tourangelles en 2010 (Mehdi, 2010). Face à ce manque de connaissance, l'éclairage du lien entre les pratiques des usagers et des acteurs publics et la biodiversité paraissent une piste incontournable pour appréhender au mieux le fonctionnement écologique des EVU. Dans la même perspective, cette piste, dans une démarche plus approfondie, met en lumière l'impact de telles activités sur la production des SE. Elle pourrait même définir les pratiques à adopter pour optimiser certains services en fonction des attentes socio-politiques (DeGroot et al., 2010 ; Bastian et al., 2012).

[66] Au sens de piétinement (Mehdi, 2010).

4. Services écosystémiques et desservices rendus par la végétation urbaine

La plupart des travaux de recherche reconnait à la végétation urbaine de nombreux bienfaits, et ce en dépit d'un certain manque de connaissances (Arrif et al., 2011) en occultant même les desservices engendrés par celle-ci (Rankovic et al., 2012 ; Escobedo et al., 2011). Ce n'est qu'à partir de 1999 que le concept de « services écosystémiques » a été utilisé en milieu urbain avec les travaux de Bolund et Hunhammar. Ces derniers estiment que la population urbaine profite des SE rendus non seulement par les écosystèmes naturels voisins mais aussi par les écosystèmes semi-naturels se trouvant au sein de la ville. Ils affirment que l'exploration des SE rendus par la végétation urbaine permet d'apporter des solutions à des problèmes générés localement (Bolund et Hunhammar, 1999). Comme l'objectif de ce travail n'est pas de traiter avec exhaustivité les SE, nous donnerons dans ce qui suit quelques exemples de bénéfices rendus par la végétation urbaine en reprenant la classification du MEA (services d'approvisionnement, services de régulation, services culturels et services de support (MEA, 2005).

4.1. Services d'approvisionnement

D'une manière générale, ces services désignent l'approvisionnement en termes de nourritures (fruits, légumes, etc.) ou de produits primaires (bois). Etant dans un écosystème urbain qui se nourrit principalement des écosystèmes ruraux voisins, la production de tels services est quasi absente. Toutefois, une nouvelle forme de végétalisation (jardins partagés) dans le milieu urbain contribue à créer des îlots de production. Ils ne satisfont pas les besoins de la société urbaine certes, mais ils renouent le contact avec l'agriculture.

4.2. Services de régulation de l'air

Diverses études scientifiques ont démontré le rôle de la végétation urbaine, en particulier celui des arbres, dans l'élimination de la pollution atmosphérique. Ce service est issu du métabolisme de la plante c'est-à-dire des échanges entre l'atmosphère et la végétation. Ces échanges s'effectuent principalement par les stomates (Nowak., *s.d*). Nowak a démontré en 1994 que les arbres urbains de New York éliminent environ 1800 t de polluant soit 13.7 g par m^2 de couvert végétal (Nowak., 2002). Jim et Chen (2008) estiment que l'élimination des polluants à Guangzhou est de l'ordre de 300 t de polluants pour l'année 2000. Les scientifiques ont démontré la variation de ces résultats en fonction des espèces. Il a été prouvé que les feuilles à surface rugueuse et les conifères retiennent plus des particules en suspension que les arbres à feuilles larges (Wania, 2007). D'autres facteurs interviennent dans

l'élimination des polluants comme l'âge, l'alternance jour/nuit et l'alternance des saisons (Gomez-Baggethun et al., 2013).

En ce qui concerne la séquestration du dioxyde de carbone c'est plutôt le processus photosynthétique qui en est responsable. Les arbres stockent le carbone pour former sa nouvelle biomasse et libèrent l'oxygène (Nowak, 1994). A Stockholm, par exemple, les espaces à caractère naturel stockent environ 40% de dioxyde de carbone émis par le trafic (Alfsen et al., 2011). Le stockage et la séquestration du carbone sont soumis aux mêmes facteurs qui influencent l'élimination des polluants (espèce, âge, type de feuillage, etc.).

Bien que le service de la régulation de la qualité de l'air ait fait largement recette dans les discours scientifiques, il faut néanmoins être conscient de la relativité de ces résultats par rapport aux méthodes appliquées, à la taille de l'échantillon, à la taille de l'unité géographique étudiée, à la concentration de la pollution, etc. Il faut signaler aussi que la végétation arborée n'est pas le seul et l'unique remède contre la pollution atmosphérique. L'ingénierie urbaine devrait intervenir pour contribuer au bon fonctionnement de celle-ci. Nous détaillerons davantage cet aspect dans la deuxième partie de ce travail.

4.3. Services culturels

Avant l'avènement des enjeux environnementaux, les services sociaux ont été propulsés au premier plan ; répondre à l'attente sociale a été souvent l'objectif de la mise en place des espaces végétalisés urbains. Ces derniers sont considérés comme des lieux de promenades, d'activités, de rencontres, de création de lien social, etc. (Arrif et Rioux, 2011). Le besoin d'avoir des coins de verdure a toujours été signalé par la société urbaine (Boutefeu, 2005 ; Decelle et al., 2007 ; Reygrobellet, 2007). Barbosa et al. (2007) affirment que les EVU jouent un rôle déterminant dans la vie des citadins, comme par exemple le rôle sociétal de l'espace vert public que le jardin privé ne peut pas offrir (Barbosa et al., 2007). Ainsi, un lien confectionné par le vécu s'établit entre l'homme et « la nature » (Chiesura, 2004). Dans un autre contexte, ces expériences construisent aussi les perceptions et les pratiques des usagers. Des espaces de nature champêtre, par exemple, sont considérés comme des lieux d'aventures et d'évasion pour les uns et symbolisent l'insécurité et la délinquance pour les autres (Aggeri, 2004).

La végétation urbaine et les EVU sont aussi le siège de services éducatifs et pédagogiques visant à sensibiliser le public sur l'intérêt de la diversité végétale (IAU, 2010).

Les études sur les services sociaux rendus par les EVU soulèvent souvent le problème de l'inégalité environnementale. Elles soulignent une répartition inégale des espaces à caractère naturel dans les villes. L'accès à ces espaces ne concerne dans la majorité des cas que des catégories socio-économiques précises (Alfsen et al., 2011).

4.4. Services de support

Les services de support sont des services transversaux qui interviennent dans la production des trois premières catégories des services (Potschin et Haines-Young, 2011). Ils sont souvent confondus avec les fonctions écologiques. Dans cette catégorie, ce sont les services de support pour la biodiversité qui sont les plus documentés (MEA, 2005 ; Blair, 1996 ; Gomez-Baaggethun et al, 2013, etc.). La présence d'espaces végétalisés dans un environnement minéralisé offre à de nombreuses communautés végétales et animales un refuge pour s'y installer et se reproduire. Cette diversité, considérée comme généraliste, a le mérite de maintenir les processus écologiques typiques dans l'écosystème urbain (Nowak et Dweyer, 2007). A Paris, par exemple, le nombre d'espèces aviennes recensées est de l'ordre de 60 espèces sur une surface urbaine de 87 km². Cette richesse s'explique par la forte adaptabilité des oiseaux aux facteurs anthropiques (CUICN, 2013). D'autres analyses sur l'avifaune ont démontré que les oiseaux peuvent s'installer dans les espaces végétalisés situés dans un tissu fortement minéralisé à condition qu'ils soient de bonne qualité et qu'ils fournissent les aliments nécessaires (Clergeau, 2008).

4.5. Desservices

A l'inverse des services écosystémiques, les desservices engendrés par les écosystèmes semi-naturels et/ou la végétation urbaine sont peu étudiés. Cette notion désigne l'ensemble des effets négatifs qui nuit au bien-être de la société (Lyytimäki et Sipila, 2009 ; Gomez-Baggethun, 2013). Différents scientifiques se sont penchés sur la question des desservices postulant que ces derniers sont des enjeux majeurs auxquels la gestion des EVU devrait faire face (Lyytimäki et Sipila, 2009 ; Escobedo et al., 2011 ; Dobbs et al., 2011). Outre les coûts supplémentaires d'entretien et de rénovation, les desservices entraînent des nuisances environnementales et sociales (Escobedo et al., 2011).

Nowak et Dweyer (2007) évoquent l'émission des composés organiques volatils (COV) par des espèces arbustives. Bien qu'elle protège la végétation contre la hausse des températures, cette sécrétion contribue à la formation de l'ozone et de l'oxyde de carbone (Nowak et

Dweyer, 2007). Parmi les espèces émettrices, citons le pin, le chêne et le saule (Bolund et Hunhammar, 1999).

La végétation urbaine nuit aussi aux infrastructures urbaines par la dégradation des trottoirs et des chaussées à cause du système racinaire et par des problèmes relatifs à l'humidité due à l'ombrage de la végétation (Escobedo et al., 2011). En outre, elle entraîne des problèmes sanitaires dont les plus récurrents sont ceux de l'allergie aux pollens et de l'intoxication.
Nous restituons quelques desservices proposés par Escobedo et al., (2011) (Tableau 5) :

Tableau 5. Quelques exemples de desservices produits par les écosystèmes semi-naturels en ville (Escobedo et al., 2011 :2081)

Type de nuisance	Desservices
Financière	- Altération de l'infrastructure urbaine - Accroissement de l'humidité - Blocage de l'ensoleillement - Déchets issus des végétaux (feuilles, branches, litière)
Social	- Développement de l'allergie et des maladies - Diminution de l'aspect esthétique - Développement de l'insécurité
Environnemental	- Introduction des espèces invasives - Emissions des COV - Altération de la qualité du sol et de l'eau par l'utilisation des engrais chimiques

5. Prise en compte de la multifonctionnalité et les SE par les politiques urbaines

Trouver une cohérence entre enjeux écologiques, sociaux et urbanistiques en milieu urbain est un engagement très présent dans le discours des acteurs, mais difficile à mettre en place en raison de la complexité du fonctionnement de l'écosystème urbain.

La course des politiques publiques vers l'amélioration de la qualité de vie urbaine en appliquant les principes du développement durable est grandissante. La prise en compte des EVU en tant que partie intégrante multifonctionnelle de l'espace urbain devient un outil pertinent pour atteindre ces objectifs.
En dépit de son succès apparent dans le discours scientifique, les services écosystémiques rendus par la végétation urbaine sont encore ambigus pour la sphère des décideurs. Niemela et

al. (2010) évoquent l'exemple d'une enquête réalisée auprès de 24 acteurs publics où seul un tiers des acteurs interrogés connaît la notion de services écosystémiques. La confusion entre « multiservices » et « multifonctions » est réelle, une sensibilisation des acteurs publics à un nouveau cadre terminologique tenant compte de ces notions semble indispensable. Ainsi, le nouveau défi des politiques urbaines futures est de tisser le lien entre multifonctionnalité et services écosystémiques et de tenir compte de la complexité de l'écosystème.

De nombreux chercheurs soulignent l'intérêt de l'intégration des SE dans le processus de prise de décision (McDonald, 2009 ; Clergeau, 2012). Gomèz-Baggethun et al., (2013), estiment que l'évaluation des services écosystémiques sous ces différents aspects (économiques, socioculturels ou écologiques) pourrait être en mesure de définir des stratégies de planification en fonction des choix et priorités politiques (Gomèz-Baggethun et al., 2013). La quantification de ces services et l'analyse de leurs effets sur le bien-être de la société pourraient-être, entre autres, une piste intéressante pour éclairer l'état actuel du rapport société-végétation et pour remédier éventuellement aux inégalités environnementales (Cohen et al., 2012).

En France, les SE sont appréhendés à une échelle nationale (l'étude élaborée par le Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie en 2010). L'objectif de cette étude, malgré la richesse de son cadre terminologique, ne dépasse pas l'énumération des habitats et les services qu'ils rendent. Elle ne précise pas les dispositifs de prises de décision et de gestion pour maintenir les fonctions écologiques des écosystèmes naturels ni ne valorise les SE rendus par ces derniers.

À l'échelle des collectivités territoriales, la France enregistre un certain retard par rapport à d'autres pays voisins, comme l'Angleterre (Defra, 2006), l'Allemagne (Bastian et al., 2012) et la Finlande (Niemela et al., 2010), où l'effort de combiner politiques urbaines locales et évaluation des SE est soutenu par la recherche scientifique. Niemela et al. (2010) soulignent qu'à défaut d'exploiter les SE urbains, la planification et la gestion des espaces végétalisés urbains se basent actuellement sur des estimations parfois incomplètes sans relever les profits que tire la société des EVU.

La prise en compte des SE dans le processus décisionnel doit se faire en fonction d'une échelle spatiale déterminée. En effet, la population urbaine profite d'un large éventail de SE

généré à différentes échelles (Luck et al., 2001 ; Hein et al., 2006), à l'instar de la production (les zones agricoles, les forêts périurbaines). Dans ce contexte Niemela et al. (2010) soulignent la difficulté de distinguer les SE générés à une échelle locale (la ville) et ceux rendus par les zones environnantes. Dans cette perspective, la mise en place de stratégies d'aménagement en faveur des services écosystémiques devrait se baser sur une prise de décision intégrant des informations spatialisées pour définir, au mieux, l'échelle de prise de décision la plus pertinente (Luck et al., 2001).

Conclusion

Le milieu urbain se forge une image d'une « nouvelle forme de nature » grâce à l'application de l'approche systémique et de l'écologie urbaine. A travers ces orientations scientifiques, ce milieu artificialisé est appréhendé comme un écosystème dont les diverses composantes interagissent entre elles et avec le milieu environnant. Sa complexité croit avec les activités anthropiques qui sculptent sa structure et sa composition et qui agissent sur les diverses interactions. Les EVU sont considérés comme un composant phare de cet écosystème. Depuis l'avènement du développement durable, ils sont perçus comme des écosystèmes multifonctionnels au sens paysager et écologique du terme. Ainsi, ils ne tiennent plus des attaches sociales et esthétiques. Ils deviennent, en outre, les lieux d'études de prédilection des processus écologiques. Dans cette perspective, le rapport homme/nature ne se pense plus exclusivement au niveau des écosystèmes naturels, il trouve toute sa légitimité dans les écosystèmes semi-naturels urbains (Bolund et Hunhammar, 1999). Il en résulte un intérêt croissant porté sur l'évaluation de ces écosystèmes empreints, eux aussi, de valeur intrinsèque et instrumentale. Les valeurs trouvées dans le milieu naturel sont-elles identiques ou similaires à celle du milieu urbain ? Comment pouvons-nous les mesurer ?

Nous avons vu que les EVU sont le support pour le fonctionnement de la biodiversité ordinaire qui semble aussi être un élément fédérateur dans la production des SE à une échelle locale. Parmi les questions qui émergent posons celles portant sur les effets d'activité anthropique et sur les outils d'évaluation : pouvons-nous appliquer les mêmes approches que celles utilisées dans le milieu naturel ? Existe-t-il un continuum conceptuel et opérationnel entre les écosystèmes urbains et les écosystèmes naturels ? Dans le chapitre suivant, nous exposerons notre démarche qui s'appuie sur l'écologie urbaine. Nous poserons notre problématique, les hypothèses et les choix des outils adaptés pour atteindre notre objectif de mise en place d'une approche d'évaluation de la double-valeur des EVU.

Chapitre n° 4 : Démarche scientifique

Introduction

Ce travail de recherche s'inspire de la mouvance disciplinaire qui considère les espaces végétalisés urbains comme le lieu d'étude de prédilection des interactions homme/nature. Malgré le dévouement de la recherche scientifique dans l'appréhension de ces interactions, une réticence de nombreux chercheurs, quant à l'étude de ces interrelations via les services écosystémiques, est bien réelle. Le concept de « services écosystémiques », souvent propulsé au premier plan dans les débats sur la fabrique urbaine et sur la place de la végétation dans l'écosystème urbain, ne fait pas l'unanimité. La connotation économique, systématiquement attachée à ce concept, en est la responsable. Dans ce contexte, une série d'interrogations se pose : comment pouvons-nous passer de la rhétorique à la mise en application de ce concept dans un contexte urbain ? Avons-nous besoin d'une métrique universelle pour l'appliquer ? Pouvons-nous l'appréhender en laissant en marge son aspect monétaire ?

Avec l'accroissement d'une part de l'indignation de la sphère des naturalistes contre la monétarisation tant véhiculée et d'autre part, la persévérance témoignée par les défenseurs de ce concept pour le promouvoir, de nouvelles perspectives de recherche s'ouvrent. Ces dernières sont à cheval sur diverses disciplines. Elles empruntent de nouvelles approches écologiques et/ou socioculturelles pour quantifier la valeur instrumentale. Ainsi, de nouveaux questionnements se déclinent : la dimension économique est-elle vouée à être reléguée au deuxième plan ? L'approche écologique pourrait-elle diminuer les controverses associées au concept de « service écosystémique» ?

Outre la question des services écosystémiques une autre problématique sur la valeur intrinsèque de la végétation se pose. Elle pourrait passer au premier plan dans la mesure où elle rend explicite le lien entre le fonctionnement de la végétation et les services qu'elle rend à la société : quels sont les processus sous-jacents impliqués dans la production des services écosystémiques ? Le recours aux services écosystémiques est-il suffisant pour appréhender la végétation avec ces différentes valeurs ? Ainsi, une appréhension à la fois de la valeur intrinsèque et de la valeur instrumentale paraît une piste de recherche pertinente. Pour

atteindre cette fin, une étude combinant une vision anthropocentrique et écocentrique est privilégiée.

Après l'entrée bibliographique, ce chapitre exposera la démarche scientifique empruntée dans le cadre de ce travail de recherche. Nous commencerons par définir la problématique autour de laquelle s'oriente ce travail. Nous enchaînerons par la suite avec les objectifs et les hypothèses à vérifier. Nous détaillerons le cheminement de la recherche emprunté et nous achèverons ce chapitre par la présentation du terrain d'étude et les bases de données dont nous avons eu besoin.

1. Problématiques

A l'issue du cadre conceptuel esquissé dans les trois premiers chapitres nous posons les questions suivantes :

- **Comment évaluer le fonctionnement de la végétation urbaine ? Quel apport offre le protocole de suivi à la caractérisation de la flore urbaine ?**
- **Comment évaluer les services écosystémiques rendus par la végétation urbaine ?**
- **Autour de quels critères se construit l'appréhension de la valeur instrumentale de la végétation urbaine ?**

Le premier questionnement se focalise sur la méthode d'appréhension de la valeur intrinsèque de la végétation urbaine à travers son fonctionnement. Le deuxième traite l'approche d'évaluation utilitariste de la végétation urbaine. Enfin, le troisième met en exergue les critères à prendre en considération pour mener à bon terme une telle approche d'évaluation.

Avant de passer aux objectifs de la recherche, nous tenons à rappeler quelques éléments de référence que nous avons déjà détaillés dans les chapitres précédents. Ces éléments permettent de préciser le positionnement de la présente étude.

Contrairement à l'évaluation des milieux naturels et agricoles, celle des EVU, en tant qu'écosystèmes semi-naturels urbains, fait l'objet d'un nombre limité d'études. En revanche, l'évolution des recherches et des pratiques urbanistiques indique un probable changement de tendances (Arrif et al., 2012). A notre niveau, nous cherchons à lever certains verrous associés à cette thématique. Cette dernière reste à l'heure actuelle empreinte d'incertitudes sémantiques et scientifiques. Les incertitudes sémantiques concernent la divergence

d'appréhension des différents concepts clés. Elles sont liées aux perceptions disciplinaires diversifiées. Cette diversité souligne l'amalgame entre « fonction » et « services » qui sont utilisés tantôt comme synonyme tantôt comme une chaine causale. Les incertitudes scientifiques concernent le manque de connaissance sur les approches d'évaluation des EVU. La végétation « ordinaire » qui occupe la ville a été souvent écartée des travaux de recherche au profit de la végétation « sanctuaire ». Ces connaissances lacunaires empêchent de cerner le fonctionnement des EVU et de décrypter les interactions entre fonctionnement et SE rendus à la société humaine. La question d'un continuum conceptuel et opérationnel entre les écosystèmes urbains et les écosystèmes naturels reste posée.

2. Objectifs et hypothèses

Dans le cadre de cette thèse, nous souhaitons appréhender la végétation urbaine non seulement par sa valeur instrumentale (son utilité pour l'homme) mais aussi par sa valeur intrinsèque. De cet objectif général se décline un objectif plus spécifique : essayer de mettre en pratique des outils d'évaluation dans un contexte urbain particulier et réinterroger les méthodes et les techniques associées.

Nous allons vérifier si l'évaluation monétaire pourrait s'estomper face à une évaluation d'ordre écologique. Il en découle quatre hypothèses ajustées en fonction des questionnements énoncés ci-dessus. Ces hypothèses générales vont aussi se décliner en sous-hypothèses que nous détaillerons dans la partie empirique de ce travail.

Comment évaluer le fonctionnement de la végétation urbaine ? Quel apport offre le protocole de suivi à la caractérisation de la flore urbaine ?

Hypothèse n°1 : Face au manque de connaissance sur le fonctionnement des communautés végétales dans un contexte urbain, l'évaluation de ces dernières peut être basée sur l'appréhension de sa dynamique en étudiant sa composition et sa structure.

Comment évaluer les services écosystémiques rendus par la végétation urbaine ?

Hypothèse n°2 : La valeur instrumentale pourrait être évaluée par des indicateurs biophysiques à l'échelle de la ville. Cette hypothèse a été validée par de nombreuses études (Dobbs et al., 2011 ; Nowak et al., 2008a ; 2006 ; Chapparo et Terradas 2009) mais il reste à la confirmer à l'échelle de la ville de Strasbourg.

Autour de quels critères se construit l'appréhension de la valeur instrumentale de la végétation urbaine ?

Hypothèse n°3 : La caractérisation de la végétation urbaine en étudiant sa structuration (anatomie)et sa répartition spatiale pourrait éclairer le taux des services écosystémiques rendus par la végétation urbaine.

Pour répondre à ces questionnements et vérifier les hypothèses ci-dessus, nous faisons appel au cheminement suivant :

3. Cheminement de la recherche

Dans ce travail nous avons suivi, dès les premières pages, un cheminement de recherche aussi bien classique que pertinent comme le montrait le diagramme de la thèse (figure n°1§ introduction générale). Il s'organise autour des cinq étapes suivantes :

3.1. Définir le cadre conceptuel

Nous avons mis en place, dans un premier plan, le cadre conceptuel référentiel qui a fait l'objet des trois premiers chapitres. Pour cela une revue bibliographique a été menée pour définir les différents concepts clés qui nous servent de repère. Suite à cette revue, uniquement les définitions qui s'avèrent pertinentes à cette étude sont retenues (Encadré 5).

Encadré 5. Les définitions adoptées pour la thèse

Espaces végétalisés urbains : l'ensemble des espaces végétalisés privés ou publics, situés dans un périmètre urbain, regroupant des formations végétales très variées allant de quelques plantes isolées à des formations très développées (boisement, haies, friches, prairies, etc.) (Selmi, 2011 ; Mehdi et al., 2012).

(Multi)-fonction : nous aborderons ce terme sous son sens écologique, c'est-à-dire l'ensemble des fonctions effectuées par les écosystèmes responsables de la production des services au profit de la société (DeGroot, 2002 ; MEEDM, 2010).

Services écosystémiques : bénéfices directs et indirects rendus à la société et issus des fonctions des écosystèmes (Costanza et al., 1997 ; Wallace, 2007).

Valeur intrinsèque : valeur propre des écosystèmes naturels. Elle est indépendante des besoins et des profits humains et renvoie au fonctionnement des ces écosystèmes (Hawkins, 2003 ; Tietenberg et

al, 2013).

Valeur instrumentale : valeur attribuée aux écosystèmes naturels en fonction de leur utilité pour l'homme (Tietenberg et al., 2013, Baertschi, 2008[67]).

3.2. Explorer

La revue bibliographique nous a permis aussi (1) d'explorer les visions par lesquelles nous pouvons appréhender les écosystèmes naturels en général et semi-naturels en particulier, qu'il s'agisse d'une vision écocentrique et/ou anthropocentrique et (2) d'établir l'état de l'art développé autour des indicateurs et les méthodes d'évaluation et d'appréhension de ces écosystèmes.

Dans le cadre de cette thèse, nous nous inscrivons dans une dimension dualiste « éco-anthropocentrique ». En effet, une telle dimension rattache aux écosystèmes naturels et semi-naturels une double facette intrinsèque et instrumentale. Intrinsèque parce que ces écosystèmes sont une entité écologique ayant une valeur propre. C'est une réalité écologique que nous devrions maintenir et respecter son fonctionnement (Tertrais, 2012). Instrumentale parce que le bien-être humain en est dépendant. D'une part, ils procurent des services responsables à la survie (services de production et de régulation) et à l'épanouissement (services culturels) de la société humaine. D'autre part, ils génèrent certaines nuisances (émissions des COV ; insécurité ; etc.). Dans ce cadre, nous admettons que la conservation de ces écosystèmes doit se baser non seulement sur la promotion des bénéfices qu'ils rendent mais aussi sur le maintien de leur fonctionnement (Bastian et al., 2012 ; Clergeau, 2012 ; Dobbs et al, 2011 ; etc.).

Outre cette double dimension, plusieurs approches d'évaluation sont identifiées : économique, socioculturelle et écologique, celle-ci est rarement entreprise. C'est pour cette raison que nous nous demandons si l'approche écologique pourrait éventuellement apporter un regard nouveau sur les modes d'évaluation et sur la mise en pratique des services écosystémiques en omettant sa connotation monétaire. Ainsi, nous abordons l'évaluation des écosystèmes naturels et semi-naturels avec une démarche écologique en ayant recours à des indicateurs biophysiques issus de la littérature scientifique.

[67] http://www.unige.ch/medecine/ieh2/ethiqueBiomedicale/enseignement/programme2007-2008/module3b-1-1ecologie.pdf (16/04/2013).

3.3. Contexte

Notre attention s'est portée tout particulièrement sur les écosystèmes semi-naturels urbains et aux communautés végétales qui y trouvent refuge. Comme expliqué dans le troisième chapitre, cette attention n'est pas le fruit du hasard, elle est inscrite dans la continuité du travail de master dans lequel nous avons exploré la place de ces espaces dans la fabrique urbaine. Nous voulons poursuivre cette démarche parce que ces écosystèmes, sous forme d'espaces végétalisés urbains deviennent avec la démographie urbaine galopante[68], une interface non seulement des interactions homme/végétal mais aussi des problématiques sociales et environnementales. En outre, par notre contribution, nous voulons (1) apporter un éclairage sur une thématique qui reste peu développée dans la recherche scientifique (James et al., 2009 ; Bolund et Hunhammar, 1999 ; Lundy et Wade, 2011, etc.), et (2) trouver des réponses à des questionnements contemporains : quels sont les services écosystémiques rendus à l'échelle de la ville ? Comment pouvons-nous les évaluer ? Comment mettre en place une approche de gestion en respectant le fonctionnement écologique des EVU (James et al., 2009) ?

3.4. Evaluer

Cette étape consiste à examiner et à évaluer nos objets d'étude (les EVU et/ou la végétation urbaine) c'est-à-dire appréhender et quantifier leur double-valeur intrinsèque et instrumentale. Cette étape se formalise en fonction du sous-cheminement suivant : identifier l'approche d'évaluation, sélectionner les habitats, choisir les outils d'évaluation et délimiter le terrain d'étude.

3.4.1. Identifier l'approche d'évaluation

Cette sous-étape consiste à choisir l'une des approches d'évaluation évoquées dans le deuxième chapitre (une approche ascendante ou descendante).

Nous rappelons que l'approche ascendante (ou approche par habitat) est appliquée pour quantifier non seulement la valeur intrinsèque, mais aussi la valeur instrumentale. Elle consiste à associer une valeur à des habitats choisis au préalable. Cette approche, bien qu'elle soit confrontée dans certains cas à un manque de données, permet d'appréhender le lien entre structure, fonction et service (de Groot et al., 2010a). L'approche descendante, quant à elle, est souvent utilisée dans le but de quantifier la valeur instrumentale des écosystèmes semi-

[68] « *Sur les 9 milliards de personnes que comptera le monde d'ici 2050, plus de 6 milliards vivront dans les villes* » (http://www.un.org/fr/development/desa/news/policy/wess.html (05/04/2014).

naturels, c'est-à-dire d'évaluer les services écosystémiques qu'ils rendent. Elle permet de déterminer les structures écologiques capables de rendre un certain nombre de services choisis au préalable. Le choix de ces services dépend essentiellement des intérêts sociopolitiques.

Etant donné que l'évaluation des EVU est une thématique très récente et que le manque de connaissance soit attesté, nous choisissons d'emprunter l'approche ascendante qui, comme évoquée ci-dessus, nous fournira des réponses préliminaires sur la relation entre fonction et services. En outre, elle nous aidera à pallier au manque de connaissance en mettant en place un état des lieux initial qui sera la base des futures études scientifiques.

3.4.2. Sélectionner les habitats

Nous nous inscrivons dans le domaine de l'écologie urbaine ; en abordant les espaces végétalisés urbains comme étant des écosystèmes multifonctionnels capables de rendre des services à la société urbaine. Seuls les espaces gérés par les services publics sont étudiés ici car ces derniers pourraient faire l'objet d'une intervention de la part des décideurs pour la mise en place de la future trame verte urbaine. Nous nous intéressons aussi aux formations végétales qui garnissent ces espaces. Ces formations peuvent aller des plantations isolées à des formations très développées (haies, friches, prairies, boisement, etc.).

Bien que l'étude de la végétation urbaine dans son ensemble soit une thématique pertinente, sa mise en œuvre nécessite un recours à de multiples champs de compétences et à une démarche à long-terme. Ainsi, l'étudier dans sa totalité est loin d'être trivial (Turcati, 2011). C'est la raison pour laquelle nous nous focalisons dans cette thèse sur deux types d'habitat ; les pelouses et les arbres. Ce choix est fondé essentiellement sur nos compétences et sur la littérature scientifique qui estime que ces formations végétales sont les plus rencontrées dans le contexte urbain (Atwell, 2000 ; Clergeau, 2007 ; Stewart et al., 2009). Travailler sur deux types d'habitats peut être considéré par les lecteurs comme une simplification voire une démarche réductrice qui ne peut pas fournir des conclusions généralisables ; néanmoins, cette démarche reste la seule piste pour quantifier correctement les valeurs de ces formations et interpréter convenablement les résultats (Buckland et al., 2005 et Turcati, 2011).

3.4.3. Valeurs et outils d'évaluation

Après avoir choisi les habitats sur lesquels nous allons travailler, il convient maintenant de porter notre réflexion sur les outils d'évaluation à mettre en place pour répondre à nos

questionnements. Rappelons que nous cherchons à déceler la double-valeur de la végétation urbaine. Pour arriver à cette fin et avoir des résultats compréhensibles, nous choisissons d'évaluer la valeur intrinsèque pour les pelouses et de quantifier la valeur instrumentale pour l'arbre. Notre démarche suit celle de Turcati (2011 :36) qui souligne que : *« Il faut faire des choix et se contenter de mesurer un seul compartiment, un seul phénomène à la fois »* pour comprendre la complexité de la biodiversité d'une manière générale. Ce choix est aussi conditionné par la littérature scientifique, nos compétences et les outils dont nous disposons.

Dans ce cadre, l'évaluation de la valeur intrinsèque des pelouses nous apporte des réponses à notre premier questionnement. Quant aux deux derniers, ils sont éclairés grâce à l'évaluation de la valeur instrumentale des arbres. Aussi, en référence à la littérature scientifique, nous estimons la valeur intrinsèque des pelouses urbaines en essayant d'étudier son fonctionnement qui est soumis à divers facteurs anthropiques et nous quantifions la valeur instrumentale de la végétation arborée en évaluant certains services de régulation rendus par cette dernière.

3.4.3.1. Etudier le fonctionnement des pelouses urbaines

La caractérisation de la végétation ordinaire qui trouve refuge dans le milieu urbain demeure une thématique de recherche très récente. A l'échelle de la France, par exemple, le programme ECORURB[69] (ECOlogie du RUral vers l'URBain) a été l'un des premiers programmes de recherche interdisciplinaire ayant pour objectif d'étudier le fonctionnement écologique de l'écosystème urbain. La mise en place de ce programme a été le point de départ de nombreux travaux de recherches centrés sur la biodiversité urbaine. Nous citons à titre d'exemple le travail de Pélissier (2007) et Vallet (2008) sur la végétation herbacée et les boisements (Clergeau, 2011). Parallèlement à ce programme de recherche, des travaux de thèse ont été menés au Muséum national d'Histoire naturelle en focalisant sur les friches urbaines (Muratet, 2006) et sur les pieds d'arbres (Maurel, 2010). En dépit de cet engouement qui a touché la majorité des habitats semi-naturels en ville, les pelouses urbaines restent quant à elle écartées des problématiques écologiques. Leur rôle à la fois esthétique et social en est la cause. A notre connaissance, uniquement trois travaux de recherches ont abordé les communautés végétales qui occupent cet habitat : Bournérias et al. (2001) et Politi Bertoncini (2012) à Paris et Mehdi (2010) à Tours. Face à ce manque de connaissance nous choisissons d'appréhender le

[69] Initié en 2002.

fonctionnement de cet habitat. Nous détaillerons notre choix dans le chapitre suivant (chapitre n°5).

Pour étudier le fonctionnement écologique des communautés végétales urbaines, les chercheurs se sont appuyés sur les connaissances et le retour d'expérience issus des études portées sur le milieu naturel (e.g. les approches citées dans le deuxième chapitre). Il a fallu ainsi, adapter ces différentes approches en fonction des caractéristiques du milieu urbain (artificialisation du milieu, fragmentation, dominance de l'Homme, etc.). En nous basant sur l'écologie urbaine et en nous appuyant sur les travaux de Christensen (1996), Hooper et al (2005), Vallet, (2009), Mehdi (2010), Turcati (2011), nous procédons par une caractérisation de la biodiversité ordinaire.

Comme évoqué dans le deuxième chapitre, la caractérisation de la végétation repose dans un premier temps sur la construction d'un protocole d'échantillonnage en fonction de l'habitat et des espèces à étudier. Une fois les relevés floristiques effectués, les données saisies sous forme de tableaux feront l'objet d'une analyse en fonction des indicateurs de la biodiversité. Dans notre cas, nous nous contentons de travailler sur les indices descriptifs de la biodiversité. Conscients des limites qu'ils peuvent afficher, nous demeurons convaincus que le recours à ces indices permettra d'identifier les caractéristiques de la flore prairiale des pelouses urbaines. La compréhension de la dynamique des espèces est à l'origine d'une question fondamentale très peu traitée : Comment orienter les pratiques vers la prise en compte de la valeur écologique des écosystèmes naturels et semi-naturels en maintenant une production optimale des SE ?

Dans le but d'exposer les indicateurs utilisés, nous nous référons aux travaux de Blondel (1979) ; Vanpeene-Bruhier (1998) ; Levrel, 2006 ; Abadie (2008) ; Dajoz (2006); Turcati (2001). Nous nous sommes inspirés particulièrement du travail de thèse de Mehdi (2010) qui a dressé une méthodologie permettant de caractériser la végétation urbaine. Notre démarche empirique sera davantage détaillée dans le chapitre n°6.

3.4.3.1.1. Composition floristique

Pour quantifier la composition floristique, nous avons recours à la richesse spécifique. Elle consiste à calculer « *le nombre total d'espèces (S) la répartition de l'effectif total (N) entre les différentes espèces inventoriées*» (Mehdi, 2010 : 102).

La richesse spécifique est un indice controversé. Bien que sa pertinence dans la représentation sociale des espèces et des communautés soit approuvée par les écologues, elle ne renseigne toutefois pas la structure et la dynamique de la biodiversité (Levrel, 2006 ; Turcati, 2001 ; Mehdi, 2010). Par conséquent, des indices supplémentaires éclairant la structure du peuplement sont nécessaires.

3.4.3.1.2. Structure du peuplement

La structure du peuplement se définit par son organisation et son mode de répartition (Blondel, 1979). Pour l'éclairer, les écologues ont recours à des indicateurs dits « composites » dont le calcul requiert au moins deux variables (Levrel, 2006) à l'instar de l'indice de la diversité spécifique, l'indice d'équitabilité et l'indice de similarité (Blondel, 1979 ; Levrel, 2006 ; Lucarti, 2011).

- **Indice de la diversité spécifique**

La diversité spécifique se calcule à l'aide de l'indice de Shannon (H) (Shannon et Weaver, 1949). Cet indicateur est le plus répandu en dépit de ses limites (Blondel, 1979 ; Dajoz, 2006 ; Mehdi, 2010). En suivant la démarche de Vanpeene-Bruhier (1998), nous exprimons l'indice de Shannon en fonction du nombre d'espèces (ni) et du recouvrement (Rij) des différentes espèces j dans un relevé i (Vanpeene-Bruhier, 1998).

$$H = -\sum_{J=1}^{ni}\left(\frac{Rij}{\sum_{j=1}^{ni} Rij} \times log_2\left(\frac{Rij}{\sum_{j=1}^{ni} Rij}\right)\right) \quad (1)$$

Avec : ni : nombre d'espèces
Rij: recouvrement relatif des différentes espèces j dans le relevé i

Initialement, l'équation de l'indice de Shannon est formulée de la manière suivante :

$$H = -\sum Pi\ log2\ Pi \quad (2)$$

Avec : Pi : abondance relative de chaque espèce ($Pi = \frac{\mathrm{Ni}}{\mathrm{N}}$)
Ni : nombre d'individus de l'espèce i.
N : nombre total d'individus dans l'échantillon

Or, mesurer sur terrain le nombre d'individus pour chaque espèce (i) est une tâche très lourde. Pour remédier à cette contrainte, Van der Maarel (1979) a produit une méthode alternative qui permet de convertir les indices d'abondance en pourcentage de recouvrement (Rij) (Van der

Marel, 1979 *in* Mehdi, 2010). Cette conversion (Tableau 6) a été reproduite par Gallandat et al. (1995), Vanpeene-Bruhier (1998) et Mehdi (2010).

Tableau 6. Indices abondance-dominance traduits par le pourcentage de recouvrement moyen (Vanpeene-Bruhier, 1998 : 157)

Indice Abondance-dominance	Pourcentage de recouvrement (%)
+	0,1
1	5,0
2	17,5
3	37,5
4	62,5
5	87,5

L'indice de Shannon est compris entre 0 et log2 (ni). Sa variation peut être expliquée de la manière suivante (Tableau 7) :

Tableau 7 : Explication de la variation de l'indice de Shannon (Inspirée de Vanpeene-Bruhier, 1998)

Valeur	Explication
Tend vers 0	Nombre d'espèces est faible Dominance d'une ou de quelques espèces
Tend vers log2 (ni)	Nombre d'espèces est élevé Recouvrement égal pour toutes les espèces

En exprimant le nombre d'espèces et leur abondance, l'indice de Shannon renseigne sur la réponse de la biodiversité face aux pressions anthropiques (Van der Maarel, 1979 ; Mehdi et al., 2013b). Par conséquent, elle met en avant, dans un travail plus approfondi, la multifonctionnalité de la biodiversité dans son sens écologique. **Pour compléter l'information apportée par cet indice, il convient aussi de mesurer l'équitabilité et la similarité** (Figure 15). Selon Blondel (1979 :50) : « *deux peuplements comprenant chacun 100 individus et 5 espèces ne fonctionneront pas de la même façon si le premier comporte quatre espèces représentées par un individu et une espèce par les 96 autres, alors que chacune des cinq espèces du second comporte 20 individus*».

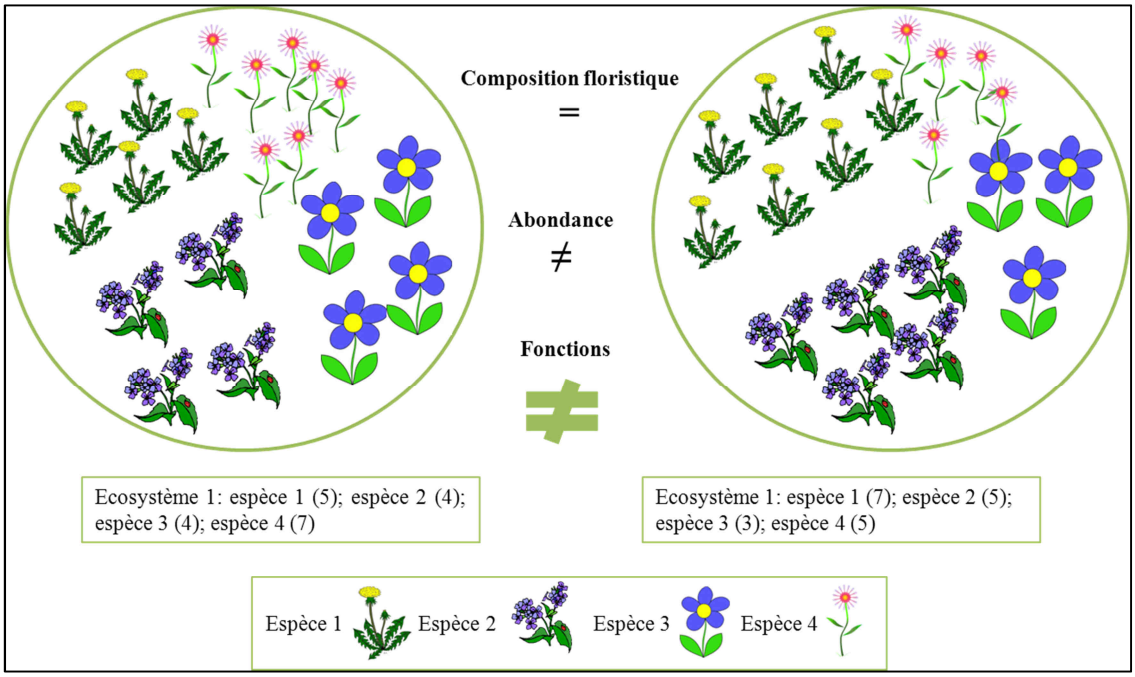


Figure 15. Différents types de diversité pour une même composition floristique (Selmi, 2014)

- **Indice d'équitabilité ou d'équirépartition**

L'indice d'équitabilité (E) informe aussi sur la dominance (ou l'abondance) dans un peuplement. Selon Blondel (1979 : 40) : *« il rend compte du degré de réalisation par le peuplement de la diversité maximale potentielle »*. Dans le même contexte Turcati (2011) affirme que l'indice d'équitabilité : *« permet de faire la distinction entre des communautés dominées par quelques espèces qui représenteraient la majorité des individus, et des communautés au sein desquelles les différentes espèces auraient des abondances similaires»* (Turcati, 2011 : 40).

La formule de l'indice d'équitabilité est la suivante :

$$E = \frac{H}{H'max} \qquad (3)$$

Avec H : la diversité observée
H'max : la diversité théorique maximale (égale à log2 S)

Lorsque la totalité des individus est représentée par une seule espèce, l'indice d'équitabilité tend à être nul. En revanche, s'il tend vers la valeur 1, nous estimons que toutes les espèces ont une abondance équitable (Blondel, 1979 ; Mehdi, 2010). Selon Blondel (1979), la diversité est positivement corrélée avec la richesse et l'équirépartition (Blondel, 1979).

- **Indice de similarité**

Pour mesurer la similarité, les écologues ont eu recours à l'indice de Dice. Ce dernier permet de comparer la richesse spécifique entre deux sites (Vanpeene-Bruhier, 1998 ; Mehdi, 2010) :

$$D = \frac{2C}{Si + Sj} \quad (4)$$

Avec C : le nombre d'espèces communes aux deux stations
Si : Nombre d'espèces dans le relevé i
Sj : Nombre d'espèces dans le relevé j
L'indice de Dice varie entre 0 et 1
0 : absence d'espèces communes
1 : présence d'espèces communes à un pourcentage de 100%

La démarche de la caractérisation, l'approche d'analyse des indicateurs et leur l'échelle d'agrégation seront développées dans la partie empirique de la thèse (voir chapitre n°5).

3.4.3.2. Evaluer les services et desservices écosystémiques rendus par la végétation arborée

Le passage en revue de la littérature scientifique démontre une expansion des études sur les services écosystémiques rendus par la végétation urbaine depuis la publication de Polund et Hunhammar en 1999. Un examen exploratoire sur cette thématique nous conduit à répondre à une question initiale qui nous sert d'appui pour notre démarche d'évaluation : quels sont les services et les desservices écosystémiques (SDE) rendus par la végétation urbaine ? La réponse à cette question nous la trouvons dans diverses études qui ont tenté d'énumérer et de classer les SDE urbains (Polund et Hunhammar, 1999 ; MEA, 2005 ; Gómez-Baggethun et Barton, 2013 ; Gómez-Baggethun et al., 2013 ; Dobbs et al., 2011).

La lecture de ces différentes publications nous permet de préciser notre champ d'investigation et de nous focaliser uniquement sur les services de régulation de la qualité de l'air rendus par les arbres. Comme le souligne Gómez-Baggethun et Barton (2013), par comparaison aux (1) écosystèmes forestiers qui rendent majoritairement des services de production d'oxygène et de séquestration du carbone et aux (2) agroécosystèmes qui rendent des services de production, la végétation urbaine procure essentiellement des services ayant un impact direct sur la santé humaine comme la régulation de la qualité de l'air, la réduction de bruit, la récréation (Gómez-Baggethun et Barton, 2013). Par conséquent et toujours dans l'optique de mener une approche d'évaluation et de mesure correcte et cohérente, nous nous penchons sur les services de régulation de la qualité de l'air associés à la végétation arborée (Akbari et al, 2001 ; Akbari, 2002 ; Dobbs et al., 2011 ; Beckett, 1998 ; Freer-Smith, 2004, etc.).

Une deuxième lecture plus approfondie nous dévoile les indicateurs biophysiques les plus pertinents pour quantifier l'effet des arbres sur la qualité de l'air en ville. Le tableau suivant présente les indicateurs que nous tenterons de mesurer (Tableau 8) :

Tableau 8. Les indicateurs biophysiques utilisés pour quantifier les SE de régulation (inspiré de Dobbs et al., 2011 et Gómez-Baggethun et Barton, 2013)

Fonctions	Services/desservices	Indicateurs	Références
Dépôt sec	Elimination des polluants et des particules	Produit du flux des polluants (g/cm²/s) et du couvert arboré (m²)	Chaparro and Terradas (2009); Nowak et Crane (2000); McPherson et al. (1999) ; Hirabayashi et al. (2012) ; Lovett (1994) ; Nowak et al., (2002)
Photosynthèse	Stockage et séquestration du carbone	Indice de la surface foliaire et calcul de la biomasse	Nowak (1994); McPherson (1998);Chaparro and Terradas (2009) ; Jim et Chen (2009); Nowak et al., (2002)
Réactions chimiques (métabolisme)	Réémission biogénique	Taux d'émission des COV (t/an)	Chaparro and Terradas (2009) ; Nowak et al., (2002)

Des approches d'évaluation comme CAVAT et Helliwell[70] écartent souvent la compréhension du fonctionnement de la végétation urbaine responsable de la production des SE en favorisant l'évaluation économique et socioculturelle. Ainsi, et suivant notre cheminement de recherche, nous proposons de mesurer ces indicateurs en ayant recours au modèle i-Tree Eco développé par le « US Forest service » dans les années 1990. Nous choisissons ce modèle parce que la littérature scientifique spécialisée en fait référence dans le domaine de l'écologie urbaine et le qualifie comme l'outil le plus complet pour évaluer les services et les desservices écosystémiques (SDE) rendus par les arbres urbains (Chaparro and Terradas, 2009). Le Tableau 9 fait l'objet d'une comparaison entre les trois modèles.

[70] CAVAT (The capital Asset Value for AmenityTree) développées par des équipes de recherches anglaises. Le premier date de 2007, il a été créé par Christopher Neilan et le deuxième est apparu en 1967 grâce à Rodney Helliwell.

Tableau 9. Analyse comparative des trois modèles d'évaluation (Sarajevs, 2011)

	CAVAT	Helliwell	i-tree
Objectifs	Fournir une méthode de gestion des arbres en tant que biens publics.	Aider les planificateurs et les gestionnaires à évaluer la contribution des arbres urbains à la qualité visuelle du paysage	Aider les communes à renforcer la gestion de leur végétation arborée en quantifiant sa structure et les services qu'elle génère.
Application	Arbres isolés ou groupés	Arbres isolés ou groupés	Arbres isolés ou groupés à différentes échelles spatiales (rue, quartier, ville, région, etc.).
Méthodologie	Approche économique Coût de remplacement	Approche économique Coût d'achat et de remplacement	Approche écologique par indicateur biophysique Approche économique (externalités)
Données d'entrée	Données de terrain, indicateurs locaux" community tree index"	S'appuie sur un minimum de données de terrain	Données dendrométriques Données locales (concentration de polluants dans l'air, données climatologiques, données géographiques)
Données de sortie	Valeur monétaire d'arbre (monnaie locale)	Valeur monétaire d'arbre (monnaie locale)	Valeur écologique en tonne/ha ou g/m², etc. Valeur monétaire (monnaie locale)
Avantages	Nécessite un minimum de données Mettent l'accent sur les services esthétiques des arbres		Etablit le lien entre structure-fonction-service Approche à la fois écologique et économique
Inconvénients	Ne prennent pas en compte l'échelle spatiale Approche exclusivement économique		Exigeant en termes de données d'entrée

i-Tree Eco intègre à la fois des données physiques des arbres et des données climatologiques. Il permet ainsi de comprendre les interactions entre le climat et la végétation arborée en prenant en compte ses processus physiologiques. Nous suivons, par ailleurs, les pas de certaines équipes européennes qui ont réussi à l'appliquer dans leurs territoires : Barcelone (Chapparo etTerradas, 2009) ; Torbay (Rogers et al., 2011) ; Zurich (Wälchli, 2008) ; etc.

Le recours à ce modèle n'a pour but ni de rompre les ponts avec l'évaluation économique et socioculturelle ni de présenter ce modèle comme étant « Le » modèle authentique. Nous cherchons plutôt, d'une part, à ouvrir une nouvelle perspective dans l'appréhension du concept de « services écosystémiques » loin de sa connotation économique ; et d'autre part, à proposer une approche préliminaire qui conduit à quantifier l'impact de la végétation arborée sur la qualité de l'air urbaine et ce en l'absence d'une telle démarche à l'échelle des villes françaises. Les détails de l'application d'i-Tree Eco[71] font l'objet du sixième chapitre mais nous tenons dans ce qui suit à présenter quelques éléments clés.

3.4.3.2.1. Description du modèle

UFORE (Urban FORest Effects) est un modèle numérique en libre accès conçu aux Etats-Unis dans les années 1990. Il consiste à quantifier d'une part la structure de la végétation arborée (pourcentage des espèces ; pourcentage de la population d'arbres par classe de DHP (diamètre à hauteur de poitrine); pourcentage de la population d'arbres selon l'état sanitaire, etc.). D'autre part, les SDE de régulation qu'elle rend à l'échelle de la ville (stockage et séquestration du carbone; élimination des polluants atmosphériques, production de l'oxygène, émissions des COV, etc.). En 2006, une nouvelle version plus développée (sous le nom de i-Tree Eco) a été mise en ligne. Cette dernière est paramétrée pour être appliquée à des contextes géographiques différents.

La particularité d'i-Tree Eco réside dans son approche ascendante. En effet, il se fonde sur l'association (1) des mesures dendrométriques sur terrain (nombre d'arbres, nombre d'espèces, diamètre, hauteur, dépérissement, état sanitaire, etc.), (2) des données climatologiques et (3) des concentrations des polluants dans l'air pour estimer les SDE énoncés ci-dessus (Figure 16). Le modèle fait le lien entre la structure de la communauté

[71] Nous nous appuyons sur la documentation fournie par le site internet (http://www.itreetools.org/).

végétale étudiée, son fonctionnement et les services qu'elle procure. Une telle démarche s'inscrit parfaitement dans notre problématique de recherche.

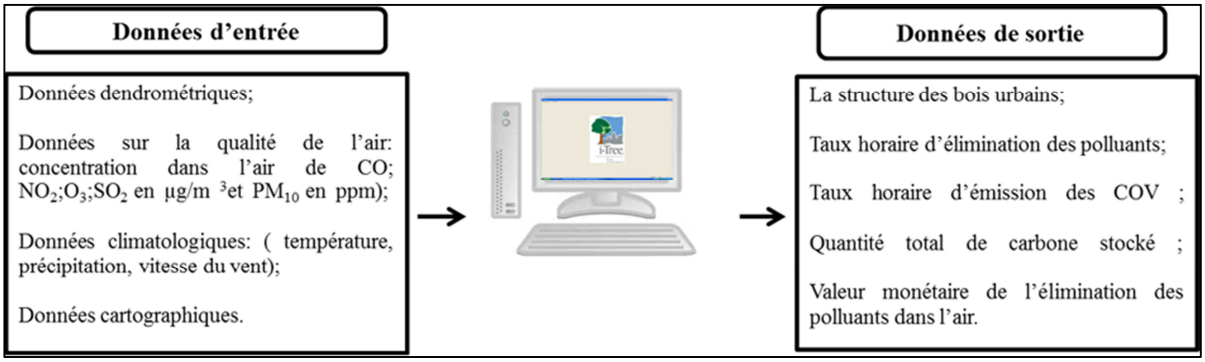


Figure 16. Données d'entrée et résultats du modèle i-Tree (Selmi, 2013)

Le recours à ce modèle requiert, dans un premier temps, l'identification de l'échelle et du terrain d'étude (s'il s'agit d'un quartier, d'une ville, d'une agglomération ou d'une région, etc.). Il faudra, dans un deuxième temps, identifier les données nécessaires et leurs disponibilités. Dans un troisième temps, une campagne de mesure de données dendrométriques est à envisager pour renseigner le patrimoine arboré. L'ensemble de ces données est, ensuite, intégré dans le modèle dont la colonne vertébrale est construite d'algorithmes issus de la littérature scientifique. Ces algorithmes déclinent le modèle en cinq modules. Dans l'impossibilité d'étudier l'effet des arbres sur la consommation énergétique des bâtiments, nous n'abordons que les quatre premiers modules. En effet, le cinquième module ne s'applique pas encore à un contexte géographique autre que celui des USA (Figure 17) :

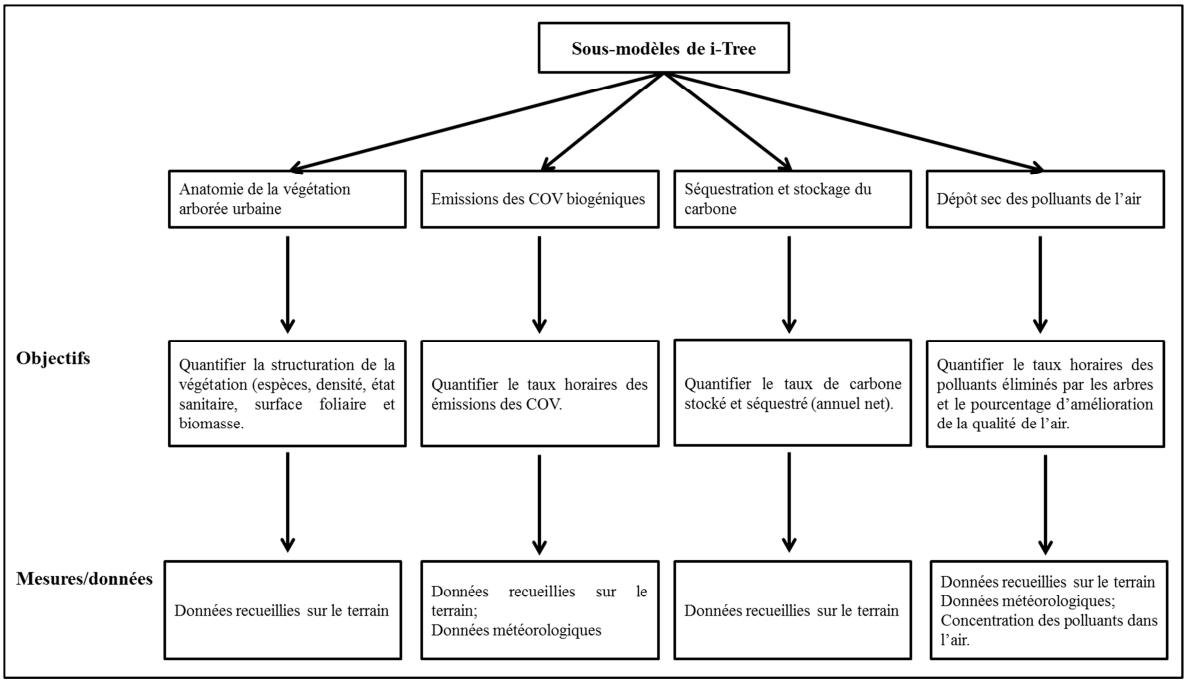


Figure 17. Les sous-modèles de i-Tree Eco (Selmi, 2014)

3.4.3.2.2. Modules et algorithmes

Dans la perspective de donner une vision globale des modules et des algorithmes utilisés, nous nous référons aux écrits de David Nowak et son équipe, considéré comme l'inventeur de ce modèle (Nowak, 1994 ; 1996 ; Nowak et Crane, 2000 ; Nowak et al., 2006 ; Nowak et al., 2008a, Hirabayashi, 2012, Hirabayashi et al., 2014) :

Module n°1 : Structure de la végétation arborée

La structure (ou l'anatomie) de la végétation arborée désigne son arrangement spatial ainsi que ses caractéristiques physiques (hauteur, état sanitaire, diamètre, etc. (Nowak, 1994). Ce module se base essentiellement sur le travail de terrain. Pour quantifier la structure de la végétation urbaine, un échantillon de placettes de 400 m² doit être généré à l'échelle du terrain d'étude à l'aide des outils d'information géographique. Le nombre de placettes dépend du pourcentage du couvert arboré. Chaque placette fait l'objet d'une campagne d'échantillonnage. Une fois le centre et les limites de la placette identifiés, certaines informations sont relevées. Il s'agit des :

- informations générales : adresse, points repère, pourcentage du couvert du sol, etc.
- informations relatives aux arbres (ou dendrométrie) : nombre d'arbres, essences, hauteur totale, DBH, hauteur jusqu'à la base de la couronne, pourcentage de dépérissement, degré d'exposition à la lumière, etc.

Surface et biomasse foliaire

L'indice de surface foliaire (LAI) est décrit comme « *une grandeur sans dimension, qui exprime la surface foliaire d'un arbre, d'un peuplement, d'un écosystème ou d'un biome par unité de surface de sol. Selon l'échelle à laquelle on s'intéresse, l'unité de surface de sol peut être en m² ou en km². Pour un arbre, la surface de référence retenue est la surface de projection horizontale de son houppier* » (Breda, 1999:135).

La biomasse d'un arbre est « *le poids ou la masse de son tissu vivant, elle est généralement exprimée en unités de tonnes métriques (t). Une biomasse vivante peut être séparée en composantes aériennes (feuilles, branches et tiges) et en sous-sol (racines)*»[72].

La biomasse vivante sèche (AGB) d'un arbre est « *le poids du tissu de la plante vivante en surface, après que toute l'eau ait été enlevée, c'est-à-dire, après que les feuilles, les branches, et les tiges aient été soigneusement séchées, en utilisant souvent un four de laboratoire spécial*»[73].

Dans cette partie est uniquement abordée la biomasse foliaire. En dépit de leur caractère indispensable dans l'étude des échanges gazeux entre la végétation et l'atmosphère, la surface et la biomasse foliaires demeurent toutefois partiellement renseignées. A notre connaissance, à l'heure actuelle, toute initiative visant à quantifier ces indices pour les arbres en milieu urbain en France semble absente. Ces mesures sont souvent orientées vers les écosystèmes forestiers ou les agrosystèmes (Nowak, 1996) ; c'est la raison pour laquelle nous utilisons les indices calculés par le modèle. L'équipe américaine a estimé ces indices en fonction du facteur d'exposition des arbres à la lumière (CLE). Il s'agit du nombre de faces recevant la lumière (variable mesurée sur terrain comprise entre 0 (aucune exposition à la lumière, c'est le cas des massifs forestiers) et 5 (les 5 faces reçoivent de la lumière, c'est le cas des arbres isolés).

Quand le CLE est compris entre 4 et 5, l'indice de surface foliaire est estimé à l'aide d'équations de régression générées à la fois par une série d'expérimentations menées dans des parcs urbains en 1992 aux USA et par la littérature scientifique (Nowak, 1996) :

$$lnY = b0 + b1H + b2D + b3S + b4C \qquad (5)$$

Avec Y : surface foliaire (m²) ou biomasse sèche (g) ;
b0 ; b1 ; b2 ; b3 et b4 : coefficients de régression ;
X : dbh (cm) ;
H : hauteur de la couronne (m) ;
D : diamètre moyen de la couronne (m) ;

[72] http://www.whrc.org/resources/fieldguides/carbon/pdf/WHRC_FieldGuide_FrenchSM.pdf (05/04/2014).
[73] Ibid.

S : facteur d'ombrage (pourcentage de l'intensité de la lumière interceptée par la couronne)
C : surface de la couronne (πD (H+D)/2 ;

Les différentes variables sont relevées lors de la campagne d'échantillonnage.
Le LAI est ajusté en fonction du (1) ratio de la hauteur de la couronne par rapport à sa largeur qui varie entre 0.5 et 2 et (2) du facteur d'ombrage (pourcentage de l'intensité de la lumière interceptée par la couronne) qui varie entre 0.67 et 0.88 (Nowak et al., 2008a).
La biomasse foliaire est obtenue en rapportant la biomasse sèche à une unité de surface foliaire.

Dans les conditions où le couvert arboré est relativement dense (CLE entre 0 et 1), le LAI est estimé en appliquant la théorie de Beer-Lambert. Cette dernière consiste à exprimer le LAI en fonction de l'absorption de la lumière par la canopée (Clavel et al., 2003) :

$$\frac{I}{\mathrm{I}_0} = e^{-k \times LAI} \quad c'est\ \text{à}\ dire: \qquad LAI = \ln \frac{\left(\frac{I}{I0}\right)}{-k} \tag{6}$$

Avec I : lumière incidente sous la canopée
I_0 : lumière incidente sur la canopée
K : facteur d'extinction (0.52 pour les conifères et 0.65 pour les feuillus) (Smith et al, 1991*in* Nowak et al., 2008a).

La surface foliaire (LA) s'écrit par conséquent :

$$LA = [\ln(1 - xs)/-k] \times \pi r^2 \tag{7}$$

Avec x_s : coefficient d'ombrage par espèce
R : rayon de la couronne

Quand l'exposition à la lumière varie entre 2 et 3, la surface foliaire s'écrit comme la moyenne de l'équation (1) et (2).
Une fois que la surface et la biomasse moyenne sont estimées, elles sont encore une fois, ajustées en fonction de l'état sanitaire des arbres (variable mesurée aussi sur terrain) qui varie entre 0 et 1. La surface foliaire finale s'écrit, dans ce cas :

$$LA\ finale = LA \times fc \tag{8}$$

Avec fc : état sanitaire de l'arbre.

L'étude de la structure de la végétation arborée révèle aussi la densité d'arbres par hectare définie comme le nombre d'arbres par unité de surface. Dans le cadre d'un échantillon stratifié, cette mesure permet de comparer les classes d'occupation du sol en termes de nombre d'arbres. Dans la même perspective, d'autres estimations, comme le taux de surface

foliaire (support d'échanges gazeux) par unité de surfaces permettent de déterminer la répartition du couvert végétal des échanges à l'échelle du terrain d'étude. Cette répartition fournit des informations sur les inégalités en termes de végétation arborée et par conséquent en termes de services rendus à la population.

Module n°2 : Emissions biogéniques

En dépit de ses services rendus à la société, la végétation urbaine présente aussi quelques nuisances qui peuvent affecter la santé humaine. Parmi ces nuisances, l'émission des composés organiques volatils biogéniques (COV) est calculée. Bien qu'elles assurent la protection des plantes contre les parasites et interviennent, en tant que sécrétion attractrice des pollinisateurs, dans leur processus de production (Baghi, 2013), ces émissions contribuent à la formation de l'ozone (O_3) et du monoxyde de carbone (CO) qui ont un effet négatif sur la santé humaine. Il existe différents types de composés, dont les plus volatiles sont émis vers l'atmosphère (Baghi, 2013). Les deux familles les plus répandues sont l'isoprène (C_5H_8) et le monoterpène (C_{10}).

Les émissions des COV biogéniques dépendent de divers facteurs comme l'essence des arbres, la température, la biomasse, etc. (Hirabayashi, 2012). Fondé sur la littérature scientifique, le modèle i-Tree Eco quantifie ces émissions pour chaque espèce et pour chaque type de couvert (feuillu ou caduc). Nous nous basons dans ce qui suit sur la documentation de i-Tree Eco (Hirabayashi, 2012) et sur le travail de thèse de Baghi (2013). Le taux d'émission du monoterpène et d'isoprène prend la formule suivante :

$$E = \in \times \gamma \times D \qquad (9)$$

Avec ε : taux d'émission standard ; γ : facteur d'activité et D: densité de la source en (g).

Le taux d'émission standard est spécifique pour chaque espèce. Il a été estimé à l'aide d'une série d'expérimentations dans des conditions standards (température égale à 30°C et rayonnement photosynthétiquement actif (PAR) équivalent à 1000 µmol m^{-2} s^{-1}). La densité de la source (D) désigne la quantité de feuilles émettrices des COV, elle correspond à la biomasse sèche par espèce (ou genre) par unité de surface (zone d'étude). Quant au facteur d'activité (γ), il varie en fonction des composés volatils. Il met en relief les facteurs environnementaux desquels dépend l'émission des COV (Baghi, 2013).

L'émission d'isoprène par exemple est influencée par l'ensoleillement (CL) et la température (CT). Ainsi, l'équation s'écrit :

$$\gamma = \mathrm{CL} \times \mathrm{CT} \quad (10)$$

L'influence par l'ensoleillement est calculée comme suit :

$$CL = \frac{\alpha\, CL1\, Lpar}{\sqrt{1 + \alpha^2 L^2 par}} \quad (10.1)$$

Avec α = 0.0027 ; CL1 = 1.066 et Lpar = le flux de PAR (µmol m^{-2} s^{-1})

L'influence de la température est estimée comme suit :

$$CT = \frac{\exp(\frac{CT1(T-TS)}{RTTS})}{CT3 + \exp(\frac{CT2(T-TM)}{RTTS})} \quad (10.2)$$

Avec R : constante des gaz parfaits (= 8,314 J K^{-1} mol^{-1}), CT1 ; CT2 ; CT3 sont les coefficients empiriques : CT1 = 95000 J mol^{-1} ; CT2 = 230000 J mol^{-1} ; CT3 = 0,961 J mol^{-1} et TM = 314 K ; T : température des feuilles et TS : température aux conditions standards (Baghi, 2013).

L'émission de monoterpène, quant à elle, est calculée de la manière suivante :

$$\gamma = \exp(\beta(\mathrm{T} - \mathrm{TS})) \quad (11)$$

Avec β = 0.09 K^{-1}

Pour avoir le taux total des COV (Es) émis par une espèce i, le modèle procède comme suit :

$$Es = Eg \times \frac{LDg,i}{\sum LDg} \quad (12)$$

Avec Eg : émission annuelle par genre g ;
LDg,i : biomasse foliaire pour le genre g et l'espèce i ;
ΣLDg : biomasse totale sèche du genre.

Dans le cas d'une stratification par classe d'occupation du sol, l'émission des COV par classe (El,i) devient :

$$El,i = El \times \frac{LDl,i}{\sum LDl} \quad (13)$$

Avec El : émission annuelle dans la classe l;
LDg,i : biomasse foliaire de l'espèce i dans la classe l ;
ΣLDg : biomasse totale sèche dans la classe l.

Module n°3 : Stockage et séquestration du carbone

Avant de passer aux modalités de calcul, nous nous devons d'éclairer les notions de stockage et la séquestration du carbone. Les arbres sont considérés comme des puits de carbone, ils séquestrent le dioxyde de carbone (CO_2) de l'atmosphère et le stockent sous forme de carbone

qui contribue à la croissance de l'arbre en produisant de nouvelles biomasses végétales (Lessard et Boulfroy, 2008). En grandissant, l'arbre génère un nouvel anneau de bois et le taux de carbone stocké augmente[74]. Pendant la phase de sénescence (déclin), la croissance ralentit, les arbres rejettent le carbone dans l'atmosphère. Ainsi, l'estimation du taux de carbone stocké permet d'estimer le taux libéré pendant la phase de décomposition (Nowak et al., 2002).

Le module de stockage et de séquestration du carbone du modèle i-Tree Eco reste sujet à controverse du fait de l'approche mise en application. En effet, l'estimation du taux de carbone se base sur des équations allométriques issues de la littérature scientifique américaine. Les équations allométriques sont des formules mathématiques permettant d'exprimer la biomasse en fonction des variables collectées sur terrain (Hauteur et DBH de l'arbre).

Bien que la pertinence de ces équations soit attestée, le recours à ces dernières dans un contexte autre que le territoire étasunien pourrait être l'origine d'un biais sur le calcul du stock et du flux de carbone. En revanche, en l'absence d'équations adaptées aux villes françaises et le temps imparti pour la finalisation de cette thèse, nous adoptons ces équations tout en ayant conscience de leurs limites. Rappelons dans ce contexte que notre objectif de départ est de mettre en place un état des lieux initial qui (1) ouvre la voie à une nouvelle thématique dans le domaine de l'ingénierie forestière et (2) pourrait être un support de comparaison pour de nouvelles études menant une démarche plus approfondie sur la question de « l'allométrie urbaine ».

Pour prédire la biomasse, les auteurs se réfèrent aux équations issues de la littérature scientifique spécialisée. En outre, ils appliquent un ensemble de facteurs de conversion pour établir le calcul final. Par exemple, pour prédire la biomasse sèche à partir de la biomasse fraîche, il suffit de multiplier cette dernière par 0.48 pour les conifères et par 0.56 pour les feuillus (Nowak et al., 2008b). Il convient aussi, dans le cas d'arbres isolés, de multiplier la biomasse par un facteur de conversion de 0.8 permettant d'ajuster le calcul en fonction de l'environnement urbain (faible densité d'arbres et moins de compétitivité). En l'absence dans certain cas d'équation spécifique par espèce, Nowak et son équipe (2008) estiment légitime l'extension de ces équations à l'ensemble des espèces de même genre taxonomique, *ibid.*

[74] http://www.mnr.gov.on.ca/fr/Business/OntarioWood/2ColumnSubPage/STDU_139140.html (10/04/2014).

Pour calculer le taux de carbone séquestré, il convient de déterminer le taux de croissance du dbh (diamètre à la hauteur de la poitrine) afin d'estimer le dbh pour l'année x+1. Ainsi, le taux brut de carbone séquestré est égal à la différence entre le taux de carbone stocké à l'année x et le taux stocké estimé à l'année x+1.

Pour les forêts, la moyenne de croissance du dbh est de l'ordre de 0.38 cm/an et 0.61cm/an pour les arbres localisés dans les parcs. Quant aux arbres isolés, la moyenne de croissance est calculée en fonction des données de la littérature spécialisée (Nowak et al., 2002). Cette dernière est ajustée en fonction de l'état des arbres (Tableau 10).

Tableau 10. Facteur d'ajustement de la croissance moyenne du dbh (Nowak et al., 2000)

Etat sanitaire	Facteur d'ajustement
Excellent	1
Pauvre	0.76
Critique	0.42
En déclin	0.15
Mort	0

Pour estimer le flux de carbone émis par les arbres lors de leur sénescence, il convient de tenir compte du facteur de mortalité (Tableau 10) qui, lui aussi, est déterminé en fonction de l'état sanitaire (Nowak et al., 2002).

En se basant sur la probabilité du déclin et de remplacement du bois, le calcul du taux de carbone émis du fait de la décomposition s'écrit de la manière suivante :

$$Emission = C \times MC \times \sum \rho i \left((Dremove) + (Dstand)\right) \quad (16)$$

$$D\ remove = \left(\frac{\rho ab}{yi}\right) \times \left(\frac{1}{dm}\right) + \left(\frac{1-\rho ab}{yi}\right)\left(\frac{1}{dr}\right) \quad (16.1)$$

$$Dstand = \left(\frac{yi-1}{yi}\right) \times \left(\frac{1}{dr}\right) \quad (16.2)$$

Avec C : carbone stocké pour l'année suivante ;
Mc : probabilité de mortalité en fonction de l'état sanitaire ;
i : classe de décomposition (basée sur le nombre d'années) ;
ρi : proportion de la surface du sol occupée par des arbres en décomposition ;

ρab : proportion de la biomasse aérienne;
yi : nombre d'années avant le retrait du bois mort ;
dm : taux de décomposition de la biomasse aérienne en paillis (3 ans) ;
dr : taux de décomposition pour les arbres sur pied et les racines.

Enfin, le taux net de carbone séquestré (Csn) s'écrit (Nowak et Crane, 2000):

$$Csn = Csc - Cem \quad (17)$$

Avec Csc : le taux de carbone séquestré lors de la croissance ;
Cem : le taux de carbone émis lors du déclin.

Module n°4 : élimination des polluants

Ce module est consacré à l'estimation de l'élimination des polluants par dépôt sec des polluants suivants : ozone (O_3) ; dioxyde de soufre (SO_2) ; dioxyde d'azote (NO_2) ; monoxyde de carbone (CO) ; particules en suspension dont le diamètre est inférieur à 10 micromètres (PM_{10}) et particules en suspension dans l'air dont le diamètre est inférieur à 2.5 micromètres ($PM_{2.5}$) Ce processus est certes moins efficace que le dépôt humide, en revanche, il reste la seule voie d'élimination de polluant dans les périodes hors précipitation (Roupsard, 2013).

L'estimation du dépôt sec horaire tient à diverses variables à savoir :

- les concentrations des polluants dans l'air (en ppm et en µg/m^3);
- les données climatologiques comme la température (max, min et moyenne) en °C, la hauteur des précipitations (en mm), l'épaisseur de la couche neigeuse (en cm), direction et vitesse du vent (en azimut et en m/h), le couvert nuageux, le type de nuage, etc.
- les données relatives à la répartition du couvert végétal.

En se référant à la documentation du modèle (Nowak, 1994 ; Nowak et al., 2006 ; 2008), le flux de polluant X (en gm^{-2} s^{-1}) se formalise comme suit :

$$F = Vd \times C \quad (18)$$

Avec Vd : vitesse de dépôt (ms^{-1}) ;
C : concentration de polluant X (gm^{-3}).

La vitesse de dépôt est calculée comme l'inverse de la somme des résistances :

$$Vd = (Ra + Rb + Rc)^{-1} \quad (19)$$

Avec Ra : résistance aérodynamique ;
Rb : résistance quasi-laminaire ;
Rc : résistance de la canopée.

N'étant influencées ni par la transpiration ni par la photosynthèse, les particules en suspension ont une vitesse de dépôt de 0.064 ms^{-1}. Cette valeur est ajustée en fonction des saisons.

Les résistances squasi-laminaire et de la canopée, sont calculées pour chaque polluant ; quant à la résistance aérodynamique elle est estimée à travers les données climatologiques car elle est indépendante des polluants (Hirabayashi et al., 2014).

La résistance horaire de la canopée est équivalente à 50000 sm^{-1} pour le CO[75] pendant la saison avec feuilles et 100000sm^{-1} en absence de feuilles (Bidwell et Fraser *in* Hirabayashi et al., 2014). Pour les autres polluants, elle est calculée de la manière suivante (Seigneur, *s.d*):

$$\frac{1}{Rc} = \frac{1}{rs + rm} + \frac{1}{rsol} + \frac{1}{rt} \quad (20)$$

Avec rsol : résistance de sol (2941 sm^{-1} pendant la saison de croissance et 2000sm^{-1}hors saison de croissance) ;
rs : résistance due aux stomates (pores au niveau des feuilles) ;
rm : résistance de la mésophyle ;
rt : résistance due aux cuticules (épiderme de la feuille).

Ces trois dernières résistances varient aussi en fonction du type de polluants. Le tableau qui suit présente les valeurs issues de la littérature scientifique spécialisée (Hirabayashi et al., 2014) :

Tableau 11. Valeurs des résistances par polluants

Polluants	Rm (sm^{-1})	Rt (sm^{-1})	Références
NO_2	100	20000	Hosker et Lindberg (1982)[76] Weseley (1989)[77]
O_3	10	10000	Hosker et Lindberg (1982)[78] Taylor et al (1988)[79]
SO_2	0	8000	Weseley (1989)[80]

Le pourcentage de l'amélioration de la qualité de l'air est calculé en fonction de la vitesse de dépôt et de la hauteur de la couche limite atmosphérique. Le taux de pollution ($\mu g m^{-2}$) au niveau de la couche de mélange est déduit en fonction de la concentration des polluants ($\mu g m^{-3}$) et la hauteur horaire du mélange (m). Le pourcentage horaire de l'amélioration de la qualité de l'air s'écrit :

$$\% = gramme\ éliminées \times \left(\frac{grammes\ éliminées}{grammes\ éliminées + grammes\ dans\ l'atmosphère}\right) \quad (21)$$

[75] Dont l'élimination n'est pas directement influencée par la photosynthèse (Nowak et al., 2006) ;
[76] (Hirabayashi et al., 2014);
[77] Ibid.
[78] Ibid.
[79] Ibid.
[80] Ibid.

Avec : $grammes\ dans\ l'atmosphère = C \times HCLA \times S$ (21.1)
Où C : concentration des polluants (gm^{-3}) ;
HCLA : la hauteur de la couche limite atmosphérique (h) ;
S : la surface du terrain d'étude.

Après avoir déterminé les habitats, les valeurs à estimer et les outils d'évaluation, il convient par la suite, de choisir le terrain d'étude qui est le support de construction de notre approche d'évaluation dans le but de la tester, de la valider et d'en définir ses limites et ses perspectives.

3.5. Choix du terrain d'étude : la ville de Strasbourg, pourquoi ?

La ville de Strasbourg est le site de notre travail de thèse. Cette terre d'adoption, qui m'était inconnue, m'a accueilli pendant ces quatre dernières années. En y arrivant, j'ai découvert et admiré son patrimoine historique, architectural et naturel. Ainsi, j'ai pu nourrir mes connaissances sur son histoire urbanistique, ses différents coins verts, ses parcs et ses forêts périurbaines. Avec mon modeste bagage de connaissances, j'y ai mené en 2011 mon travail de master qui consistait à penser les EVU à travers les expériences des décideurs (planificateurs et les gestionnaires) et les perceptions des citadins strasbourgeois. Ce travail m'a permis (1) de décrypter les politiques urbaines et les acteurs concernés par la mise en place des EVU (2) d'acquérir davantage de renseignements sur le patrimoine végétalisé de la ville et (3) d'ouvrir la voie vers l'appréhension de la multifonctionnalité (Figure 18).

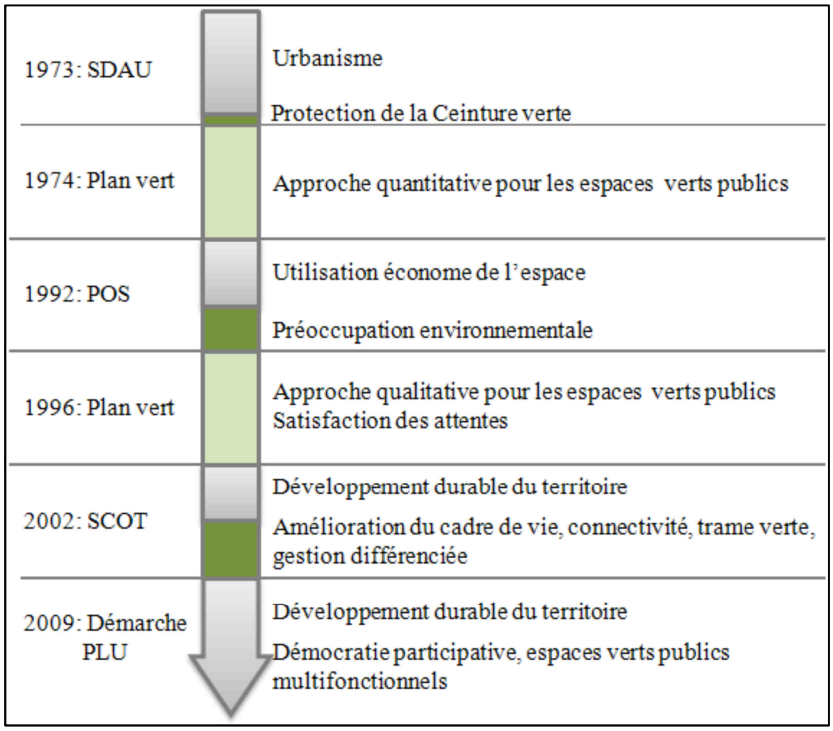


Figure 18. L'évolution diachronique de la place des EVU dans les politiques urbaines strasbourgeoises (Selmi, 2011)

Cette thèse s'inscrit dans la continuité du travail de master en apportant cette fois, un regard nouveau sur la multifonctionnalité. Dans ce contexte, nous abordons la multifonctionnalité dans son sens écologique, c'est-à-dire l'ensemble des processus écologiques effectués par les EVU et la végétation qui y trouve refuge. Le recours au sens écologique identifie une meilleure compréhension des interactions entre le végétal et la société humaine en faisant le lien entre « fonctions » et « services » rendus pour l'homme (Haines-Young et Potschin, 2006 ; de Groot et al., 2010a).

Outre cet attachement personnel, une autre raison, plus professionnelle, m'a conduit vers le choix de la ville de Strasbourg comme un terrain d'étude. Considérée comme « un carrefour écologique » et dotée d'un patrimoine végétal assez riche, la ville de Strasbourg s'oriente depuis la fin du XX^{e} siècle vers une politique de protection de l'environnement en s'inscrivant dans une démarche de développement durable. Cette politique s'illustre à travers le projet de la trame verte et bleue qui tient à établir une connectivité à la fois fonctionnelle et structurelle entre la ville de Strasbourg et la campagne (2007) ; le projet du parc naturel urbain (2010) ; la mission « zéro pesticide » et l'application de la gestion différenciée pour préserver la biodiversité dans les EVU (2007). Nous dressons dans ce qui suit une présentation de la ville de Strasbourg.

4. Présentation du terrain d'étude : la ville de Strasbourg

Chef-lieu de la région Alsace, la ville de Strasbourg (Figure 19) est localisée au nord-est de la France (48°35' N ; 7°45'E). Elle s'étend sur une superficie de 78.3 km² et compte environ 271 708 habitants (recensement INSEE de 2009). Le climat qui règne dans la ville de Strasbourg est un climat semi-continental avec une température moyenne hivernale de 2°C et une température moyenne estivale de 19°C. Les précipitations annuelles moyennes sont de l'ordre de 760 mm (POS, 1992).

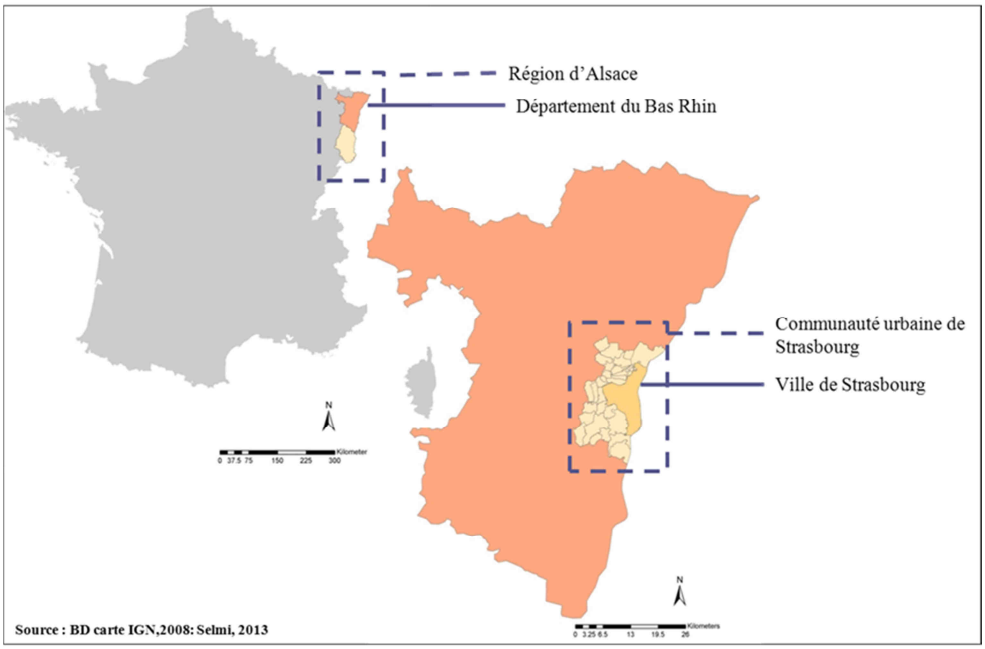


Figure 19. Site d'étude (Selmi, 2013 ; source : BD IGN, 2008)

La ville de Strasbourg se dote de plusieurs atouts environnementaux. Elle a été fondée sur l'Ill et le Rhin ce qui lui confère l'image d'un « archipel » dont le centre historique occupe la grande île. Les divers affluents qui traversent la ville ont esquissé la structuration spatiale du tissu urbain strasbourgeois.

Bien que la ville soit souvent confrontée au risque d'inondation, la présence remarquable de ce réseau hydrographique est un atout plutôt qu'une contrainte. Cette pénétrante aquatique est à l'image d'une conciliation entre « nature » et artifice. Les promenades qui parcourent ses berges procurent aux citadins des services de détente et de récréation. Actuellement, elle fait l'objet d'études scientifiques voulant affirmer son rôle de continuum écologique entre la ville et son milieu environnant.

La ville de Strasbourg dispose en sa périphérie de trois massifs forestiers alluviaux à savoir la forêt de la Robertsau au nord (493 ha), la forêt du Neuhof (757 ha) et l'île de Rohrschollen (309 ha) au sud de la ville (Figure 20) (CUS, 2013). Ces massifs forestiers sont considérés comme des « niches écologiques» pour la faune et la flore. Après une exploitation forestière assez intense qui a duré presque un siècle, ce patrimoine forestier fait, depuis les années 1980, l'objet de mesures de protection et de restauration (POS, 1992).

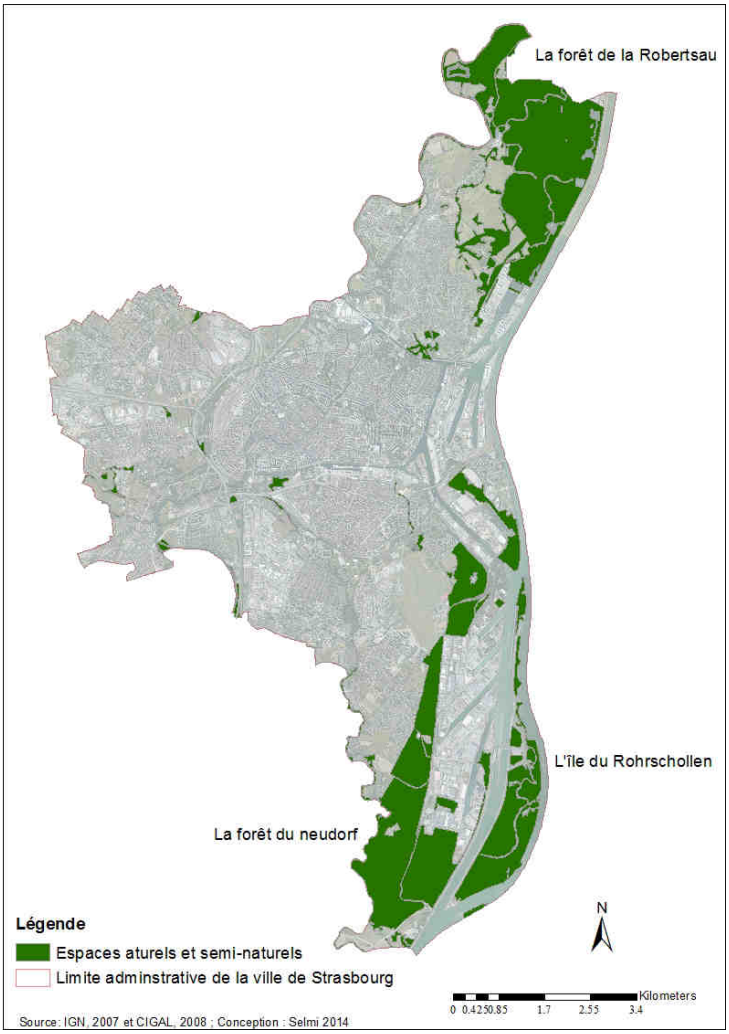


Figure 20. Les trois forêts alluviales de la ville de Strasbourg

Au-delà du patrimoine forestier, la superficie des espaces verts publics au sein de la ville de Strasbourg ne cesse de se développer. Occupés par diverses formations végétales, ces derniers s'étalent, actuellement, sur une superficie de 400 ha dont 140 ha sous forme de parcs urbains (CUS, 2013). Le tableau suivant présente les grands parcs de la ville de Strasbourg (CUS, 2013) (Tableau 12) :

Tableau 12. Les cinq grands parcs de Strasbourg (CUS, 2013)

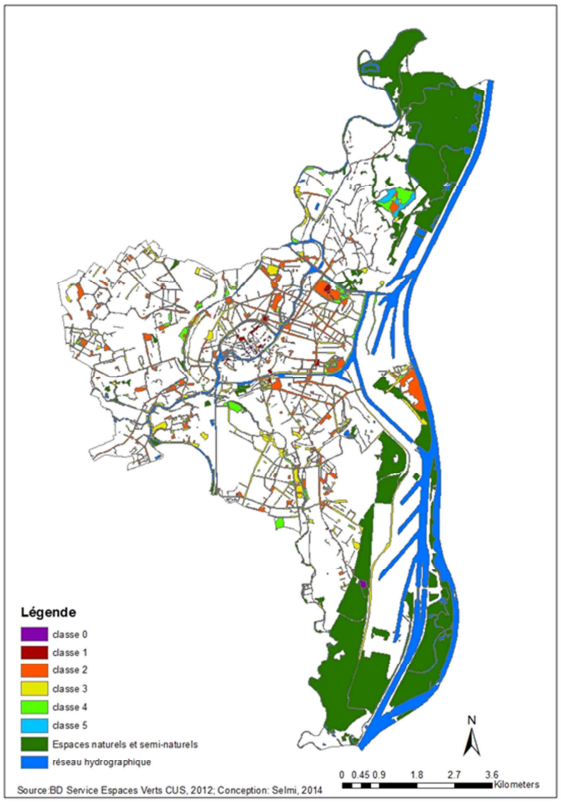
Parcs	Superficie (ha)	Date de création
Parc de l'Orangerie	26	1830
Parc du Pourtalès	24	1840
Parc de la Bergerie	13.20	1989
Parc de la Citadelle	12.50	1967
Parc des Contades	7.90	1764

Une typologie réalisée par Delbaere en 2011 classe les espaces végétalisés Strasbourgeois en fonction de leur superficie (Tableau 13) :

Tableau 13. Classification des espaces verts publics strasbourgeois en fonction de la superficie (Delbaere, 2011 :26)

Typologies	Nombre d'espaces verts publics	Superficie totale (ha)
Espaces verts publics de plus de 5 ha	8	131
Espaces verts publics compris entre 1 et 5 ha	50	95
Points verts de moins de 1 ha	466	104
Total	**524**	**329**

Les espaces végétalisés se distinguent aussi par le mode de gestion. Depuis 2007, le service municipal des espaces verts opte pour la pratique de la gestion différenciée qui consiste à soumettre ces espaces à différents types d'entretien définis en fonction des services procurés (s'il s'agit d'un parc à forte valeur esthétique, sociale ou écologique) et de sa localisation. La carte suivante présente la classification des EVU en fonction du mode de gestion (Figure 21).



	Ges. Horticole		**Ges. Modérée**		**Ges. extensive**	**Ges. Ecologique**
	Classe 0	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Nature	Très maitrisée	Maitrisée	Domestiquée		Transition	Privilégiée
Fleurissement	Bacs, suspensions et jardinières fleuries (plantes annuelles)	Massifs de pleine terre fleuris (annuelles, bisannuelles et vivaces)	Massifs de pleine terre fleuris (vivaces, prairies fleuries horticoles)	Fleurissement (prairies fleuries vivaces et mellifères)	Fleurissement naturel	
Tonte (gazon)		1/semaine	1 tous les 10 à 15 jr	3-5/an		
Fauche (prairies)			2/an			1-2/an
Taille (arbustes)	1-3/an				3-5/an	Taillés exceptionnellement
Désherbage (adventice)	Ne sont pas tolérés		Sont tolérés		Sont des plantes comme les autres	

Figure 21. Différentes classes de gestion différenciée appliquées aux espaces végétalisés gérés par le service technique des espaces verts de Strasbourg (Selmi, 2014 ; source : BD EV CUS, 2010).

Outre les forêts périurbaines et les espaces végétalisés publics, la ville de Strasbourg se caractérise par un patrimoine arboré[81] aussi divers que varié (Figure 22 et Figure 23). La ville compte près de 62000 arbres. Ils se répartissent sur l'ensemble des espaces végétalisés publics comme suit :

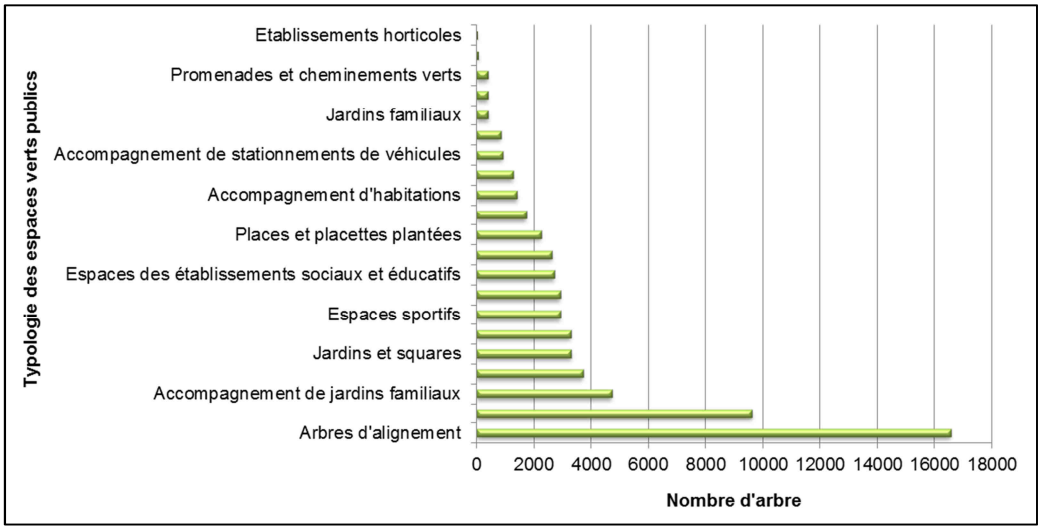


Figure 22. Répartition des arbres en fonction de la typologie des espaces verts publics (Selmi, 2013 ; source : BD EV CUS, 2012)

Au sein de la ville, l'espèce la plus commune est l'érable (15, 72 %) suivie par le tilleul (14.28 %) et le platane (11.01 %) (Figure 23).

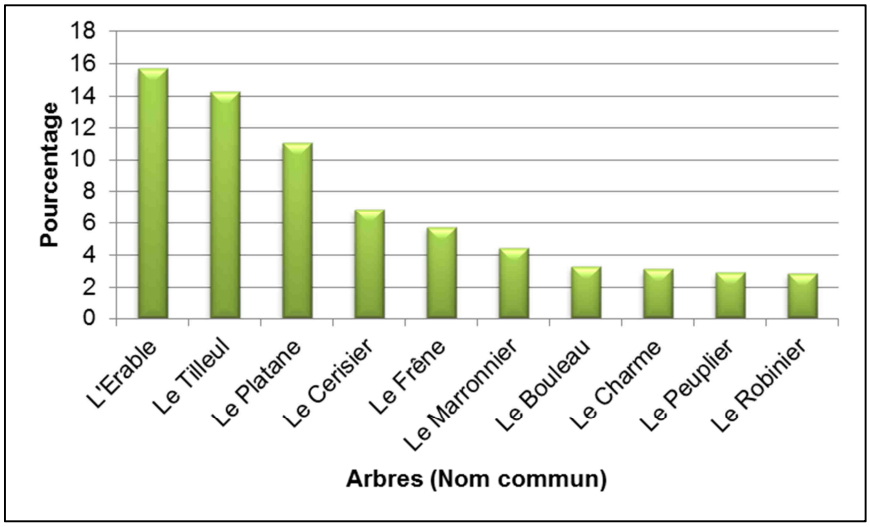


Figure 23. Les essences les plus communes à Strasbourg (Selmi, 2013 ; source : BD EV CUS, 2012)

[81] Nous tenons à noter que les valeurs présentes dans ce qui suit ne concernent que les arbres situés à l'intérieur des limites administratives de la ville de Strasbourg, les forêts sont exclues. Elles sont issues de la base de données « arbre » de la ville de Strasbourg (Base de données point vert, CUS, 2012).

5. Acquisition des données

Pour mener notre essai d'évaluation, certaines données sont requises. La collecte de ces dernières a été faite, d'une part, auprès des organismes spécialisés (Institut National de l'Information Géographique, services municipaux, Agence de surveillance de la qualité de l'air, météo France, etc.). D'autre part, elle a fait l'objet de mesures de terrain (relevés floristiques pour les pelouses et mesures dendrométriques pour les arbres). L'ensemble hétérogène de ces données présente des incertitudes méthodologiques que nous exposerons dans la deuxième partie de ce travail.

5.1. Données spatiales

Qu'il s'agisse de l'évaluation du fonctionnement des pelouses ou bien des services rendus par les arbres, les données spatiales sont essentielles pour (1) délimiter et renseigner la zone d'étude (limites administratives, superficie, localisation, etc.), (2) identifier l'occupation du sol et (3) générer l'échantillon qui est le support de nos mesures de terrain. Pour finaliser la thèse dans le délai imparti, nous étions amenés à collecter les données spatiales (qui font l'objet d'un processus de traitement et d'analyse relativement long) durant l'année 2012 (Tableau 14). Face à cette contrainte, nous n'avons pas été en mesure d'attendre l'acquisition de récentes bases de données qui n'ont été reçues qu'à la fin de l'année 2013. Par conséquent, nous n'avons eu recours qu'à celles à notre disposition. Ces dernières, qui datent de 2008, 2010 ou 2011, pourraient être l'origine d'un certain nombre d'erreurs. A titre d'exemple, un biais sur le calcul du pourcentage de chaque classe d'occupation du sol pourrait se poser dans un contexte où la ville de Strasbourg connait une évolution considérable de son tissu urbain.

Tableau 14. Bases de données spatiales utilisées dans le cadre de ce travail de recherche.

Bases de données	Sources	Objectifs	Pelouses	Arbres
BD TOPO 2008	Institut National de l'Information Géographique et forestière IGN	Données administratives Délimitation du terrain d'étude	×	×
BD CIGAL 2008	Coopération pour l'Information Géographique en Alsace (CIGAL)	Identification des classes d'occupation du sol	×	×
BD espaces verts 2010	Services espaces verts Strasbourg	Identification des espaces verts gérés par la ville de Strasbourg	×	×
BD points verts 2012 (Inventaire spatialisé du patrimoine arboré de la ville de Strasbourg)	Services espaces verts Strasbourg	Données générales sur le patrimoine arboré de la ville de Strasbourg Validation du modèle i-Tree		×
BD classification espaces 2012	SERTIT	Spatialisation du couvert végétal		×

5.2. Données floristiques/dendrométriques

Les relevés floristiques et les données dendrométriques que nous détaillerons respectivement dans le chapitre 5 et le chapitre 6 ont fait l'objet d'une campagne de mesures sur le terrain. Pour les pelouses, cette campagne a consisté à identifier les espèces présentes et mesurer leur abondance. Tandis que pour les arbres, elle a consisté à mesurer la hauteur, le diamètre, la largeur de la couronne, le pourcentage de dépérissement, etc.

L'ensemble de ces données a été collecté en suivant un protocole d'échantillonnage spécifique qui a été mis en place pendant la saison estivale de l'année 2013.

5.3. Données numériques locales

Outre les données spatiales, certaines données numériques sont aussi exigées. Les données citées dans ce volet sont indispensables pour l'évaluation des services écosystémiques rendus par les arbres (Tableau 15). Suivant les recommandations prescrites par le manuel du modèle i-Tree Eco, les données numériques devront être collectées sur une période de 12 mois

intégrant la période de la campagne d'échantillonnage. Ainsi, la concentration des polluants dans l'air et les données climatologiques ont été collectées pour l'année Juillet/ 2012 –Juin/ 2013. Quant à la collecte des données phénologiques[82], elle a été réalisée sur une période de cinq ans pour déterminer une date moyenne pour le phénomène de la feuillaison et pour le phénomène de chute de feuille. Nous avons suivi la procédure de Rogers et al., (2011) en estimant pour chaque événement une date moyenne pour la période entre 2005 et 2009. La disponibilité des données, fournies par L'Observatoire Des Saisons, GDR CNRS 2968[83], a conditionné ce choix.

Tableau 15. Données numériques requises

Bases de données	Sources	Objectifs
Concentration horaire des polluants (2012/2013)	Agence de la Surveillance de la Pollution (ASPA)	Déterminer le taux horaire de stockage et séquestration du carbone ; le taux horaire d'élimination des polluants ; le taux horaire d'émission des COV
Données climatologiques (2012/2013)	Météo France National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA)	
Données phénologiques (2005/2009)	L'Observatoire Des Saisons, GDR CNRS 2968	Déterminer les événements périodiques de feuillaison et de la chute des feuilles

5.4. Analyses statistiques des données

Qu'il s'agisse de l'évaluation du fonctionnement des pelouses urbaines ou bien de la quantification des services écosystémiques rendus par la végétation arborée, nous avons eu recours à diverses analyses statistiques pour tester nos hypothèses et identifier les relations entre les différentes variables étudiées. Deux types d'analyses ont été utilisés à savoir les analyses uni (bi) variées et les analyses multivariées :

5.4.1. Les analyses uni (bi)variées

Les analyses uni-variées et bi-variées sont des analyses exploratoires visant à déterminer la distribution d'une ou plusieurs variables à travers des paramètres de position et de dispersion

[82] Ces données concernent le suivi des différentes phases périodiques de la vie du végétal (feuillaison, floraison, fructification, chutes des feuilles) (http://www.onf.fr/renecofor/sommaire/resultats/climat/@@index.html, 01/04/2014). ;
[83] www.gdr2968.cnrs.fr (06/08/2013).

(Vallet, 2009). La représentation graphique de ces analyses se fait sous la forme d'un diagramme classique affichant la moyenne et la barre d'erreur ou bien une boite moustache qui renseigne l'écart type et l'intervalle interquartile[84] (Figure 24).

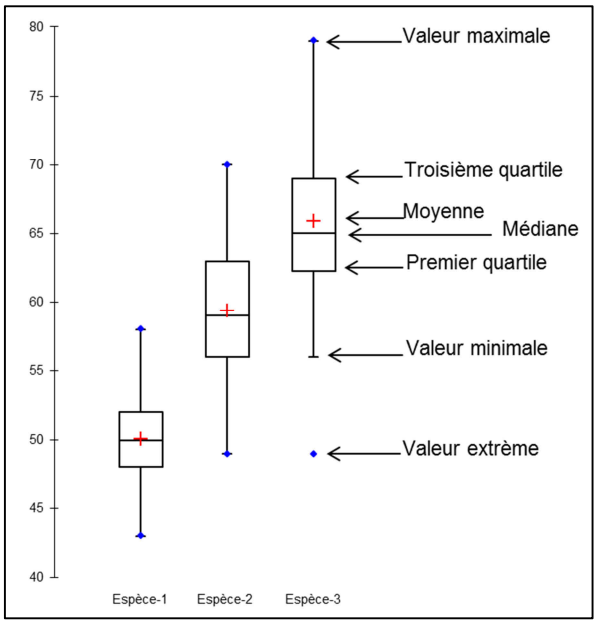


Figure 24. Illustration et lecture de la boite moustache

Dans le but de déterminer les relations entre différentes variables (qualitatives et quantitatives) et de tester leur significativité, différents tests, ont été utilisés :

Encadré 6. Les principales analyses statistiques utilisées dans ce travail[85]

Régression linéaire : la régression linéaire permet de modéliser une variable dépendante quantitative Y à partir d'une combinaison linéaire de variables explicatives quantitatives ;

Modèle linéaire mixte : les modèles mixtes sont des modèles complexes développés à partir du modèle linéaire. Ils permettent de prendre en compte, d'une part, la notion de mesure répétée et, d'autre part, celle de facteur aléatoire. Les variables explicatives peuvent être aussi bien quantitatives que qualitatives ;

ANOVA : l'analyse de la variance compare les moyennes de différents échantillons indépendants. La variable explicative est qualitative ;

[84] http://apiacoa.org/publications/teaching/data-mining/exploratoire-slides.pdf (09/09/2014);
[85] http://www.xlstat.com/fr/ (01/07/2014).

ANCOVA : l'analyse de la covariance se base sur un modèle linéaire générale permettant de mélanger des variables quantitatives et qualitatives. Elle permet de tester à la fois l'effet d'une variable explicative continue et d'une variable explicative catégorielle ;

Ces différentes analyses peuvent être appuyées par des tests supplémentaires permettant de faire des comparaisons multiples entre les moyennes (test de Fisher et test de Duncan) ;

Corrélation de Spearman : elle permet de détecter s'il existe une relation (croissante ou décroissante) entre deux ou plusieurs variables. La corrélation de Spearman peut être utilisée lorsque la distribution est dissymétrique et permet aussi de définir le type relation (linéaire/non linéaire)[86].

5.4.2. Analyses multivariées

Les analyses statistiques multivariées cherchent à résumer un ensemble de variables quantitatives et qualitatives issu d'un grand jeu de données (de Tilière, 2009). Dans le cadre de ce travail, uniquement deux types d'analyse ont été utilisés à savoir l'Analyse en composantes principales (ACP) et l'Analyse Factorielle des correspondances (AFC) :

L'Analyse en composantes principales (ACP) : elle permet d'analyser des données quantitatives (continues ou discrètes) se présentant sous la forme de tableaux observations/variables[87]. Elle permet de projeter les données sur un plan factoriel pour expliquer leurs variabilités (de Tilière, 2009). Les différentes données sont discriminées selon les axes factoriels qui indiquent chacun une proportion de l'inertie totale (Escofier et Pagès, 2008). Rappelons que le recours à cette analyse a été dans le but de caractériser les différents sites en fonction de la mosaïque paysagère environnante;

L'Analyse Factorielle des correspondances (AFC) *: « vise à rassembler en un nombre réduit de dimensions la plus grande partie de l'information initiale en s'attachant non pas aux valeurs absolues mais aux correspondances entre les variables, c'est-à-dire aux va leurs relatives (…) l'AFC offre la particularité (contrairement aux ACP) de fournir un espace de représentation commun aux variables et aux individus. Pour cela l'AFC raisonne à partir de tableau réduit ou de fréquences »*[88]. Le recours à l'AFC dans cette étude a eu pour objectif de déterminer les liens possibles entres les relevés et les espèces et d'identifier les facteurs écologiques sous-jacents (Mehdi, 2010).

[86] http://grasland.script.univ-paris-diderot.fr/STAT98/stat98_6/stat98_6.htm (09/09/2014);
[87] http://www.xlstat.com/fr/centre-d-apprentissage/tutoriels/analyse-en-composantes-principales-acp-avec-xlstat.html (09/09/2014);
[88] http://web.univ-pau.fr/RECHERCHE/SET/LAFFLY/docs_laffly/INTRODUCTION_AFC (09/09/2014).

Conclusion

Ce chapitre a présenté la problématique, les hypothèses et le cheminement de la recherche adoptés dans la présente thèse. Nous avons choisi d'inscrire notre travail dans les nouvelles orientations scientifiques qui perçoivent les EVU comme des écosystèmes multifonctionnels. Ils sont la base de la majorité des processus écologiques au sein de la ville et producteurs de SE au profit de la société locale. Le principal défi de la thèse réside dans la quête de la double-valeur des EVU à savoir la valeur intrinsèque et instrumentale. Ces deux objectifs ont défini le choix des outils d'évaluation adoptés. Bien qu'ils s'appuient tous les deux sur une démarche écologique, les outils d'évaluation se différencient en fonction de l'habitat étudié (Figure 25). Le choix des habitats et des outils a été défini en fonction de la littérature scientifique spécialisée.

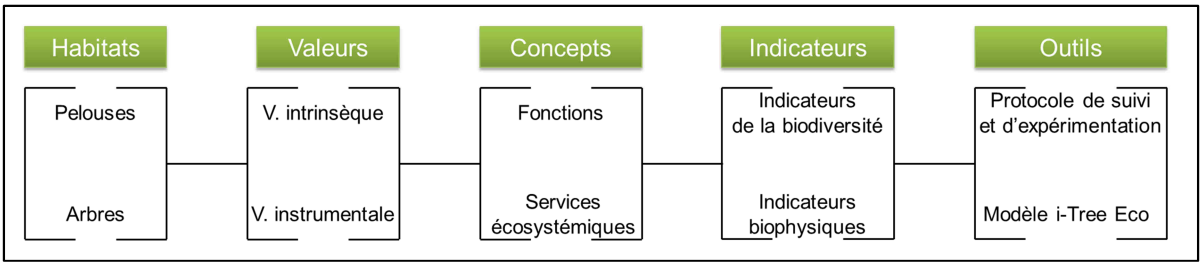


Figure 25. Les habitats, les valeurs et les outils d'évaluation (Selmi, 2014)

De l'ensemble des éléments explicités dans le chapitre, nous pouvons faire le constat suivant : nous pensons que la caractérisation de la végétation et l'étude de sa structure s'imposent comme une étape incontournable pour éclairer la double-valeur des EVU et de sa composante végétale.

Les chapitres suivants présenteront l'application des outils d'évaluations et exposeront les résultats en fonction des questionnements posés. Nous vérifierons les hypothèses énoncées et discuterons de l'intérêt, des limites ainsi que des perspectives pour chaque approche d'évaluation.

Partie II : Cadre pratique

Assise empirique

- *Application du protocole de suivi pour l'appréhension du fonctionnement des pelouses urbaines.*

Chapitre n°5 : Fonctionnement des communautés prairiales urbaines, vers l'appréhension de leur valeur intrinsèque.

- *Application du modèle i-Tree pour quantifier les services écosystémiques rendus par la végétation arborée urbaine.*

Chapitre n°6 : Evaluation de la valeur instrumentale, approche de modélisation.

Chapitre n°7 : Services de régulation de la qualité de l'air rendus par les arbres urbains, application et validation.

Chapitre 5 : Fonctionnement des communautés prairiales urbaines, vers l'appréhension de leur valeur intrinsèque

Introduction

Ce chapitre est consacré à l'appréhension du fonctionnement écologique des communautés végétales ordinaires (généralistes). Nous examinerons ce fonctionnement à travers une vision écocentrique en considérant que ces communautés ont une valeur en soi, la valeur dite intrinsèque. Bien que leur importance dans le maintien des processus écologiques dans un contexte urbain soit attestée, l'étude de ces formations végétales reste un champ de recherche très peu exploré en raison de l'attention souvent accordée à la végétation à forte valeur patrimoniale (Abadie, 2008).

L'étude de la valeur écologique de la biodiversité en général et des communautés végétales en particulier repose sur les trois principes à savoir : (1) la composition, (2) la structure et (3) le fonctionnement écologique (Noss, 1990). Rappelons que l'étude de la composition repose souvent sur une approche descriptive basée sur le recensement des espèces dans un habitat donné. La structure quant à elle est analysée à travers une approche synchronique en étudiant la répartition et la dispersion des espèces en fonction d'un gradient spatial, ou bien une approche diachronique pour étudier la diversité biologique au cours du temps (Croci, 2007). Nous proposons de regrouper la structure et la composition sous le terme de « fonctionnement dynamique » (Frontier et al., 2008). L'étude du fondement fonctionnel correspond à l'étude des processus écologiques et leurs évolutions tels que les flux de matières et d'énergie et le cycle nutritionnel (Franklin, 1988 ; Noss, 1990 ; Vanpeene-Bruhier, 1998). L'étude complète de ces trois fondements interconnectés (composition, structure et fonctionnement écologique) nécessite une démarche interdisciplinaire avec des champs de compétences variés. Ayant pour but d'établir un état des lieux initial sur la valeur intrinsèque, nous n'explorerons que le fonctionnement dynamique en ayant recours aux indicateurs de la biodiversité. Ces derniers seront renforcés par les analyses multivariées pour nous apporter un éclairage supplémentaire.

Conscients qu'une telle démarche pourrait être jugée comme simpliste, nous rappelons, en nous référant à Franklin (1988) et Vitousek et Hooper (1994), que la composition et la structure sont la clef de voute pour appréhender le fonctionnement des formations végétales.

Ces deux attributs sont considérés comme la pierre angulaire de l'évaluation de la performance (et la valeur écologique) de la diversité floristique car (1) ils fournissent, dans un premier temps les connaissances nécessaires sur l'état de l'écosystème, de l'habitat et/ou de l'espèce étudiée, (2) ils peuvent dans un deuxième temps pallier au manque d'information et être le support de futures recherches approfondies et dans un troisième temps (3) ils peuvent être le fondement empirique de la mise en place d'une approche de gestion et de protection adaptée à l'état des formations végétales concernées (Elzinga et al., 1998).

Ayant choisi comme contexte d'étude le milieu urbain, nous avons décidé d'étudier les principales caractéristiques qui déterminent la répartition des communautés prairiales des pelouses urbaines. Ce choix a été motivé, en premier lieu, par le manque de connaissance sur le fonctionnement de cet habitat en raison de la prépondérance de son intérêt esthétique et social souvent propulsé au premier plan (Politi-Bertoncini et al., 2012). En second lieu et étant fortement influencées par les activités anthropiques (Sala et al., 1996), les communautés prairiales en général (et les pelouses urbaines en particulier) sont révélatrices de l'impact de la pression anthropique.

Compte tenu de l'accroissement du besoin de la conservation de la biodiversité dite ordinaire et de la compréhension de son fonctionnement (Abadie, 2008), il est évident qu'un changement de tendance en termes de méthodes d'évaluation est devenu une nécessité absolue. L'objectif de ce changement de tendance est de désenclaver les savoirs scientifiques dans le but de concrétiser et de rendre opérationnels les dispositifs de la conservation de la biodiversité (Balland et al., 2001 ; Balmford et al., 2005). Inscrits dans ce balbutiement, nous développons une démarche ascendante fondée sur la mise en place d'un protocole de suivi (Figure 26). Considéré comme une méthode directe d'étude de la végétation, le protocole de suivi est défini comme : « *the collection and analysis of repeated observations or measurements to evaluate changes in condition and progress toward meeting a managment objective* » (Elzinga et al., 1998 :1). Il permet par son aspect transversal de produire des connaissances sur la formation végétale étudiée, de fournir un état de référence et d'ouvrir la voie à un débat sur les politiques de gestion et de planification impliquées dans la protection et la valorisation de telles formations dans le contexte urbain. Comme le souligne Balmford et al. (2005 : 224): « *the models (monitoring models) should compete to satisfy our demands for understanding and utility* ». Aussi, nous estimons que l'appréhension des facteurs anthropiques est un élément incontournable pour comprendre le fonctionnement dynamique

des pelouses dans un contexte urbain à travers le protocole de suivi, car c'est sur ces résultats que les décideurs peuvent agir pour conserver ces habitats et maintenir leurs fonctionnements (Mehdi et al., 2013b).

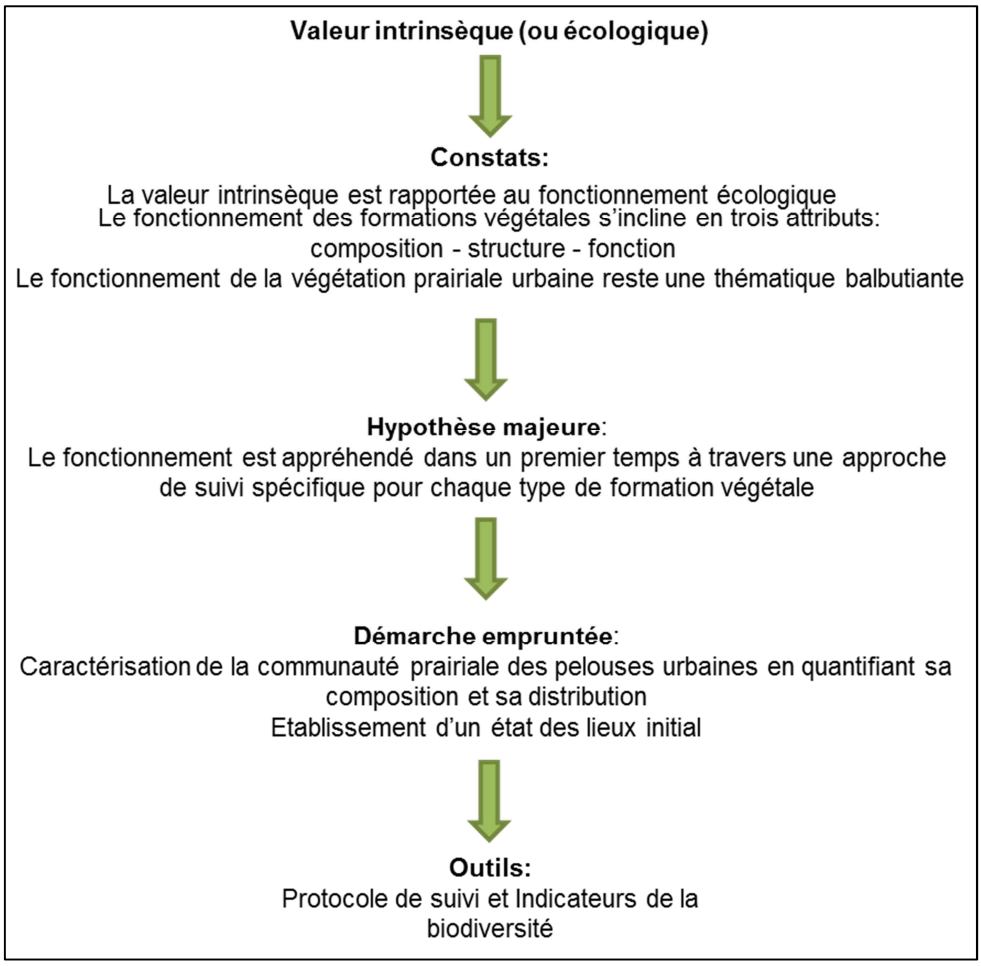


Figure 26. Démarche scientifique

La présente recherche est scindée en deux parties : la première concerne la mise en place du protocole d'échantillonnage en exposant ses bases méthodologiques et la deuxième s'articule autour de son apport dans le cas de la ville de Strasbourg. Seront évoqués, dans un premier temps, les questionnements et les hypothèses associées, nous nous pencherons ensuite sur la mise en œuvre du protocole de suivi en apportant quelques éléments de réflexion sur ses atouts, ses limites et ses perspectives.

1. Questionnements

Cette partie de la thèse se veut un terreau de réflexions tournées vers les outils d'évaluation de la végétation prairiale urbaine en fonction des caractéristiques spécifiques du milieu urbain.

Par ailleurs, nous souhaitons comprendre « le fonctionnement dynamique » de ces formations végétales souvent occultées par la recherche scientifique au profit d'autres habitats à l'instar des bois (Vallet, 2009), des friches (Muratet, 2006), etc.

Dans ce chapitre, nous aborderons uniquement le volet opérationnel de la recherche scientifique en tenant à répondre à la question suivante : quel apport offre le protocole de suivi à la caractérisation des communautés prairiales urbaines ? Cette question trouve ses origines dans l'imbrication des interrogations issues de la recherche fondamentale auxquelles nous avons tenté de répondre dans la partie conceptuelle de cette thèse (Figure 27) :

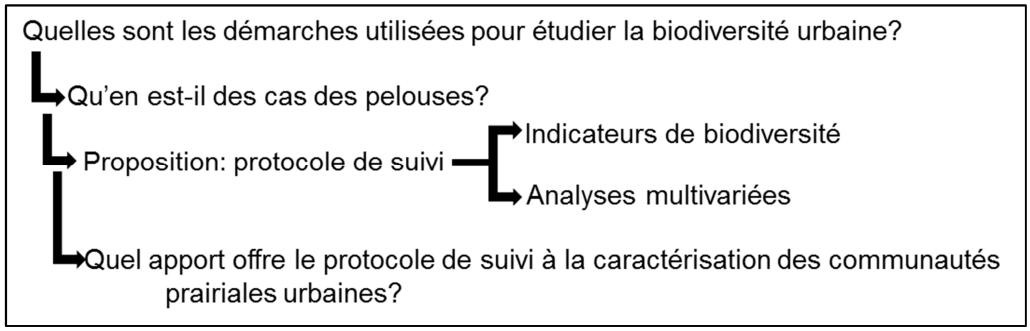


Figure 27. Différents questionnements orientés vers l'appréhension des pelouses urbaines

L'étude des communautés végétales urbaines a été souvent basée sur de simples inventaires floristiques se limitant au recensement des espèces présentes. En adoptant les principes de l'approche systémique nous estimons que l'appréhension des formations végétales ne se limite pas à une simple signalisation de la présence d'un certain nombre d'espèces. Ces formations suivent une logique dynamique et écologique en fonction des spécificités du milieu urbain (hétérogénéité de la mosaïque paysagère, fragmentation des ilots verts, prépondérance de l'activité humaine, etc.). Ainsi, nous optons pour une approche phytoécologique (étude des interactions de la végétation prairiale avec son milieu environnant) en considérant que l'artificialisation, les pratiques de gestion et le piétinement sont des facteurs déterminants pour l'analyse de la structure et la composition floristique des communautés végétales prairiales.

Dans le but de déterminer l'état des communautés prairiales des pelouses urbaines, nous avons eu recours aux indicateurs de la biodiversité. Nous avons aussi cherché à vérifier si ceux-ci peuvent valider notre protocole de suivi (justifier le recours au transect, l'intensité de piétinement, la distribution spatiale des sites d'études). Associés au protocole de suivi, les

indicateurs se veulent à la fois scientifiques et opérationnels : (1) scientifiques parce qu'ils permettent d'effectuer un état des lieux de la communauté végétale étudiée et de comprendre sa structuration, (2) opérationnels car, à travers leur intelligibilité, ils fournissent des éléments de références aux acteurs concernés (usagers, gestionnaires, politiques) et conduisent à la mise en place de politiques de préservation de la biodiversité (Noss, 1990 ; Leverel, 2006). En revanche, le recours aux indicateurs pourrait être contesté car il ne révèle pas la complexité du fonctionnement écologique. Néanmoins, comme le souligne Noss (1990: 356) "*One way to escape the vagueness associated with the biodiversity issue is to identify measurable attributes or indicators of biodiversity for use in environmental inventory, monitoring and assessment programs*".

Dans le cadre la Zone Atelier Environnementale Urbaine de Strasbourg, nous avons mis en place un protocole de suivi adapté à la ville de Strasbourg. Il s'inscrit dans la continuité des travaux qui ont été menés dans l'agglomération tourangelle (Mehdi, 2010). En revanche, la particularité de ce travail réside dans la prise en compte du facteur sol dans la caractérisation de la flore des pelouses urbaines. Nous apporterons certains éléments de réflexion sur le protocole de suivi des sols urbains.

2. Le protocole de suivi : quelques éléments de réflexion

La mise en place d'un protocole de suivi est issue d'un questionnement théorique qui constitue la matrice de réflexion pour sa construction. Nous puisons notre démarche dans la grille de questions proposée par Salvaudon (2006 : 1) (Encadré 7):

Encadré 7. Cadre théorique de la mise en place du protocole de suivi

Un suivi, pour quoi faire ?

- Orienter la gestion (qu'elle soit conservatoire, économique, paysagère…) ?
- Améliorer la connaissance de la dynamique de la végétation d'un site ?
- Acquérir des informations patrimoniales directes (suivi d'espèces de plantes particulières, d'habitats naturels) ?
- Acquérir des informations patrimoniales indirectes (sur les animaux…) ?
- Suivre un dispositif expérimental ?

Un suivi, pour quelle échelle ?

- Echelle végétale : population d'une espèce, habitat naturel, complexe d'habitats, ou paysage ?
- Echelle temporelle : variations d'ordre périodique (saisons), succession végétale (quelques années), ou suivi à très long terme ?
- Echelle spatiale : de l'ordre du m^2, de l'are, de l'hectare, du km^2 ?

Quel domaine d'étude ?

- Morphologie de la végétation (texture, structure, composition floristique),
- Ecologie (espèces indicatrices, pédologie, biomasse végétale…),
- Domaine fonctionnel (capacité d'accueil de la végétation pour une espèce animale…),
- Non déterminé.

Evaluation de la faisabilité

- Quelles sont les connaissances floristiques, phytosociologiques et générales du site ?
- Quels sont les éléments préalables de connaissance de la dynamique de la végétation du site ?
- Quelles sont les connaissances biologiques et écologiques concernant les espèces que l'on veut suivre ?
- Existe-t-il des suivis déjà mis en œuvre dans des problématiques identiques et quel éclairage peuvent-ils apporter ?
- Où sont les compétences techniques et scientifiques nécessaires ?
- Existe-t-il des contraintes éventuelles déjà identifiées (durée du projet, financement, accessibilité, disponibilité) ?

Poser ces questions et trouver les réponses nous a permis de jauger le potentiel et les objectifs de notre démarche. Notre protocole de suivi poursuit deux objectifs. Le premier est d'établir un état de référence en apportant un éclairage sur la végétation prairiale et en étudiant sa dynamique dans les pelouses urbaines. Cet objectif trouve toute sa légitimité dans un contexte de pénurie d'information concernant la biodiversité ordinaire. Le deuxième est de fournir des éléments de référence aux gestionnaires afin d'orienter leurs politiques de gestion vers une meilleure sauvegarde des habitats.

Le protocole se joue uniquement sur le plan spatial, il se décline en différentes échelles. Le premier niveau concerne la ville, suivi par les espaces végétalisés urbains qui se décomposent en habitats (pelouses). Au niveau des pelouses nous nous intéresserons uniquement aux communautés prairiales en quantifiant l'abondance des espèces qui les composent (Figure 28).

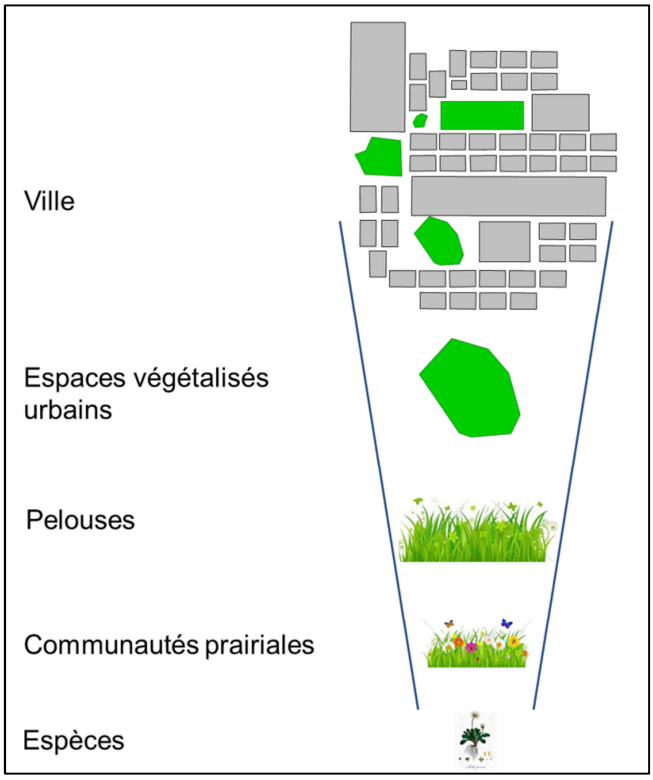


Figure 28. Echelle du suivi

Le protocole mis en place dans le cadre de cette étude se focalise sur le fonctionnement dynamique de la communauté prairiale en étudiant sa composition et sa structure. A cet effet, nous nous sommes référés à la littérature scientifique spécialisée pour définir les méthodes appropriées pour atteindre notre objectif. Nous nous sommes inspirés plus particulièrement des travaux menés sur l'agglomération tourangelle en 2010, portant sur la caractérisation de la végétation des pelouses urbaines. Ces travaux constituent, avec ceux réalisés sur les prairies permanentes (Vanpeene-Bruhier, 1998) une base méthodologique pour justifier notre démarche qui consiste à mettre en place un plan d'échantillonnage basé sur des relevés floristiques. Cette méthode classique est souvent recommandée pour étudier la végétation car elle est efficace, rapide et contourne les contraintes temporelles (Balmford et al., 2005).

Outre la revue bibliographique, nous nous sommes référés à la base de données du botaniste Michèle Hoff et à la base de données des services techniques des espaces naturels de la ville de Strasbourg pour établir une liste non exhaustive des espèces floristiques. Le croisement des différentes sources de données nous a permis d'identifier les espèces qui poussent dans les espaces végétalisés localisés dans le milieu urbain.

3. Le protocole de suivi : mise en œuvre dans la ville de Strasbourg

L'implantation du protocole requiert le passage par différentes étapes en allant de l'identification des sites d'études jusqu'aux traitements des données, en passant par la détermination de la configuration du protocole.

3.1. Choix des sites d'étude

Cette recherche se focalise sur les pelouses au sein des espaces végétalisés urbains localisés dans la ville de Strasbourg, plus particulièrement les espaces gérés par les services municipaux. Comme nous l'avons souligné dans le quatrième chapitre, nous avons choisi les EVU parce que, d'une part, ils incarnent l'interface biodiversité-homme dans le contexte urbain. D'autre part, ils restent le champ de recherche le moins abordé comparé à d'autres espaces semi-naturels comme les espaces boisés, les zones humides et les friches (Hermy et Cornelis, 2000). La sélection des sites d'étude s'est faite sur la base de différents critères que nous résumons dans le schéma suivant (Figure 29) :

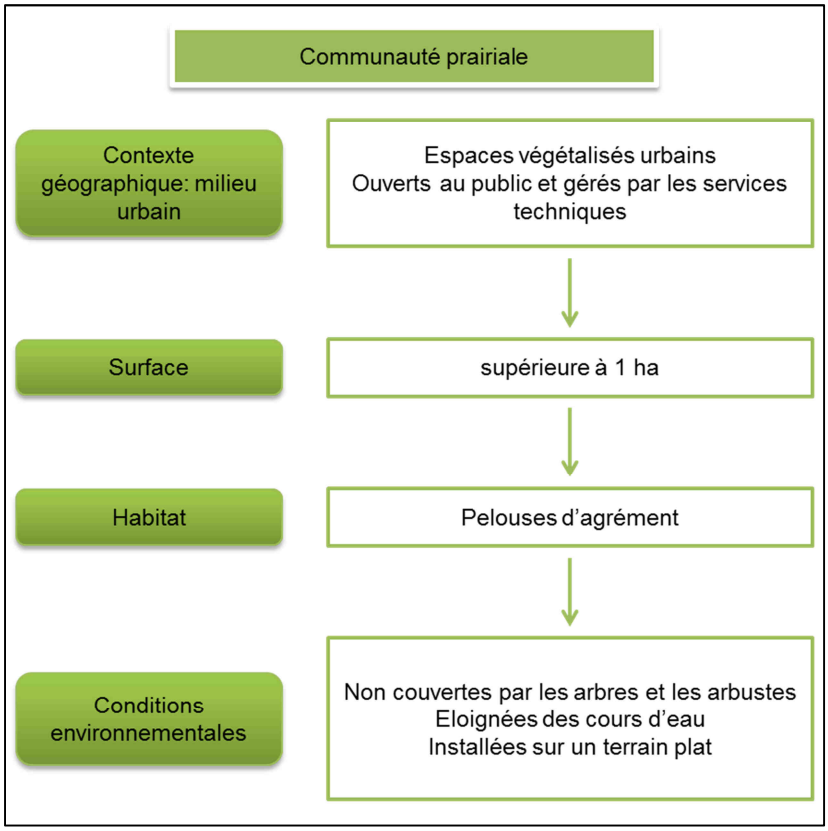


Figure 29. Représentation schématique des critères de sélection adoptés

A partir des bases de données cartographiques fournies par la Communauté Urbaine de Strasbourg, nous avons repéré les EVU à une superficie supérieure à 1 ha. Une vérification sur terrain nous a permis de valider les critères cités ci-dessus. En définitive, 6 EVU ont été

retenus représentant les plus grands parcs de Strasbourg (Figure 30). Conscients que le nombre limité pourrait remettre en cause sur la représentativité du protocole, nous rappelons qu'il a été déterminé en fonction de la réalité de terrain (e.g. présence de travaux dans certains parcs : plaine de jeu de Hautepierre ; terrain vallonné : parc du Schulmeister, place de Haguenau ; présence d'une strate arborée dense : parc de la Meinau, etc.).

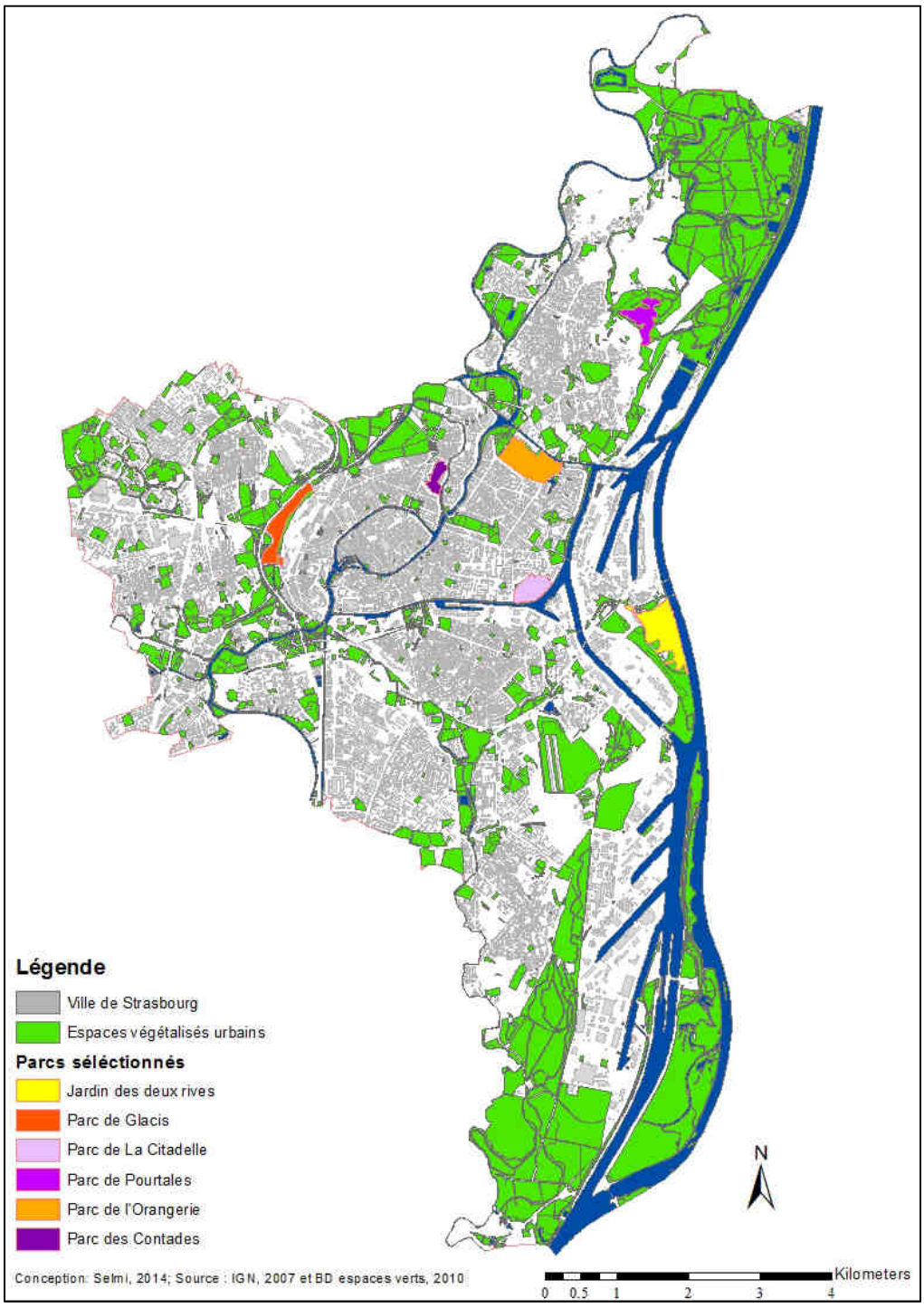
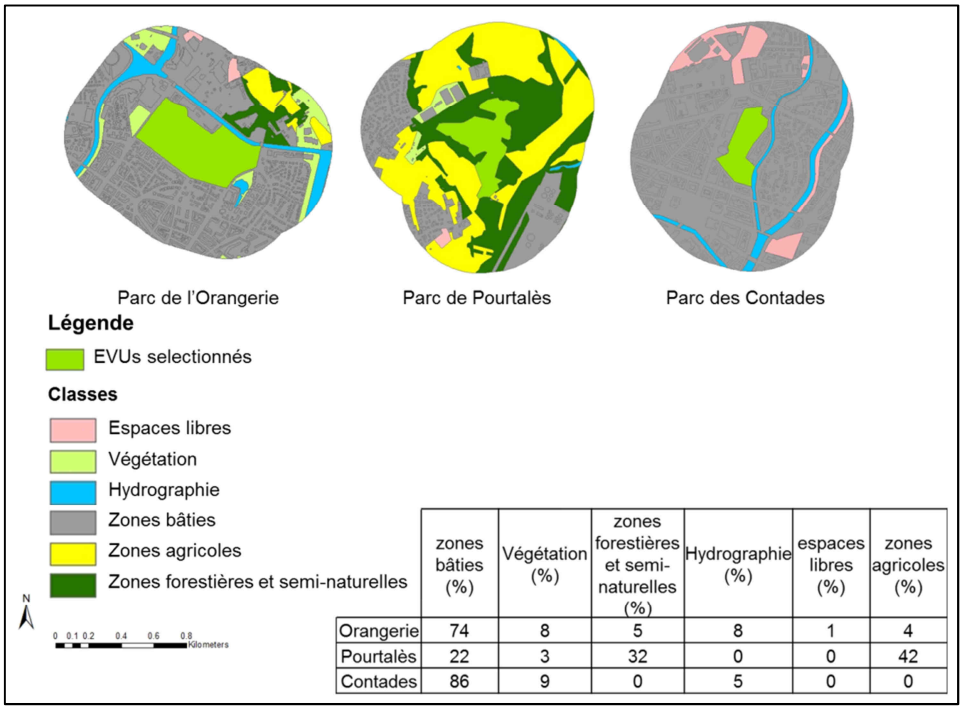


Figure 30. Les parcs sélectionnés à l'échelle de la ville de Strasbourg

Nous avons sélectionné et caractérisé les espaces végétalisés publics en fonction de leur localisation et la composition de la mosaïque paysagère environnante, en nous inspirant des théories de l'écologie du paysage (Vallet, 2009 ; McDonnell et al., 2008). L'artificialisation a été estimée au moyen des outils de l'analyse spatiale des systèmes d'informations géographiques, en créant des zones tampons d'un rayon de 500 m autour des espaces végétalisés sélectionnés. Le choix de cette longueur de rayon est fait en référence à plusieurs études qui ont révélé la pertinence de cette distance dans l'étude de la végétation dans un contexte urbain (Vallet, 2009 ; Mehdi, 2010). Pour parvenir à cet objectif, nous avons croisé la base de données des espaces verts de la CUS qui date de 2010 avec la base de données d'occupation du sol (BD-CIGAL, 2008). Nous avons extrait 6 classes d'occupation du sol afin de faciliter le traitement et l'analyse des données : zones bâties, zones libres, zones semi-naturelles et forestières, zones agricoles, végétation et surface en eau (Figure 31). Le croisement des zones tampons avec ces classes a permis de mesurer le pourcentage de ces dernières autour de chaque EVU.



	zones bâties (%)	Végétation (%)	zones forestières et semi-naturelles (%)	Hydrographie (%)	espaces libres (%)	zones agricoles (%)
Orangerie	74	8	5	8	1	4
Pourtalès	22	3	32	0	0	42
Contades	86	9	0	5	0	0

Figure 31. Exemple d'occupation du sol autour des quelques parcs sélectionnés (Selmi, 2014)

Une analyse en composante principale (ACP) réalisée sur les différentes classes d'occupation du sol (Figure 32) montre que l'axe F1 (représentant 60 % de la variance totale) fait ressortir un le gradient d'artificialisation: selon le pourcentage de la zone bâtie et le pourcentage de

zones agricoles et forestières. La composante F2 qui explique environ 30 % de la variance totale oppose les parcs situés à proximité des cours d'eau aux parcs qui en sont éloignés.

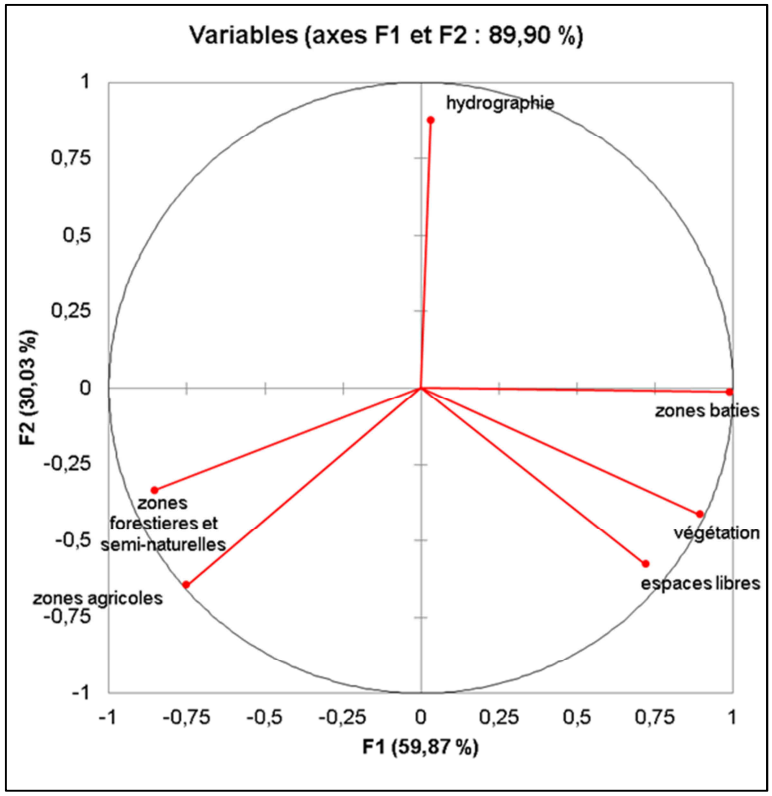


Figure 32. Projection ACP des deux premiers facteurs F1*F2

Une analyse de la projection des parcs sur le plan factoriel (Figure 33) montre que trois parcs sur six sont caractérisés à la fois par une forte artificialisation et une présence significative des surfaces hydrographiques. 86% du milieu environnant du parc du Contades est couvert par le bâti et 5 % par le réseau hydrographique. Le parc de Pourtalès quant à lui sort du lot, puisque 74% des zones adjacentes sont occupées par les zones agricoles et les zones forestières, ce qui lui confère une artificialisation plus faible que les autres parcs. Situé à la frontière allemande, l'occupation du sol adjacente du Jardin des Deux Rives est dominée par la composante aquatique (proximité au Rhin) et il est classé en avant dernier rang juste avant le parc de Pourtalès en termes de pourcentage de la zone bâtie.

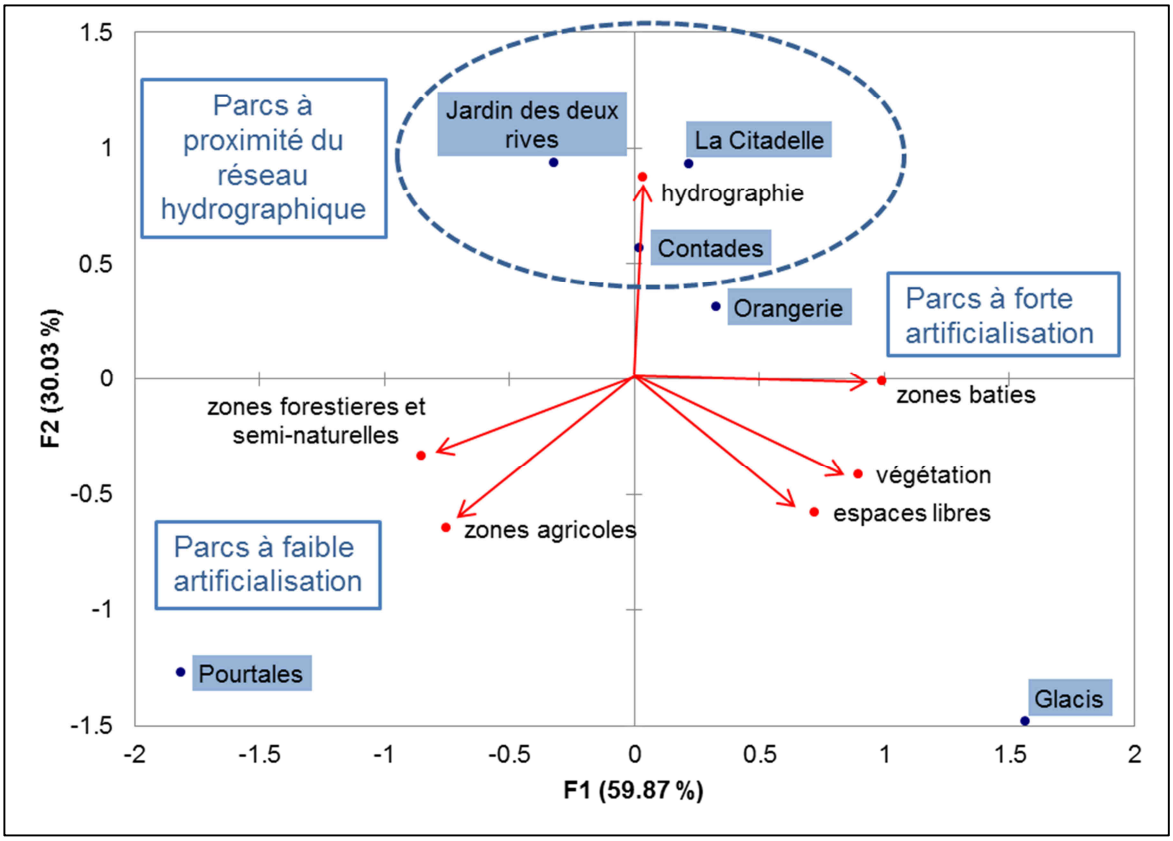


Figure 33. Projection ACP des six espaces végétalisés urbains sur le plan factoriel F1*F2

3.2. Contexte spatio-temporel

Le contexte spatial se décline en une échelle globale, celle des limites administratives de la ville de Strasbourg et une deuxième plus fine, celle des EVU gérés par les services techniques de la ville de Strasbourg. Comme évoqué ci-dessus, les EVU ont été classés en fonction du pourcentage d'artificialisation et ne sont pas soumis à une interprétation chronologique. Dès lors, notre étude s'inscrit dans une démarche synchronique qui ne prend pas en considération le suivi temporel. L'ensemble des relevés floristiques a été effectué au cours de l'année 2013, plus précisément au cours de la saison estivale (Juin-Juillet 2013) pour faciliter l'identification des espèces.

3.3. Facteurs anthropiques, environnementaux et édaphiques

Outre l'artificialisation, nous nous sommes intéressés à (1) la fréquentation qui décrit plus particulièrement l'effet du piétinement sur les communautés végétales. Ainsi, deux types de pelouses ont été repérés dans chaque EVU en fonction de l'intensité de la fréquentation observée sur terrain. Nous estimons que les pelouses à forte fréquentation (fortement piétinées) sont celles localisées à l'entrée des EVU ou à proximité des aires de jeux et des

terrains de sport, tandis que celles à faible fréquentation (peu piétinées) sont localisées à l'intérieur des EVU loin des sources de perturbation (Mehdi, 2010). Au niveau de chaque pelouse, nous avons établi un gradient de piétinement perpendiculaire au chemin de fréquentation. En effet, nous estimons que la partie de la pelouse située à proximité des bords de chemin est soumise à un piétinement plus important que la zone interne. (2) Le facteur pratique de gestion est représenté par l'intensité et la hauteur des tontes. Ces deux variables ont été renseignées grâce à une enquête technique auprès des équipes d'entretien de chaque parc sélectionné.

Outre la gestion et le piétinement, nous avons introduit dans les analyses d'autres variables comme l'âge du parc, l'âge du semis, la distance aux autres EVU, la surface des pelouses et celle du parc. La surface des EVU a été estimée à partir du système d'informations géographiques (ESRI 2010) ou bien à partir de la documentation du site de la Communauté Urbaine de Strasbourg[89]. La surface des pelouses a été fournie par les services techniques de la ville de Strasbourg. Nous nous sommes référés aux données utilisées dans le cadre du mémoire de fin d'études réalisé par Fouvrel (2013)[90] pour déterminer l'âge des EVU. En revanche, l'une des contraintes inhérentes à ces données culmine dans l'imprécision de la date des semis car les pelouses devraient faire l'objet de remplacement et de nouvellement du tapis végétal depuis la date de la création du parc (Tableau 16). Hélas, l'enquête réalisée auprès des gestionnaires n'a pas révélé de tels détails, raison pour laquelle nous nous sommes basés sur la date de l'aménagement des EVU.

Tableau 16. Eléments caractéristiques des EVUs sélectionnés

EVU	Surface du parc (ha)	Surface des pelouses (m^2)	Age du parc
Parc de Pourtalès	24	67005	174
Parc de l'Orangerie	26	108249	184
Jardin des Deux Rives	34	172518	10

[89] http://www.strasbourg.eu/web/strasbourg.eu/environnement-qualite-de-vie/parcs-jardins/patrimoine-fragile-constante-progression (01/07/2014);

[90] Fouvrel G., 2013, Etude des propriétés des sols urbains d'espaces verts : l'exemple de la Communauté urbaine de Strasbourg, 67p.

Parc de la Citadelle	12.5	62755	47
Parc du Contades	7.9	34811	250
Parc du Glacis	18.77	54400	96

Pour les variables du sol, nous nous sommes référés au travail de Fouvrel (2013) qui consistait à analyser la composition et la structure du sol des six parcs en se focalisant sur leurs caractéristiques physico-chimiques et biologiques. N'ayant pas pour but d'étudier le sol, nous rappelons que notre objectif ici est d'intégrer le maximum de facteurs déterminants dans les analyses et vérifier leurs impacts sur la communauté prairiale des pelouses urbaines. Il semble que l'effet du sol soit l'un des facteurs importants dans la structuration de la végétation urbaine[91]. Seront uniquement introduits dans nos analyses certains paramètres relevés sur l'ensemble des parcs. Toutes les mesures ont été effectuées à partir de relevés des échantillons à la tarière sauf pour le cas de la mesure de la compacité qui a été effectuée à l'aide d'un pénétromètre à la profondeur de 80 premiers cm (Fouvrel, 2013) (Tableau 17) :

Tableau 17. Paramètres chimiques mesurés dans le cadre de l'étude du sol urbain (Fouvrel, 2013)

Paramètres pédologiques	Description	Outils de mesure
Compacité	Résistance à la pénétration du sol	Pénétromètre statique
pH	Le potentiel hydrogène	pH-mètre
$CaCO_3$	Taux de carbonates de calcium	Méthode du Calcimètre
C_{total}	Taux de carbone total	Broyeur planétaire à bille et par combustion sèche
N_{total}	Taux d'Azote total	
$C_{organique}$	Taux de carbone organique	$C_{organique} = C_{total} - CaCO_3$
C/N		$C/N = C_{organique} / N_{total}$

[91] Pour plus d'information, nous renvoyons les lecteurs intéressés au rapport de master de Gaëtan Fouvrel (2013) réalisé dans le cadre de nos travaux de collaboration avec le pédologue et le membre de la ZAEU M. Damien ERTLEN.

3.4. Le plan d'échantillonnage

Le plan d'échantillonnage constitue le socle du protocole de suivi, selon les critères de mise en place, il permet de tirer les informations les plus pertinentes sur la dynamique des communautés prairiales. Notre plan d'échantillonnage s'inspire des études précédentes traitant de la composition et de la structure des formations végétales urbaines. Nous optons ainsi pour un échantillonnage aléatoire systématique qui consiste à sélectionner d'une manière aléatoire la première unité d'échantillonnage succédée par d'autres unités contiguës[92]. En proposant d'étudier la végétation prairiale sous l'incidence des variables environnementales et édaphiques nous avons opté pour la méthode d'échantillonnage par transect car selon Vanpeene-Bruhier (1998 : 136) : « *les analyses de gradient basées sur des placettes juxtaposées ordonnancées (transect) de manière à traverser un écotone, peuvent fournir des informations sur le gradient environnemental* ». Au niveau de chaque EVU, deux transects ont été mis en place (le premier pour les pelouses fortement piétinées et le deuxième implanté dans des pelouses faiblement piétinées). Chaque transect, placé perpendiculairement par rapport à la bordure (chemin de fréquentation) et subdivisé en 5 quadrats (2 m × 2 m), s'étale sur une longueur de 10 m (Figure 34 et Figure 35).

Figure 34. Photo d'un transect mis en place pendant la campagne 2013 (Selmi, 2013)

[92] http://www.fao.org/docrep/007/y3779f/y3779f03.htm (08/07/2014).

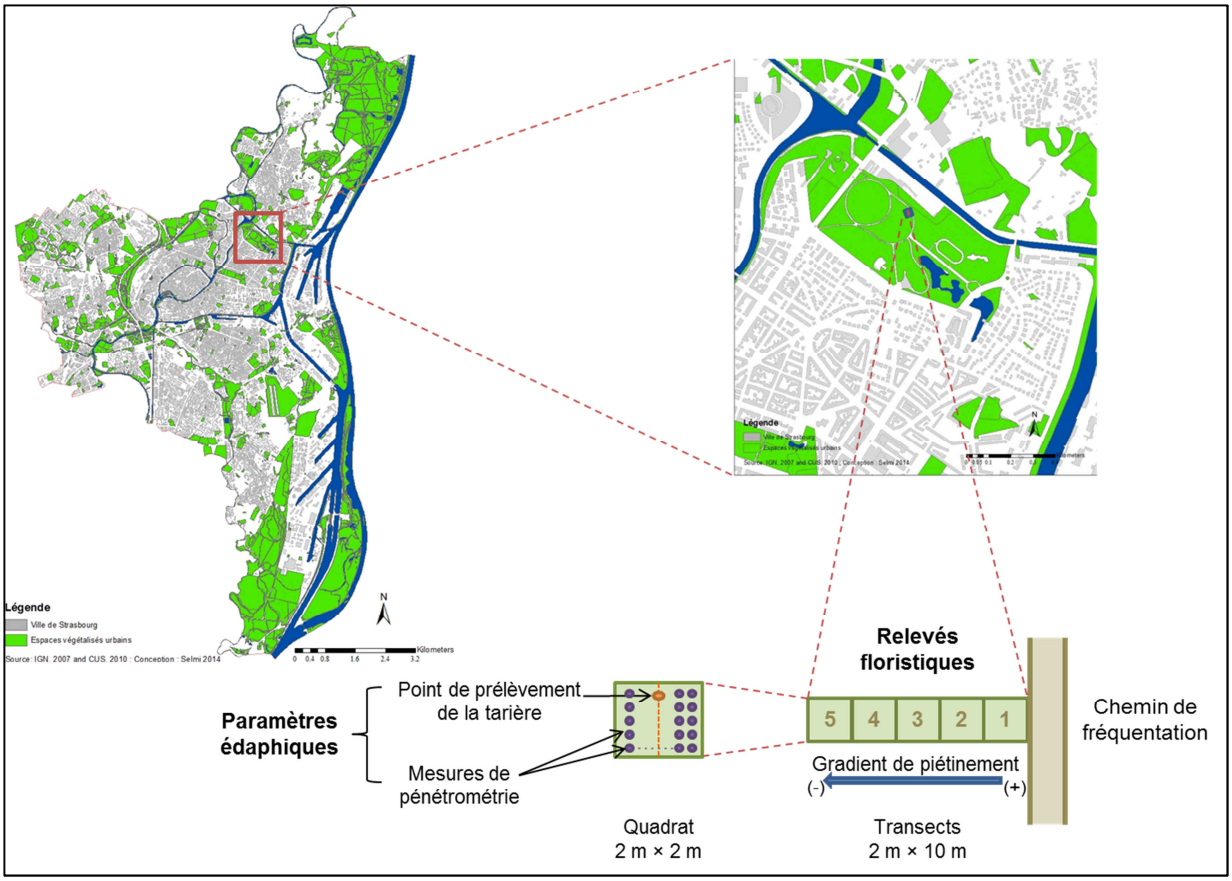


Figure 35. Schéma montrant la mise en place du protocole de suivi ainsi que les différents niveaux d'étude

La longueur du transect a été inspirée du travail de terrain mené à Tours et de la précampagne d'échantillonnage réalisée sur les EVU de Strasbourg en 2012 où nous avons procédé à des relevés sur des transects de 20 m de longueur divisés en 10 quadrats de 4 m² (Figure 36). Nous avons remarqué qu'à partir du cinquième quadrat, la composition se stabilise. Ceci valide l'idée de la présence de deux types de groupements végétaux contigus à partir du bord de chemin à savoir : la zone lisière (appelé aussi végétation des lieux régulièrement piétinés) et la zone stabilisée (végétation des lieux irrégulièrement piétinés). Nous verrons par la suite la répartition de la flore prairiale au niveau de ces zones.

Figure 36. Mise en place du transect de 20 m de longueur (précampagne 2012, parc de Pourtalès)

En choisissant d'adopter cette démarche nous nous plaçons dans le champ de l'écologie du paysage et nous nous inscrivons dans la continuité des travaux de Mehdi (2010) pour les pelouses urbaines, ceux de Muratet (2006) pour les friches ainsi que ceux de Daget et Poissonnet (1974) et Vanpeene-Bruhier (1998) pour les prairies permanentes.

3.5. Relevés floristiques et création du tableau « relevés-espèces»

La méthode de relevé floristique consiste à quantifier et caractériser la biodiversité. En nous référant aux flores de Grey-Wilson (2005), Schauer et Caspari (2011) et des compétences de M. Michel Hoff (botaniste et maitre de conférences à l'université de Strasbourg), nous avons établi une liste complète des espèces recensées. Dans un second temps, nous avons attribué un coefficient d'abondance-dominance pour chaque espèce présente selon l'échelle de Tansley (Godefroid et al., 2005) :

- 1 : occasionnel;
- 2 : rare (de 3 à 6 individus) ;
- 3 : fréquent ;
- 4 : abondant ;
- 5 : dominant.

Les données concernant les relevés floristiques ont été rassemblées dans un seul tableau « relevés-espèces» qui renseigne aussi le nom du parc et son identifiant (1 pour le parc de l'Orangerie ; 2 pour le parc de Pourtalès ; 3 pour le parc de la Citadelle ; 4 pour le parc des Contades ; 5 pour le Jardins des Deux Rives et 6 pour le parc de Glacis) , l'intensité de piétinement (A : faible/ B : forte), la date de l'échantillonnage (Figure 37). Le tableau

« relevés-espèces »[93], est élaboré habituellement par les écologues pour saisir les données collectées sur terrain. D'une manière simplifiée, c'est un tableau où les lignes correspondent aux espèces et les colonnes aux relevés (dans notre cas les quadrats : A0101, A0201, A0301, etc.). L'équipe de terrain renseigne les cellules en attribuant l'indice d'abondance (de 0 à 5) pour chaque espèce dans chaque quadrat.

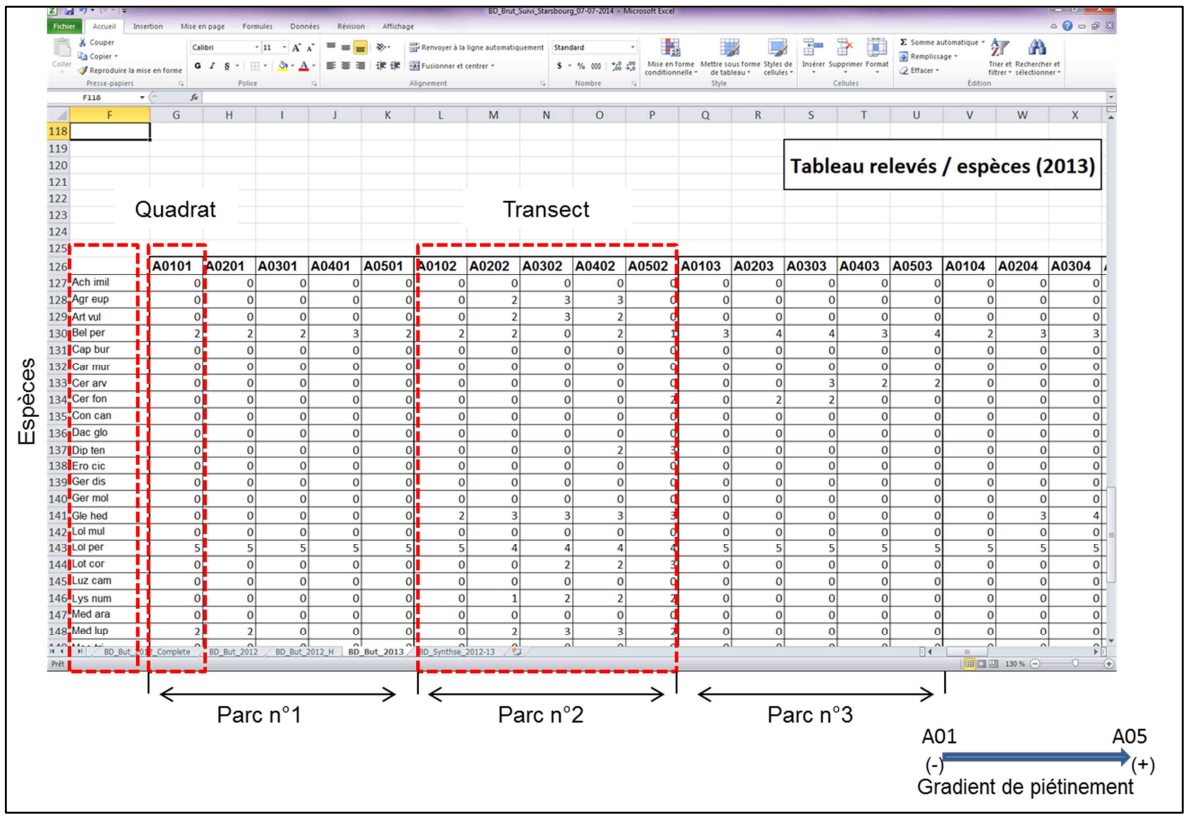


Figure 37. Tableau relevés-espèces pour la campagne d'échantillonnage de 2013

Dans cette étude, seules les espèces herbacées et les espèces de graminées dominantes sont relevées. Ce choix a été déterminé par la difficulté d'identification des graminées d'un tel habitat soumis constamment à des pratiques de tonte et de fauchage. En outre, une expérimentation effectuée au Jardin des Deux rives et au parc du Glacis en laissant pousser les espèces dans une placette de 4m² a montré que les deux graminées dominantes sont le *Lolium perenne*, le *Poa annua.*

[93] Appelé aussi par les spécialistes de la phytosociologie « tableau phytosociologique », source : http://www.tela-botanica.org/page:menu_312

3.6. Agrégation des données

Etant donné l'aspect expérimental que prend cette partie de la thèse et dans le but de mettre en pratique le protocole de suivi, nous avons agrégé nos données selon différents niveaux d'observation. Le but de cette démarche est de mettre en exergue l'importance de la prise en compte de l'emboîtement d'échelle dans la gestion et la préservation de la biodiversité (Noss, 1990 ; Marge, 2004 ; Mehdi, 2010). Dans ce contexte, quatre strates ont été identifiées à savoir le quadrat, le transect, l'espace végétalisé et la ville. Les analyses données dans chaque niveau ont porté sur des variables spécifiques : gradient de piétinement au niveau des quadrats, intensité de piétinement au niveau des transects, fréquence et intensité des pratiques de gestion au niveau du parc et degré d'artificialisation à l'échelle de la ville.

3.7. Interprétation des données

Comme évoqué dans le quatrième chapitre, l'analyse des données sera effectuée en fonction des indicateurs de la biodiversité les plus utilisés afin de caractériser la végétation prairiale (en l'occurrence : richesse et diversité spécifique, équitabilité et indice de Dice). Un deuxième volet sera consacré aux analyses multivariées en employant notamment les variables du milieu.

4. Résultats

4.1. Caractérisation de la flore prairiale des pelouses urbaines

Les relevés réalisés ont permis d'identifier, 39 espèces sur l'ensemble des quadrats répartis sur les six espaces végétalisés urbains de Strasbourg. Certes, comparé à d'autres formations végétales, le nombre total d'espèces rencontrées apparait faible, mais rappelons que les espèces semées initialement et favorisées (par les opérations de gestion) sont au nombre de quatre. Par ailleurs, le nombre d'espèces des pelouses par quadrat de 2 m² dépasse parfois celui des quadrats de même surface des espaces boisés (Mehdi, 2010).

Avant de détailler la composition floristique, nous proposerons dans ce qui suit une caractérisation générale en fonction des spectres biologiques et des classes taxonomiques. Nous nous pencherons dans un dernier temps sur un nombre restreint d'espèces et plus particulièrement les espèces dominantes.

4.1.1. Distinction de la végétation prairiale en fonction des spectres biologiques

La répartition de la végétation prairiale selon le type biologique a été proposée par l'écologue danois Raunkiaer (1860 - 1938). Le recours à une telle typologie a été souvent associé aux

prairies permanentes (Marge, 2004 ; Vanpeene-Bruhier, 1998, etc.). Nous jugeons pertinente l'utilisation de cette typologie parce qu'elle renseigne en se basant sur le positionnement des organes de survie et de croissance, sur la capacité des espèces à tolérer les conditions du milieu (Aberlin et Daget, 2003). Raunkiaer (1904) identifie les cinq grands spectres biologiques suivants (Vanpeene-Bruhier, 1998) (Tableau 18) :

Tableau 18. Les différents spectres biologiques (Vanpeene-Bruhier, 1998)

Spectres	Description
Nanophanérophyte	Plante buissonnante dont la hauteur est comprise en 0.4 et 4 m
Chaméphyte	Arbrisseau nain hivernant avec ses bourgeons au-dessus de la surface du sol, mais dont les parties ligneuses ont au moins 0.4 m de hauteur Plante herbacée sans la partie ligneuse, hivernant avec ses bourgeons au-dessus de la surface du sol
Hémicryptophyte	Plante hivernant avec ses bourgeons au-dessus ou directement au-dessous de la surface du sol
Géophyte	Plante hivernant avec ses bourgeons au-dessous de la surface du sol
Thérophyte	Plante qui vit au maximum pendant une période de végétation et qui hiverne sous forme de semence.

Comme le montre la Figure 38, environ 60% des espèces rencontrées appartiennent à la classe des Hémicryptophytes et 30 % des espèces sont des Théropytes. Nos résultats vont dans le même sens que ceux des travaux réalisés en Allemagne (Muller, 1990) et en Italie (Benvenuti, 2004). D'une manière générale, les Hémicryptophytes se développent en l'absence des pratiques de labour. Cette dernière est rarement appliquée dans le milieu urbain ce qui pourrait expliquer la dominance des Hémicryptophytes. A travers le processus de la multiplication végétative, certaines espèces appartenant à ce spectre (e.g. *Lolium perenne*) ou au spectre des Chaméphytes (e.g. *Trifolium repens*) régénèrent rapidement leurs systèmes racinaires après chaque passage de la tondeuse, et envahissent de nouveau et d'une manière efficace les pelouses (Muller, 1990). Les Nanophanérophytes, en ayant des bourgeons développés loin de la surface du sol et facilement atteints par les lames de coupe, résistent moins aux opérations de tontes et sont éliminés (Aberlin et Daget, 2003 ; Mehdi, 2010). Ainsi, une telle classification montre les types d'espèces les mieux adaptées au contraintes d'un tel milieu, souvent confronté à des activités humaines très importantes.

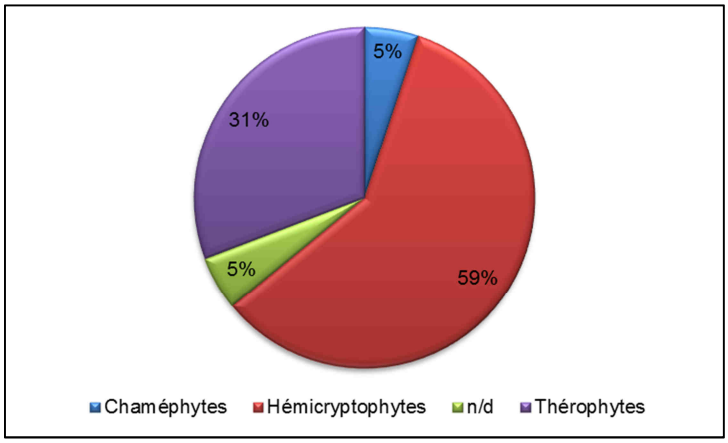


Figure 38. Classement des espèces présentes selon les spectres biologiques (campagne 2013)

4.1.2. Répartition des espèces prairiales en fonction de la famille

16 familles ont été identifiées avec une dominance des *Asteraceae* (composées) et des *Fabaceae* (légumineuses) qui affichent une aisance de propagation et une adaptation aux perturbations anthropiques (Figure 39).

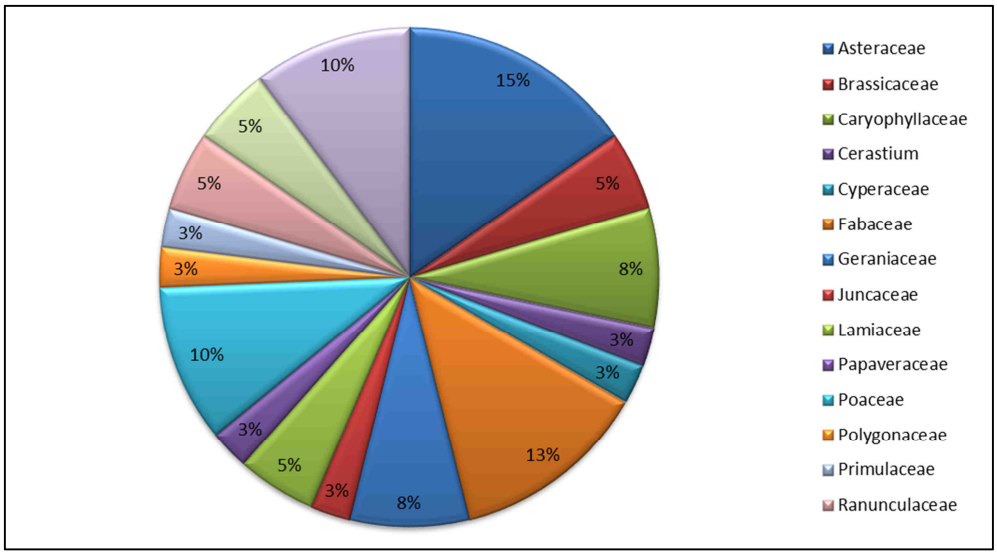


Figure 39. Répartition des espèces présentes selon la famille (campagne 2013)

4.1.3. Caractérisation des espèces dominantes

Dans les pelouses sélectionnées, nous avons constaté que le *Lolium perenne* (famille des graminées) est présent pratiquement dans tous les quadrats suivi par le *Trifolium repense* (51 quadrats), le *Poa annua* (famille des graminées) (50 quadrats), *Belis perennis* (49 quadrats) et *Taraxacum campylodes* (41 quadrats) (Tableau 19). Ces communautés sont souvent rencontrées dans les études ayant trait à la caractérisation des pelouses (publiques ou privées)

soumises aux pressions anthropiques (Muller, 1990 ; Pal et al., 2013, Hermy et Cornelis, 2000, etc.).

Tableau 19. Classement des dix premières espèces en fonction du nombre des quadrats dans lesquels elles sont présentes (campagne 2013)

Espèces	Nombre des quadrats
Lolium perenne L.	55
Trifolium repens L.	51
Poa annua L.	50
Bellis perennis L.	49
Taraxacum campylodes G.E.Haglund	41
Plantago major L.	23
Plantago lanceolata L.	19
Prunella vulgaris L.	18
Potentilla reptans L.	17
Medicago lupulina L.	15
***Glechoma hederacea* L.**	15

En termes de fréquence (Figure 40), une seule espèce est présente dans la totalité des quadrats, 4 espèces occupent au moins 50 % des relevés, 12 espèces occupent au moins 10 % des relevés et 21 espèces occupent uniquement entre 1 et 9 % des quadrats mis en place.

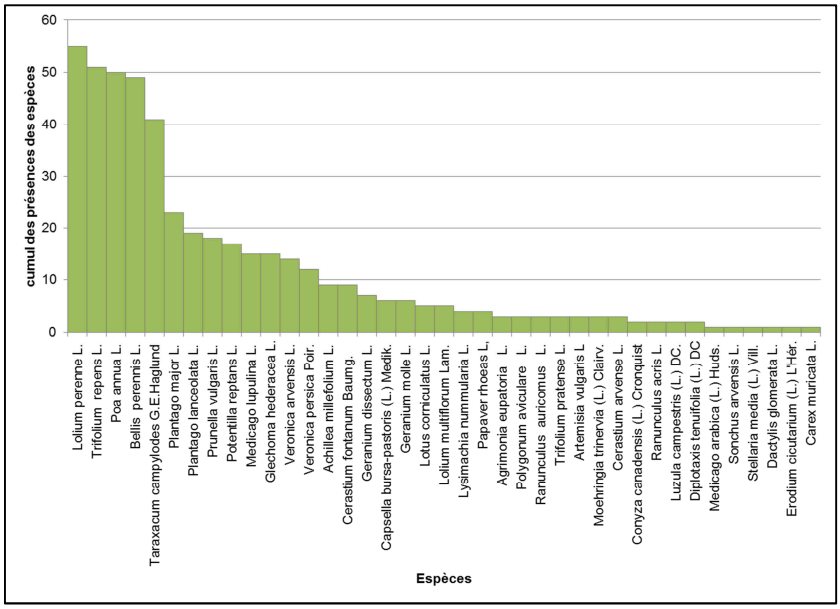


Figure 40. Présence des espèces dans les quadrats (diagramme rang-fréquence) (campagne 2013)

Sur la base de ces analyses descriptives, nous estimons que les espèces dominantes, croisées dans la majorité des quadrats, représentent uniquement 13% de la communauté prairiale inventoriée tandis que les espèces occasionnelles (leur présence est observée dans un nombre de quadrats inférieur à dix) représentent environ 67%. Les 20 % restants correspondent à des espèces répertoriées dans un nombre de quadrats compris entre 12 et 25.

Les espèces rencontrées ont été pour la grande majorité décrites par Machon et al. (2011)[94] et par Bournérias et al. (2001)[95].

4.1.4. Effet de l'abondance du Trifolium repens

L'examen de l'ensemble des relevés effectués a révélé que l'espèce dominante (hormis les graminées) est le *Trifolium repens*. Une analyse par régression linéaire simple (variable explicative : abondance du trèfle et variables expliquées : richesse et diversité spécifique) (Figure 41, Figure 42) montre une relation de corrélation négative entre les variables. La présence du trèfle blanc pourrait influencer la composition et la structure des pelouses en raison de sa faculté à se développer et à envahir ce type d'habitat. L'aisance d'installation du trèfle blanc revient à ses caractéristiques physiques car en se développant au ras du sol, les tiges échappent aux pratiques de tonte et se reconstituent rapidement[96].

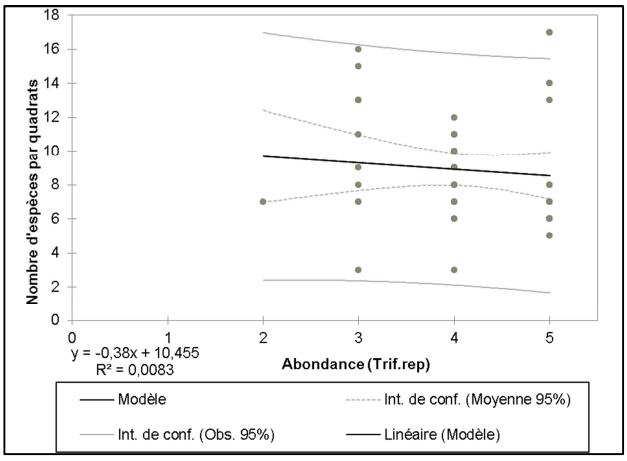


Figure 41. Nombre d'espèces par abondance du trèfle blanc (campagne 2013)

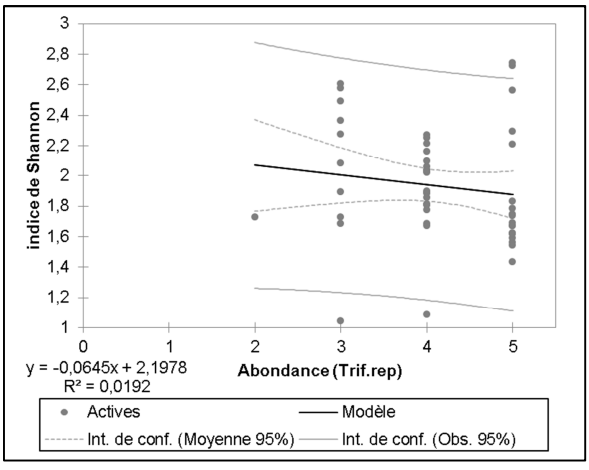


Figure 42. Indice de Shannon par abondance du trèfle blanc (campagne 2013)

Cependant, seuls 0.83 % (R = 0.0083) de la variation du nombre d'espèces et 1.92 % (R = 0.0192) de la fluctuation de l'indice de Shannon sont exprimés par l'abondance du Trèfle

[94] Sauvage de ma rue ;
[95] Guide des groupements végétaux de la région parisienne ;
[96] http://www.prairies-gnis.org/pages/trefblanc.htm (15/04/2014).

blanc. A cet effet, nous émettons l'hypothèse qu'il existe d'autres facteurs d'origine anthropique et édaphique qui agissent davantage sur la richesse et la diversité spécifique. Certaines études ont même confirmé le rôle de la présence du trèfle blanc dans l'amélioration de la capacité productive des prairies permanentes (enrichissement du sol par fixation d'azote, lutte contre les parasites, etc.) (Laissus, 1976, Noll et al., 2013). Comme le souligne Mehdi (2010 : 254) : « *La présence du trèfle blanc dans les pelouses ne constitue pas un réel facteur nocif à l'accroissement de la richesse et de la diversité, malgré sa corrélation négative avec les deux indices. Elle favorise plutôt la dynamique végétale en enrichissant le sol et en diminuant l'intervention anthropique* (e.g. amélioration de la qualité du sol, apport de la fertilisation azotée, etc.) » .

4.2. Calcul des indicateurs de la biodiversité

Les résultats présentés dans cette partie traitent la variation de la structuration spatiale et de la composition de la communauté prairiale en fonction de l'intensité de piétinement (faible/forte) et du gradient de piétinement allant du bord de chemin vers l'intérieur de la pelouse.

4.2.1. Composition floristique

4.2.1.1. Richesse et diversité spécifique

La richesse et la diversité spécifique enregistrent des valeurs légèrement plus élevées au niveau du troisième et du quatrième quadrat qu'au niveau des quadrats du bord de chemin (Figure 43 et Figure 44). Cette variation pourrait être expliquée par la forte perturbation par piétinement et tassement du sol au niveau des zones à proximité du chemin de fréquentation.

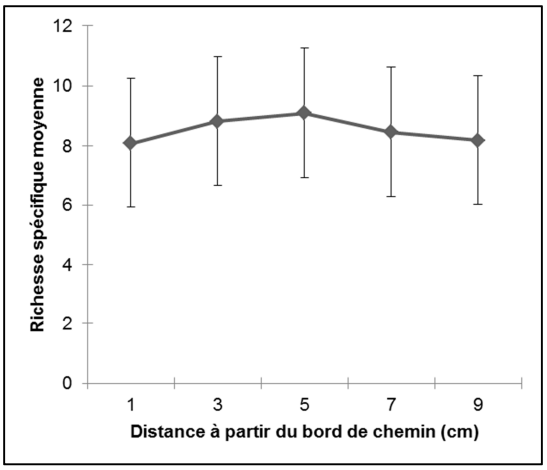


Figure 43. Evolution de la richesse spécifique en fonction des quadrats (campagne 2013)

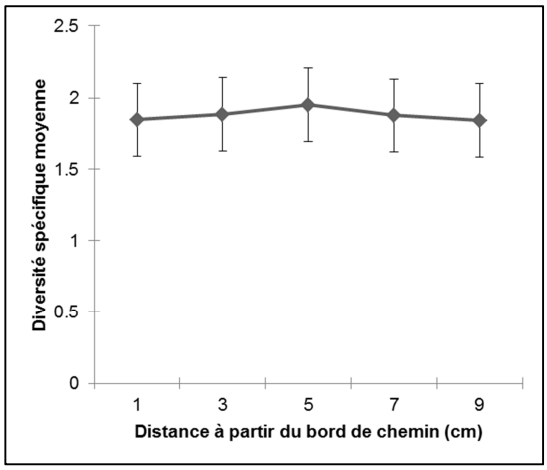


Figure 44. Evolution de la diversité spécifique en fonction des quadrats (campagne 2013)

L'examen des deux graphiques (Figure 45 et Figure 46) indique que la richesse et la diversité spécifique moyenne des quadrats situés dans les pelouses peu piétinées sont plus importantes que celles enregistrées dans les quadrats des pelouses fortement piétinées. Nous remarquons aussi que les deux indices qui correspondent aux pelouses faiblement piétinées varient selon le gradient de piétinement : ils augmentent graduellement en allant du premier au troisième quadrat, ils chutent puis ils se stabilisent (à partir du Q4). Tandis que pour les pelouses fortement piétinées, l'accroissement des deux indices s'amorce à partir du deuxième quadrat et garde ensuite la même évolution que celle de la richesse spécifique.

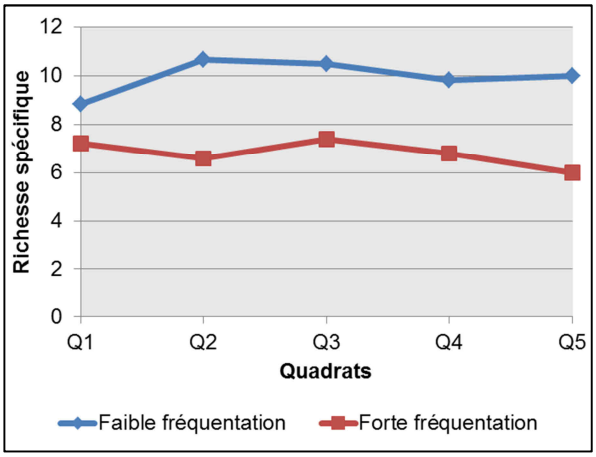


Figure 45. Richesse spécifique en fonction des quadrats (campagne 2013)

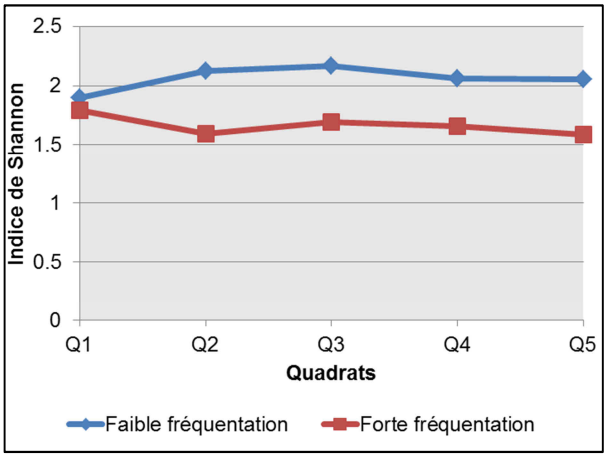


Figure 46. Diversité spécifique en fonction des quadrats (campagne 2013)

Dans le cadre de notre étude, la richesse et la diversité spécifique ne révèlent pas le gradient décroissant de piétinement validé par la précampagne menée en 2012 sur dix quadrats et par les travaux menés sur le sol qui ont démontré que la compaction diminue en allant du bord de chemin jusqu'à la partie intérieure de la pelouse (à 10 m) (Fouvrel, 2013).

L'analyse de la dynamique des espèces en fonction de l'emplacement des quadrats pourrait « matérialiser » ce gradient. En effet, l'abondance des espèces indicatrices des milieux piétinés (*Trifolium repens* ; *Taraxacum campylodes* et *Plantago major*) (Muller, 1990 ; Pal et al., 2013) diminue en allant des deux premiers jusqu'aux derniers quadrats (Figure 47). En revanche, l'abondance des espèces sensibles au piétinement, à l'exemple de *Bellis perennis*, *Potentilla reptans* (Bournérias et al., 2001) et *Medicago lupilina*[97] évoluent positivement à

[97] http://ennemisdesvegetaux.blog.sport24.lefigaro.fr/r13386/Luzerne/?nextyear=1&month=06&year=2008 (28/07/2014).

travers les quadrats (Figure 48). Nous verrons par la suite si l'indice de Dice peut mettre en relief ce gradient.

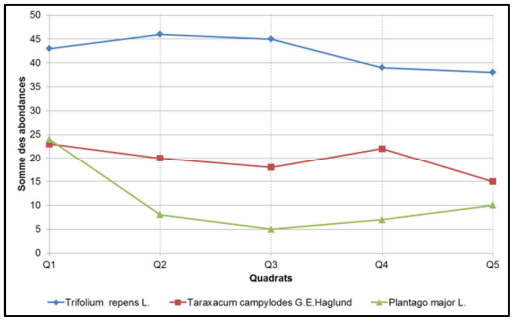


Figure 47. Evolution de l'abondance des espèces résistant au piétinement à travers les quadrats (campagne 2013)

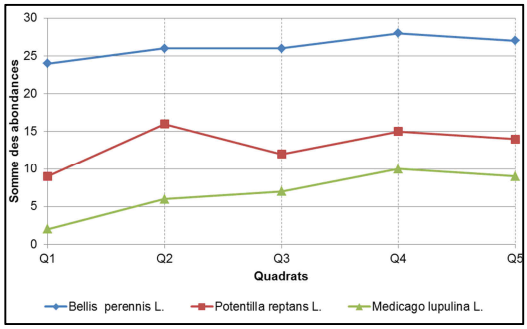


Figure 48. Evolution de l'abondance des espèces sensibles au piétinement à travers les quadrats (campagne 2013)

A l'échelle des transects, nous remarquons aussi que la richesse spécifique moyenne (Rsp) est de l'ordre de 10 et la diversité spécifique moyenne (Dsp) est égale à 2.06 au niveau des pelouses peu piétinées avec un minimum de 5 espèces/transect et un maximum de 17 espèces/transect. Au niveau des pelouses fortement piétinées, les deux indices sont respectivement de l'ordre de 7 et 1.66 avec un minimum de 3 espèces par transect et un maximum de 12 espèces par transect.

Une analyse de variance (ANOVA) (Figure 49) opposant les pelouses peu piétinées aux pelouses fortement piétinées montre que 21 % de la variabilité de la richesse spécifique et 24 % de la variabilité de la diversité spécifique sont expliquées par le degré de piétinement. Le test de Fisher associé à cette analyse confirme que (1) la variable explicative (degré de piétinement) apporte une information relativement significative au modèle (F_{Rsp} = 14.12, p-value = 0 et F_{Dsp}= 16.58, p-value = 0) et que (2) les pelouses peu et fortement piétinées sont significativement différentes en termes de richesse et diversité spécifique.

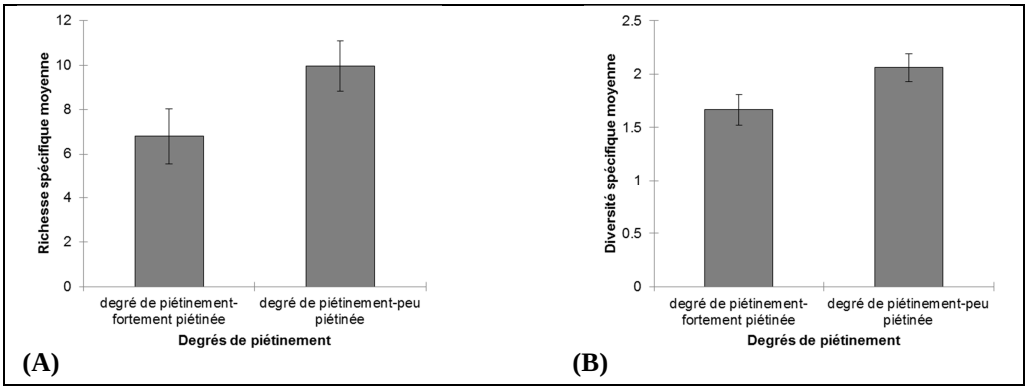


Figure 49. Variation de la richesse spécifique moyenne (A) et la diversité spécifique moyenne (B) en fonction de l'intensité de piétinement (campagne 2013). Les résultats sont issus d'une analyse de la variance (ANOVA) avec des barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard de la moyenne.

La variation de la richesse et de la diversité spécifique moyenne entre les pelouses peu piétinées et les pelouses fortement piétinées est aussi confirmée dans chaque parc à l'exception du parc de l'Orangerie où les résultats des deux cas sont relativement similaires car ce parc connait une fréquentation conséquente qui pourrait être à l'origine de l'homogénéisation de ses pelouses (Figure 50).

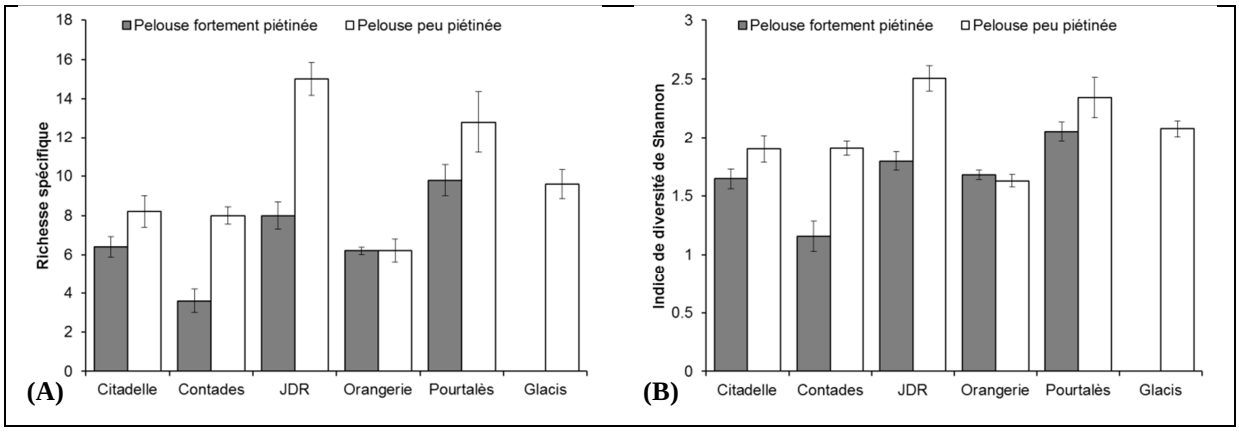


Figure 50. Variation de la richesse spécifique moyenne (A) et la diversité spécifique moyenne (B) en fonction de l'intensité de piétinement dans chaque parc (campagne 2013). Les résultats sont issus d'une analyse de la variance (ANOVA) avec des barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard de la moyenne.

A l'échelle du parc, nous remarquons que le Jardin des Deux Rives et le parc de Pourtalès occupent les deux premiers rangs en termes de richesse spécifique moyenne (respectivement 11.5 et 11.3) et de diversité spécifique moyenne (2.15 et 2.19). L'analyse de variance (ANOVA) montre que l'effet « parc » (comme variable explicative) justifie respectivement environ 50% et 43% de la variabilité de la richesse et de la diversité moyenne. Toutefois, le

test de Fisher démontre que cette variable explicative apporte une information moyennement significative au modèle (F_{RS} = 9.20, p-value <0.0001 et F_{DS}= 7.23 p-value < 0.0001).

Le graphique des moyennes pour ces deux paramètres (Figure 51) montre qu'il varie considérablement entre les différents parcs.

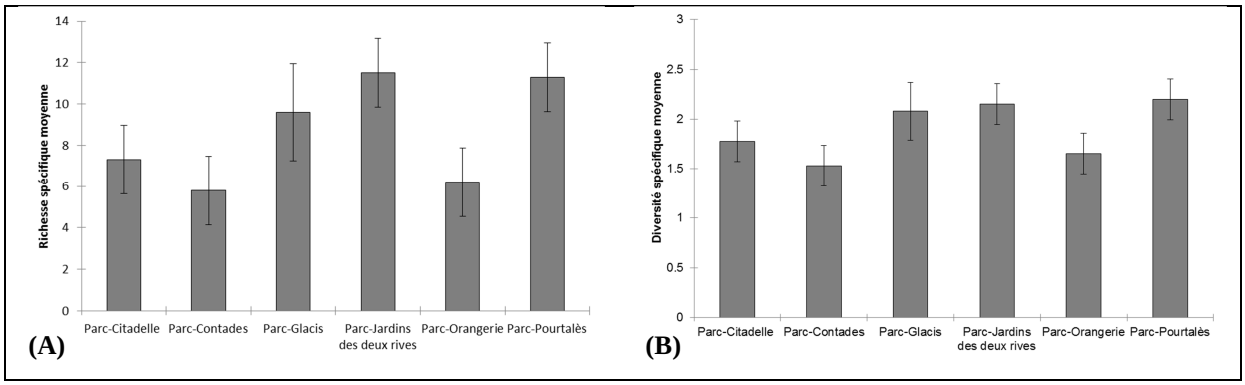


Figure 51. Variation des paramètres de la communauté prairiale (richesse : (A) et diversité spécifique : (B) moyenne) en fonction des parcs (campagne 2013). Les résultats sont issus d'une analyse de la variance (ANOVA) avec des barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard de la moyenne.

Nous émettons dans ce contexte l'hypothèse que cette variation est fortement liée à la surface de ces deux parcs, à la faible artificialisation de la mosaïque paysagère environnante par rapport aux autres parcs et à la proximité d'autres formations végétales plus développées (e.g. espaces boisés et friches, etc). Ces habitats peu perturbés pourraient constituer un réservoir de biodiversité pour les pelouses. La Figure 52 montre que les transects où nous avons enregistré les taux les plus élevés de la diversité et de la richesse spécifique moyenne sont entourés par des formations herbacées dont la composition floristique est relativement similaire à celle relevée au niveau de nos unités d'échantillonnage.

Dans ce contexte, des études plus approfondies sur « la quantification » de l'effet des différents modes de dispersion, (ex. anémochorie, zoochorie, endozoochorie, anthropochorie)[98], sont recommandées. Cela contribue notamment à l'évaluation du potentiel de connectivité des EVU et la modélisation des trajets de dispersion.

[98] Anémochorie : dissémination des graines par l'intermédiaire du vent ; zoochorie : dispersion par les animaux ; endozoochorie : Transport des graines par l'intermédiaire des animaux qui les avalent et dissémination après leur digestion ; anthropochorie : Dissémination à l'intermédiaire de l'homme. (http://www.jardinsdugue.eu/glossaire-botanique/?mot=endozoochorie) (09/09/2014).

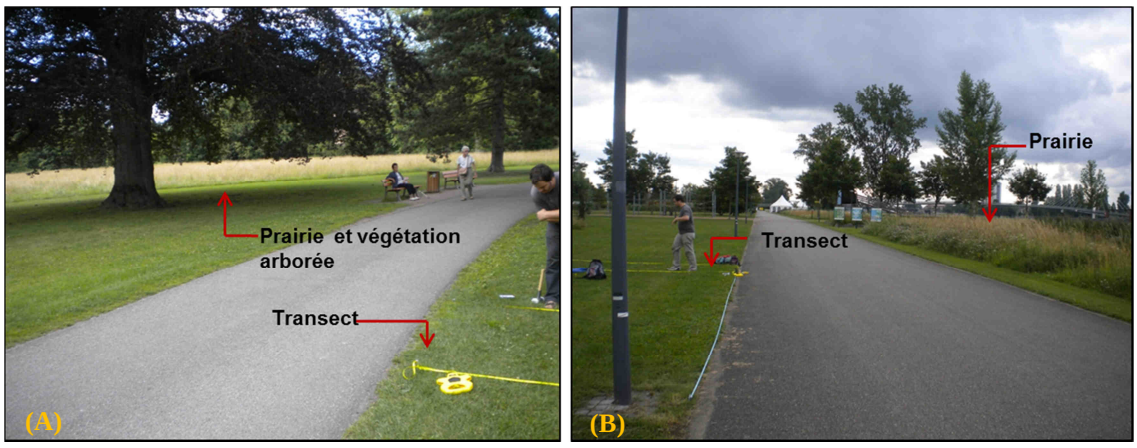


Figure 52. Les formations végétales à proximité des transects (parc de Pourtalès : (A) et le jardin des deux rives : (B))

Nos résultats ouvrent de nouvelles perspectives, notamment sur de nouvelles questions d'ordre opérationnel en rapport avec l'impact de l'hétérogénéisation des habitats et de la distance entre les formations végétales sur la diversité floristique (Mehdi et al., 2013b).

Si nous nous intéressons au degré d'artificialisation (à travers l'analyse la variance : ANOVA), nous remarquons que 40 % de la variabilité des paramètres de la végétation (richesse et diversité moyenne) sont expliquées par le degré d'artificialisation. Le test de Fisher montre que le degré d'artificialisation apporte une information significative (*F= 35.21, P<0.0001*) ce qui n'est pas le cas pour la diversité spécifique (*F = 6 ; P = 0.038*). Les graphiques de la variation moyenne (Figure 53) montrent que la moyenne de ces indices est plus importante dans les parcs situés dans un environnement faiblement artificialisé que dans les parcs à environnement fortement artificialisé.

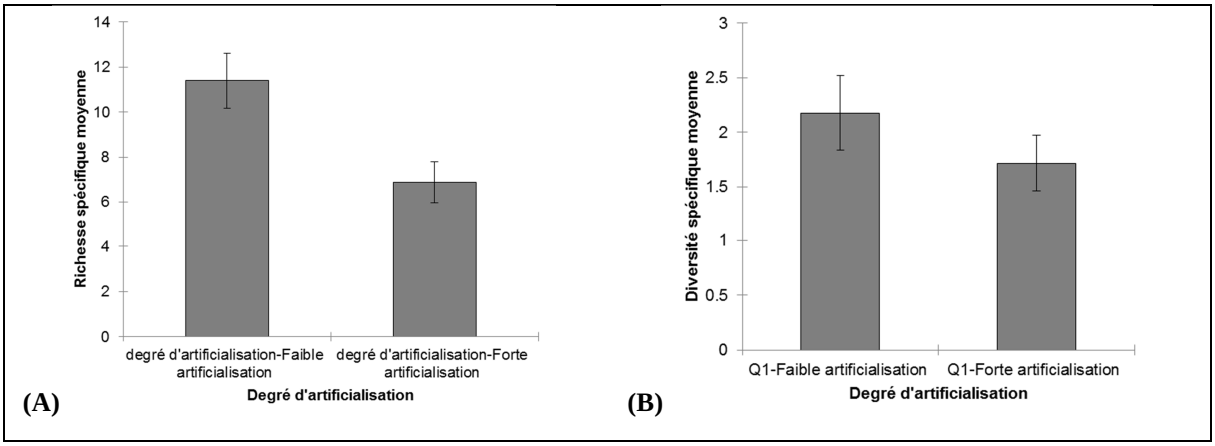


Figure 53. Variation de la richesse (A) et de la diversité (B) spécifique en fonction du degré d'artificialisation (campagne 2013). Les résultats sont issus d'une analyse de la variance (ANOVA) avec des barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard de la moyenne

Cette variation en réponse à l'artificialisation du milieu environnant peut être expliquée par le fait que notre étude se focalise sur une échelle spatiale restreinte ou bien par la diminution des espaces plantés à proximité conduisant à une diminution de la faune pollinisatrice et des disséminateurs des graines (Mckinney, 2008). Néanmoins, les travaux de Vallet (2009) sur l'impact du gradient d'urbanisation sur les communautés végétales boisées montrent que la richesse spécifique au niveau des placettes localisées dans le milieu urbain est plus importante que celle estimée dans les placettes situées au milieu rural. L'auteur explique que cette variation est fortement liée au nombre d'espèces exotiques. La corrélation positive de la richesse de ces dernières avec le degré d'urbanisation a été prouvée dans de nombreuses études scientifiques, *ibid*. Cette divergence de résultats met en exergue la complexité de l'impact de l'artificialisation sur la dynamique de la biodiversité ordinaire qui est aussi influencée par la densité de la population humaine, la taille du terrain d'étude, le type et l'intensité des activités anthropiques, le type de la formation végétale étudiée, etc. (Mckinney, 2008 ; Alberti et al., 2009).

4.2.1.2. Indice d'équitabilité

Nous rappelons que l'indice d'équitabilité (E) renseigne sur la dominance des espèces : elles ont la même abondance lorsque l'indice tend vers 1 et valide l'état de perturbation des sites étudiés lorsqu'il est inférieur à 0.6.

Dans la présente étude, l'indice d'équitabilité moyen à l'échelle des quadrats est de l'ordre de 0.51 ce qui confirme l'exposition des pelouses urbaines aux activités anthropiques perturbatrices. La variation moyenne entre les quadrats est relativement faible (de 0.50 à 0.53) et suit la même tendance que celle de la richesse et de la diversité spécifique. Si l'on se focalise sur la variation de cet indice par l'intensité de piétinement, nous remarquons qu'il est de l'ordre de 0.56 pour les pelouses faiblement piétinées et de 0.45 pour les pelouses fortement piétinées (Figure 54). Bien que l'indice d'équitabilité confirme la présence de perturbation dans nos sites d'étude, il ne révèle pas des informations sur la dominance des espèces. Ce manque d'information pourrait être expliqué par la taille de notre échantillon (11 transects).

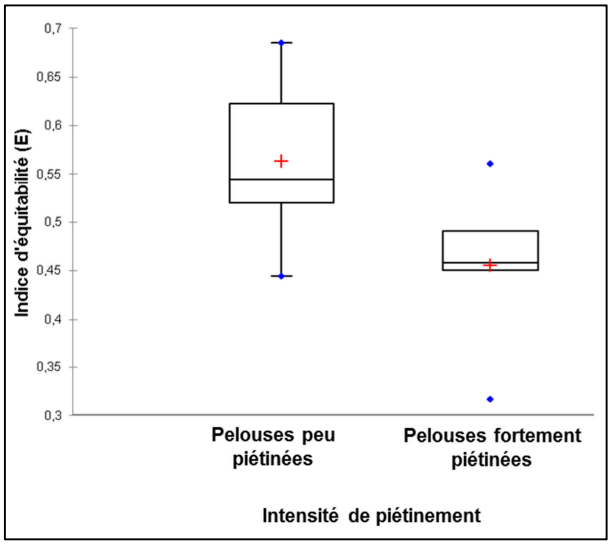


Figure 54. Indice d'équitabilité selon l'intensité de piétinement (campagne 2013)

4.2.1.3. Indice de Dice

Compris entre 0 et 1 l'indice de Dice renseigne la similarité en termes de composition spécifique entre les unités d'échantillonnage. Lorsqu'il tend vers la valeur 1, cela signifie qu'il existe une forte similarité entre les unités comparées. Le tableau et le graphique suivants (Tableau 20 et Figure 55) montrent qu'il existe une forte similarité entre les quadrats contigus (la similarité entre Q4 et Q5 atteint 88 %). Bien qu'elle soit considérablement élevée dans notre étude, la similarité baisse progressivement entre les quadrats non limitrophes (75% entre Q1 et Q5). En outre le recours à l'indice de Dice pour étudier la similarité entre les quadrats installés en 2012 montre que ce dernier varie de 0.92 (entre Q2 et Q3) à 0.79 (entre Q9 et Q10).

Tableau 20. Comparaison des similitudes entre les quadrats (campagne 2013). Les cellules surlignées en jaune montrent montre que la similarité entre les quadrats contigus augmente en allant du premier au dernier quadrat.

	Q1	**Q2**	**Q3**	**Q4**
Q2	0.82			
Q3	0.76	0.87		
Q4	0.77	0.81	0.89	
Q5	0.75	0.75	0.83	0.88

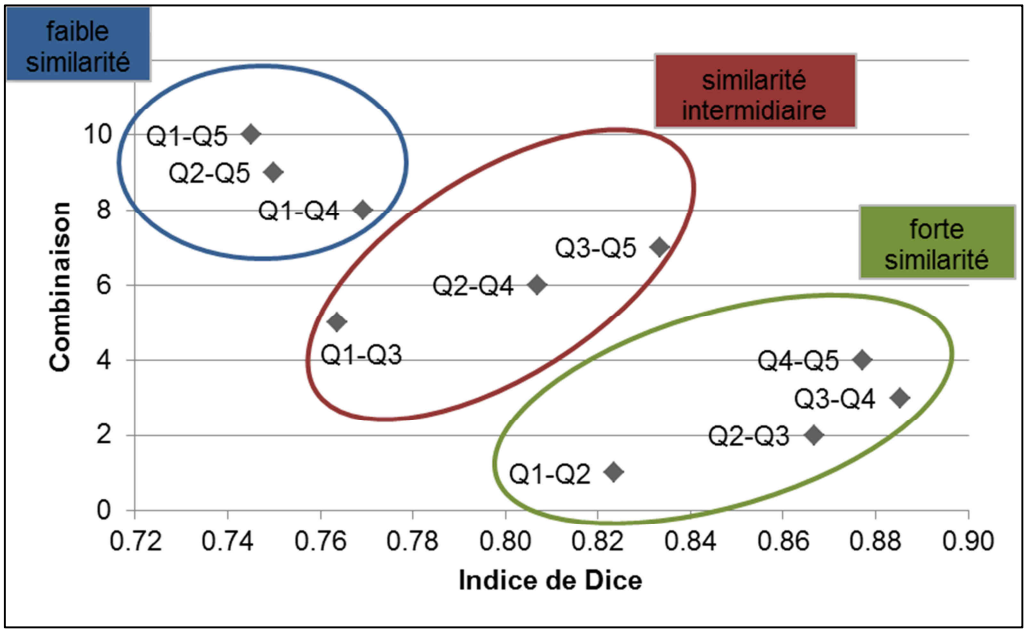


Figure 55. Représentation par nuage de points de la similarité entre les quadrats (campagne 2013)

Les différents résultats montrent que la similarité entre quadrat tend à augmenter en progressant du bord de chemin jusqu'à l'intérieur de la pelouse. Ils montrent aussi que les quadrats contigus sont plus similaires que les plus éloignés. De ce fait, nous pouvons conclure qu'une forte intensité de piétinement entraîne une faible similarité entre les quadrats et que par conséquent la continuité spatiale en termes de composition floristique des pelouses urbaines est confirmée. En revanche, l'application de l'indice de Dice à l'échelle du transect ne révèle pas d'informations pertinentes.

4.3. Compositions et structuration des communautés prairiales : qu'en sait-on de plus ?

Les deux premiers axes de l'analyse factorielle de correspondances (AFC) expliquent environ 27.48 % de la variance du nuage des points (Figure 56).

Le premier axe de l'AFC scinde les relevés en deux groupes en fonction de l'intensité du piétinement (Figure 56-B). Les relevés des pelouses fortement piétinées sont situés en haut du plan factoriel et les pelouses peu piétinées en bas. Toutefois, certains relevés s'opposent à cette distribution à l'instar des relevés effectués au niveau de la pelouse faiblement piétinée au sein du Jardin des Deux Rives qui se positionnent au-dessus de l'axe factoriel. Ce positionnement pourrait s'expliquer par la similarité en termes de composition floristique ou bien des caractéristiques édaphiques. Le deuxième axe de l'AFC oppose les parcs à faible

urbanité aux parcs à forte urbanité (Figure 56-C). La répartition de nuage des points montre que les parcs à faible urbanité sont dispersés sur le plan factoriel tandis que les parcs à forte urbanité se regroupent en une seule masse. Cette distribution met en exergue l'effet homogénéisateur de l'artificialisation du milieu.

L'AFC discrimine aussi les associations d'espèces en fonction de leurs caractéristiques écologiques (Figure 30-D). A titre d'exemple le *Medicago arabica*, *Glechoma hederacea*, *Potentilla reptans*, *Prunella vulgaris*, qui sont des espèces sensibles à la compaction du sol, se regroupe dans une association qui se positionne au niveau des transects faiblement piétinés. Quant à la deuxième association, elle est formée par les espèces qui résistent au piétinement : *Planago major*, *Trifolium repens*, *Taraxacum campylodes*. Nous signalons l'exception de *Bellis perennis* qui est mal classéee car c'est une espèce sensible eu piétinement. Son emplacement à proximité des espèces résistantes peut s'expliquer par le fait qu'elle partage avec ces dernières un degré d'abondance assez élevé.

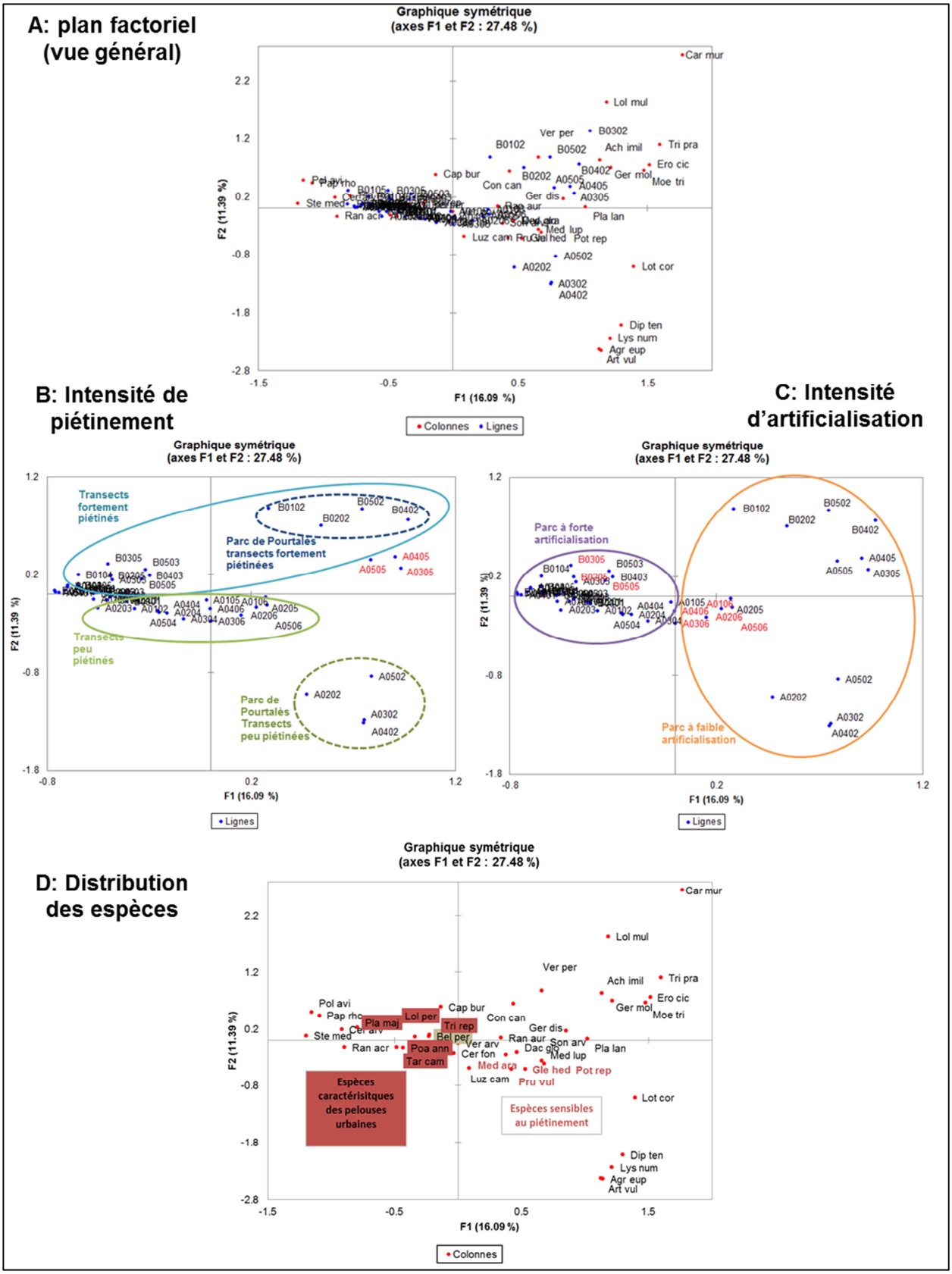


Figure 56. Plan factorielle de l'analyse factoriel des correspondances (AFC). Toutes les espèces ont été prises en compte. L'AFC est lu sous différents angles (B : en fonction de l'intensité du piétinement ; C : en fonction de l'intensité de l'artificialisation et D : selon la distribution des espèces)

4.4. Communautés prairiales et facteurs déterminants

Le but fixé dans cette partie est de déterminer si le protocole de suivi nous révèle des informations sur les facteurs qui pourraient influencer l'état des communautés prairiales des pelouses urbaines. Ayant un nombre limité de relevés, nous proposons d'apprécier cet impact en ayant recours au test de corrélation de Spearman et au modèle mixte (voir détails dans le chapitre n°4). Nous rappelons que la taille de l'échantillonnage a été conditionnée par les caractéristiques du terrain d'étude (manque de pelouses découvertes et d'une superficie supérieure à 1 ha).

L'analyse par modèle linéaire mixte (Tableau 21) montre que l'impact du gradient de piétinement n'est pas significatif sur l'abondance, la richesse et la diversité spécifiques. Le même modèle statistique montre que ces trois paramètres sont potentiellement influencés par l'intensité de piétinement, les analyses de la variance proposées dans les paragraphes précédents en témoignent.

Une comparaison entre les pelouses peu piétinées et les pelouses fortement piétinées révèle à travers les tests de corrélation que l'impact des différentes variables est constaté au niveau des pelouses fortement piétinées (Tableau 22). A titre d'exemple le pourcentage en zone bâtie est significativement anti-corrélé avec l'abondance, la richesse et diversité spécifique moyenne au niveau des pelouses peu piétinées (p-value $\leq$ 0.0001) tandis qu'au niveau des pelouses peu piétinées le p-value est compris entre 0.05 et 0.25. Les pelouses qui enregistrent le plus de richesse spécifique sont celles situées à proximité des zones forestières (p-value < 0.0001 pour les pelouses fortement piétinées et 0.03 <p-value< 0.11 pour les pelouses faiblement piétinées).

Nous pouvons conclure que les facteurs environnementaux (artificialisation, proximité des zones naturelles) influencent les communautés prairiales en termes d'abondance, richesse et diversité spécifique. Toutefois, l'impact de la présence des cours d'eau à proximité des parcs demeure mal cerné.

Globalement, le facteur édaphique agit aussi sur l'état de la diversité floristique au sein des pelouses urbaines. En effet, l'abondance, la richesse et la diversité spécifique sont plus importantes dans les pelouses plantées sur des sols riches en azote et en carbone organique mais moins importantes dans les pelouses développées sur des sols relativement compacts (p-0.007 < p-value <0.440). En revanche, les liens entre, d'une part la teneur en CaCo3, le pH et le rapport C/N et l'état de la flore des pelouses urbaines demeurent encore lacunaires car la

significativité de la corrélation entre ces derniers est relativement faible dans le cadre de notre étude.

Outre l'environnement immédiat et le facteur édaphique, les caractéristiques des parcs agissent aussi sur la flore des pelouses.

La surface du parc ainsi que la superficie des pelouses qui le composent sont corrélées positivement avec la richesse et la diversité spécifique (p-value = 0.01) mais cette corrélation n'est pas significative au niveau des pelouses faiblement piétinées.

Quant à l'âge du parc, nous remarquons que les pelouses situées dans les parcs les plus récents sont plus riches que dans les parcs anciens (p-value = 0.005). Cette variation peut être le résultat de la compaction du sol qui marque les plus anciens parcs et les teneurs assez élevées en termes de carbone organique et d'azote au niveau des parcs récents (Fouvrel, 2013).

Enfin, l'impact du facteur gestion a été partiellement apprécié, le test de Spearman montre une corrélation négative entre la fréquence de tonte et l'état des communautés prairiales et une corrélation positive entre ce dernier et la hauteur de tonte. Toutefois, la significativité de telle corrélation est faible ($0.3 < p\text{-value} < 0.91$).

Tableau 21. Résultats des modèles linéaires mixtes des paramètres de diversité de la végétation herbacée (richesse spécifique, abondance (nombre de pieds par 4 m²) et indice de Shannon) en fonction de l'intensité de piétinement des pelouses (deux classes) et de la position par rapport aux pistes fréquentées par les promeneurs (gradient de piétinement : cinq classes) comme facteurs fixes, tout en tenant compte de l'identité du parc échantillonné comme facteur aléatoire.

Effet	Richesse spécifique		Abondance		Diversité de Shannon	
	F	***P***	**F**	***P***	**F**	***P***
Intensité de piétinement (faible/forte)	29.65	< 0.0001	22.17	< 0.0001	27.31	< 0.0001
Gradient de piétinement	0.44	0.7765	0.26	0.8997	0.28	0.8892

Tableau 22. Corrélations de Spearman des paramètres de la végétation avec les caractéristiques des parcs dans le cas des pelouses fortement piétinées et celles peu piétinées. Les corrélations significatives au seuil de 5% sont indiquées en gras (Rsp = richesse spécifique ; Dsp = diversité spécifique, Ab = abondance)

	Pelouses fortement piétinées						Pelouses faiblement piétinées					
Variables	Rsp	p-value	Dsp	p-value	Ab	p-value	Rsp	p-value	Dsp	p-value	Ab	p-value
Surface de la pelouse	**0.524**	**0.019**	**0.461**	**0.042**	0.375	0.103	0.289	0.170	0.169	0.426	0.150	0.481
Surface du parc	**0.524**	**0.019**	**0.461**	**0.042**	0.375	0.103	0.333	0.112	0.210	0.323	0.238	0.260
Age	**-0.611**	**0.005**	**-0.473**	**0.037**	**-0.462**	**0.042**	**-0.504**	**0.013**	**-0.460**	**0.025**	**-0.485**	**0.017**
Fréquence de tonte	-0.133	0.576	-0.027	0.910	-0.058	0.807	-0.217	0.307	-0.203	0.339	-0.157	0.463
Hauteur de la tonte	0.216	0.357	0.089	0.707	0.098	0.679	0.323	0.124	0.287	0.172	0.256	0.226

Zones bâties	**-0.848**	**< 0.0001**	**-0.792**	**< 0.0001**	**-0.754**	**0.000**		-0.392	0.059	-0.308	0.142	-0.242	0.254
Zones forestières	**0.848**	**< 0.0001**	**0.792**	**< 0.0001**	**0.754**	**0.000**		**0.436**	**0.034**	0.349	0.095	0.330	0.115
Cours d'eau	0.003	0.989	-0.092	0.699	-0.126	0.595		0.069	0.745	0.005	0.980	0.005	0.980
Zones agricoles	**0.610**	**0.005**	**0.633**	**0.003**	**0.589**	**0.007**		0.072	0.735	0.026	0.903	0.027	0.900
pH	-0.061	0.799	0.016	0.946	-0.039	0.872		0.087	0.685	0.162	0.446	0.191	0.370
CaCO3	0.014	0.954	0.113	0.632	0.037	0.876		0.316	0.132	0.333	0.111	0.357	0.087
Ctotal	**0.573**	**0.009**	**0.476**	**0.035**	**0.472**	**0.037**		**0.444**	**0.031**	**0.408**	**0.049**	0.332	0.113
Ntotal	**0.513**	**0.022**	0.428	0.061	**0.474**	**0.036**		0.316	0.132	0.276	0.190	0.176	0.407
Corganique	**0.589**	**0.007**	**0.547**	**0.014**	**0.564**	**0.011**		0.379	0.068	0.322	0.125	0.236	0.264
C/N	0.122	0.606	0.199	0.397	0.160	0.497		0.007	0.972	0.048	0.821	0.116	0.586
Compacité	**-0.524**	**0.019**	**-0.461**	**0.043**	-0.375	0.104		-0.037	0.863	0.067	0.754	-0.002	0.995

5. Discussions et éléments de réflexion

5.1. Synthèses et discussions

Dans cette partie, nous discutons les différents résultats issus du protocole de suivi en dévoilant ses apports, ses limites ainsi que ses perspectives.

5.1.1. Caractéristiques générales des pelouses urbaines

Environ 39 espèces herbacées ont été échantillonnées au niveau de 11 transects répartis sur six parcs de la ville de Strasbourg pendant la saison estivale 2013. Bien que le nombre des espèces rencontrées soit faible, le protocole mis en place démontre le potentiel des pelouses à accueillir la flore ordinaire et à lui offrir un support de vie et de maintien alors qu'elles ne sont initialement semées que par un mélange de quelques espèces. Il s'agit souvent d'un mélange composé de quatre genres de graminées : Ray grass (*Lolium*), Fétuque (*Festuca*), Pâturin (*Poa*), Agrostide (*Agrostis*). Les quelques études réalisées sur les pelouses urbaines ont signalé ce potentiel : Hermy et Cornelis (2000) à Loppemen Belgique, et Stewart et al. (2009) à Christchurch en Nouvelle-Zélande, Politi-Bertoncini et al. (2012) à Paris et Mehdi (2010) à Tours en France. Ils ont identifié respectivement environ 134[99], 127, 79 et 135 plantes herbacées installées dans les pelouses urbaines. Ainsi, considérées comme l'habitat prédominant au niveau des parcs et des jardins publics, les pelouses contribuent à la dynamique de la végétation urbaine (Politi-Bertoncini et al., 2012) et peuvent soutenir le rôle fonctionnel des futures trames vertes urbaines hormis la forte pression anthropique à laquelle elles sont soumises.

La présente étude rejoint d'autres travaux de recherche en mettant en lumière les espèces indicatrices (spontanées) des communautés prairiales urbaines comme le *Plantago major*, *Taraxacumcampylodes*, *Bellis perennis*, *Trifolium repens*, etc. (Hermey et Cornelis, 2000 ; Bournérias et al., 2001 ; Muller, 1990 ; Benvenuti, 2004 ; Mehdi, 2010 ; Pal et al., 2013). 60% des espèces rencontrées appartiennent au spectre des Hémicryptophytes qui tolèrent les pratiques de tonte en protégeant les bourgeons au ras du sol et en se développant rapidement après le passage des machines de tonte. La dominance des Hémicryptophytes confirme l'idée que la pression anthropique favorise l'installation des espèces les plus résistantes aux activités d'origine humaine. Selon Muller (1990: 211) "*Those species do not depend on reproduction*

[99] Les auteurs ont aussi introduit les arbustes et les arbres.

by seeds and which are not damaged in their growth rate by permanent mutilation or which can escape the cutting due to their growth pattern close to the ground, can withstand the permanent cutting. Hemikryptophyta are best adapted to these ecological conditions". Outre les espèces de graminées dominantes (*Lolium perenne* et *Poa annua*), notre étude montre la dominance de *Trifolium repens* qui occupe l'ensemble des quadrats en raison de sa faculté à se régénérer rapidement après les pratiques de tonte. Toutefois, corrélée négativement avec la richesse et la diversité spécifique, l'influence de cette espèce sur ces deux indices n'est pas significative, ce qui nous a amené à évaluer l'impact d'autres variables d'origine anthropique.

5.1.2. Les facteurs influençant le fonctionnement dynamique des pelouses urbaines

A l'échelle du quadrat, notre étude montre une légère fluctuation de la richesse et de la diversité spécifiques. En effet, ces deux indicateurs évoluent positivement en allant du bord du chemin jusqu'à la partie interne de la pelouse mettant ainsi en exergue le gradient de piétinement. La distribution des espèces au niveau des quadrats confirme aussi ce gradient car nous avons remarqué l'abondance des espèces qui résistent au piétinement au niveau des deux premiers quadrats (*Taraxacum campylodes* et *Plantago major*) et la présence des espèces sensibles au piétinement au niveau des derniers quadrats (*Bellis perennis* et *Medicago lupilina*). La continuité spatiale en termes de composition floristique en fonction du gradient du piétinement est aussi confirmée en étudiant la similarité entre les quadrats qui augmente en progressant du bord du chemin jusqu'à la partie intérieure des pelouses.

A l'échelle du transect, le protocole de suivi met en avant la distinction entre pelouses peu piétinées et pelouses fortement piétinées en termes de richesse et de diversité spécifiques. En effet, les transects mis en place au niveau des pelouses peu piétinées affichent une richesse et une diversité spécifiques plus importantes que ceux implantés dans les pelouses situées à l'entrée des parcs ou à proximité des aires de jeu. A Paris, une étude menée en 2007 sur cent pelouses urbaines a aussi démontré que le piétinement affecte négativement la diversité floristique car il empêche le développement des communautés prairiales (Politi-Bertoncini et al., 2012).

Une telle information pourrait être utile au gestionnaire dans la mesure où elle leur permet d'identifier les pelouses (fortement ou faiblement perturbées), de choisir la vocation des pelouses (sociale ou écologique) en fonction de son degré d'exposition aux pressions anthropiques.

A l'échelle du parc, nous remarquons que le parc de Pourtalès et le Jardin des Deux Rives affichent une richesse et une diversité spécifique plus importantes que les autres parcs étudiés (Figure 57). Les tests de corrélation effectués entre, d'une part la richesse et la diversité spécifiques et d'autre part les variables du milieu et les caractéristiques du parc, montrent que ces deux indices sont sous l'influence des caractéristiques du milieu environnant. En effet, en prenant en compte l'occupation du sol à l'échelle de la ville de Strasbourg, les résultats montrent que la dominance de la zone bâtie aux alentours des parcs réduit la richesse et la diversité spécifiques qui sont corrélées positivement avec la présence des zones semi-naturelles. Ceci s'explique par l'effet de l'artificialisation du milieu qui conduit à l'isolement des parcs, l'homogénéisation de la matrice paysagère environnante et la perturbation des échanges écologiques avec les autres espaces à caractère naturel (Kim et Pauleit, 2005 ; Tian et al., 2014).

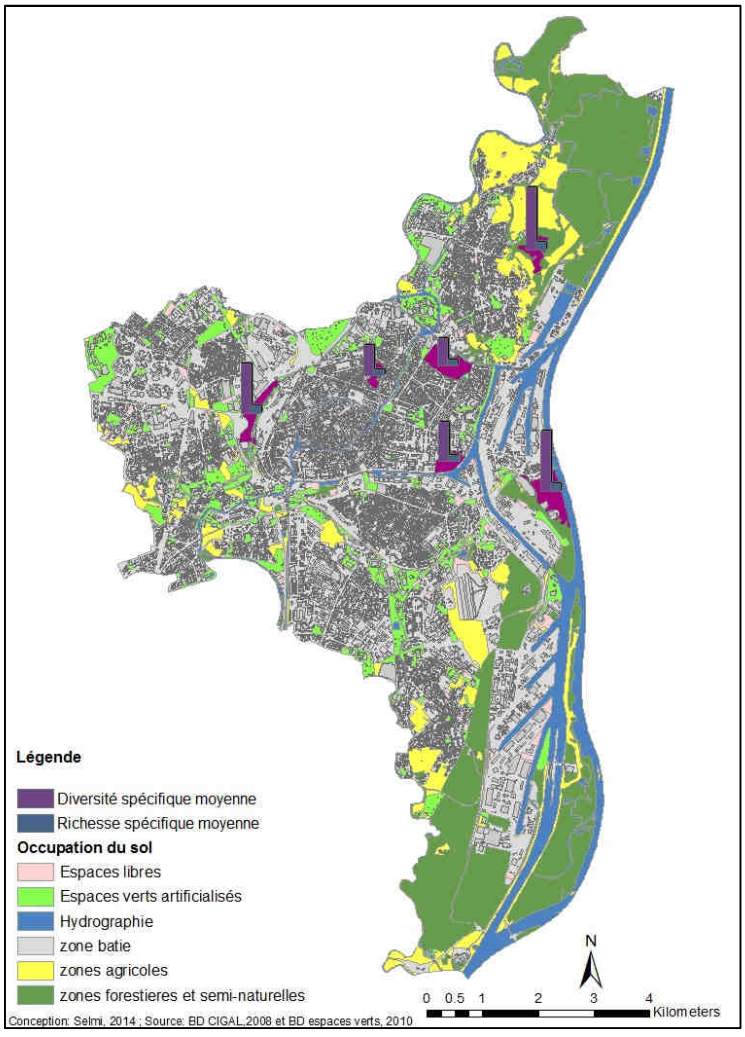


Figure 57. Richesse et diversité spécifique dans les différents parcs étudiés (vu d'ensemble à l'échelle de la ville de Strasbourg

En revanche, notre étude ne révèle qu'une information partielle concernant l'impact de la gestion sur les communautés prairiales. Le test de corrélation de la hauteur de la tonte montre une corrélation positive avec la richesse et la diversité spécifique mais qui n'est pas significative. La fréquence des tontes quant à elle est corrélée négativement avec ces deux indices mais reste elle aussi non significative. Ces résultats pourraient être expliqués par la taille de l'échantillon où uniquement six parcs ont été échantillonnés et la faible variation des pratiques de gestion comme l'ont révélé les enquêtes auprès des gestionnaires. L'impact des opérations de gestion sur la dynamique des communautés prairiales dans les pelouses est un sujet très peu étudié qui ne fait pas l'unanimité. En effet, des expérimentations menées sur des prairies expérimentales montrent que la tonte pourrait être considérée comme une activité qui favorise la diversité spécifique en raison de la réduction de la concurrence entre les espèces, qui par conséquent, limite la dominance de certaines espèces (Schippers et Joenje, 2002 ; Fenner et Palmer, 1998, Schaffers, 2002, etc.). En revanche, d'autres travaux soulignent que la tonte pourrait modifier la composition des communautés prairiales en favorisant le développement des légumineuses dont le besoin en lumière est comblé, mais n'agit pas sur sa diversité spécifique (Illmarinen et Mikola, 2009). Les auteurs expliquent ce résultat par le fait que le régime de tonte appliqué n'influence pas l'activité de décomposition du sol et par conséquent n'agit pas sur le développement des plantes, *ibid*.

L'agrégation des données a mis en évidence l'échelle d'observation la plus pertinente pour étudier l'impact de ces facteurs sur la composition et la diversité floristique des pelouses urbaines : **il parait que l'influence du gradient de piétinement est susceptible d'être observée à l'échelle des quadrats tandis que l'intensité de piétinement est significative à l'échelle de la pelouse et à l'échelle du parc. Quant à l'impact de l'urbanisation, il est visible à l'échelle de l'agglomération.**

La communauté prairiale des pelouses urbaines ne dépend pas exclusivement de ces variables, elle est aussi influencée par d'autres facteurs à l'instar des pratiques de fertilisation, la pollution, le passage des animaux, l'éclairage, la température, le nombre d'habitants, etc. (Hruska, 2000 ; Interdonato et al., 2003 ; Benvenuti, 2004 ; Politi-Bertoncini et al., 2012 ; Pal et al., 2013).

Notre protocole de suivi mis en œuvre au niveau des parcs publics de la ville de Strasbourg permet d'appréhender la dynamique des communautés prairiales qui s'y installent. Le

fonctionnement dynamique de ces communautés, d'un point de vue composition et distribution, est soumis aux conditions du milieu urbain caractérisé par une forte perturbation humaine. Après avoir examiné l'ensemble des résultats issus de la mise en place du protocole de suivi, nous spécifions notre questionnement en examinant les enseignements tirés de cet outil et en discutant ses atouts, ses limites et ses perspectives.

5.2. Que révèle la mise en place du protocole de suivi des communautés prairiales urbaines ?

5.2.1. Atouts et apports

La méthode utilisée dans la présente étude décrit la richesse et la diversité sépcifiques des communautés prairiales en fonction d'une série de relevés normalisés sous forme de transects subdivisés en quadrats et mis en place dans différents sites. Ces relevés ont permis de mesurer des indicateurs de la biodiversité, dont le choix a été basé sur la littérature scientifique spécialisée (Noss, 1990 ; Marge, 2004 ; Buckland et al., 2005, Mehdi, 2010) qui a révélé l'état des communautés prairiales installées dans les pelouses urbaines à Strasbourg. Inscrit dans une démarche synchronique, le protocole de suivi évalue le changement de l'état de la biodiversité floristique en fonction des facteurs environnementaux. A titre d'exemple, la variation du degré d'artificialisation d'un parc à un autre et la variation de l'intensité du piétinement entre deux pelouses d'un même espace végétalisé ont considérablement influencé la richesse et la diversité spécifiques. En outre, à une échelle plus fine, la distribution des espèces au niveau des transects et la fluctuation des indices de biodiversité ont confirmé la présence du gradient de piétinement qui s'affaiblit en allant du bord du chemin jusqu'à la partie interne des pelouses. Ceci valide par conséquent le recours à la méthode de transect qui concrétise la modification de la composition floristique tout au long de ce gradient (les espèces qui tolèrent le piétinement sont principalement situées au niveau des premiers quadrats et les espèces sensibles au piétinement sont majoritairement localisées au niveau du quatrième et de cinquième quadrats).

Le recours au protocole de suivi basé sur la méthode d'échantillonnage dont les données ont été agrégées en fonction de différentes échelles spatiales représente pour Hermy et Cornelis (2000) une méthode objective, facile à mettre en place et facile à adapter à des contextes géographiques différents. Elle permet aussi de pallier aux contraintes temporelles et humaines des inventaires exhaustifs "*we feel that the proposed method -monitoring- is a balanced*

compromise between feasibility and accuracy for tackling a difficult issue such as biodiversity in (sub-) urban parks" (Hermy et Cornelis, 2000:160). Dans un contexte de pénurie de connaissances, le protocole de suivi correspond à un premier élément de référence fournissant aux acteurs concernés un ensemble d'informations sur l'état de la formation végétale étudiée. Il se base sur des hypothèses issues de la recherche scientifique pour fournir un éclairage opérationnel (Smith et al., 1985 ; Noss, 1990). Dans des recherches plus approfondies et en intégrant l'aspect diachronique, cet outil d'évaluation permet de : (1) proposer différents scénarii de mode gestion, (2) identifier leurs impacts sur la dynamique de la formation végétale étudiée et (3) déterminer le mode de gestion le plus adéquat en fonction des attentes politiques et sociales.

En fonction de notre approche d'évaluation et en se basant aussi sur l'étude portée sur le sol dans le cadre du protocole de suivi, nous tenons à évoquer quelques éléments de référence opérationnels[100] (Tableau 23):

Tableau 23. Quelques recommandations issues de l'étude des communautés prairiales des pelouses urbaines strasbourgeoises

Constats	Recommandations
La composition floristique varie spatialement du bord du chemin jusqu'à la partie intérieure de la pelouse.	Respecter une distance de 10 à 15 m entre les différents chemins de fréquentation afin que la plupart des communautés prairiales soient représentées spatialement.
La richesse et la diversité spécifiques sont influencées par la présence d'autres formations végétales situées à proximité.	- Diversifier les strates (herbacées, arbustives et arborée) au bord des pelouses urbaines pour favoriser la dissémination des graines. - La diversification des strates induit aussi une augmentation de la diversité faunistique (papillons, abeilles, fourmis, etc.) permettant le maintien du fonctionnement des pelouses urbaines.
La compaction du sol induit une diminution de la richesse et la diversité spécifique.	Privilégier les espèces qui résistent au piétinement et les espèces indigènes.
Le parc du Glacis et les Jardins	Répertorier les pelouses remarquables et mettre en place des

[100] Certains éléments sont issus du rapport rédigé à l'attention de la communauté urbaine de Strasbourg dans le cadre de la convention effectuée entre cette dernière et le laboratoire Image, Ville, Environnement (Mehdi, Ertlen et Selmi, 2013).

des Deux Rives présentent une richesse et une diversité spécifique plus importantes.	dispositifs de protection et de sensibilisation visant à réguler l'accès au public. Ces pelouses pourraient être des sites pilotes pour mettre en place la future trame verte urbaine.
Les opérations de gestion n'agissent pas sur la composition et la diversité des communautés prairiales urbaines.	Diversifier les régimes de tonte (en termes d'hauteur de coupe et de fréquence) permettant la diversification des communautés prairiales.

Après avoir étudié les communautés prairiales des pelouses urbaines en nous basant sur le protocole de suivi et discuté ses différents apports, penchons-nous sur les limites et les perspectives.

5.2.2. Les limites et contraintes

Les imperfections du protocole de suivi sont nombreuses, elles émanent de trois sources : la qualité des données, l'échantillonnage et les indices de calcul :

5.2.2.1. La qualité des données

La mise en place du protocole de suivi a été principalement fondée sur les données spatiales et géoréférencées qui ne sont pas issues de la même source et n'ont pas la même date de création. Cette limite a été aussi rencontrée dans le travail mené sur les arbres urbains (chapitre 6 et 7). Par ailleurs, nous avons été amenés à redessiner les limites des espaces végétalisés à l'aide de la photo-interprétation des photos aériennes pour pouvoir générer la zone tampon et caractériser l'occupation du sol adjacente des parcs, car les données fournies par les services techniques de Strasbourg découpent les parcs en petits polygones.

5.2.2.2. Le plan d'échantillonnage

La mise en place du protocole du suivi a été conditionnée par certains critères (superficie supérieure à 1 ha, terrain plat, absence de couvert arboré, etc.). Ces derniers ont influencé la taille de l'échantillon qui s'est réduite à six espaces végétalisés. Bien qu'il soit représentatif des grands parcs de la ville de Strasbourg, notre échantillon ne nous permet pas de généraliser nos résultats sur l'ensemble des espaces végétalisés strasbourgeois.

A notre connaissance, rares sont les études qui ont appliqué la méthode de transect sur les pelouses urbaines. Ainsi, nous manquons de recul par rapport à la portée de cette méthode qui

a été validée dans le cadre des prairies permanentes. Nous n'avons pu comparer nos résultats qu'avec ceux issus du travail de recherche mené sur les pelouses urbaines de l'agglomération tourangelle (Mehdi, 2010) qui est à notre connaissance le seul à avoir appliqué un tel protocole dans le milieu urbain.

Une autre limite consiste à la mise à l'écart des graminées dans nos relevés floristiques en raison de la difficulté de leurs identifications notamment quand ils sont fauchés. A cet effet, nous avons volontairement choisi de considérer les deux espèces graminées suivantes, *Poa annua* et *Lolium perenne* comme les plus dominantes dans les pelouses urbaines. Notre choix s'est basé non seulement sur la littérature scientifique mais aussi sur les placettes d'expérimentation de référence où nous n'avons trouvé que ces deux espèces.
Une dernière imperfection réside dans la détermination de l'intensité du piétinement pour chaque pelouse. Cette donnée a été estimée en fonction des observations effectuées sur le terrain et de l'emplacement des pelouses au niveau du parc.

5.2.2.3. Le recours aux indices de la biodiversité

Bien qu'ils apportent un éclairage sur la dynamique floristique, les indicateurs de la biodiversité ne dépassent pas la simple caractérisation des communautés végétales et la détermination d'un état des lieux initial en fonction des variables du milieu. Ils ne montrent qu'une seule face de la diversité biologique et ne fournissent pas des informations sur le fonctionnement écologique de la formation végétale étudiée. Selon Marge (2004 : 209) : « *Le danger de tout indice, quel qu'il soit, provient de sa nature encapsulante. Mesurer la biodiversité, à travers des indices, et vouloir les optimiser, ne signifie pas nécessairement la maintenir, ou la voir persister* ». Pour mieux appréhender la biodiversité, il va falloir appréhender ses traits biologiques, ses traits fonctionnels (à l'échelle des espèces), ses processus biologiques et faire appel aux différentes disciplines inhérentes au domaine de l'écologie.

5.2.3. Perspectives du protocole de suivi

Afin de mieux appréhender les communautés prairiales urbaines, le protocole devrait être inscrit dans une démarche diachronique visant à identifier les changements à moyen et long-terme et étudier la variation de la dynamique de la flore prairiale en fonction des saisons. Ceci permet de déterminer les régimes de gestion et les périodes d'intervention les plus propices pour la biodiversité.

Dans notre étude, l'absence du suivi temporel et la petite taille de l'échantillon pourraient expliquer l'effet négligeable des pratiques de gestion sur la composition et la structure de la communauté végétale étudiée. Pour remédier à cette contrainte, les prochaines études devraient impliquer l'ensemble des espaces végétalisés qui forme l'infrastructure verte de la ville.

Une autre perspective consisterait à tendre vers la multidisciplinarité en étudiant les interactions de la communauté prairiale avec l'air (pollution atmosphérique, la direction et la vitesse du vent), l'homme (services de détentes et loisirs), la diversité faunistique. Ainsi, un dialogue entre les différentes disciplines devient d'une nécessité accrue afin d'éclairer l'interface homme-nature d'une manière générale.

Conclusion

Le présent chapitre, consacré à la caractérisation des communautés prairiales des pelouses urbaines, avait pour objectif, entre autres, de discuter l'intérêt de la mise en œuvre d'un protocole de suivi de la biodiversité urbaine. La démarche adoptée est issue du domaine scientifique et pourrait avoir une vocation opérationnelle. Une attention particulière a été portée sur l'analyse de la composition et la structuration de l'habitat étudié. En se focalisant sur ces deux composantes, le protocole ne révèle bien entendu qu'une partie du fonctionnement écologique global des pelouses urbaines. A titre d'exemple, la question de la connectivité, la dispersion des espèces et l'évolution de la flore prairiale au cours du temps reste en suspens.

Plus précisément, l'organisation du protocole (en transect) a tenu à respecter la structuration des communautés prairiales validée par le travail de Mehdi (2010), qui a pris en compte l'évolution des communautés, en allant du chemin de fréquentation vers l'intérieur des pelouses. Les analyses statistiques réalisées ont mis en évidence l'effet de plusieurs facteurs, comme l'intensité de piétinement et la variation des types d'occupation du sol adjacente, sur l'abondance, la richesse et la diversité spécifique, mais elles n'ont pas permis d'estimer l'impact des pratiques de gestion.

Nous rappelons que dans un contexte de grand déficit de connaissances sur les pelouses urbaines, notre ambition a été de tester le protocole de suivi, de déterminer ses atouts et ses

faiblesses et d'ouvrir la voie à une meilleure appréhension d'un tel habitat. Dans cette perspective, celui-ci peut être considéré comme une plateforme de travail entre les scientifiques et les gestionnaires et constitue la base de futures recherches qui doivent : (1) intégrer l'ensemble des pelouses urbaines, (2) se baser sur une approche diachronique pour suivre l'impact des changements de pratiques de gestion et d'usage sur les communautés prairiales et (3) s'inscrire une étude de la diversité fonctionnelle.

Après avoir tenté d'appréhender l'une des diverses facettes de la valeur intrinsèque des pelouses urbaines, nous allons nous pencher dans ce qui suit sur l'évaluation de la valeur instrumentale d'un autre type d'habitat à savoir la végétation arborée. Nous rappelons qu'une synthèse des différents outils d'évaluation de la double-valeur des formations végétales urbaines fera l'objet de la conclusion générale de la présente étude.

Chapitre 6 : Evaluation de la valeur instrumentale, approche de modélisation

Introduction

Ce chapitre traite la question de l'évaluation de la valeur instrumentale de la végétation à travers la quantification des services écosystémiques. Rappelons que nous proposons une évaluation écologique se basant sur des indicateurs biophysiques. A cet effet, nous optons pour la modélisation numérique[101] en empruntant une démarche ascendante. Cette dernière permet, à travers l'étude de la structure de la végétation arborée locale, de quantifier les services et desservices liés à la régulation de la qualité de l'air. Ainsi nous choisissons d'utiliser le modèle i-Tree Eco (Figure 58).

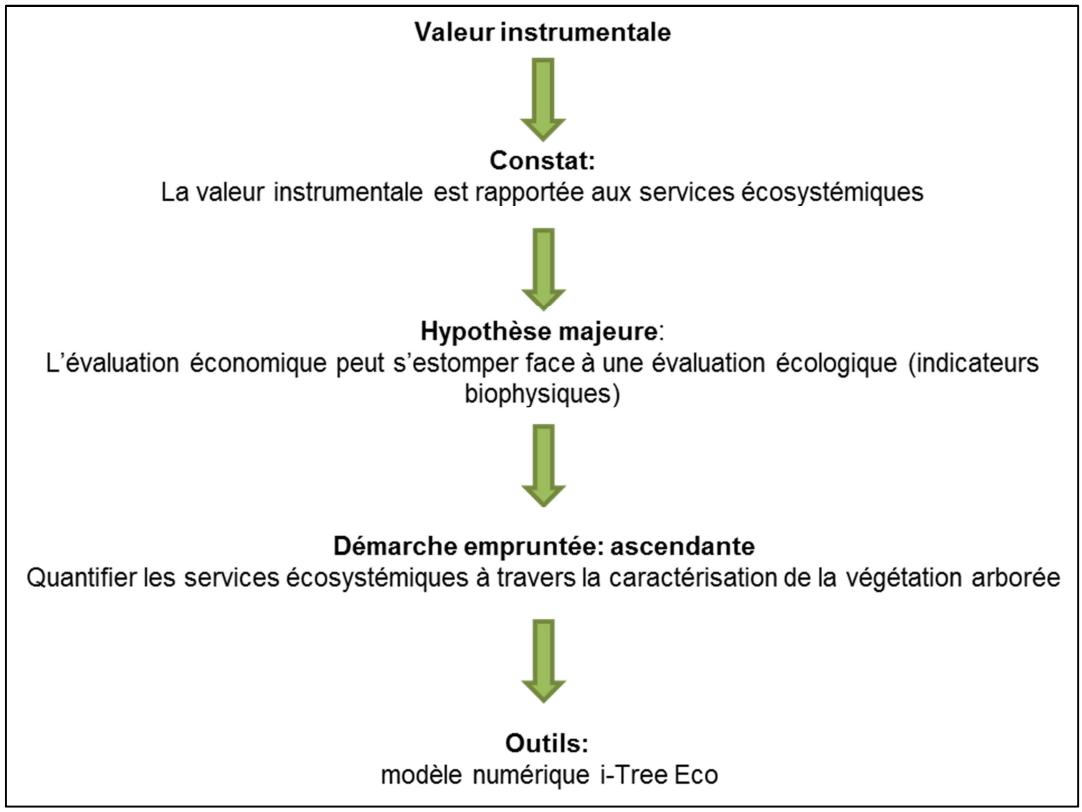


Figure 58. Représentation schématique de l'approche suivie pour la modélisation de l'évaluation de la valeur instrumentale de la végétation arborée (Selmi, 2014)

[101] *« Elle consiste à construire un ensemble de fonctions mathématiques décrivant le phénomène. En modifiant les variables de départ, on peut ainsi prédire les modifications du système physique ».* http://www.futura-sciences.com/magazines/matiere/infos/dico/d/matiere-modelisation-11321/ (14/04/2014).

A notre connaissance, i-Tree Eco est le seul outil qui couple plusieurs sous-modèles dans le but d'estimer un éventail de services et desservices écosystémiques (SDE) (en même temps) à travers des variables locales (dendrométriques, climatologiques, atmosphériques, géographiques). Notre approche consiste dès lors à produire une estimation initiale de l'effet physique des arbres sur l'environnement urbain en procédant par un échantillonnage représentatif du patrimoine arboré géré par services techniques strasbourgeois. Les différents algorithmes utilisés pour quantifier la valeur instrumentale sont exposés dans le quatrième chapitre de cette thèse. Le présent chapitre décrit l'architecture fonctionnelle du modèle i-Tree Eco en détaillant sa configuration, ses principes d'utilisation et sa méthode d'application à l'échelle de la ville de Strasbourg. Avant d'aborder ces différents éléments nous souhaitons dans un premier temps éclairer les différents compartiments et les processus biophysiques des arbres. Nous nous focaliserons sur les fonctions qui interviennent dans la production des SDE estimés par i-Tree Eco à savoir l'élimination des polluants, le stockage et la séquestration du carbone et l'émission des composés organiques volatils COV.

1. Arbre : éléments historiques, dendrologiques et fonctions écologiques

Les divergences disciplinaires ont aussi touché la définition de l'arbre. Nous rapportons ici le constat de Demeulenaere (2005) qui démontre que les forestiers définissent l'arbre en fonction de ses caractères morphologiques (hauteur, diamètre, etc.), tandis que les botanistes le perçoivent en tant que source de lignine. Nous retenons alors la définition de Delvallée et al. (2005) qui considèrent l'arbre comme une végétation pérenne, c'est un végétal terrestre ligneux qui atteint une hauteur minimale comprise entre cinq et sept mètres et dont le diamètre à la hauteur de la poitrine est supérieur ou égal à 2.54 m. Outre ces caractéristiques morphologiques, les différents ouvrages ou fiches techniques prennent en considération d'autres aspects qualitatifs (rusticité : tolérance à la température, longévité : espérance de vie, etc.).

Les arbres sont présents aussi bien dans les forêts que dans le milieu urbain. Ils sont isolés, groupés ou en alignement. L'introduction des arbres dans les villes a eu pour objectif de façonner et de structurer le paysage urbain comme dans le cas des jardins de Babylone ou de la Rome antique. Ils sont considérés comme un élément structurant de l'infrastructure verte urbaine. A ce stade, le recours à des arbres prestigieux et/ou des arbres capables de s'adapter aux conditions urbaines hostiles a été privilégié. Outre cet aspect esthétique, l'arbre est empreint de symbole religieux, il incarne la présence divine sur terre (Brosse, 2001). Il détient

une double facette paradisiaque et infernale. Cette image fait l'unanimité auprès des textes sacrés des trois doctrines monothéistes (Shimada et Johnston, 2014). A ces deux aspects s'ajoute l'aspect culturel dans la mesure où l'arbre est aussi un symbole d'identité, un enracinement culturel et une manière de s'affirmer et de s'approprier l'espace de vie urbain tout en se rappelant des liens avec la terre et la nature (Rejeb, 2007). Ce n'est que vers la fin des années 70 que la recherche scientifique a posé la question des rôles écologiques des arbres. Les arbres urbains assurent-t-ils des fonctions et des services de régulation au même titre que des forêts ? Quel est leur degré d'efficacité sur l'environnement urbain ? Bien que les bénéfices écologiques des arbres urbains aient été identifiés depuis l'antiquité (Yang et al., 2005), leur quantification demeure une piste de recherche récente. Nous proposons d'éclairer certaines fonctions et services associés, en présentant dans ce qui suit quelques éléments de références terminologiques que nous utiliserons dans ces deux derniers chapitres (Encadré 8) suivis par un descriptif des différents compartiments des arbres.

Encadré 8. Eléments de référence terminologiques

Dendrologie : la science de reconnaissance, d'étude et de classification des arbres[102]
Dendrométrie : procédé de mesure et de quantification des caractéristiques physiques des arbres (diamètre, hauteur, volume, âge, etc.)[103].

Ligneux : les plantes ligneuses sont les plantes capables de fabriquer des tissus secondaires qui confèrent à la tige son aspect résistant. Les tissus secondaires sont appelés bois ou xylème[104].

Feuillus : les arbres feuillus forment les angiospermes. Ce sont des arbres dont le système foliaire est très développé (feuille large). Il existe deux types d'espèces, caduques (les feuilles chutent chaque année pendant le cycle de vie : Chêne pédonculé) et persistantes (Chêne vert) (Bruyat,2011).

Résineux ou Gymnospermes : ils sont plus anciens, le système foliaire est persistant et les feuilles prennent la forme d'aiguilles ou d'écailles à l'exception de l'espèce *Ginkgo biloba* qui est à feuillage caduc et développe des feuilles en éventail (Bruyat, 2011, Delvallée et al., 2005).

[102] http://www.thesaurus.gouv.qc.ca/tag/terme.do?id=3896 (07/05/2014) ;
[103] http://www.littre.org/definition/dendrom%C3%A9trie (07/05/2014) ;
[104] http://www.afd-ld.org/~fdp_bio/content.php?page=plantes_ligneuses&skin=modvi (07/05/2014).

1.1. Compartiments de l'arbre

Un arbre est divisé en plusieurs parties (Figure 59) :

- les racines : c'est l'ensemble des ramifications souterraines permettant la fixation de l'arbre et l'absorption des éléments nutritifs du sol. Le système racinaire est formé par une racine principale verticale (Pivot) et des racines latérales qui se détachent du pivot.
- le tronc : c'est la partie développée entre les racines et les branches. Il est de forme cylindrique (Bruyat, 2011). Le tronc se ramifie en branches puis en ramures ;
- la couronne : c'est la partie regroupant les feuilles, les branches et les rameaux. On parle aussi de houppier. La partie la plus haute s'appelle la cime[105].

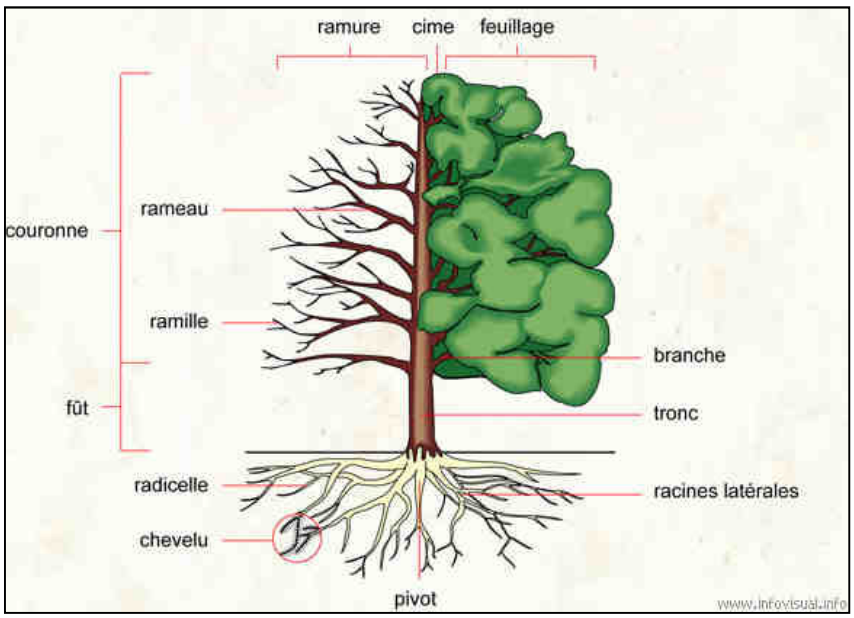


Figure 59. Les différentes parties de l'arbre[106]

L'ensemble de ces composantes agit entre elles et échange des flux de matières et d'énergie qui contribuent à la survie de l'arbre. Elles sont aussi le siège de différents processus et fonctions écologiques qui interviennent dans la production des services et desservices écosystémiques (SDE).

1.2. Fonctions écologiques

Comme nous l'avons évoqué dans le quatrième chapitre, nous nous penchons dans le cadre de cette thèse sur les SDE de régulation de la qualité de l'air, plus particulièrement le stockage et

[105] http://www.infovisual.info/01/002_fr.html (17/05/2014);
[106] Ibid.

la séquestration du carbone, l'élimination des polluants atmosphériques et l'émission des COV. Dans le but de mener une approche de quantification, il parait judicieux d'éclairer les fonctions sous-jacentes à partir desquelles ces SDE sont produits (Figure 60).

1.2.1. La photosynthèse

C'est le mécanisme par lequel la végétation produit ses nutriments et libère l'oxygène dans l'atmosphère à partir du CO_2 séquestré et de l'eau. Ce processus a lieu au niveau des feuilles plus précisément par les chlorophylles pendant l'épisode diurne et en présence de la lumière.

$$nCO_2 + nH_2O + \text{Energie solaire} \longrightarrow (CH_2O)_n + nO_2$$

Gaz carbonique (Atmosphère)	Eau (sol)	Glucide	Oxygène libéré dans l'atmosphère

Chez les conifères, la photosynthèse s'effectue aussi pendant la saison hivernale mais à un rythme ralenti. Les glucides libérés suite à cette réaction sont considérés comme (1) une source d'énergie pour la respiration, (2) une réserve d'énergie sous forme d'amidon et (3) des éléments participants à la construction des tissus primaires et secondaires de l'arbre[107].

1.2.2. La respiration

C'est le processus par lequel la plante absorbe l'oxygène et rejette le CO_2 en consommant les glucides synthétisés par la photosynthèse pour produire l'énergie indispensable pour sa croissance. La respiration s'effectue aussi bien durant l'épisode diurne que nocturne. Toutes les parties de la plante participent à la respiration[108]. La quantité de CO2 rejetée est très faible par rapport à la quantité absorbée et le taux d'oxygène émis dans l'atmosphère[109].

$$(CH_2O) + O_2 \longrightarrow CO_2 + H_2O + \text{énergie}$$

Glucide	Oxygène	Gaz carbonique (libéré dans l'atmosphère)	Eau	

1.2.3. La transpiration

Ce processus de régulation de la température est connu aussi sous le nom de l'évapotranspiration. Il s'effectue en présence du rayonnement solaire. A travers les stomates, les feuilles rejettent environ 95% de la quantité d'eau absorbée par le système racinaire[110].

---

[107] http://www.cap-sciences.net/upload/DCO_physiologie_de_larbre.pdf (19/05/2014);
[108] http://www.caue44.com/IMG/pdf/fiche3-etre-vivant.pdf (24/03/2014);
[109] http://carredejardin.com/plantes-dans-une-chambre-a-coucher-est-ce-reellement-un-danger (24/03/2014);
[110] http://botarela.fr/Poaceae/Famille/Photosynthese-2.html(24/03/2014).

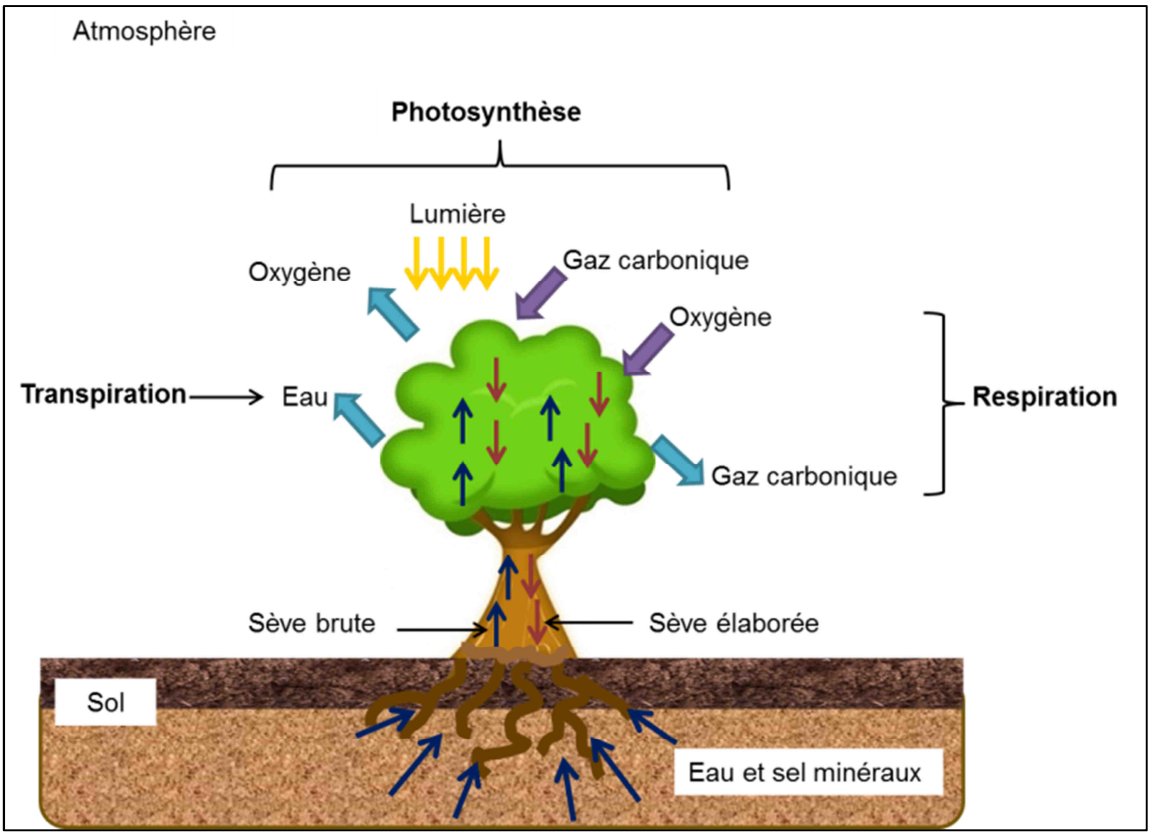


Figure 60. Les différents processus effectués entre le sol-la plante et l'atmosphère (Selmi, 2014 ; inspiré de CAUE, 2009 [111] et McPhearson, 2007)

La végétation puise dans le sol l'eau et les sels minéraux, et fixe le dioxyde de carbone et l'énergie solaire à partir de l'atmosphère pour produire sa propre nourriture, l'oxygène et les glucides. L'eau et les sels minéraux forment la sève brute qui circule des racines jusqu'aux feuilles et alimente les parties vivantes de la végétation, tandis que les sucres et les acides aminés, formant la sève élaborée, sont acheminés dans le sens inverse, c'est-à-dire des feuilles jusqu'aux autres organes de la plante[112].

Les trois fonctions évoquées ci-dessus sont considérées comme des métabolismes primaires car elles maintiennent la croissance, l'alimentation et le développement des arbres. A ces fonctions s'ajoutent des métabolismes secondaires responsables de la formation des composés organiques volatils (COV).

[111] http://www.caue44.com/IMG/pdf/fiche3-etre-vivant.pdf (24/03/2014);
[112] http://www.onf.fr/renecofor/sommaire/resultats/alimentation_pollution/feuilles/@@index.html (24/03/2014).

1.2.4. Mécanisme d'émission des COV

A l'issu du métabolisme secondaire, les arbres biosynthétisent et émettent des composés chimiques qui permettent la protection des arbres contre les facteurs de stress et interviennent dans la communication avec leur environnement (Baghi, 2013). Constitués d'atomes de carbone, d'hydrogène et d'oxygène, les composés chimiques deviennent des composés organiques à faible poids moléculaire d'où l'appellation : Composés Organiques Volatils. Bien que l'intérêt de ces composés soit affirmé pour le règne végétal, ils participent à la formation des polluants secondaires libérés dans l'atmosphère en modifiant leurs propriétés oxydantes, *ibid*. Les COV sont issus des processus de biosynthèse au niveau des cellules végétales, dont la production varie en fonction de divers facteurs, tels que la phénologie, l'âge de la plante, etc.) (Guitton, 2010 ; Lindfors et Laurila, 2000). Dans cette thèse, seuls les monoterpènes et les isoprènes sont abordés (Encadré 9).

Encadré 9. Synthèse des COV (Baghi, 2013 :43-44)

« L'isoprène et les monoterpènes résultent d'un même précurseur, le diméthylallyl-diphosphate (DMAPP) et son isomère l'isopenthyldiphosphate (IPP). C'est par le cycle de l'acide mévalonique (MVA) que vont être formés ces précurseurs dans le cytoplasme et par le cycle du méthylerythritol (MEP) dans les plastes. La synthèse de l'isoprène fait intervenir une enzyme appelée isoprène-synthase. Située dans le chloroplaste cette enzyme catalyse l'élimination du pyrophosphate du DMAPP et son activation est dépendante de la lumière (Silver et Fall , 1991).Bien que le mécanisme de formation du 2-méthyl-3-buten-2-ol (MBO) reste inconnu, sa formation est supposée avoir lieu aussi dans le chloroplaste à cause de la dépendance de ses émissions à la lumière. La combinaison par condensation du DMAPP et de l'IPP forme le monoterpène geranylpyrophosphate(GPP) qui est le précurseur d'autres monoterpènes mais aussi des sesquiterpènes s'il se combine avec une autre molécule d'IPP. La plupart des monoterpènes possèdent une structure cyclique et l'on appelle monoterpènes cyclases les enzymes qui catalysent leur formation à partir du GPP (McGarvey et Croteau, 1995). Ces enzymes ont la capacité de produire plusieurs monoterpènes différents. Par exemple, l'action de l'enzyme limonène synthase sur le GPP peut donner du limonène, de l'α-pinène, du β-pinène, ou du myrcène (Rajaonarivony et al., 1992). À noter que les monoterpènes ainsi formés peuvent subir une oxygénation pour donner des monoterpènes oxygénés (Croteauand et Gershenzon, 1994). La formation des monoterpènes a généralement lieu dans les plastes non photosynthétiques (donc autres que les chloroplastes) tandis que les sesquiterpènes sont produits dans les cytoplasmes (Carde et al., 1980; Gleizes et al., 1983;Kleinig, 1989; Soler et al., 1992; McCaskill and Croteau, 1995). »

Ayant un aspect lipophile et une pression de vapeur assez importante, les monoterpènes et les isoprènes transitent depuis l'intérieur des cellules végétales jusqu'à l'atmosphère en suivant la loi de la diffusion : lorsqu'un gradient de pression s'installe entre l'intérieur des cellules et l'air environnant, les COV se déplacent du compartiment à forte pression jusqu'au compartiment à faible pression (Guitton, 2010 ; Baghi, 2013). L'émission des isoprènes s'effectue en présence de la lumière, tandis que celle des monoterpènes s'effectue au cours des épisodes nocturne et diurne. L'émission de ces deux composés est soumise à l'activité enzymatique, à la température des feuilles ainsi qu'à l'intensité de la lumière (Lindfors et Laurila, 2005). Malgré l'intérêt scientifique accordé à l'émission des COV, les mécanismes d'émissions restent à l'heure actuelle mal cernés.

1.2.5. Dépôt sec

Le dépôt sec est considéré comme le seul mécanisme d'élimination des polluants en l'absence de précipitation (Cavanagh, 2006; Schlesinger, 1979). Ce phénomène, qui met en exergue les interactions entre l'atmosphère et la végétation, dépend de (1) la nature (gaz ou particules) et des propriétés des polluants (densité, diamètre ; etc.), (2) la nature et les caractéristiques de la surface de dépôt (superficie, rugosité, nature physicochimique, etc.) et (3) les facteurs climatologiques (vitesse et direction du vent, température, rayonnement solaire, turbulence, etc.) (Roupsard, 2013). La turbulence atmosphérique est fondamentale dans le processus de transfert des polluants de l'atmosphère vers la surface qui s'effectue par sédimentation pour les grosses particules, par diffusion brownienne pour les particules fines, par impact d'inertie pour les autres particules et par diffusion turbulente et moléculaire pour les polluants gazeux[113]. Séjournant au niveau de surface foliaire (cuticule), les particules peuvent regagner de nouveau l'atmosphère (phénomène de re-suspension en présence du vent), être lessivées en présence de la pluie ou bien se déposer sur le sol au moment de la chute des feuilles (Escobedo, 2007). Quant au sort des polluants gazeux, il est gouverné par deux phénomènes (Garrec, 2010) :

- l'adsorption sur la surface, plus particulièrement au niveau de la cuticule où ils seront accumulés ou transformés ;
- l'absorption vers les cavités intérieures de la feuille par voie stomatique. Dans ce cas, les polluants interagissent avec l'eau et deviennent solubles, ensuite sont stockés ou métabolisés au niveau des tissus foliaires.

[113] http://cerea.enpc.fr/fich/support_cours/SGE_M2/2012-2013/SGE-Depots.pdf (01/06/2014).

2. Questionnements

Cette partie expose les principaux questionnements, les hypothèses et la démarche empruntée pour étudier la valeur instrumentale appréhendée à travers l'évaluation des services écosystémiques.

2.1. Comment évaluer les services et les desservices écosystémiques rendus par la végétation urbaine ?

D'une manière générale, les services et desservices écosystémiques (SDE) sont respectivement les bénéfices et les nuisances directs et indirects rendus par les écosystèmes naturels et semi-naturels (Costanza et al., 1997). Dans un contexte urbain, ces écosystèmes se rapportent la plupart du temps aux espaces végétalisés urbains et aux formations végétales. Comme nous l'avons évoqué ci-dessus, nous nous focalisons uniquement sur la végétation arborée qui a fait l'objet de nombreuses études mettant en exergue ses services et desservices de régulation de la qualité de l'air (Nowak, 2006 ; Escobedo et al, 2011 ; Dobbs, 2011). Diverses approches d'appréhension des SDE de régulation se sont forgées autour de la végétation (économique, socio-culturelle, écologiques, etc.). Nous nous penchons sur l'évaluation écologique qui alimente l'hypothèse majeure de la présente thèse en voulant vérifier si celle-ci peut participer à la définition d'un nouveau regard sur les SDE urbains.

2.2. Autour de quels critères se construit l'appréhension de la valeur instrumentale de la végétation urbaine ?

Les services et desservices écosystémiques sont les produits des fonctions écologiques et des interactions de la végétation arborée avec d'autres éléments biotiques (l'Homme, autres formations végétales, faune, etc.) et abiotiques (sol, atmosphère, etc.). L'efficacité de ces fonctions et de ces interactions est considérée en fonction de divers facteurs qui se déclinent en deux grandes catégories (Tableau 24).

Tableau 24. Critères pris en considération dans l'approche d'évaluation

Types de critères	Description
les critères structuraux	relatifs au patrimoine arboré : croissance, âge, espèce, état sanitaire, exposition à la lumière, etc. ;
les critères spatiaux	relatifs à l'occupation du sol adjacente : zone résidentielle, verte, industrielle, naturelle, etc.

Ces deux critères étayent notre approche d'évaluation qui s'appuie sur une démarche ascendante en partant de la caractérisation de la structure de la végétation arborée jusqu'à la vérification de son impact sur la production des SDE à l'échelle de la ville de Strasbourg. La recherche bibliographique menée dans le cadre de cette thèse dont un des objectifs était d'identifier les outils adéquats pour répondre à notre questionnement, nous a conduit vers le modèle i-Tree Eco[114] que nous décrivons dans les prochains paragraphes.

3. Le modèle i-Tree Eco

Le modèle i-Tree reprend notre démarche ascendante parce qu'il prend en considération la complexité de l'écosystème urbain en intégrant comme données d'entrée des mesures dendrométriques et des mesures d'observations locales (données atmosphériques et climatologiques). En outre, il met en exergue les fonctions écologiques (dépôt sec, métabolisme primaire et secondaire) et les interactions entre les arbres et l'atmosphère urbaine. Toutefois, comme tout modèle, i-Tree Eco cache derrière son succès auprès des chercheurs américains et européens certaines failles que nous évoquerons plus loin. Nous détaillerons dans ce qui suit les fonctionnalités ainsi que la méthodologie empruntée qui viennent à l'appui des éléments décrits au quatrième chapitre.

3.1. Configuration du modèle

Le modèle i-Tree Eco est dissocié en deux composantes : la première est intégrée par défaut tandis que la deuxième est personnalisée en fonction du terrain d'étude.

La base de données par défaut renseigne non seulement les paramètres de base (la palette végétale, les variables à relever et leurs abréviations) mais aussi l'architecture interne (la structuration des données d'entrée et des résultats du modèle) (Figure 61).

[114] http://www.itreetools.org/eco/ (01/09/2012).

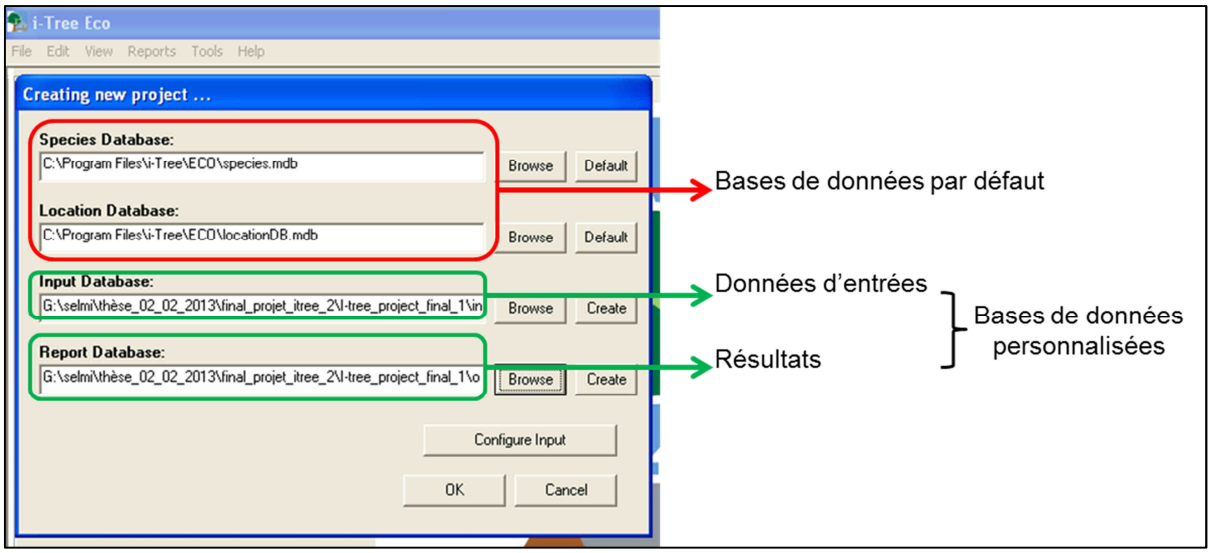


Figure 61. Interface d'entrée du modèle (i-Tree Eco, 2005)

La base de données personnalisée contient les données locales qui reflètent l'état des lieux. Ces données représentent les informations relatives au (1) contexte géographique et temporel (altitude, longitude, superficie, occupation du sol, date de l'étude), aux (2) variables atmosphériques et climatologiques et aux (3) données collectées sur le terrain (coordonnées géographiques des placettes de relevé, adresse, liste de pieds d'arbres inventoriés, relevés dendrométriques, etc.) :

3.1.1. Contexte espace-temps

Notre approche d'évaluation requiert l'application du modèle à une échelle spatio-temporelle bien précise. Étant donné que ce travail se focalise sur la ville de Strasbourg, l'échelle spatiale a été définie en fonction des limites administratives de celle-ci. Quant au choix de l'échelle temporelle, il a été soumis à une condition majeure : collection des données d'observation pour une période d'un an qui devrait inclure le laps de temps dédié à la collecte des données de terrains. L'évolution et l'organisation des différentes tâches de notre travail durant ces trois dernières années nous ont conduits à prévoir la campagne de mesures dendrométriques pour la saison estivale de l'année 2013 (Fin avril - début Juillet). A cet effet, l'échelle temporelle de référence s'étale de Juillet 2012 à Juin 2013.

3.1.2. Variables atmosphériques et météorologiques

Les variables atmosphériques présentent la qualité de l'air à l'échelle de la ville de Strasbourg. Elles représentent les concentrations horaires d'un certain nombre de polluants dans l'air (en µg/m² et en ppm). Le modèle s'appuie, dans sa quantification du taux de

polluants éliminé par les arbres, sur six polluants à savoir le dioxyde d'azote (NO_2), l'ozone (O_3), le dioxyde de soufre (SO_2), l'oxyde de carbone (CO) et les particules PM_{10} et $PM_{2.5}$. Les données d'observation ont été collectées à travers les stations de l'Association de la Surveillance de la Pollution Atmosphérique (ASPA) réparties sur la zone urbaine de Strasbourg pour l'année Juillet 2012-Juin 2013. Dans l'éventualité où la concentration d'un polluant X est simulée à travers plusieurs stations, une concentration moyenne horaire a été calculée (c'est le cas du NO_2 et du PM_{10}). Quant au CO et au SO_2, les simulations ont été fournies uniquement à partir de la station Clemenceau qui est une station plutôt située à proximité des infrastructures routières.

Les variables météorologiques décrivent le climat local. En se rapportant à l'échelle de la ville de Strasbourg et à l'échelle temporelle de référence, elles exposent la température (minimale, maximale et moyenne en °C), la hauteur de précipitation (minimale, maximale et moyenne en mm), l'épaisseur moyenne de la couche de neige (cm). Ces variables ont été collectées par les deux stations d'observation de Météo-France (Entzheim et Jardin Botanique). En revanche, nous avons été confrontés à l'absence de certaines données de base. Pour pallier à ce manque, nous avons eu recours à la plateforme « *National Oceanic and Atmospheric Administration* » (NOAA)[115]. Les informations horaires récupérées renseignent la direction et la vitesse du vent, le type de nuage, la pression atmosphérique, la visibilité, etc., qui sont issus de la station d'Entzheim. Faute de simulation de la couche limite atmosphérique à l'échelle de la ville de Strasbourg pour la période de Juillet 2012 à Juin 2013, nous avons été contraints d'utiliser, *via* le NOAA, les données parvenant de la station de Trappes (Région Ile-de-France).

Nous sommes conscients que la qualité des données d'observation est contestable et qu'elle peut induire des imprécisions qui impacteraient la quantification des SDE. Cependant, l'objectif de ce travail est d'instaurer l'appréhension écologique de la valeur instrumentale de la végétation urbaine avec les moyens *ad hoc*. Les verrous identifiés peuvent faire l'objet d'un débat à la fois scientifique et opérationnel afin d'améliorer l'efficacité d'une telle démarche.

3.1.3. Mesures de terrain

Se basant sur des relevés dendrométriques, les mesures de terrain sont la pierre angulaire du modèle. Ils esquissent une image relativement fidèle du patrimoine arboré de la zone d'étude

[115] http://www.noaa.gov/ (21/04/2014).

et permettent de paramétrer les algorithmes en fonction des observations locales. En suivant les méthodes classiques de la foresterie, le modèle propose deux procédés : inventaire exhaustif ou inventaire statistique. Le premier consiste à relever l'ensemble des pieds d'arbre se situant au sein de la zone d'étude (Tomasini, 2002). Cette approche, malgré son degré de précision assez élevé, est déconseillée pour les vastes terrains d'étude en raison du coût supplémentaire qu'elle génère.

Quant à l'inventaire statistique (Encadré 10), il consiste à effectuer les mesures dendrométriques au niveau des placettes jugées représentatives de la végétation arborée à étudier. Les résultats obtenus sont par la suite extrapolés à l'ensemble du terrain d'étude (McRoberts et al., 1992). Les placettes, dont le centre est renseigné par les coordonnées géographiques, sont réparties en ayant recours à la photo-interprétation et aux systèmes d'informations géographiques. Pour ce type d'inventaire, le modèle recommande des placettes circulaires d'une superficie de 400 m². Une série d'expérimentations menée par Nowak et son équipe entre 2000 et 2001 a conduit à privilégier ces normes qui permettent d'avoir un taux de précision assez considérable avec un temps et un coût de travail optimal (Nowak et al., 2008). Bien que ces normes soient déjà approuvées par la foresterie classique[116] (Jardé, 1956, 1957 ; Nowak et al., 2003[117]), de nouvelles investigations sur leur degré de performance dans le cas de la végétation arborée urbaine sont de première nécessité (Nowak et al., 2008). Avant de détailler les mesures effectuées au niveau des placettes, nous donnons dans ce qui suit quelques éléments d'éclairage sur les méthodes d'inventaires forestiers statistiques :

Encadré 10. Inventaire forestier statistique

L'inventaire statistique est dit intentionnel lorsque sa représentativité est basée sur les compétences d'expert. Dans ce cas, on parle souvent d'un inventaire subjectif qui ne se fonde pas sur un argumentaire scientifique : « *L'échantillon subjectif tente d'appliquer un jugement professionnel à la sélection d'unités d'échantillonnage considérées comme représentatives de la population tout entière (…) Les partisans de l'échantillonnage subjectif font confiance aux compétences des experts pour sélectionner un échantillon représentatif et affirment que cette approche convient parfaitement à des fins pratiques*» (McRoberts et al., 1992 : 5).

[116] http://environnement.wallonie.be/dnf/inventaire/mbasesmeth.htm (22/05/2014);
[117] http://www.itreetools.org/resources/manuals/Eco_Manual_v5.pdf (22/05/2014).

L'inventaire statistique peut aussi être systématique, la répartition des placettes suit dans ce cas un maillage uniforme et régulier (Jardé, 1957). Cette méthode est à la fois pertinente (facile à mettre en œuvre) et efficace dans le cas des études portées sur les milieux forestiers. Toutefois, dans le milieu urbain, elle affiche certaines limites car les placettes générées systématiquement peuvent coïncider avec le réseau routier ou avec les bâtiments (Nowak et al, 2003).

Reste le cas de figure de l'inventaire aléatoire qui est fondé sur des lois mathématiques lui conférant un caractère objectif. Sous cet aspect, les placettes sont à probabilité de sélection égale (McRoberts et al., 1992). Associé à une stratification de la zone d'étude, l'échantillonnage aléatoire pourrait se présenter comme une méthode pertinente. Dans ce cas, sa représentativité se fonde sur le pourcentage du couvert arboré dans chaque strate (Langley, 2012).

Une fois localisées, les placettes font l'objet d'une visite de l'équipe de terrain qui s'engage à relever trois types de données : données générales, données relatives aux arbres et données dendrométriques (Nowak et al., 2003[118]) :

3.1.3.1. Données générales

- l'adresse : renseigner tous les éléments qui permettent de repérer des placettes (e.g. l'adresse de la rue, les coordonnées géographiques, le type de la stratification, les points repères, la distance entre les points repères, le centre de la placette, la pente, etc.) ;
- le pourcentage du couvert arboré qui couvre la placette (de 0 à 100%). Cette donnée peut être estimée grâce à la photo-interprétation ou alors par l'observation ;
- le pourcentage du couvert arbustif qui couvre la placette (0 à 100%) ;
- le pourcentage d'espace qui pourrait être le support d'éventuelle plantation, cette information est pertinente pour les futurs projets de plantation ;
- le type et le pourcentage de la couverture aérienne du sol[119] (sol nu, roche, asphalte, paillis, herbacé, pelouses, prairie, bâtiment, etc.) ;

3.1.3.2. Données relatives aux arbres

Au niveau de chaque placette, l'ensemble de pieds d'arbres dont le diamètre à la hauteur de la poitrine (DBH) est supérieur ou égal à 2.54 cm est inventorié. Pour chaque arbre à identifiant unique, l'espèce, la distance qui le sépare du centre de la placette, le nombre de rejets, la

[118] http://www.itreetools.org/resources/manuals/Eco_Manual_v5.pdf (22/05/2014);
[119] "*Ground cover*".

typologie[120], etc., sont renseignés. En outre, le pourcentage de la surface imperméable et de la surface occupée par des arbustes, située au-dessous de la projection de sa couronne, sont estimés (Figure 62).

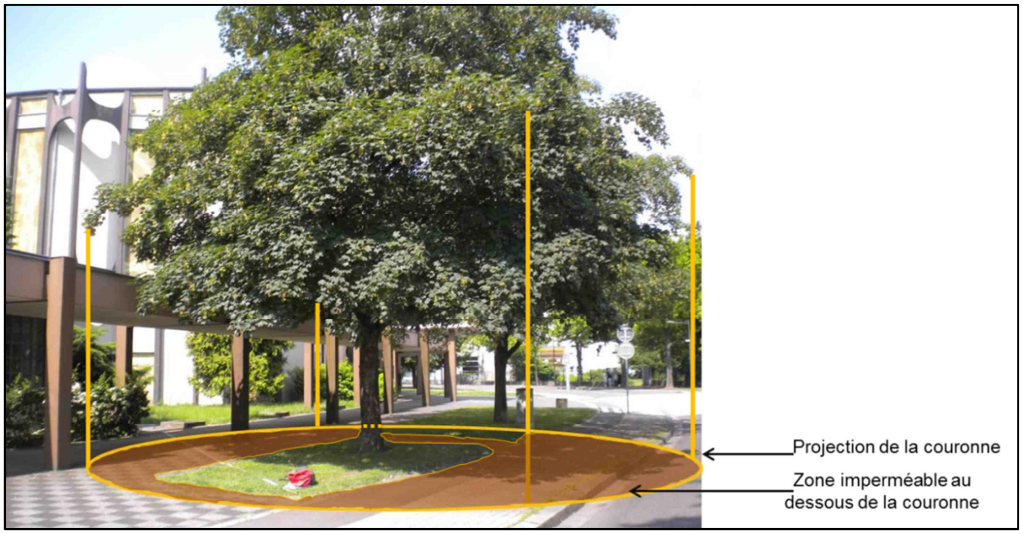


Figure 62. Estimation de la surface imperméable au-dessous de la couronne (Selmi, 2014)

Pour éviter le double comptage des arbres, il faut décider un ordre de relevé au sein de chaque placette. A titre d'exemple, le relevé se réalise depuis l'arbre le plus proche situé au nord de la placette. La progression s'effectue dans le sens des aiguilles d'une montre. Les arbres qui se trouvent aux limites de la placette sont inclus dans la campagne de mesure (Figure 63).

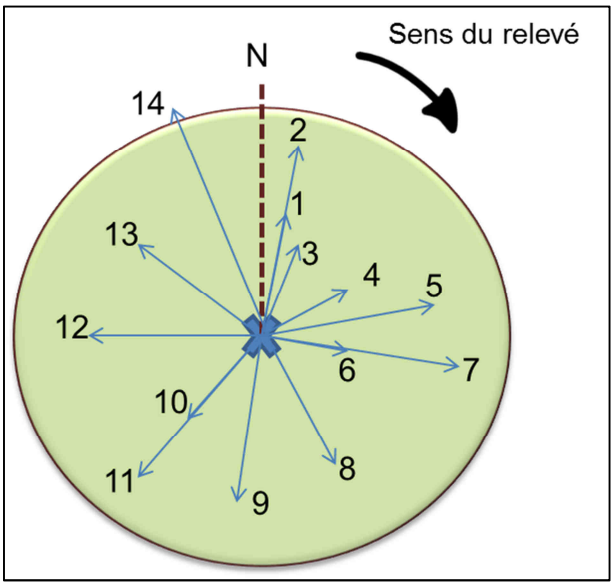


Figure 63. Exemple de technique de relevé au sein d'une placette (Selmi, 2014)

[120] S'agit-il d'un arbre d'alignement ou d'un arbre non isolé.

3.1.3.3. Données dendrométriques

Les relevés dendrométriques concernent tous les arbres se trouvant à l'intérieur des placettes :

Le diamètre à la hauteur de la poitrine (DBH) : c'est le diamètre du tronc à 1.37 m au-dessus du sol. Il est déduit à partir de la mesure de la circonférence (ou le tour du tronc) à l'aide d'un mètre ruban. En se basant sur la méthode classique de l'inventaire forestier, la technique du calcul du DBH varie en fonction de la morphologie de l'arbre et de la pente du terrain[121]. Les différents cas de figure sont illustrés par les schémas suivants (Figure 64 et Figure 65):

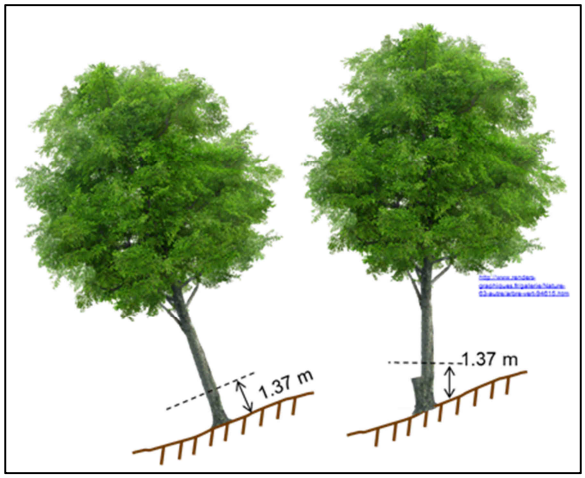


Figure 64. Cas d'un terrain en pente (inspiré de Barcham, *s.d*)

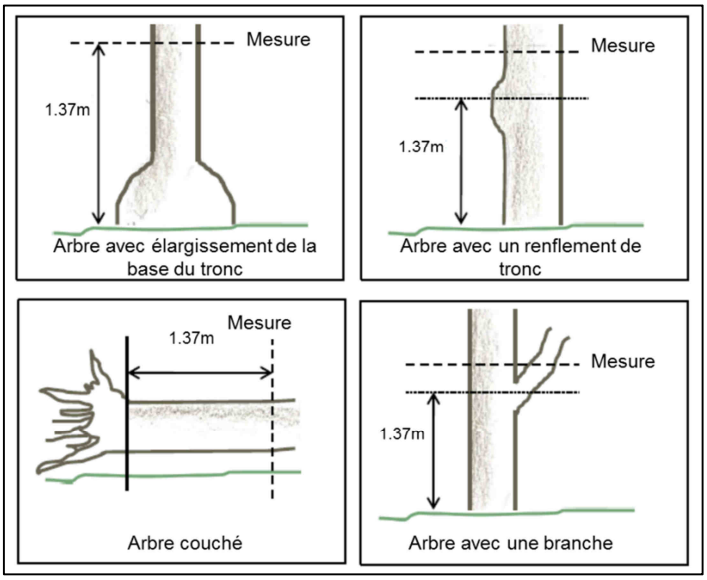


Figure 65. Différentes morphologies du tronc (Barcham, *s.d*)

[121] http://www.fao.org/docrep/008/ae578f/AE578F05.htm#P1983_113115 (22/05/2014).

La hauteur totale de l'arbre : c'est la distance entre la cime et le pied de l'arbre. Le modèle recommande aussi le calcul de la hauteur jusqu'à la base de la couronne et la hauteur jusqu'à l'extrémité de la couronne (Figure 66) :

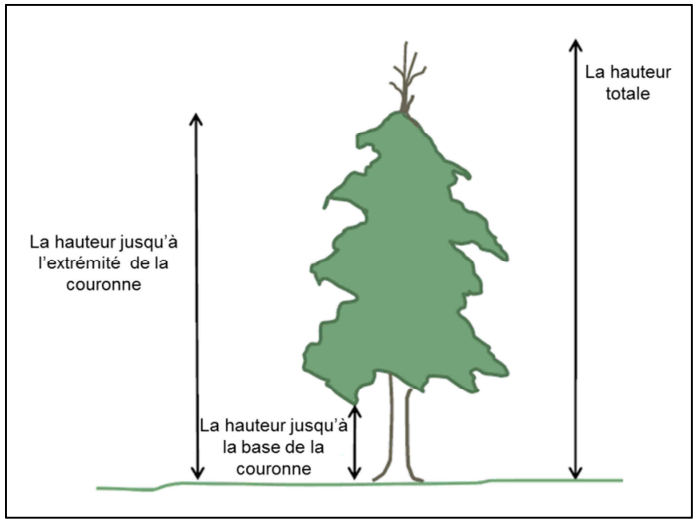


Figure 66. Les différentes hauteurs à mesurer (Barcham, *s.d*)

La largeur de la couronne : cette variable est estimée à travers la surface de la projection de la couronne au sol. Comme l'illustre la Figure 67, il s'agit de mesurer le diamètre dans deux directions perpendiculaires (Nord-Sud) et (Est-Ouest) :

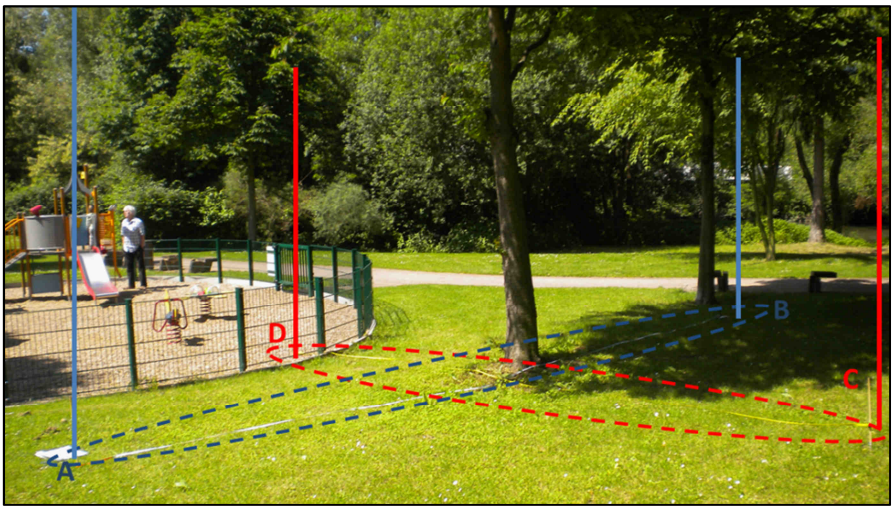


Figure 67. Projection de la canopée (Selmi, 2014)

Le feuillage manquant : c'est le pourcentage des zones qui ne contiennent plus des feuilles au niveau de la couronne. Cette variable est estimée en se basant sur des exemples fournis par

la documentation du modèle en supposant que la couronne d'un arbre sain détient une configuration symétrique (Figure 68) (Nowak et al., 2003) :

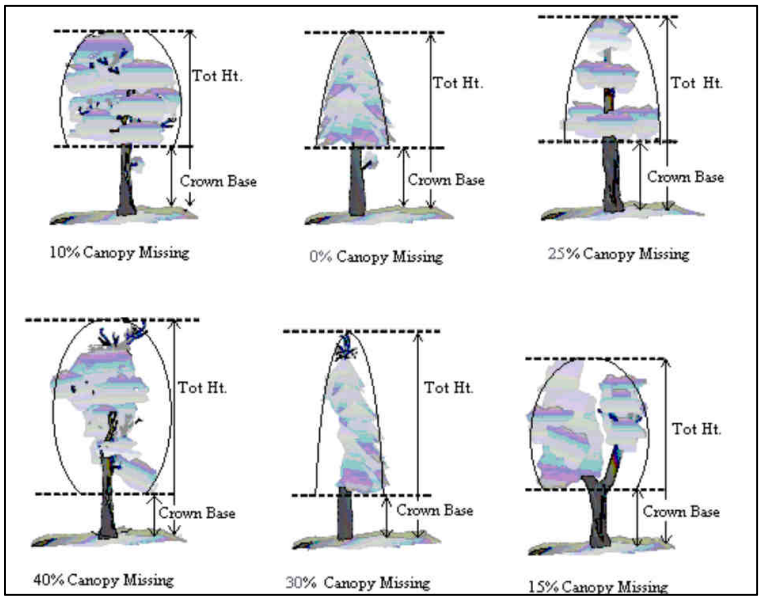


Figure 68. Différentes configurations de la couronne[122]

Le dépérissement : cette variable renseigne l'état sanitaire de l'arbre, elle est la résultante de facteurs de stress entraînant l'affaiblissement et la mort de l'arbre[123]. Elle est mesurée à travers l'estimation de la surface dépourvue de feuilles au niveau de la couronne. Les zones ayant une croissance faible en raison de l'ombrage ne sont pas incluses dans le calcul du pourcentage de dépérissement (Figure 69) (Nowak et al., 2003)[124] :

[122] http://www.itreetools.org/resources/manuals/Eco_Manual_v5.pdf (22/05/2014);
[123] http://www.memoireonline.com/02/12/5305/m_Contribution--l-etude-ecodendrometrique-du-Cedrus-atlantica-Manetti-cedre-de-l-Atlas-deper10.html (22/05/2014);
[124] Ibid.

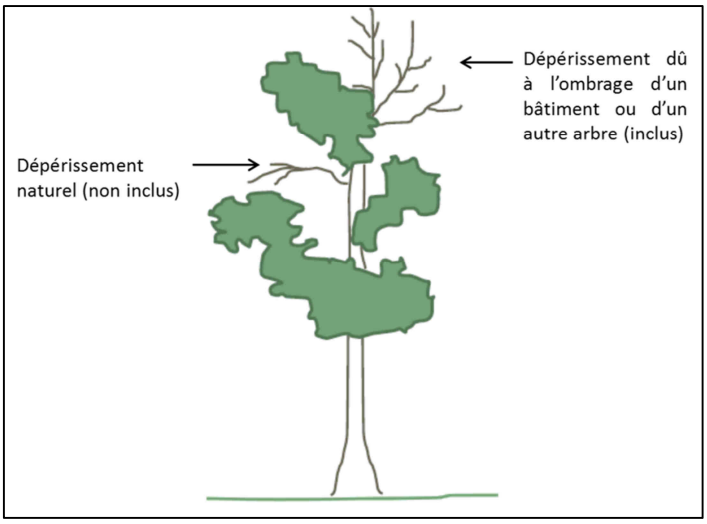


Figure 69. Les parties incluses dans la mesure du taux de dépérissement (Barcham, *s.d*)

Facteur d'exposition à la lumière : c'est le nombre de faces exposées au rayonnement solaire, il varie de 0 à 5 (Tableau 25) :

Tableau 25. Echelle des valeurs du facteur d'exposition à la lumière[125]

CLE	Nombre de faces exposées au soleil
0	L'arbre n'est pas exposé au rayonnement solaire
1	Une seule face
2	Deux faces
3	La cime et deux autres faces
4	Trois faces avec la cime
5	Les quatre faces et la cime

En guise de conclusion, cette partie a mis en perspective la particularité du modèle dont la configuration s'est échafaudée à partir d'une typologie de données aussi diverses que variées. C'est la raison pour laquelle le modèle est considéré comme un outil complet pour quantifier des SDE rendus par la végétation arborée urbaine (Chapparo et Terrades, 2012). Toutefois, cette particularité ne nie pas les limites de recours à un tel outil dont les données requises sont fondées majoritairement sur l'observation et sont issues de diverses sources. Un tel procédé pourrait associer à ces données une certaine imprécision qui risque d'entraver l'interprétation des résultats. Pour pallier à ces contraintes, nous avons envisagé des visites auprès des différents corps scientifiques (écologues, climatologues, naturalistes) ou professionnels

[125] http://www.itreetools.org/resources/manuals/Eco_Manual_v5.pdf (22/05/2014).

(gestionnaires, forestiers) dans le but de nous apporter des éclairages sur des questions relatives aux fonctionnalités de la végétation arborée et les techniques de l'échantillonnage. Avant de passer à l'application du modèle à l'échelle de la ville de Strasbourg, nous traitons dans ce qui suit les principes sur lesquels repose le modèle i-Tree Eco.

3.2. Principes de la modélisation

En ayant recours au modèle i-Tree Eco, nous voulons apporter un arsenal empirique à un constat souvent considéré comme un acquis : il existe un lien complexe tissé entre la structure de la végétation arborée et les SE rendus pour la population. A cet effet, en optant pour une démarche ascendante (Figure 70), la modélisation se déroule en deux temps à savoir (1) la caractérisation de la structure de la végétation urbaine et (2) la quantification des SDE de régulation de la qualité de l'air :

- les analyses de la structure s'acquittent d'analyse descriptive : les arbres échantillonnés sont regroupés en fonction du diamètre, de l'état sanitaire, des espèces et de leur localisation. Une analyse plus approfondie conduit à la détermination de la surface et la biomasse foliaires en adoptant des équations de régression issues de la littérature scientifique.
- les analyses des services et desservices reviennent à mettre en exergue les fonctions écologiques et les interactions arbre-atmosphère. Sous cet aspect, ils sont quantifiés en articulant les données dendrométriques d'entrée aux algorithmes développés dans le quatrième chapitre.

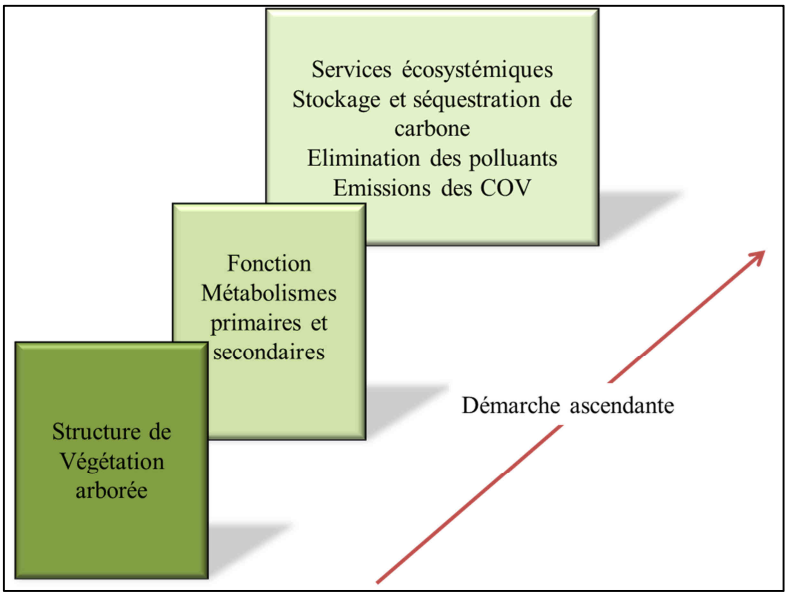


Figure 70. Démarche empruntée par le modèle i-Tree Eco (Selmi, 2014)

Les SDE rendus par la végétation arborée relèvent des fonctions écologiques et des interactions entre les arbres et leur milieu environnant. L'ensemble de ces fonctions et interactions a donné lieu à une littérature scientifique assez riche en termes d'indicateurs visant à les quantifier. Le modèle i-Tree Eco propose l'agencement d'un certain nombre d'indicateurs sur lesquels se fonde chacun de ses modules (évoqués dans le quatrième chapitre) (Tableau 26):

Tableau 26. Indicateurs utilisés par le modèle i-Tree Eco (d'après Nowak et Crane, 2000)

Modules	Indicateurs
Module A : Structure de la végétation arborée	Surface foliaire (m^2) Biomasse foliaire (t)
Module B : Emissions biogéniques	Taux d'émission d'isoprène (kg/an) Taux d'émission de monoterpène (kg/an)
Module C : Stockage et séquestration du carbone	Biomasse (t) Taux de croissance de l'arbre
Module D : Elimination des polluants	Flux de polluants (gm^{-3}) Vitesse de dépôt (ms^{-1})

Dans le cas d'un inventaire statistique, le modèle se base sur les données inventoriées pour ensuite les extrapoler à l'échelle de la zone d'étude. Cette technique permet de générer des informations sur l'ensemble de la végétation arborée à l'échelle du terrain d'étude et pallier aux contraintes de l'inventaire exhaustif (temps, coût, moyen humain). Si pertinente soit-elle, cette approche pourrait être une source d'imperfection, car elle peut générer une sur/sous-estimation de la structure du patrimoine arboré étudié qui se répercute sur le calcul des SDE associés.

4. Application à l'échelle de la ville de Strasbourg

Dans une démarche ascendante, le présent travail a fait appel à la méthode par inventaire statistique aléatoire pour caractériser la végétation urbaine strasbourgeoise et quantifier ses SDE. Le temps imparti de la thèse et le manque de moyens financiers et humains ont conditionné ce choix. En suivant les étapes expliquées ci-dessus, nous avons généré à l'aide des outils d'informations géographiques un échantillon aléatoire de placettes à l'échelle de la ville de Strasbourg. La documentation et les manuels d'application du modèle fondent la mise en place de notre échantillon aléatoire dont la représentativité se décline en deux catégories :

- représentativité géographique : les placettes sont réparties à l'échelle de la ville de Strasbourg. Nous avons choisi de stratifier notre échantillon en fonction des classes d'occupation du sol dans le but d'identifier l'impact de celles-ci sur la production des SDE. Le pourcentage de couvert végétal dans chaque classe a défini le nombre des placettes (Langley, 2012).
- représentativité structurelle : le nombre et la taille des placettes sont choisis dans le but d'optimiser la caractérisation de la végétation arborée et la quantification des SDE qu'elle génère. En suivant les travaux de Nowak et al., (2008), nous avons opté pour une surface de 400 m² par placette et une taille d'échantillon qui dépasse les 200 placettes. L'application de ces normes permet d'atteindre un seuil d'erreur de 10% (Martin et al., 2013) (Figure 71) :

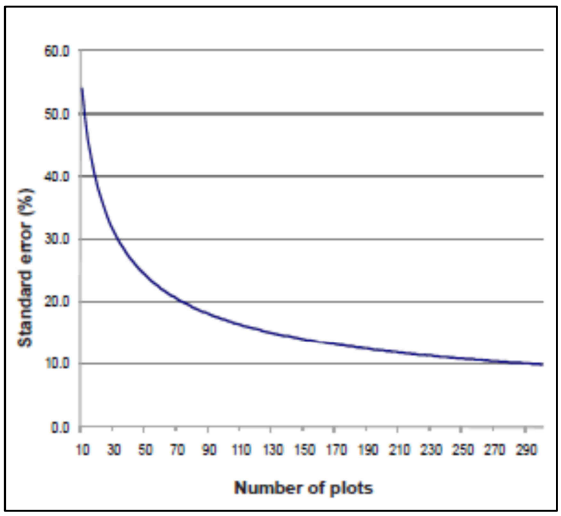


Figure 71. Le seuil d'erreur en fonction de la taille de l'échantillon (avec des placettes ayant une superficie de 0.04 ha)[126]

4.1. Choix des classes d'occupation du sol

Les classes d'occupation du sol ont été choisies en se basant sur la base de données d'occupation du sol (OCS2008-CIGAL). Elaborée par la Coopération pour l'Information Géographique en Alsace (CIGAL), cette base de données détient à la base cinquante-cinq classes avec quatre niveaux d'interprétation (voir annexe n° 3). Dans le but de simplifier les analyses et d'avoir des résultats pertinents, nous avons unifié les cinquante-cinq classes dans 8 grandes catégories homogènes (Tableau 27) :

[126] http://www.itreetools.org/resources/manuals/Eco_Manual_v5.pdf (20/05/2014).

Tableau 27. Classes d'occupation du sol (CIGAL, 2008)

Classes d'occupation du sol	Description
Zones résidentielles	Espaces structurés par des bâtiments à vocation résidentielle.
Zones institutionnelles (Espaces urbains spécialisés)	Espaces intégrés au tissu urbain et affectés à des fonctions déterminées et d'utilité publique (institutions scolaires, centres hospitaliers, centres culturels, cimetières, etc.).
Zones industrielles	Infrastructures affectées à des fonctions de production industrielle.
Espaces verts artificiels	Espaces végétalisés relevant d'un aménagement volontaire, hors activités agricoles. (parcs, équipements sportifs, golfs, etc.)
Espaces libres	Terrains intégrés au milieu urbain sans affectation particulière, disponibles pour l'urbanisation.
Zones agricoles	Surfaces cultivées ou bien réservées à la plantation.
Zones forestières et semi-naturelles	Surfaces boisées
Cours d'eau	Ensemble des cours d'eau et des plans d'eau naturels ou artificiels.

Le traitement des classes d'occupation du sol a abouti à la détermination de la superficie de chaque classe à l'échelle de la ville de Strasbourg (Tableau 28).

Tableau 28. Classes d'occupation du sol (adapté de CIGAL, 2008)

Classe d'occupation du sol	Superficie (ha)
Zones résidentielles	1901.76
Zones institutionnelles	612.07
Zones industrielles	1614.72
Espaces verts artificiels	745.42
Espaces libres	70.53
Zones agricoles	668.41
Zones forestières et semi-naturelles	1455.52
Cours d'eau	746.70
TOTAL	**7815.13**

La lecture de la base de données CIGAL, montre que 24% du territoire strasbourgeois est occupé par les zones résidentielles suivies, en deuxième place, par les zones industrielles

(21%). Les zones forestières et semi-naturelles occupent environ 19% et arrivent en troisième rang. Environ 54% du territoire strasbourgeois est artificialisé face à 46% de territoire non artificialisé regroupant (les espaces verts, les espaces agricoles, les espaces semi-naturels et les milieux hydrographiques. La carte suivante montre la répartition des classes d'occupation du sol à l'échelle de la ville de Strasbourg (Figure 72).

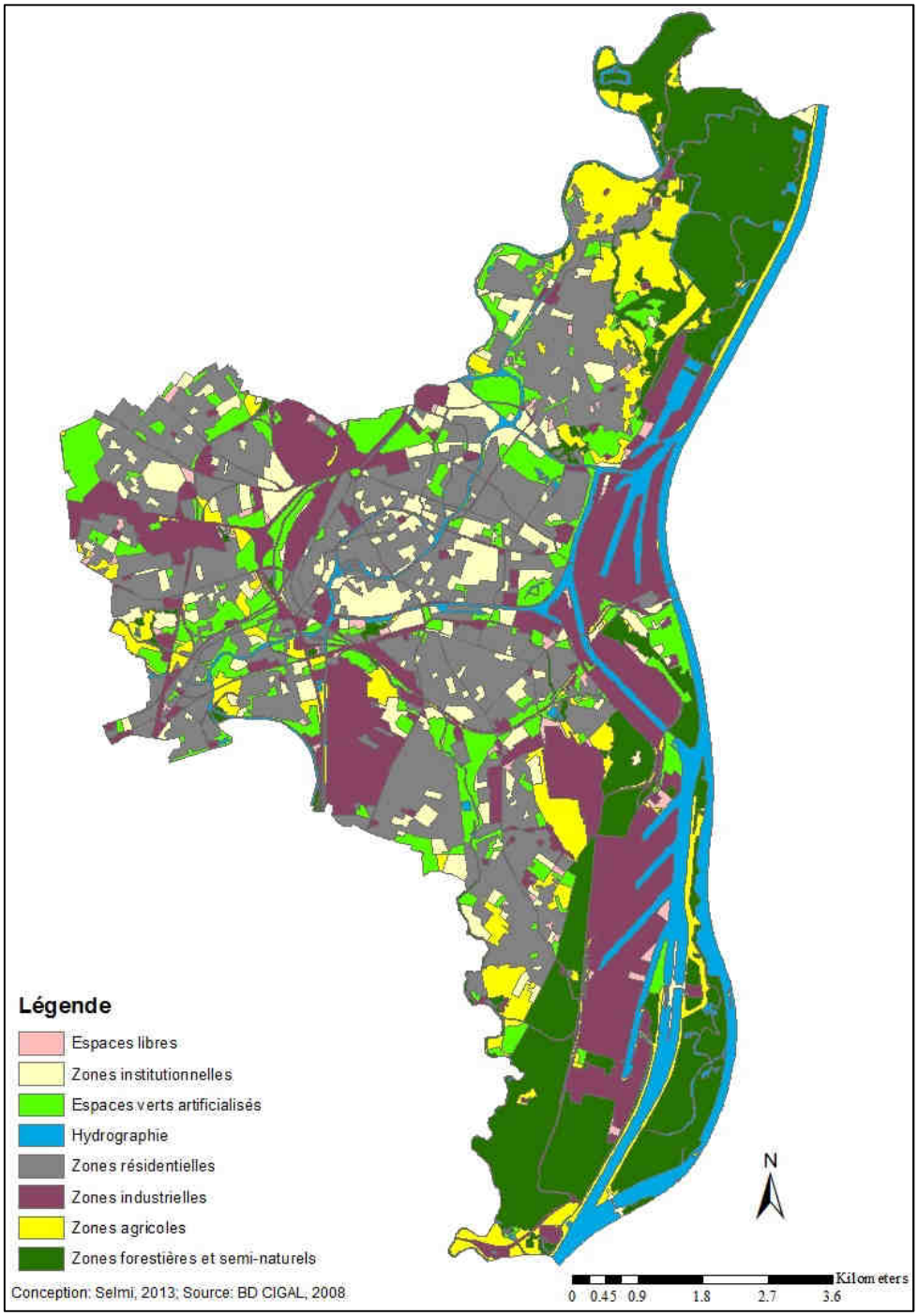
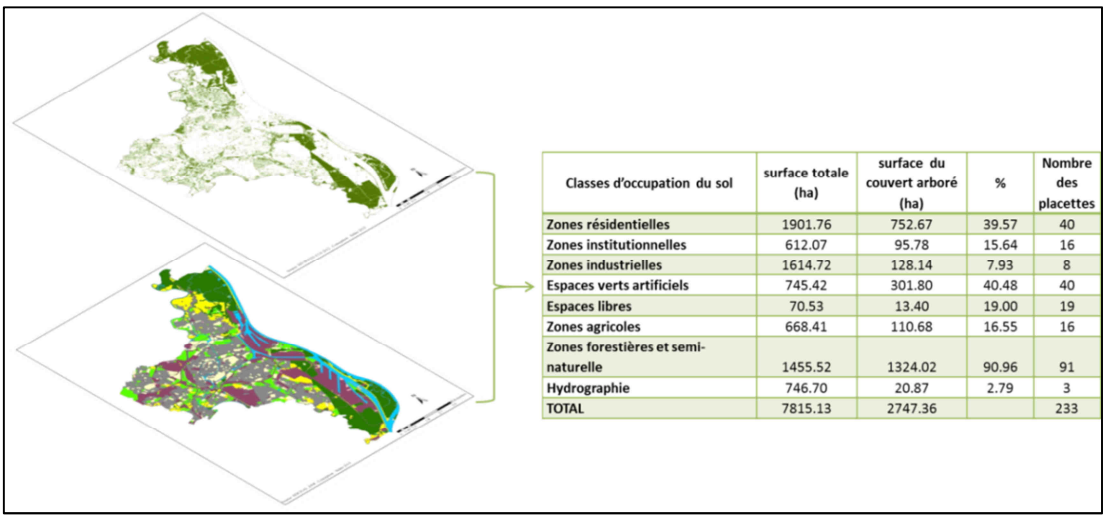


Figure 72. Carte montrant la répartition des classes d'occupation du sol à l'échelle de la ville de Strasbourg

4.2. Nombre de placettes

Comme évoqué précédemment, le nombre de placettes, a été défini en fonction du pourcentage du couvert végétal dans chaque classe d'occupation du sol. A l'issue de la superposition des jeux de données de l'occupation du sol avec la base de données du couvert arboré[127], nous avons déterminé les pourcentages suivants (Figure 73) :



Classes d'occupation du sol	surface totale (ha)	surface du couvert arboré (ha)	%	Nombre des placettes
Zones résidentielles	1901.76	752.67	39.57	40
Zones institutionnelles	612.07	95.78	15.64	16
Zones industrielles	1614.72	128.14	7.93	8
Espaces verts artificiels	745.42	301.80	40.48	40
Espaces libres	70.53	13.40	19.00	19
Zones agricoles	668.41	110.68	16.55	16
Zones forestières et semi-naturelle	1455.52	1324.02	90.96	91
Hydrographie	746.70	20.87	2.79	3
TOTAL	7815.13	2747.36		233

Figure 73. Superposition de la couche de l'occupation du sol avec la couche du couvert arboré géré par les services techniques pour déterminer le nombre de placettes (Selmi, 2013)

Le couvert arboré de la ville de Strasbourg est principalement localisé au niveau de zones forestières et semi-naturelles (48%). Les zones résidentielles, quant à elles, occupent le deuxième rang environ (27%) suivies par les espaces verts artificialisés (11%). Ces pourcentages pourraient s'expliquer par deux raisons. D'abord, les espaces interstitiels entre les différentes zones bâties qui accueillent les jardins privés, les alignements d'arbres et les petits squares sont inclus dans la classe des zones résidentielles, raison pour laquelle le pourcentage du couvert végétal dans cette classe est relativement élevé. Deuxièmement, la classe des espaces verts artificiels renferme d'autres formations végétales comme les pelouses, les prairies, les massifs fleuris qui appartiennent à la strate herbacée. Néanmoins, si l'on se focalise sur le pourcentage du couvert arboré au niveau de chaque classe, nous remarquons qu'environ 40 % des espaces verts artificiels et des zones résidentielles sont occupés par des arbres (qu'il s'agisse d'arbres isolés, d'arbres en bosquets ou d'alignements, etc.). Ainsi, 80 placettes sont réparties équitablement sur ces classes. Celles-ci sont précédées par les zones forestières et semi-naturelles qui prédominent en termes de nombre de placettes

[127] Extraite de la base de données classification végétale (élaborée en 2012 par la CUS en partenariat avec le Service Régional de Traitement d'Image et de Télédétection : SERTIT).

à distribuer (91 placettes) car environ 91% du territoire forestier est occupé par la végétation arborée.

L'objet de l'étude est d'approcher la végétation arborée gérée par les services municipaux de Strasbourg. Ainsi, la répartition des placettes a été définie sur la base de données « arbres » fournie par la Communauté Urbaine de Strasbourg (CUS). Cette dernière, issue d'un inventaire exhaustif qui date de 2012, renseigne sur l'ensemble des pieds d'arbres gérés par le service d'espaces verts de Strasbourg. Ce procédé nous semblait pertinent parce qu'il se base sur des données d'emblée précises pour la localisation des placettes et l'identification des espèces. Il réalise ainsi, un gain important en termes de temps. En outre, il permet d'affecter les placettes à des endroits pourvus de végétation arborée et réduit, par conséquent, les erreurs relatives au manque de données.

Ainsi, deux-cent trente-trois (233) placettes ont été distribuées à l'échelle de la ville de Strasbourg. La carte suivante illustre la répartition des différentes placettes à l'échelle de la ville de Strasbourg (Figure 74):

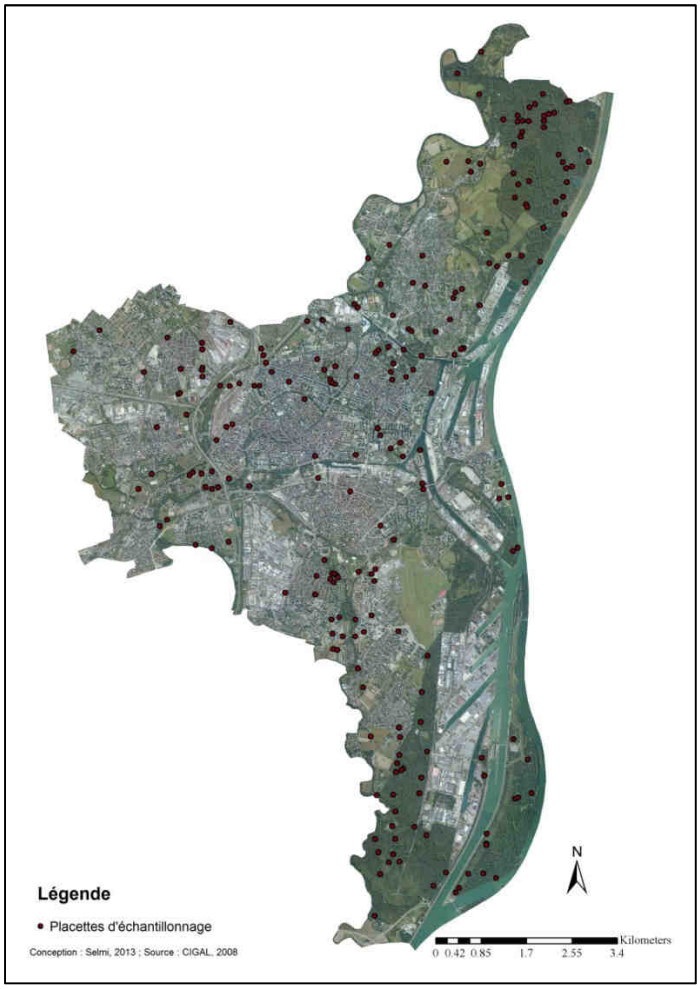


Figure 74. Répartition des placettes à l'échelle de la ville de Strasbourg

Sur les 233 placettes générées, 228 ont fait l'objet de la campagne d'échantillonnage. Les cinq placettes que nous n'avons pas pu échantillonner appartiennent à la classe des zones libres. Elles sont localisées soient dans des emplacements qui font l'objet de nouveaux projets de construction soit dans des lieux dont l'accès est interdit au public. Nous avons sillonné en vain la ville de Strasbourg à la recherche d'endroits affectés à cette classe qui pourraient être le support de placettes de remplacement, mais, nous n'y sommes pas parvenus car cette classe connait depuis 2008 (date de la base de données CIGAL) une mutation et une artificialisation assez considérables. Face à cette contrainte, nous nous sommes contentés d'un nombre de 228 placettes qui reste toujours conforme aux recommandations prescrites par le modèle.

4.3. Travail de terrain et saisie des données

La mise en œuvre de la campagne d'échantillonnage s'est déroulée pendant la saison estivale de l'année 2013. La première sortie sur terrain a fait office d'une exploration préliminaire visant à jauger le temps nécessaire pour collecter les données (Figure 75). Pour une équipe de terrain formée par deux agents, le temps de travail est d'environ 15 minutes pour les placettes ayant un nombre d'arbres inférieur ou égal à 3 et d'environ 50 minutes pour un nombre maximum de 12 arbres.

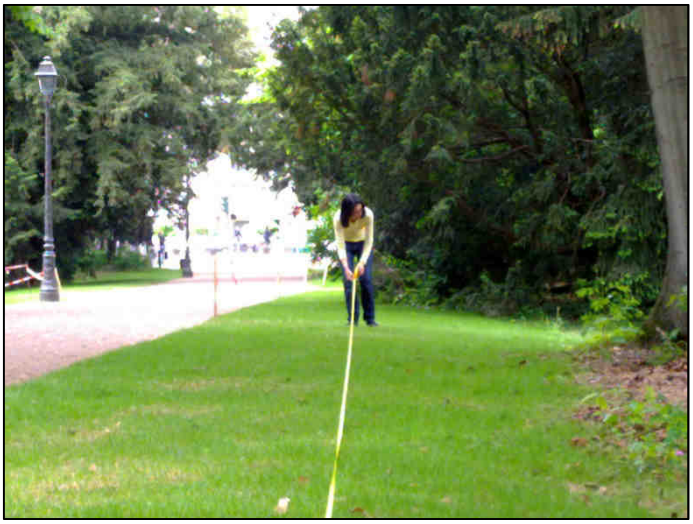


Figure 75. Mise en place de la première placette au parc (Parc de l'Orangerie, photo prise par Nguessan 16/05/2013)

Au niveau des zones forestières où la densité d'arbres par placette est assez élevée, le temps de travail a été estimé à 75 minutes par placette. A travers la documentation du modèle, nous avons identifié les équipements nécessaires pour la collecte de données, il s'agit de :

- fiches pour renseigner les données collectées (voir annexe n°7)
- photos aériennes, GPS et boussoles pour localiser les placettes ;
- guides des arbres et la base de données « arbres » fournie par la CUS ;
- mètre ruban pour délimiter les placettes et estimer quelques mesures dendrométriques (DBH ; largeur de la couronne, etc.) ;
- jumelles pour visualiser et délimiter la couronne des grands arbres ;
- croix de bûcheron pour estimer les différents types d'hauteurs requis.

Une fois le centre et les limites de la placette identifiés, l'ensemble des mesures décrites dans la partie précédente a été effectué. En l'absence d'outils sophistiqués pour mesurer la hauteur, nous avons opté pour la croix de bûcheron qui est un outil classique de l'ingénierie forestière. Le recours à cet outil consiste à placer deux baguettes perpendiculaires l'une par rapport à l'autre près de l'œil et parallèle au sol (Figure 76). Il s'agit ensuite de viser l'arbre à travers la croix de sorte que le sommet de l'arbre coïncide avec l'extrémité (a) de la baguette et le pied de l'arbre coïncide avec l'extrémité (b)[128]. En optant pour des baguettes droites et de même dimension et en nous basant sur le théorème de Thalès, nous déduisons que la hauteur de l'arbre est égale à la distance qui nous en sépare :

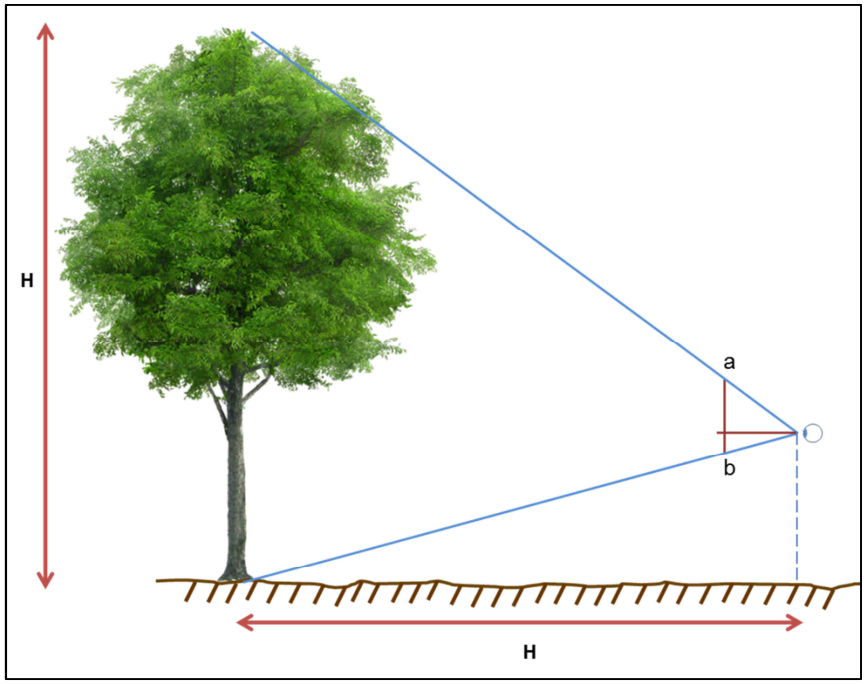


Figure 76. Estimation de la hauteur à travers la croix de bûcheron (Selmi, 2014)

[128] http://eduhm.univ-artois.fr/wp-content/uploads/2013/08/4_mesures_fiche_eleve.pdf (27/05/2014).

La difficulté de ce travail fut d'identifier certaines espèces, les ressemblances au niveau du feuillage des arbres à un stade juvénile (e.g. aulne noir et noisetier) peuvent donner lieu à des confusions et biaiser les résultats. Pour remédier à cette contrainte, nous avons sollicité l'aide de M. Christian Brucker[129] qui nous a apporté un éclairage précieux sur des espèces difficilement identifiables.

Une fois la campagne de mesures achevée, nous avons saisi les données collectées dans l'interface du modèle i-Tree Eco dédié à cet effet (voir annexe n°8). Le modèle consigne les données sous forme de tables *Access* qui se regroupent en deux grandes catégories :

- la première renseigne les données générales ; les lignes représentent les placettes et les colonnes indiquent les informations collectées (adresse, coordonnées, date de relevés, classe d'occupation du sol, type et pourcentage du couvert du sol, pourcentage de couvert arboré, etc.) ;
- la deuxième traite les données relatives aux arbres ; en ligne figurent les arbres et en colonne les mesures dendrométriques collectées sur le terrain.

L'ensemble de ces données est ensuite traduit en fonction des algorithmes spécifiques pour conduire à la caractérisation de la végétation arborée puis à la quantification des services écosystémiques. Pour arriver à cette fin et en suivant les méthodes d'analyse des inventaires forestiers, le modèle propose (1) d'extrapoler les résultats sur l'ensemble des espaces végétalisés urbains gérés par les services municipaux de Strasbourg et (2) de les agréger en fonction des classes d'occupation du sol. Le profil final des résultats est obtenu sous forme de valeurs minimales, moyennes et maximales.

Conclusion

Conduire une telle démarche d'évaluation en ayant recours à un modèle qui n'a pas encore été appliqué sur le territoire français nous laisse dubitatif sur des points relatifs au degré de précision de certaines estimations (e.g. biomasse foliaire). Toutefois, ces doutes n'ôtent rien à la pertinence de cette approche qui, dans un premier temps, lève le voile sur le caractère multidimensionnel du concept de « services écosystémiques » ; dans un seceond temps, elle ouvre un débat scientifique multidisciplinaire sur la question pragmatique de ce concept.

[129] Service des espaces verts et nature de la CUS (département arbre).

Enfin, elle met en œuvre un état des lieux initial sur les services de régulation rendus par la végétation urbaine qui sert de repère non seulement à la recherche scientifique, mais aussi à la sphère des gestionnaires et des décideurs.

Le prochain chapitre expose les résultats obtenus à l'échelle de la ville de Strasbourg suivis par la validation du modèle.

Chapitre 7 : Services de régulation de la qualité de l'air rendus par les arbres urbains, application et validation

Introduction

Le recours au modèle i-Tree Eco a eu pour objectif de quantifier les services et desservices de régulation de la qualité de l'air rendus par la végétation arborée strasbourgeoise. Les premières étapes ont permis d'obtenir des données locales d'observation (contexte géographique, données climatologiques, concentration de polluants atmosphériques) et d'établir un inventaire statistique visant à obtenir un échantillon représentatif du peuplement arboré de la ville de Strasbourg. Toutes ces informations étaient requises pour pouvoir appliquer le modèle.

Ce chapitre expose les résultats issus de l'application du modèle. Les analyses sont structurées en trois parties : (1) analyse de la structure de la végétation arborée, (2) les services de la régulation (stockage et séquestration du carbone et élimination de polluants atmosphériques), (3) émission des composés organiques volatils (COV). L'interprétation est rapportée à l'échelle de la ville puis à l'échelle de la classe d'occupation du sol. Chaque interprétation est fondée sur une recherche bibliographique précise en fonction du SE étudié. Une traduction cartographique de certains services de régulation vient à l'appui de notre interprétation et mettra en exergue le moyen par lequel les services écosystémiques pourraient intégrer le processus de prise de décision.

L'exercice d'interprétation est suivi par la validation du modèle qui s'appuie sur : (1) la comparaison des données collectées sur terrain avec celles fournies par les services municipaux strasbourgeois et (2) la comparaison des résultats fournis par i-Tree avec ceux issus du modèle forestier de tarif de cubage développé par l'INRA de Nancy.
La dernière partie de ce chapitre est dédiée à la discussion et revoit les questionnements et les hypothèses reformulés dans la première partie de la présente étude. Etant donné que le modèle n'a pas été appliqué auparavant dans des villes françaises, nous avons comparé nos résultats avec ceux de certains pays qui ont adopté ce modèle dans leur démarche d'évaluation des SE. Les limites et les perspectives de notre démarche sont abordées à la fin de ce chapitre.

1. Caractérisation de la végétation arborée de la ville de Strasbourg

La campagne d'échantillonnage s'est étalée sur une durée de 3 mois et sur une superficie totale de 9.12 ha. Nous avons inventorié 2033 arbres, dont 62 étaient morts:

Tableau 29. Eléments préliminaires issus de la campagne d'échantillonnage indiquant le nombre des placettes, la surface échantillonnée et le nombre d'arbres relevés dans chaque classe d'occupation du sol

Classes	Surface échantillonnée (ha)	Nombre de placettes	Nombre d'arbres échantillonnés
Zones agricoles	0.64	16	44
Zones forestières et semi-naturelles	3.64	91	1417
Zones institutionnelles	0.64	16	70
Zones industrielles	0.32	8	25
Espaces verts artificiels	1.6	40	211
Zones résidentielles	1.6	40	134
Espaces libres	0.56	14	54
Cours d'eau	0.12	3	16
Total	**9.12**	**228**	**1971**

Sur la base de cet échantillon, le modèle i-Tree Eco procède par extrapolation sur l'ensemble des espaces végétalisés gérés par les services techniques dans chaque classe d'occupation du sol de la ville de Strasbourg. L'ensemble des résultats discutés dans ce qui suit provient de cette extrapolation sauf mention contraire indiquant l'échelle de la surface échantillonnée.

1.1. Structure de la végétation arborée

A la suite du travail de terrain, le modèle rapporte que la ville de Strasbourg compte environ 588 000 arbres (en incluant les trois forêts rhénanes) qui peuplent 69% des espaces végétalisés gérés par les services municipaux de la ville de Strasbourg. La distribution de ce patrimoine varie en fonction des classes d'occupation du sol : la classe des espaces forestiers et semi-naturels renferme 80% du nombre total des arbres, suivie par les espaces verts artificialisés (10 %) et les espaces institutionnels (3 %).

Seuls 20 000 arbres sont structurés en arbres d'alignement, soit environ 3%, le reste étant principalement des formations regroupées ou isolées (dans les squares, les jardins, parcs ou les forêts). Les espaces institutionnels renferment environ 45 % des arbres en alignement

suivis par les zones industrielles (23%) et résidentielles (16%). Ces pourcentages s'expliquent par notre stratégie d'échantillonnage qui a visé uniquement les arbres gérés par les services municipaux ; les autres arbres gérés par les institutions et les résidences privées, les centres industriels ou les centres commerciaux ont été écartés.

Au niveau des espaces végétalisés gérés par les services techniques, la densité totale d'arbre correspond à 271 arbres/ ha d'espaces végétalisés. Elle varie en fonction de l'occupation du sol. Elle est de l'ordre de 406.3 arbres/ha au niveau des forêts et des espaces semi-naturels tandis qu'elle ne dépasse pas les 70 arbres/ha dans les zones agricoles (Figure 77).

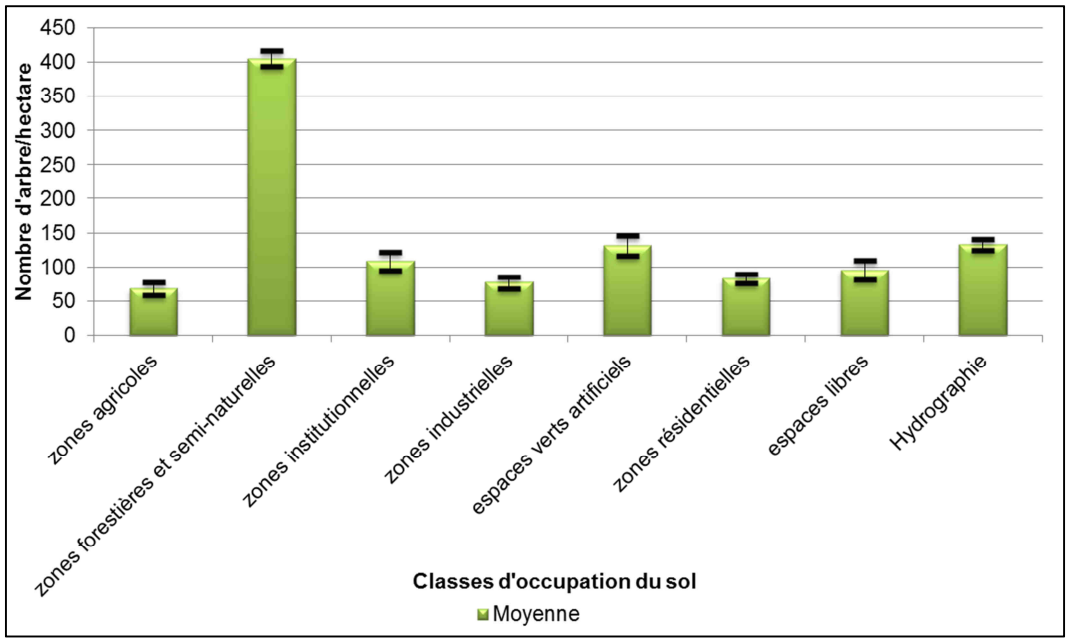


Figure 77. Densité d'arbres par hectare d'espaces végétalisés au niveau de chaque classe d'occupation du sol à l'échelle de la ville de Strasbourg, les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard (résultats issus de i-Tree)

L'observation de ces résultats montre que le nombre, la typologie et la densité des arbres sont directement liés aux classes d'occupation du sol. Outre les forêts, les espaces verts et les rives des cours d'eau au sein du tissu urbain affichent une densité plus importante que les autres classes. La forte densité au niveau des espaces verts s'explique par la politique de conception paysagère des parcs qui tente de reproduire dans certains endroits une nature champêtre au sein de la ville. Pour les rives de cours d'eau la végétation arborée est dense parce que sa

structure ressemble à celle des forêts avec une dominance des espèces spontanées et hydrophiles (manifestant une affinité avec l'eau[130]) (Dufour et Piégay, 2006).

Le patrimoine arboré strasbourgeois est composé d'arbres de différentes tailles avec un DBH qui varie entre 2.54 cm et 84 cm. Les arbres dont le DBH compris entre 7.63 cm et 15.24 cm occupent environ 27% de la population arborée soit 164 600 pieds d'arbres (Figure 78). Nous verrons par la suite comment la taille des arbres influence le taux de stockage du carbone.

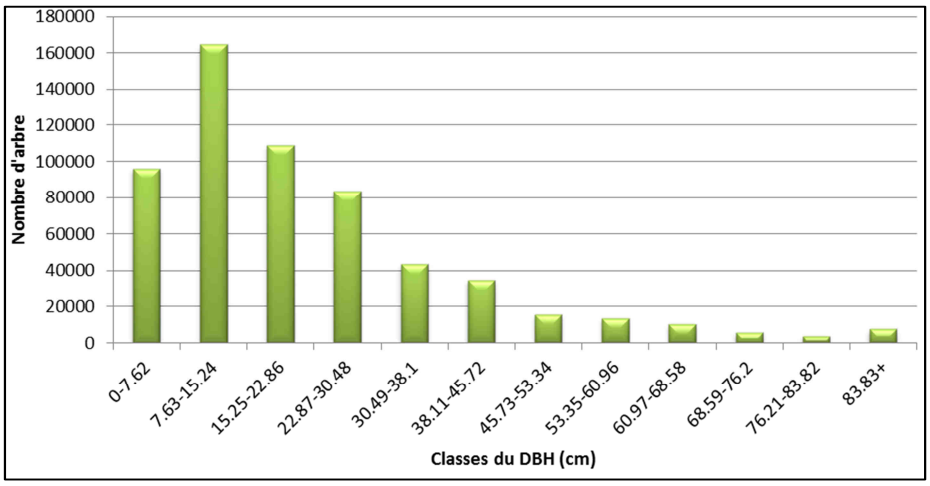


Figure 78. Nombre d'arbres par classe de DBH (résultats issus de i-Tree)

La majorité des arbres larges (dont le diamètre est supérieur ou égal à 54 cm) sont rencontrés au niveau des zones agricoles (30%), libres (22%) tandis que 49 % des arbres localisés dans les forêts ont un DBH inférieur ou égal à 15.2 cm. Le graphique suivant (Figure 79) montre, à travers un test de Chi2, que la distribution des fréquences des classes de DBH varie d'une façon significative selon le type d'occupation du sol (χ^2_{49} = 201.85; P< 0.001).

[130] http://www.actu-environnement.com/ae/dictionnaire_environnement/definition/hydrophile.php4 (09/06/2014).

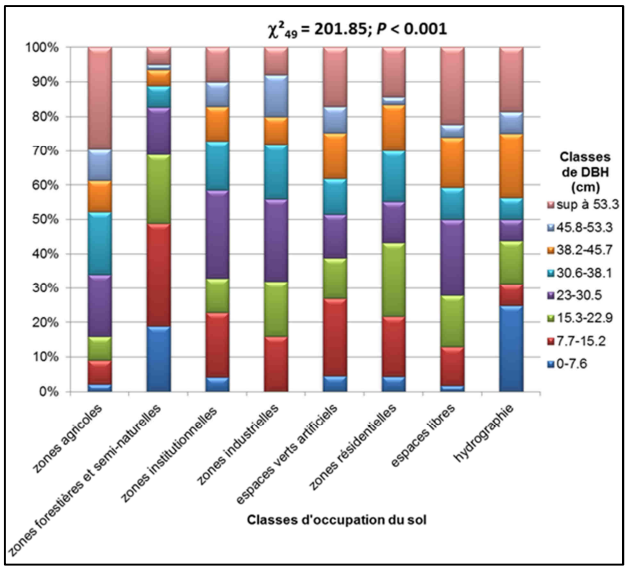


Figure 79. Variation de la composition de la végétation, en termes de classes de DBH selon le type d'occupation du sol (résultats issus de i-Tree)

L'ensemble de ces variations s'explique par la densité des arbres qui change d'une classe d'occupation du sol à une autre (Figure 80 et Figure 81). Elle est plus importante au niveau des forêts ce qui favorise la compétition entre les différents pieds d'arbre et réduit l'accès au rayonnement solaire qui est un des facteurs déterminants dans la croissance des arbres.

Figure 80. Grand arbre (Marronnier commun) dans une zone résidentielle (Placette d'échantillonnage n°15 ; Photo prise le 28/08/2014)

Figure 81. Densité et taille des arbres dans une zone forestière (Placette n°212 ; Photo prise le 01/07/2013)

Le modèle i-Tree Eco estime qu'environ 80 % des arbres à Strasbourg sont en excellent état, seuls 0.4 % et 3.4 % sont respectivement en état critique ou en phase finale de sénescence. Au niveau des zones industrielles, institutionnelles et résidentielles où les arbres sont principalement structurés en alignement, le pourcentage d'arbre en dépérissement est quasi nul parce que ces derniers sont soumis à un suivi de qualité pour éviter les dégâts humains et physiques (Figure 82).

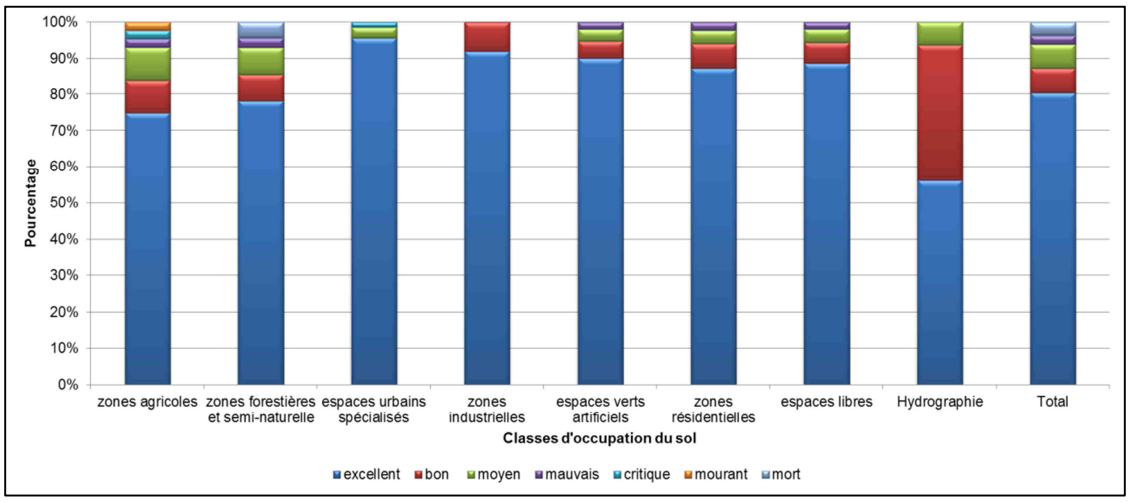


Figure 82. Etat sanitaire des arbres par classes d'occupation du sol (résultats issus de i-Tree)

1.2. Composition de la végétation arborée strasbourgeoise

L'espèce la plus commune à l'échelle de la ville de Strasbourg est le Hêtre commun (*Fagus sylvatica*) (12.1 %) suivi par le Noisetier (*Corylus avellana*) (11.9 %) et le Frêne élevé (*Fraxinus excelsior*) (Figure 83).

28 % de la population du Hêtre possède un DBH compris entre 15.3 et 22.9 cm ; le DBH de 69 % des Noisetiers est compris entre 7.7 et 15.2 cm tandis que chez 26 % des frênes il varie entre 15.3 et 22.9 cm.

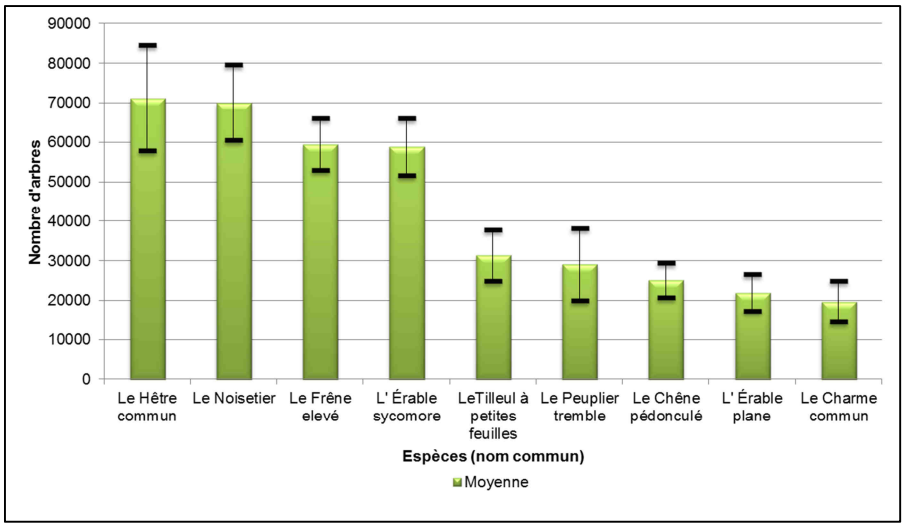


Figure 83. Les dix premières espèces les plus communes à l'échelle de la ville de Strasbourg, les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard (résultats issus de i-Tree)

Le nombre assez élevé de noisetiers s'explique par l'introduction des trois forêts rhénanes dans le périmètre d'étude qui sont les seules à être occupées par cette espèce. Si l'on cherche à classer les espèces en mettant à l'écart la classe des zones forestières et semi-naturelles, nous trouvons que l'érable sycomore arrive en premier rang suivi par l'Erable plane et le frêne élevé (Figure 84).

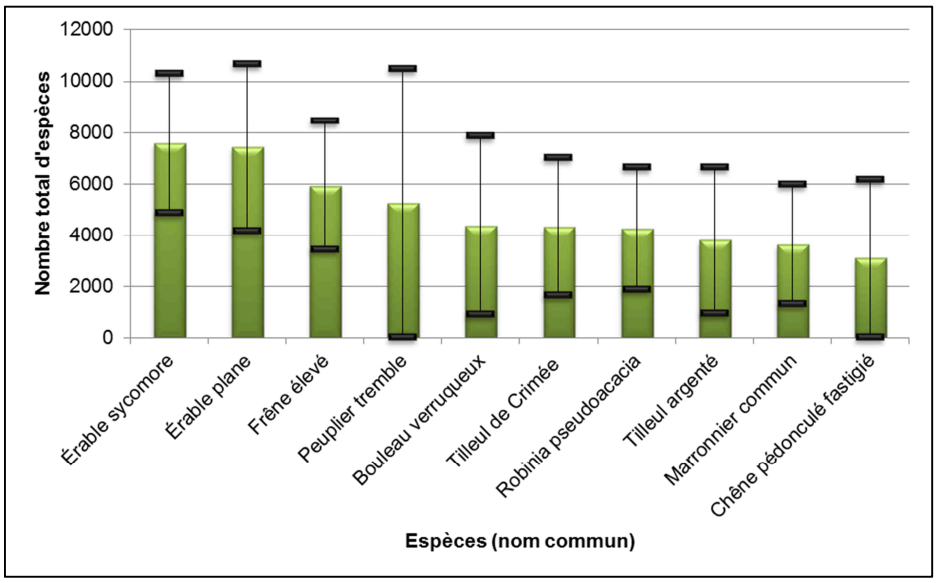


Figure 84. Classement des espèces les plus communes à l'échelle de la ville de Strasbourg en excluant les zones forestières, les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard (résultats issus de i-Tree)

Environ 15% de la composition des arbres d'alignement est constituée de Chêne pédonculé fastigié suivi par le Tilleul de Crimée (14.6 %) et le Poirier de Chine « capital » (Figure 85).

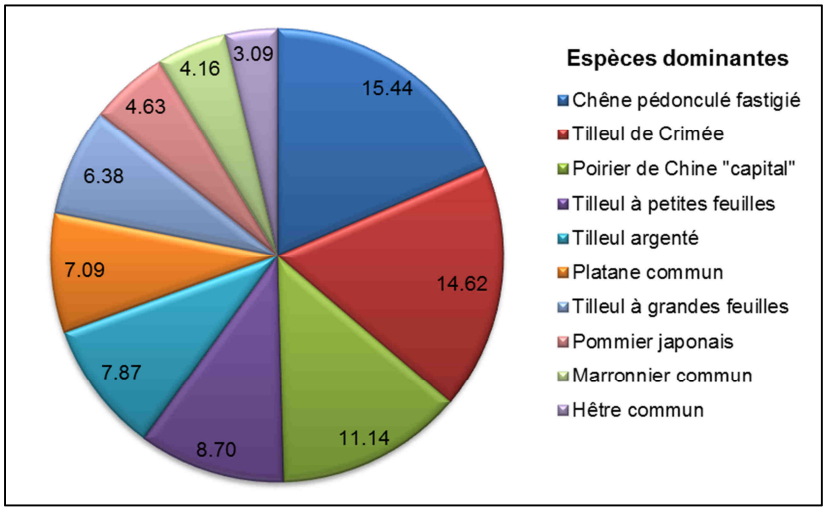


Figure 85. Pourcentage des dix espèces dominantes qui composent les arbres d'alignement (résultats issus de i-Tree)

Environ 35 % des arbres d'alignement dans les zones agricoles sont composés de Marronnier commun tandis les zones industrielles et institutionnelles sont dominées respectivement par le Poirier d'ornement (*Pyrus calleryana Chanticleer*) (45%) et le Chêne pédonculé fastigié (*Quercus robur fastigiata*) (34 %). Ces espèces sont couramment utilisées pour orner les différentes voies de circulation (routes, rues, pistes cyclables, tramway, etc.) en raison de leur aspect esthétique ou bien leur contribution dans la structuration du paysage (Pradines, 2009).

En matière d'état sanitaire, les espèces dominantes sont majoritairement en excellent état (Hêtres : 81% ; Noisetiers : 96 % et Frênes : 65 %). Les arbres en dépérissement sont assez rares ; toutefois, ce phénomène est observé chez certaines espèces comme le Saule pleureur (*Salix babylonica*) (10% sont en mauvais état ou en état critique).

La composition des espèces varie en fonction des classes d'occupation du sol, au moment où le marronnier commun (*Aesculus hippocastanum*) présente l8 % de la végétation arborée agricole, le Saule blanc (*Salix alba*), quant à lui, présente environ 17 % des arbres occupant les zones libres. Les espèces dominantes au niveau des zones résidentielles, institutionnelles et des espaces verts artificialisés sont respectivement : le Platane commun (*Platanus* × *acerifolia*) (13 %) ; le Poirier d'ornement (*Pyrus calleryana*) (20 %) et l'Erable plane (*Acer platanoides*) (16%). D'une manière générale, le Frêne élevé est une espèce hydrophile que l'on trouve souvent à proximité des cours d'eau[131] ; les frênes localisés à Strasbourg

[131] http://educatif.eau-et-rivieres.asso.fr/pdf/frene.pdf (10/06/2014).

n’échappent pas à cette règle puisque 60 % de la population de frêne occupent les rives des différents cours d’eau (Tableau 30).

Tableau 30. Espèces communes dans chaque classe d’occupation du sol (résultats issus de i-Tree)

	Nombre d'arbres	Espèce commune	Nombre d’arbres	%
zones agricoles	6086	Marronnier commun	1107	18.19
zones forestières et semi-naturelles	477384	Noisetier	70042	14.67
zones institutionnelles	21571	Erable plane	3390	15.72
zones industrielles	10610	Poirier d'ornement	2122	20.00
espaces verts artificiels	64682	Erable sycomore	6438	9.95
zones résidentielles	4534	Platane commun	575	12.68
espaces libres	980	Saule blanc	163	16.63
cours d’eau	2645	Frêne élevé	1488	56.26

1.3. Surface et biomasse foliaires

La surface et la biomasse foliaire représentent la clé de voute pour maintenir les échanges gazeux entre l’arbre et l’atmosphère. Nous verrons par la suite l’impact de ces variables sur la production des services et desservices écosystémiques.

A l’échelle de la ville de Strasbourg, le modèle i-Tree Eco estime que la surface foliaire compte environ 91 km² et la biomasse foliaire est de l’ordre de 6 560 tonnes. Les résultats obtenus dans ce travail montrent que ces deux variables changent en fonction des classes d’occupation du sol (Figure 86), elles correspondent respectivement à : 51.5 km² (± 2.82 km²) et 3 700 t (± 218 t) au niveau des forêts et des espaces semi-naturels, 26 km² (±2.76 km²) et 1 864 t (± 258 t) au niveau des espaces verts artificialisés, 1 km² (± 0.1 km²) et 61 t (± 7.26 t) dans les zones résidentielles et 0.32 km² (0.07 km²) et 24 t (± 4.63 t) au niveau des espaces libres.

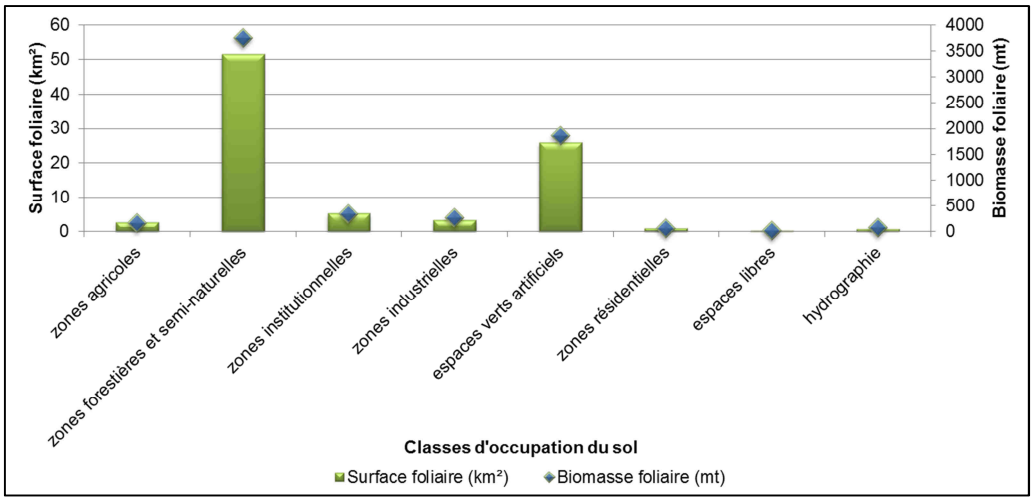


Figure 86. Surface et biomasse foliaire en fonction des classes d'occupation du sol (résultats issus de i-Tree)

Une analyse de la variance (ANOVA) appliquée à l'échelle de notre échantillon montre l'effet significatif du type d'occupation du sol sur la surface foliaire ($F_{7,220}$ = 7.95 ; P< 0.0001) et sur la biomasse foliaire ($F_{7,220}$ = 7.26 ; P< 0.0001). Un test complémentaire de Duncan a permis de mieux localiser les différences de variation entre les différentes classes. A titre d'exemple les zones forestières et semi-naturelles et les espaces verts artificiels appartiennent au même groupe (a) ce qui revient à dire qu'il n'existe pas une variation significative en termes de surface et de biomasse foliaire entre ces deux classes. En revanche, ces dernières n'appartiennent pas au groupe des zones résidentielles (groupe c), ce qui indique que la variation entre ces trois classes est très significative (Figure 87).

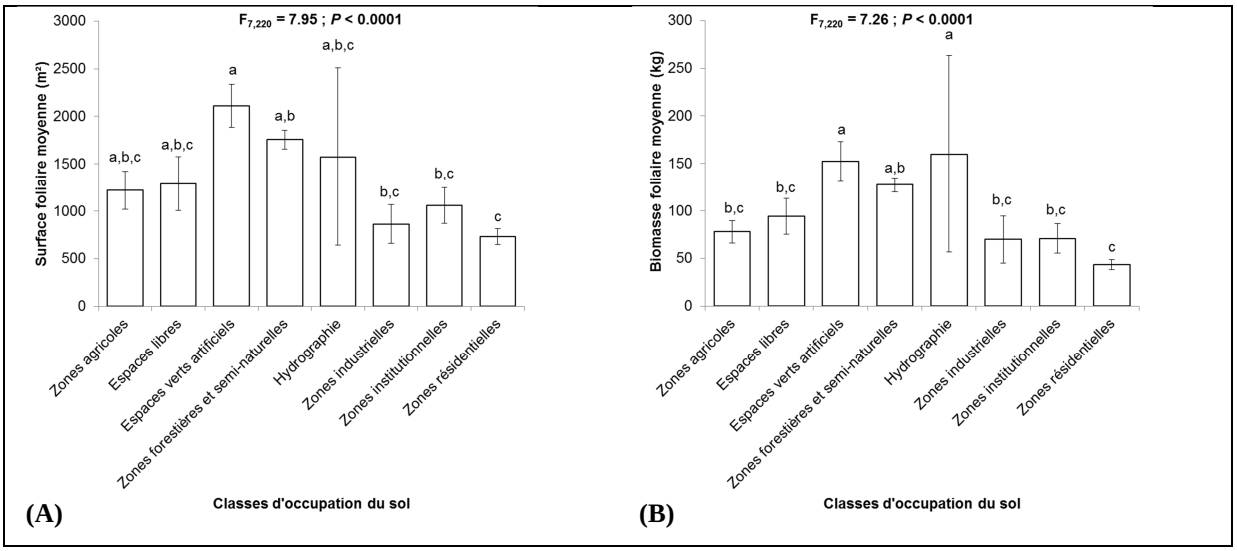


Figure 87. Les résultats de l'ANOVA vérifiant l'effet des classes d'occupation du sol sur la surface foliaire (A) et la biomasse foliaire (B), les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard de la moyenne. a, b et c sont les groupes générés à partir de test de Duncan

Les questions relatives à la surface et à la biomasse foliaires ont fait l'objet d'une littérature scientifique assez riche mais hétéroclite en raison de la complexité des interactions entre les différentes variables biotiques et abiotiques. Ces variations peuvent s'expliquer par la composition de la structure arborée et le nombre d'arbres dans chaque classe d'occupation du sol. D'autres facteurs peuvent intervenir comme les pratiques de gestion, la pollution, les conditions édaphiques, etc.

2. Les services de régulation de l'air rendus par les arbres urbains de Strasbourg

Avant de traiter les différents services et desservices rendus par les arbres urbains, nous tenons à rappeler que l'ensemble des résultats sont des estimations qui dépendent principalement des traits structuraux de la végétation arborée (taille, état sanitaire, surface foliaire, etc.). Ils permettent d'établir un état des lieux initial qui pourrait servir de support pour de futures études approfondies.

2.1. Stockage et séquestration du carbone

Avant d'exposer les résultats issus du modèle i-Tree nous tenons à rappeler les deux définitions suivantes (Encadré 11):

Encadré 11. Différence entre le stockage et la séquestration du carbone (Aguaron et McPherson, 2012)

Le stockage du carbone : c'est le mécanisme d'accumulation de la biomasse durant la phase de croissance des arbres.

La séquestration du carbone : c'est le taux annuel d'élimination du carbone pendant une seule saison de croissance. Il est influencé par le taux de croissance, la mortalité, l'espèce et l'âge des arbres. Il s'agit du taux de séquestration brut. Quant au taux de séquestration net est égal à la différence entre le taux de séquestration brut et le taux de carbone émis par la décomposition (lors de la sénescence ou bien lors d'une taille sévère). Dans la présente thèse, le taux de séquestration du carbone est estimé pour l'année Juillet 2012-Juin 2013.

L'arbre, à travers le processus de photosynthèse, séquestre le carbone de l'atmosphère et le stocke pour produire une nouvelle biomasse végétale (Lessard et Boulfroy 2008). D'une manière générale, la séquestration du carbone augmente avec la croissance de l'arbre jusqu'à

ce que ce dernier arrive à maturité. A partir de ce stade et pendant toute la phase de sénescence, l'arbre commence à émettre des quantités de carbone (Dubé et al., 2006). La répercussion de ce phénomène peut s'estomper dans le cas des arbres en regroupement ou bien dans un écosystème forestier où la quantité de CO_2 rejetée par les arbres en sénescence est rapidement compensée par la quantité de carbone séquestrée par les arbres en phase de croissance[132].

Les arbres gérés par les services techniques de la ville de Strasbourg stockent environ 128 000 tonnes de carbone (± 8 258.81 tC). Ils ont séquestré entre Juillet 2012 et Juin 2013 à 4 059.75 tC/an (± 157.36 tC/an). Le taux total de stockage du carbone et le taux annuel de séquestration du carbone atteignent respectivement 82 652.20 tC (± 6 858.05 tC) et 2841.75 tC/an (± 133.05 tC/an) dans les zones forestières alors qu'ils ne dépassent pas 1 550 tC (± 344.46 tC) et 60 tC/an (± 7.43 tC/an) dans les zones résidentielles (Tableau 31).

Tableau 31. Estimation du stockage et de la séquestration du carbone à l'échelle de la ville de Strasbourg (résultats issus de i-Tree).

	Stockage (Cst en tC)		**Séquestration annuelle (Cseq en tC/an)**				**S.F[133] (km²)**
Classes d'occupation du sol	Total	S.erreur	Brute	Seuil.er	Nette	S.erreur	
Espaces agricoles	3859.4	1221.9	93.9	23.7	89.6	22.9	2.7
Zones forestières et semi-naturelles	82652.2	6858.0	2841.7	133	2660.1	131	51.7
Zones institutionnelles	6005.3	1319.9	200.1	33.07	174.6	28.5	5.2
Zones industrielles	2253.4	724.1	110.6	23.41	101.8	20.9	3.3
Espaces verts artificialisés	29912.4	4109.6	726.8	68.6	641.3	58.3	25.9
Zones résidentielles	1548	344.5	59.4	7.4	50.9	6	1
Espaces libres	732.6	214	9.4	2.26	8.9	2.1	0.3
Cours d'eau	931.7	601.5	17.85	9.23	17.2	8.8	0.7
Total	127895	8258.8	4059.7	157.4	3744.5	149.9	90.7

[132] http://www.developpement-durable.gouv.fr/Stockage-et-emissions-de-C02-le.html (17/05/2014).
[133] S.F : Surface foliaire.

L'ANOVA associée à test de Dunan appliqués à l'échelle de l'échantillon montre que le taux de carbone stocké et séquestré varie en fonction des classes d'occupation du sol ($F_{7,220}$ = 4.18 ; P = 0.0002 pour la variation du carbone stocké et $F_{7,220}$ = 14.73 ; P< 0.0001 pour la variation du carbone séquestré). En termes de carbone stocké, il existe une variation légère entre les différentes classes d'occupation du sol. Quant au carbone séquestré, le test de Duncan montre que la variation entre les zones forestières (groupe a) et les reste des classes est fortement significative (groupe b) (Figure 88).

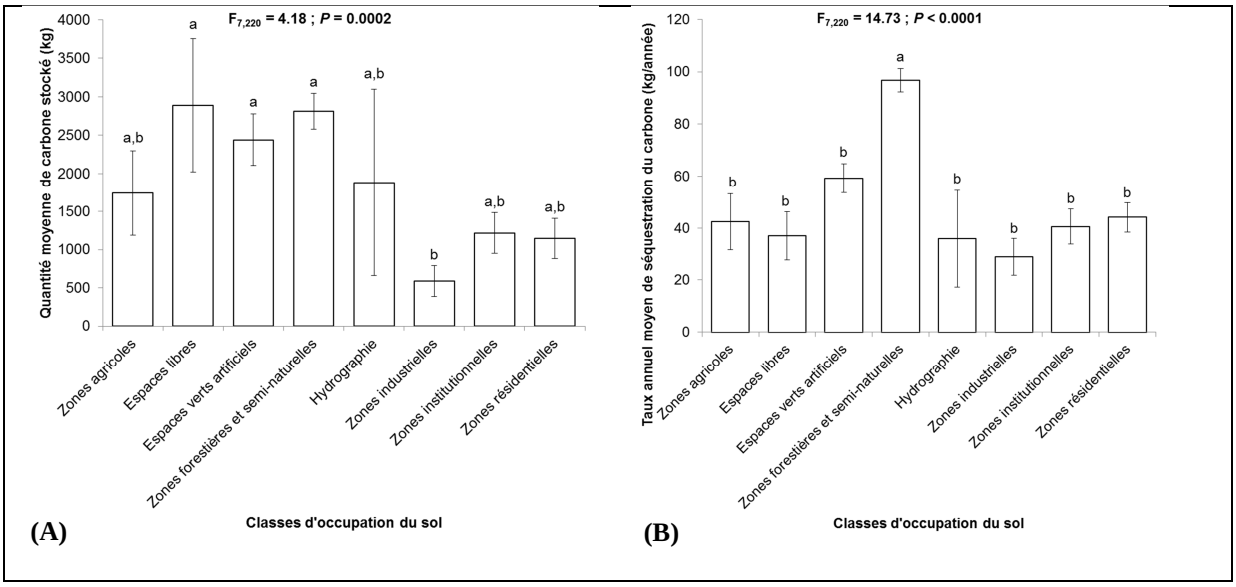


Figure 88. Les résultats de l'ANOVA et le test de Duncan vérifiant l'effet des classes d'occupation du sol sur le stockage du carbone (A) et la séquestration du carbone (B) , les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard de la moyenne, a, b et c sont les groupes générés à partir de test de Duncan

Nos résultats vont dans le même sens que les conclusions émises par l'Organisation des Nations-Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) qui stipule qu'une végétation arborée à couvert dense (forêts) stocke plus de carbone qu'une végétation arborée à couvert ouvert (espaces agricoles, espaces libres, etc.)[134].

La séquestration annuelle nette du carbone à Strasbourg représente environ 92% de la séquestration annuelle brute. Ce pourcentage varie d'une classe d'occupation du sol à une autre. En effet, il atteint 85 % dans les zones résidentielles, 93 % dans les zones forestières contre 96 % dans les zones avoisinantes des cours d'eau. Nowak et Crane (2000) estiment que la variation du pourcentage de séquestration nette par rapport à la séquestration brute du

[134] http://www.fao.org/docrep/v5240f/v5240f09.htm (20//06/2014).

carbone revient à la présence d'arbres en mauvais état de santé et/ou à des arbres de grande taille. En effet, selon Aguaron et McPherson (2012), lorsqu'un arbre est en mauvais état, il développe des mécanismes d'autodéfense pour éviter la perte d'eau en fermant les stomates. Par conséquent, les échanges gazeux sont en déclin et la capacité à absorber le carbone de l'atmosphère diminue. Ce constat explique les pourcentages estimés dans le cadre de notre travail : ils sont faibles au niveau des zones résidentielles car il existe des arbres de grandes tailles (14.3 % de la population possède un DBH supérieur à 53 cm) et ils sont relativement élevés dans les ripisylves car le DBH de la totalité des arbres qui occupent cette classe ne dépasse pas 62 cm.

Les arbres publics à Strasbourg stockent environ 58 909 kg/ha d'espaces végétalisés urbains (± 3 804.03 kg/ha). Le taux de stockage ne dépasse pas 16600 kg/ha (± 5 332 kg/ha) dans les espaces industriels et peut atteindre jusqu'à 72 103 kg/ha (± 21 068 kg/ha) au niveau des espaces libres. Entre Juillet 2012 et Juin 2013, les zones forestières et semi-naturelles ont séquestré environ 2400 kg/an/ha (± 113.24 kg/an/ha) alors qu'au niveau des zones institutionnelles, industrielles et résidentielles, les arbres ont séquestré respectivement 1015 kg/an/ha (± 177 kg/an/ha) ; 814 kg/an/ha (± 172 kg/an/ha) et 1 097 (± 137 kg/an/ha). La densité de carbone stocké et séquestré par unité de surface dans les classes d'occupation du sol ayant une dominance minérale (zones résidentielles, industrielles, institutionnelles) est moins importante que celle dans les classes ayant un couvert végétal arboré assez développé (zones forestières, espaces verts artificialisés, ripisylves, etc.). Une telle différence se justifie par la variation de la densité des arbres par unité d'espaces végétalisés entre ces classes (une augmentation de la densité d'arbre induit une augmentation du stockage et de la séquestration du carbone par unité de surface).

Le stockage total du carbone par m² de couvert arboré est estimé à 8.6 kg/m² alors que la séquestration brute est égale à 0.27 kg/an/m² et le taux de séquestration net est d'environ 0.025 kg/an/m². Selon le Tableau 32 le taux de séquestration par m² de couvert arboré peut aller de 0.21 kg/an/m dans les zones résidentielles kg/an/m² jusqu'à 0.41 kg/an/m² dans les zones institutionnelles. Ces estimations sont sous l'influence de la densité des arbres par unité de surface de couvert arboré et de la distribution des diamètres au niveau de chaque classe d'occupation du sol (Nowak, 1996).

Tableau 32. Stockage et séquestration du carbone par unité de surface d'EVU et par m² de couvert arboré (résultats issus de i-Tree).

	Densité d'arbre par unité de surface*		Cst par unité de surface* (kg/an/ha)		Cseq brut par unité de surface* (kg/an/ha)		Cseq Net par unité de surface* (kg/an/ha)		Cst/ m²** (kg/m²)	Cseq brut/ m²** (kg/an/m²)	Cseq Net/ m²** (kg/an/m²)
Classes d'occupation du sol	Total	S.erreur	Total	S.erreur	Total	S.erreur	Total	S.erreur	Total	Total	Total
Espaces agricoles	68.8	9.24	43599	13803.8	1060	267.67	1012.6	259.4	12.62	0.31	0.29
Zones forestières et semi-naturelles	406.3	11.6	70348	5837.13	2418.7	113.24	2264.1	111.5	7.41	0.25	0.2
Zones institutionnelles	109.4	13.65	30450	6692.93	1014.8	167.68	885.5	144.4	12.34	0.41	0.4
Zones industrielles	78.1	8.75	16593	5331.73	814.4	172.4	749.6	154.1	7.91	0.39	0.4
Espaces verts artificialisés	131.9	14.98	60986	8378.82	1481.8	139.93	1307.5	119	13.18	0.32	0.3
Zones résidentielles	83.7	6.45	28593	6362.33	1096.8	137.22	940.3	110.9	5.44	0.21	0.2
Espaces libres	96.4	13.92	72103	21068.2	924.8	222.73	873.3	211.3	28.84	0.37	0.3
Cours d'eau	133.3	8.31	46960	30318	899.6	465.3	867.1	444.6	14.13	0.27	0.3
Total	271.1	7.27	58909	3804.03	1869.9	72.48	1724.7	69.03			
*** : unité de surface d'espaces végétalisés urbains (EVU)**									** : m² de couvert arboré		

Une cartographie de la séquestration du carbone en kg par m² de couvert arboré montre la distribution de ce service à l'échelle des espaces végétalisés gérés par les services techniques de la ville de Strasbourg (Figure 89). La carte montre que les taux de séquestration les plus élevés sont enregistrés au niveau des espaces végétalisés situés dans la partie centrale de la ville de Strasbourg. Cette illustration confirme le rôle des parcs dans l'amélioration de la qualité de l'air dans un contexte urbain. En outre, elle met en relief une disparité spatiale en termes de distribution du service de séquestration de carbone. Ainsi, les planificateurs et les gestionnaires pourraient se focaliser sur les zones de carences en y accordant de nouveaux projets de plantations et en y introduisant des espèces efficaces en matière de séquestration du carbone quand les conditions locales le permettent.

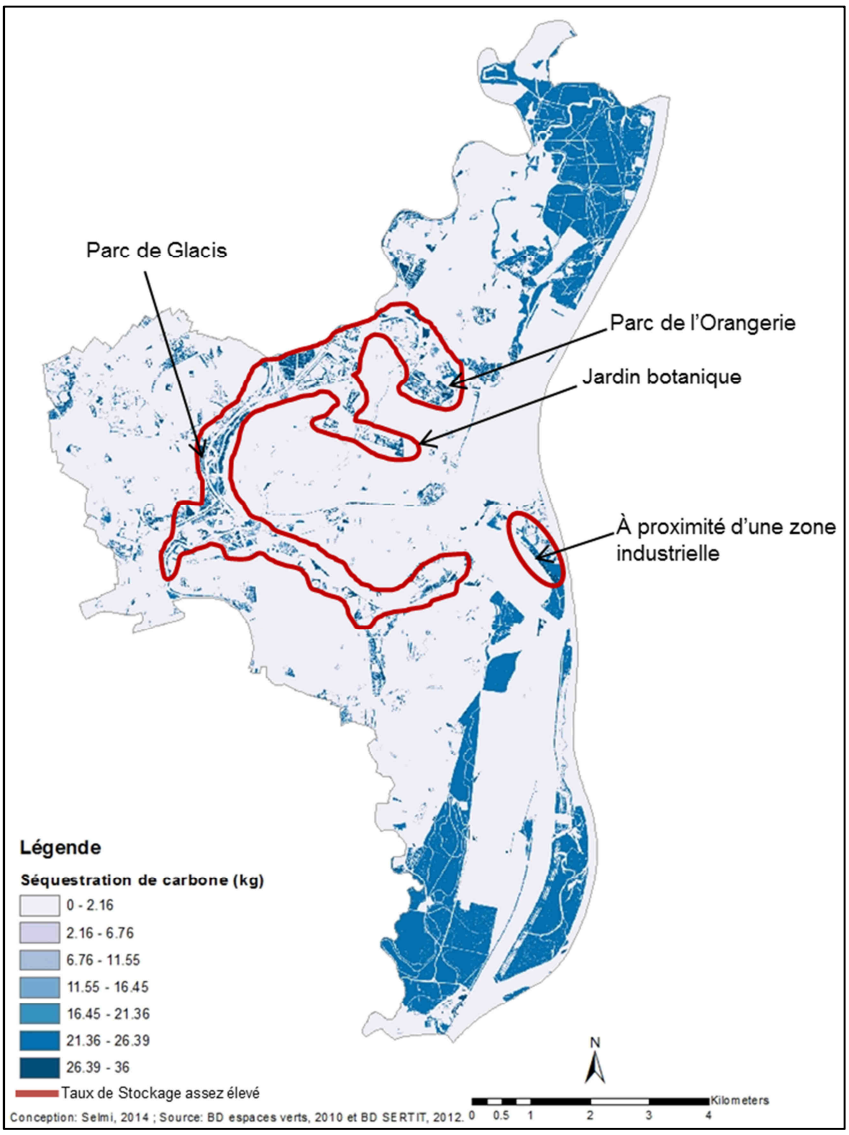


Figure 89. Distribution de la séquestration du carbone en kg par m² de couvert arboré dans les espaces végétalisés gérés par les services techniques de la ville de Strasbourg

A l'échelle de la ville de Strasbourg, **la moyenne du stockage du carbone** est de l'ordre de 5700 kg pour un arbre ayant un DBH compris entre 106 et 114 cm et de 19 kg pour un arbre ayant un DBH compris entre 7.6 et 15.2 cm. **La séquestration annuelle brute** pour les mêmes dimensions est de l'ordre de 51 kg/an et 2 kg/an. La fFigure 90 montre la différence de stockage total et la séquestration annuelle (brute et nette) du carbone par arbre en fonction du DBH. Les deux services augmentent avec l'accroissement de la taille des arbres c'est-à-dire pendant la phase de la croissance. Etant plus sensible à l'âge et à la taille des arbres (Nowak, 1994), le taux de séquestration annuelle du carbone commence à baisser à partir d'un DBH égal à 99 cm alors que le taux de stockage diminue à un DBH de 129 cm.

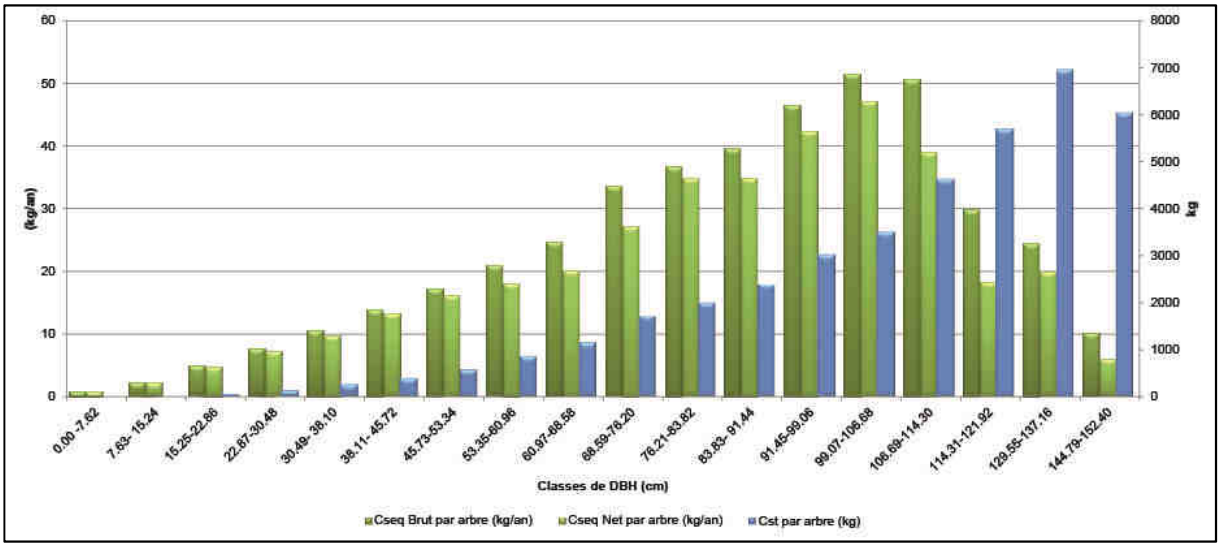


Figure 90. Variation de stockage et de séquestration du carbone par pied d'arbre en fonction de l'accroissement du diamètre (résultats issus de i-Tree)

La variation de la séquestration du carbone en fonction du DBH peut aussi s'illustrer par un modèle de régression linéaire issue d'une transformation logarithmique d'un modèle puissance appliqué à l'échelle de notre échantillon (Figure 91). Ce dernier montre la séquestration nette ($\beta = 1.23 \pm 0.04$, $t = 31.33$; $P < 0.0001$) et brute ($\beta = 2.19 \pm 0.05$, $t = 42.60$; $P < 0.0001$) sont corrélées positivement avec le DBH avant qu'il n'atteigne 107 cm. Au-delà de ce diamètre, la tendance s'inverse. Dans ce cas, le taux de séquestration du carbone diminue considérablement et devient corrélé négativement avec le DBH (net : $\beta = -5.37 \pm 1.77$, $t = -3.04$; $P = 0.0934$; brut : $\beta = -4.93 \pm 0.99$, $t = -5.04$; $P = 0.0372$).

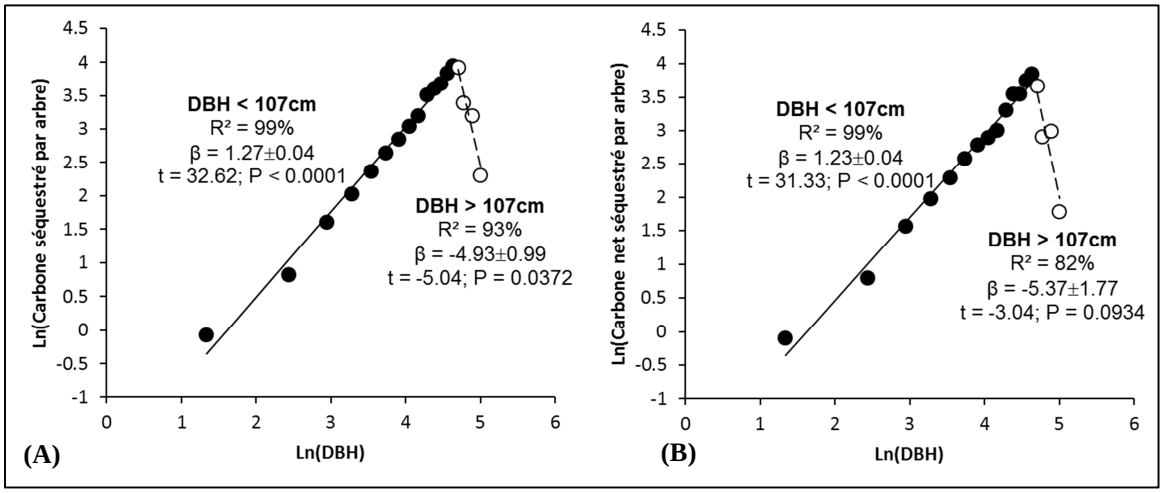


Figure 91. Modèle linéaire suite à une transformation logarithmique montre le changement de séquestration du carbone brut (A) et net (B) en fonction des classes de DBH (variable explicative).

A l'échelle de l'échantillon, si l'on se focalise sur le taux annuel de la séquestration du carbone par pied d'arbre par classe d'occupation du sol, nous remarquons qu'il est légèrement plus élevé dans les zones résidentielles que dans les zones forestières (Figure 92).

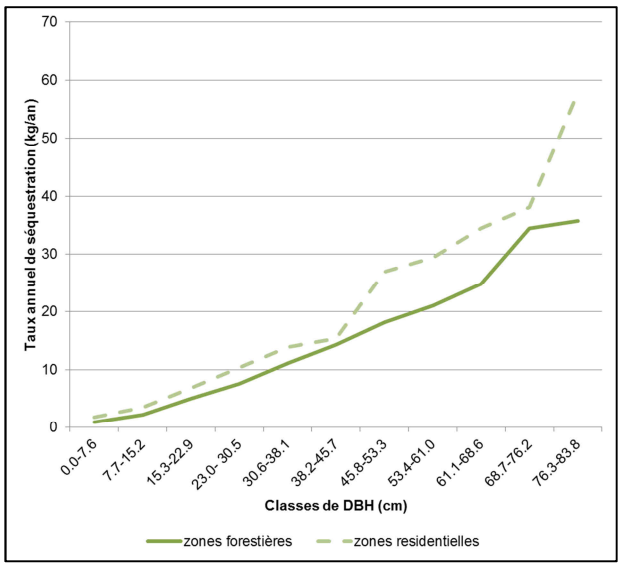


Figure 92. Séquestration annuelle moyenne par arbre par classe d'occupation du sol (résultats issus de i-Tree)

Une analyse de la covariance (ANCOVA)[135] a permis de confirmer la différence de taux de séquestration du carbone à DBH égale entre les deux classes d'occupation du sol (Tableau 33 et Figure 93).

[135] Le DBH a été transformé en variable continue en prenant les centres des classes.

Tableau 33. Résultats de l'ANCOVA du taux annuel de séquestration du carbone (variable dépendante) en fonction du DBH (variable explicative continue) et du type d'occupation du sol (variable explicative avec deux classes : zones forestières vs zones résidentielles). N = 22

Effet	DDL	F	*P*
Type d'occupation du sol	1	0.39	0.5377
DBH	1	270.95	<0.0001
DBH*Type d'occupation du sol	1	7.36	0.0143

Comme le montre la Figure 93, globalement, le taux de séquestration du carbone augmente avec le DBH. Toutefois, cette augmentation ne se fait pas de la même façon selon le type d'occupation du sol. En effet la pente de la droite de régression du taux de séquestration du carbone en fonction du DBH est plus importante dans le cas des zones résidentielles ($\beta \pm SE$ = 0.66±0.06 ; t_{10} = 10.49 ; P< 0.0001) que dans le cas des zones forestières ($\beta \pm SE$ = 0.47±0.03 ; t_{10} = 16.95 ; P< 0.0001). En étant dans un espace ouvert, un arbre urbain croit plus vite qu'un arbre en milieu forestier (couvert fermé avec une forte compétition entre les arbres) et développe une surface foliaire plus importante en milieu urbain qu'en milieu forestier (Figure 93).

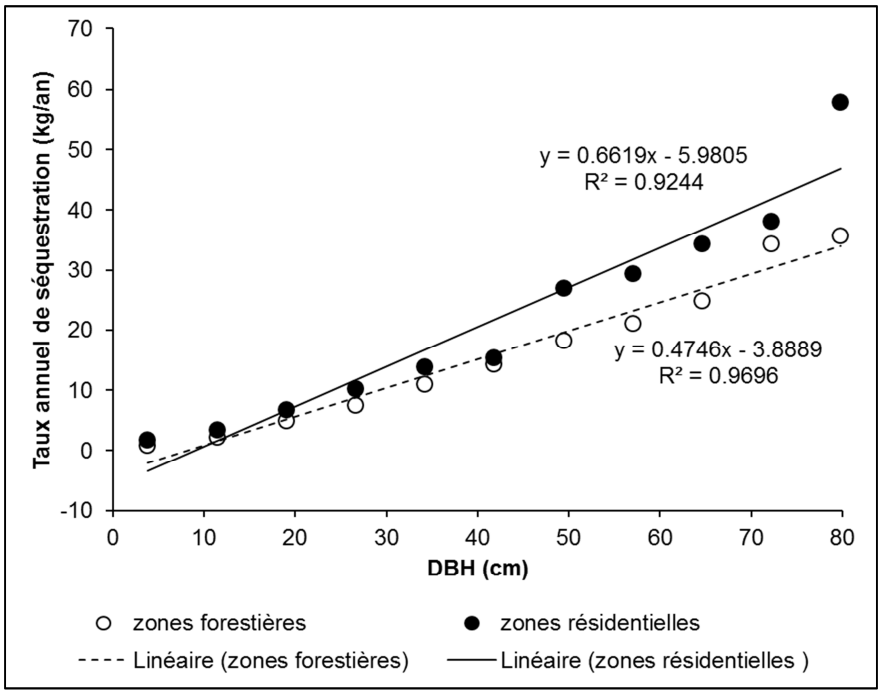


Figure 93. Variation du taux annuel de séquestration du carbone en fonction du DBH dans le cas des zones résidentielles et des zones. Les droites de régression et les équations correspondantes sont également représentées

Ainsi, outre le couvert arboré, le stockage et la séquestration du carbone sont influencés par la taille et l'état sanitaire du patrimoine arboré. Un pourcentage élevé du couvert arboré et/ou des arbres en phase de croissance et/ou en bon état sanitaire conduisent à un stockage et une séquestration du carbone assez considérable (Nowak et Crane, 2000). Dans le même contexte, un taux de mortalité qui dépasse 5 % convertit le rôle de l'arbre d'un puits de carbone en une source d'émission de carbone (Nowak, 1994).

Une analyse par régression linéaire à l'échelle de l'échantillon montre que le stockage et la séquestration du carbone sont corrélés positivement avec la surface et la biomasse foliaires (Figure 94). En effet, l'accroissement de la surface foliaire entraine une augmentation des échanges gazeux avec l'atmosphère et une accélération du phénomène de la photosynthèse qui sont favorables à la séquestration du carbone. Quant à l'augmentation de la biomasse, elle entraîne l'augmentation de la capacité des arbres à stocker le carbone.

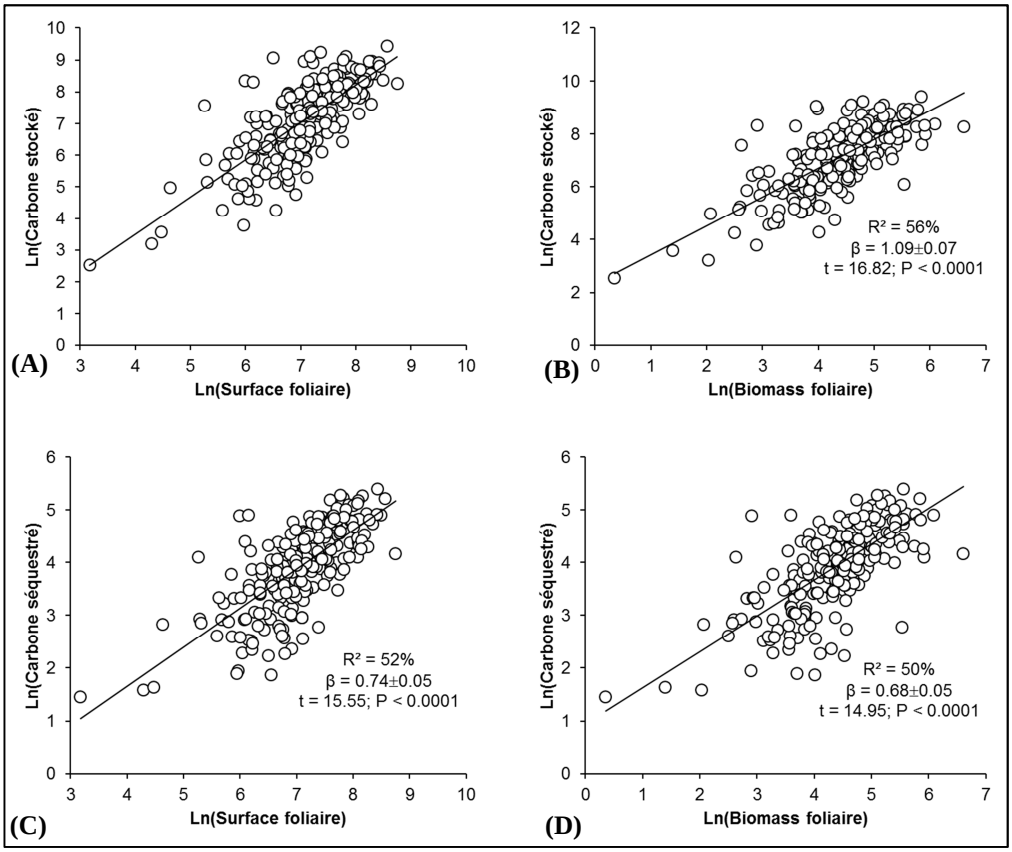


Figure 94. Régression linéaire suite à une transformation logarithmique d'un modèle puissance montrant la corrélation positive entre le taux stockage du carbone et la surface et la biomasse foliaires (A et B) et entre la séquestration du carbone et la surface et la biomasse foliaire (C et D)

Un autre facteur joue aussi sur la quantité de carbone stocké et séquestré, il s'agit de l'espèce. En effet, à l'échelle de la ville de Strasbourg, la population de Hêtre commun stocke environ 22000 t de carbone (±4556.97 t) et séquestre 749 t/ an soit environ 17% et 19% du taux total de carbone stocké et séquestré, suivi par le Chêne pédonculé (Cst = 21 806.59 t ; ±4 903.57 t et Cseq = 490 t/an ; ± 87 t/an) et le Frêne élevé (Cst = 13 400.8 t ; ±2 303.89 t et Cseq = 432 t/an ; ±54 t/an) (Figure 95).

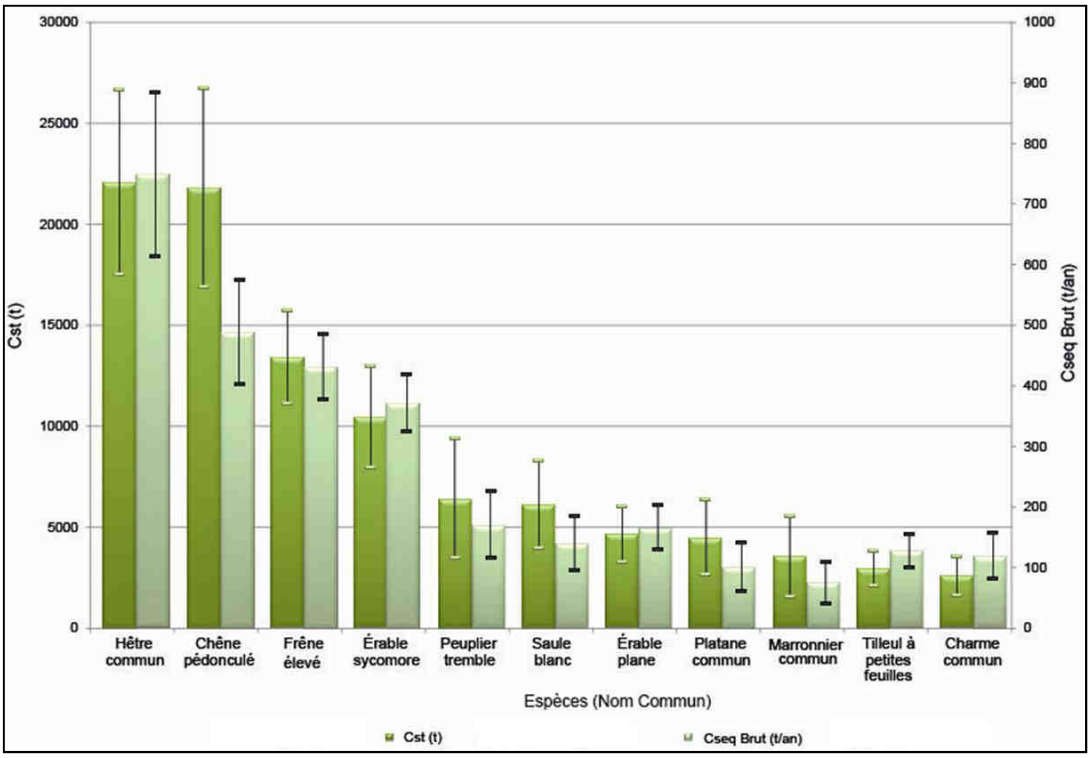


Figure 95. Stockage et séquestration du carbone par espèce d'arbres (les plus communes) à l'échelle de la ville de Strasbourg, les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard (résultats issus de i-Tree)

Différents facteurs entrent en jeu pour expliquer le stockage et la séquestration du carbone par les espèces comme la vitesse de la croissance, la taille, l'état sanitaire, etc. A titre d'exemple, la capacité annuelle de séquestrer le carbone varie d'une espèce à une autre en fonction de leur croissance. En effet, McPherson et Simpson (1999) estiment qu'une espèce à croissance rapide a une capacité de séquestrer le carbone au début de son cycle plus importante que celle d'une espèce à croissance lente. Ce constat est confirmé dans le cadre de notre étude, où à un DBH égal (20.7 cm), le taux de séquestration annuel de l'Aubépine (*Crataegus x lavallei*) qui est une espèce à croissance lente est égal à 6.67 kg/an tandis que le Noyer noir (*Juglans nigra*), espèce à croissance rapide, séquestre le carbone avec une moyenne de 11.88 kg/an. Le Tableau 34 indique le classement des trois espèces les plus performantes en termes de

stockage et de séquestration du carbone par classe d'occupation du sol. Ce classement dépend de l'ensemble des facteurs cités ci-dessous : vitesse de croissance, taux de compétition, exposition à la lumière, surface et biomasse foliaires, etc. L'ensemble des résultats est fourni dans l'annexe n°10.

Tableau 34. Taux de stockage et de séquestration du carbone par les espèces dominantes dans chaque classe d'occupation du sol (résultats issus de i-Tree)

		Carbone stocké (t)		Carbone séquestré (t/an)	
	Espèces	**Valeur**	**SE**	**Valeur**	**SE**
Zones agricoles	Marronnier commun	1312	1237	28.63	25.63
	Érable champêtre	483.75	482	8.09	8.06
	Saule blanc	371.94	304.36	7.71	5.72
Zones forestières	Chêne pédonculé	19095.72	4557.82	448.55	84.86
	Hêtre commun	17501.79	3399.35	673.1	125.75
	Frêne élevé	10518.53	1852.58	368.07	47.78
Zones institutionnelles	Érable plane	1478.61	1123.41	38.63	25.33
	Sophora du Japon	1042.71	730.02	27.13	19.66
	Hêtre pourpre	720.92	719.75	16.68	16.66
Zones industrielles	Tilleul à petites feuilles	577.96	577.28	20.56	20.53
	Peuplier noir	531.59	530.96	19.24	19.22
	Saule pleureur	234.18	233.91	9.61	9.6
Espaces verts artificialisés	Hêtre commun	4552.33	3034.55	72.49	46.62
	Saule blanc	3211.68	1852.03	60.42	35.05
	Chêne pédonculé	2710.87	1808.65	40.24	19.16
Zones résidentielles	Platane commun	476.06	293.68	10.99	5.44
	Marronnier commun	311.3	175.93	10.78	6.02
	Arbre impérial	183.65	180.92	4.39	4.33
Espaces libres	Saule blanc	307.95	156.29	2.49	1.02
	Platane commun	108.67	105.63	0.65	0.63
	Frêne élevé	70.36	51.53	1	0.65
Cours d'eau	Frêne élevé	860.05	624.44	14.86	10.36
	Tilleul à petites feuilles	43.6	43.47	1.31	1.3
	Aulne glutineux	16.99	16.94	0.74	0.74

Pour optimiser la séquestration du carbone, la sélection des espèces à planter doit être en fonction de leur adaptation aux conditions locales. Dans le cas contraire, les arbres présentent des symptômes de stress empêchant leur croissance et favorisant une sénescence précoce (McPhearson et Simpson, 1999)

2.2. Elimination des polluants atmosphériques

Entre Juillet 2012 et Juin 2013, les arbres gérés par les services municipaux de la ville de Strasbourg ont éliminé environ 88.23 t/an de polluants soit 1.2 t/an de CO ; 13.84 t/an [8.22 - 17.14] de NO_2; 55.87 t/an [18.13-73.84] de O_3 ; 11.76 t/an [4.60–18.38] de PM_{10}; 4.5 t/an [0.60 – 9.10] de $PM_{2.5}$ et 1.03 t/an [0.64 – 1.62] de SO_2 (Figure 96).

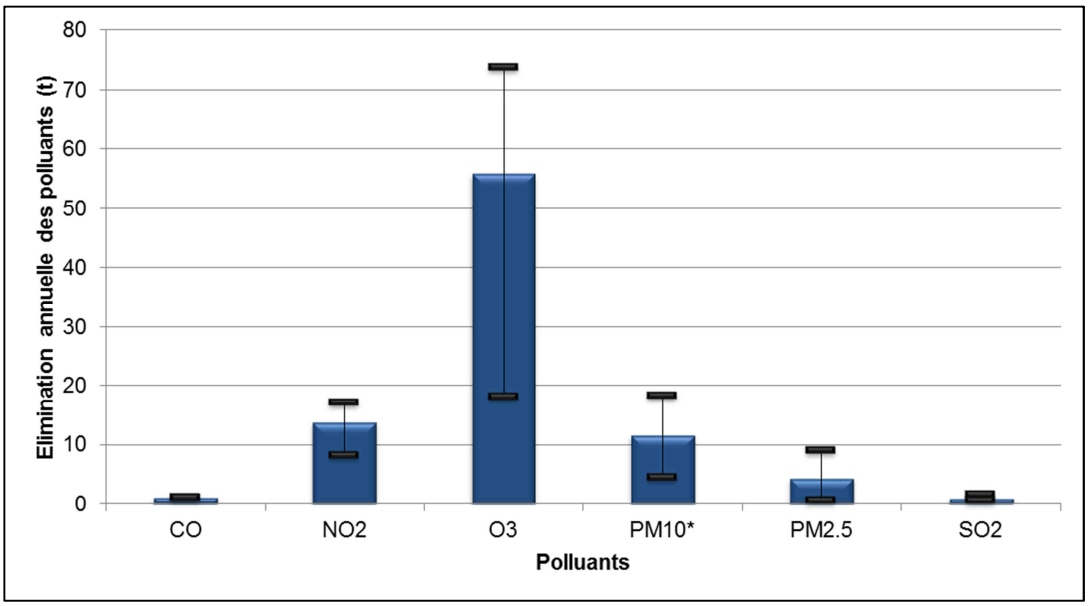


Figure 96. Elimination annuelle des polluants à Strasbourg, les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard (07/2012-06/2013 : i-Tree)

Le taux d'élimination des polluants varie en fonction des mois, les pics d'élimination ont été atteints en Septembre pour le CO (0.26 t/an) et le NO_2 (1.7 t/an), en juin pour l'O_3 (11 t/an), le SO_2 (0.17 t/an) et les PM_{10} (2.4 t/an) et en Juillet pour les $PM_{2.5}$ (1.02 t/an) (Figure 97). Ces variations s'expliquent par la phénologie des arbres. En effet, en raison de la feuillaison qui s'étale d'une manière générale sur la saison printanière et estivale, la surface d'échange gazeux entre l'atmosphère et les arbres se développe considérablement induisant une hausse d'élimination de polluants.

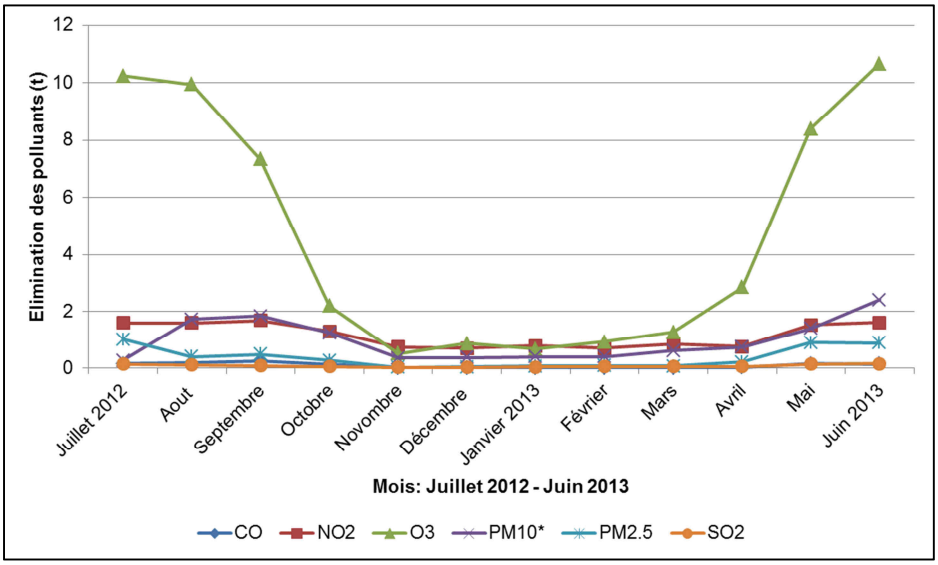


Figure 97. Elimination mensuelle des polluants à Strasbourg, les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard (07/2012-06/2013 : i-Tree)

Cette observation se confirme avec Figure 98 qui montre que le taux des polluants éliminés pendant la saison de feuillaison est de l'ordre de 71.82 t/an (1,07 t/an de CO, 8.83 t/an de NO_2, 48.68 t/an d'O_3, 8.46 t/an de PM_{10}, 4.08 t/an de $PM_{2.5}$, 0.7 t/an de SO_2) (Figure 98) soit environ 82% du taux total d'élimination enregistré entre Juillet 2012 et Juin 2013.

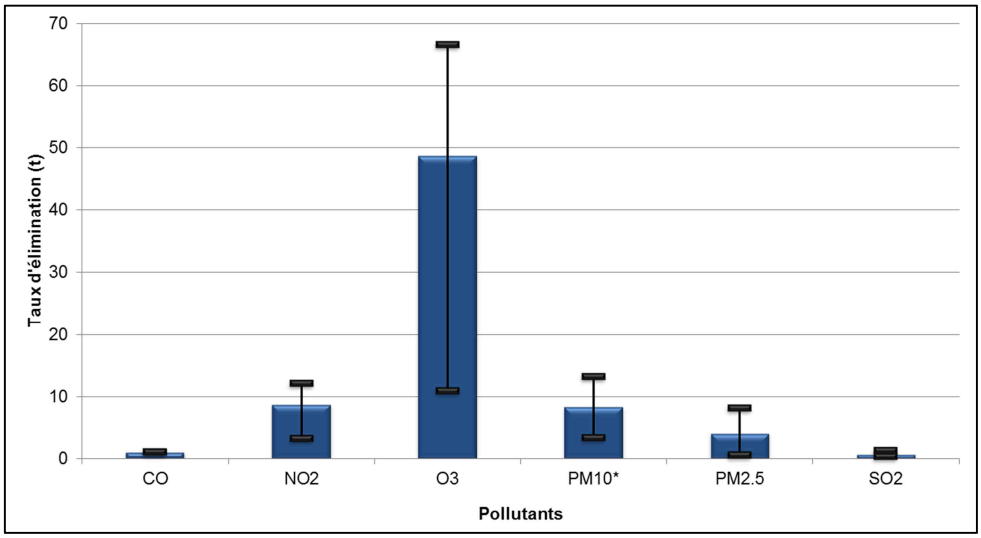


Figure 98. Taux d'élimination pendant la saison avec feuillage, les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard (07/2012-06/2013 : i-Tree)

Deux hypothèses viennent à l'appui de ces observations :

- la première considère que l'augmentation du taux d'élimination des polluants est liée au développement de la surface foliaire ;

- la deuxième articule cette hausse à l'augmentation de la température et de la diminution de la vitesse du vent, pendant la saison estivale. Ces augmentations favorisent l'accroissement de la concentration des polluants atmosphériques et le dépôt de ces derniers sur la surface foliaire (Nowak et al., 2006).

A l'échelle de la ville de Strasbourg, l'élimination des polluants varie en fonction des classes d'occupation du sol en raison de la variation du couvert arboré par classe. La Figure 99 montre que les zones forestières éliminent environ 50.16 t/an de polluants suivies par les parcs (25.15 t/an) et les zones institutionnelles (5.07 t/an).

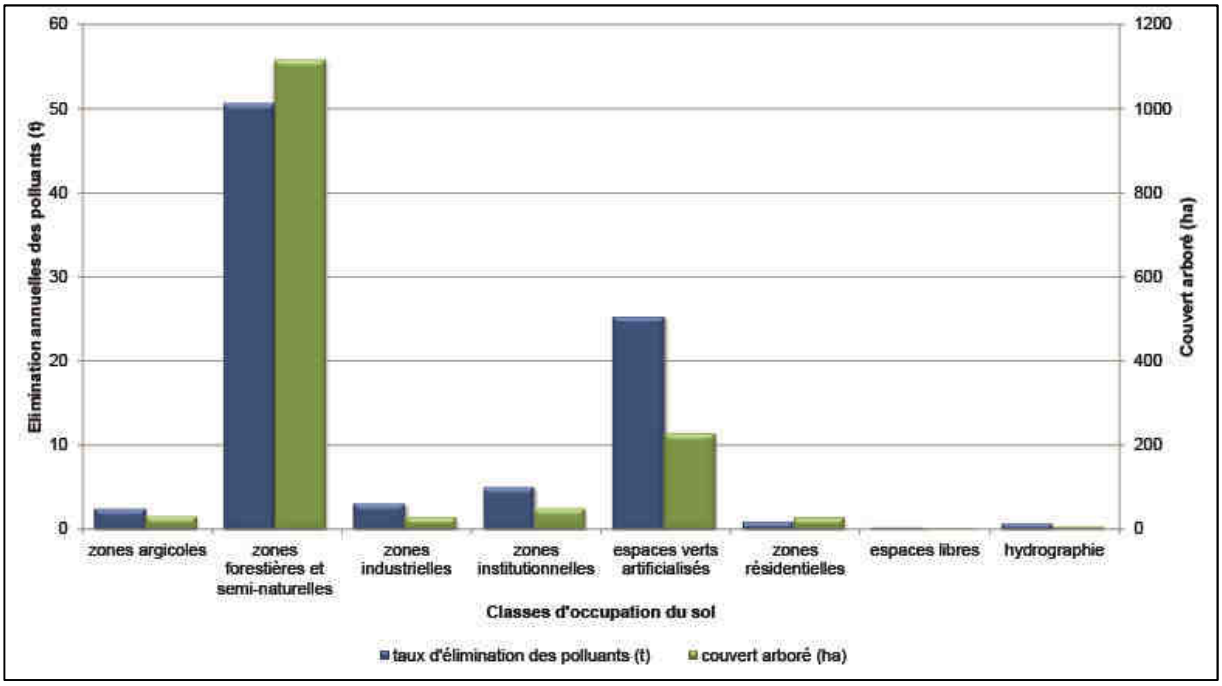


Figure 99. Taux d'élimination des polluants par classe d'occupation du sol (07/2012-06/2013 : i-Tree)

Si l'on se focalise sur le taux d'élimination par unité de surface de couvert arboré, nous remarquons que les arbres de Strasbourg ont éliminé environ 5.9 g/m² entre Juillet 2012 et Juin 2013 (0.08 g/m² de CO ; 0.92 g/m² de NO_2, 3.73 g/m² de O_3, 0.78 g/m² de PM_{10}, 0.30g/m² de $PM_{2.5}$ et 0.07 g/m² de SO_2). La variation du taux d'élimination par unité de couvert arboré dépend aussi des saisons avec une hausse qui correspond à la saison estivale (Figure 100).

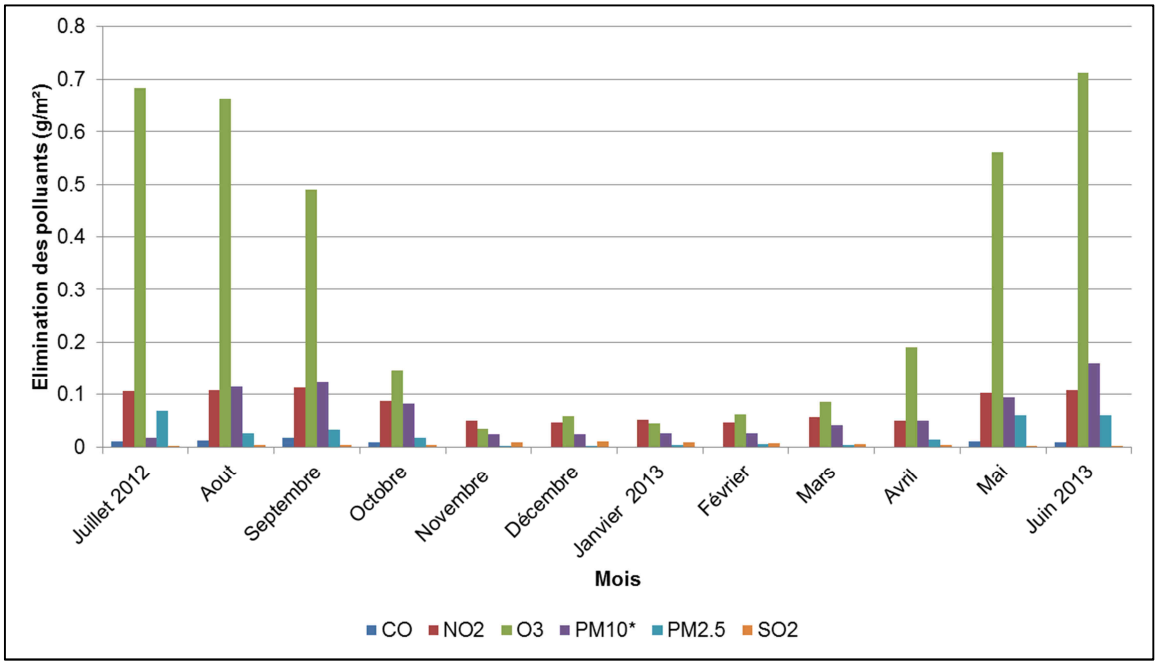


Figure 100. Taux d'élimination mensuel par unité de couvert arboré (07/2013-06/2013 : i-Tree)

La vitesse de déposition moyenne varie d'un polluant à un autre. Elle est de l'ordre de 9.80E-06 m/s pour le CO, 0.0014 m/s pour le NO_2, 0.0020 m/s pour l'O_3, 0.0036 m/s pour les PM_{10}, 0.0033 pour les $PM_{2.5}$ et 0.0020 m/s pour le SO_2. La vitesse de déposition assez faible du CO est expliquée par le fait que l'élimination de ce polluant par les arbres n'est liée ni à la photosynthèse ni à la transpiration (Hirabayashi et al., 2014).

Le pourcentage de l'amélioration horaire de la qualité de l'air est de l'ordre de 0.002 % pour le CO, 0.43 % pour le NO_2, 0.57 % pour l'O_3, 1.05 % pour les PM_{10}, 0.2 % pour les $PM_{2.5}$ et 0.38% pour le SO_2.

Si l'on se contente de la comparaison des taux d'émission par secteur d'activité et le taux d'élimination des polluants par les arbres, nous remarquons que ces derniers éliminent environ 0.9 % des émissions de SO_2 par le secteur énergie ; 11 % des émissions de PM_{10} par le secteur industriel ; 0.09 % des émissions de CO par le secteur résidentiel ; 25 % des émissions de PM_{10} par le secteur routier.

Ces chiffres montrent que les arbres peuvent avoir un impact sur la qualité de l'air mais il faut rappeler que seuls, ils ne parviendront pas à résoudre les problèmes liés à la qualité de l'air au sein de la ville.

La solution de planter davantage d'arbres souvent avancée par les politiques devrait être accompagnée par une logique intégrative visant à réglementer et à réduire les émissions à partir des différentes sources locales. Cette approche comparative entre émissions et élimination des polluants a été déjà utilisée par Nowak et al. (2002) mais elle est imprécise, car elle ne prend pas en considération la répartition spatiale des émissions et de l'élimination des polluants à l'échelle de la ville de Strasbourg.

Si on compare le taux d'élimination des polluants à Strasbourg avec d'autres villes qui ont eu recours au modèle i-Tree, nous remarquons que les arbres à Strasbourg ont éliminé moins que les arbres de Pékin (1 261.4 t/an) (Yang et al., 2005), de Minneapolis (176 t/an), de Washington (558 t/an) (Nowak et al., 2006) et de Barcelone (306 t/an) (Chapparo et Terradas, 2009). Cette différence ne serait pas liée exclusivement au taux du couvert arboré mais aussi à d'autres facteurs : le taux de concentration des polluants dans l'air, la température, la durée de la saison avec feuillage et d'autres facteurs météorologiques affectant positivement la vitesse de la déposition. L'élimination des polluants est toutefois corrélée négativement avec le taux de précipitation qui favorise le dépôt humide au détriment du dépôt sec. D'autres facteurs anthropiques peuvent agir aussi sur l'élimination des polluants comme la morphologie et la densité urbaine, le type de matériaux de construction, etc. (Yang et al., 2005 ; Nowak et al., 2006).

Toutefois, l'effet de la végétation sur la pollution atmosphérique est à double tranchant. En effet, comme le souligne Nowak et al. (2006), les arbres dans le milieu naturel développent un couvert arboré dense qui réduit le mélange entre la couche de la canopée et les autres couches troposphériques limitant le passage des polluants vers les basses couches et réduisant ainsi la concentration des polluants. Néanmoins, dans un écosystème urbain où les sources d'émission au-dessous du couvert arboré sont nombreuses, ce dernier agit aussi comme un obstacle à la dispersion des polluants induisant l'augmentation de la concentration des polluants dans l'air au niveau de la canopée urbaine [136] (Nowak et al., 2006).

136 « La couche de la canopée urbaine peut être vue comme une couche intermédiaire entre le sol et l'atmosphère où se produisent de nombreux processus physiques à des échelles de temps courtes, comme les échanges par rayonnement ou les échanges turbulents, et à des échelles de temps grandes, comme les processus biologiques qui dépendent de nombreux facteurs environnementaux » (Dupont, 2001 :31).

3. Desservices: émissions des composés organiques volatils

Cette partie traite des émissions des composés organiques volatils, plus particulièrement des monoterpènes et des isoprènes. Rappelons que ces émissions interviennent dans le cycle vital des arbres (défense contre les perturbations, communications, attraction des pollinisateurs, etc.), toutefois, elles contribuent aussi à la formation de l'ozone et du monoxyde de carbone, raison pour laquelle les composés organiques volatils sont considérés comme des desservices pour l'homme (Nowak et Crane, 1998). Les métabolismes secondaires responsables des émissions sont fortement influencés par les espèces, la biomasse foliaire, la température, la lumière, etc. (Guitton, 2010). Ayant enregistré un manque de données le modèle n'est pas en mesure de fournir des résultats relatifs aux émissions mensuelles et horaires. Seront traitées dans cette partie uniquement les émissions totales à l'échelle de la ville de Strasbourg, à l'échelle des classes d'occupation du sol, ainsi que les émissions par surface de couvert arboré et par espèces.

Entre Juillet 2012 et Juin 2013, les arbres gérés par les services municipaux ont émis environ 27 t/an de COV. Les isoprènes sont les composés les plus dominants en terme d'émissions (18 t/an soit 67 % du taux total) suivi par les monoterpènes (9 t/an ; 33%). Le taux d'émission annuel des COV varie en fonction des classes d'occupation du sol, il est de l'ordre de 0.028 t/an au niveau des ripisylves et peut atteindre 14.56 t/an au niveau des zones forestières et semi-naturelles (Figure 101).

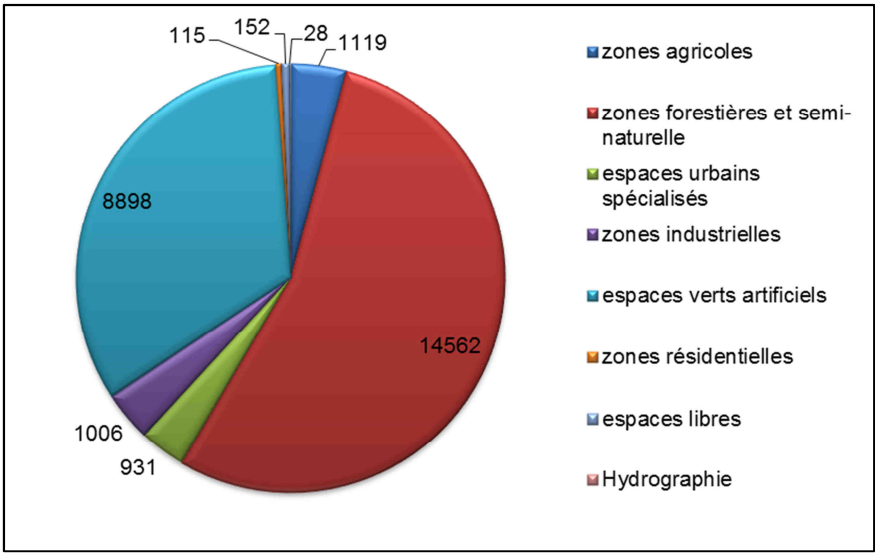


Figure 101. Emissions annuelles des COV (en t/an) par classes d'occupation du sol (résultats issus de i-Tree)

Entre Juillet 2012 et Juin 2013 les arbres publics strasbourgeois émettent environ 21 g/m² de couvert arboré (7.76 g/m² de monoterpènes et 13.42 g/m² d'isoprènes). La densité d'émission par m² de couvert arboré varie en fonction des classes d'occupation du sol : elle est de l'ordre 6 g/m² au niveau des zones libres et ne dépasse pas 0.45 g/m² dans les zones résidentielles et au niveau des ripisylves (Tableau 35 et Figure 102).

Tableau 35. Émissions annuelles par couvert arboré en fonction des classes d'occupation du sol résultats issus de i-Tree

	Monoterpènes (g/m²)	Isoprènes (g/m²)	Total (g/m²)
zones agricoles	0.67	3.00	3.66
zones forestières et semi-naturelles	0.37	0.93	1.31
zones industrielles	1.19	0.73	1.91
zones institutionnelles	2.45	1.08	3.53
espaces verts artificiels	1.35	2.57	3.92
zones résidentielles	0.12	0.28	0.40
espaces libres	1.21	4.80	6.01
cours d'eau	0.40	0.03	0.43
Total	7.76	13.42	21.18

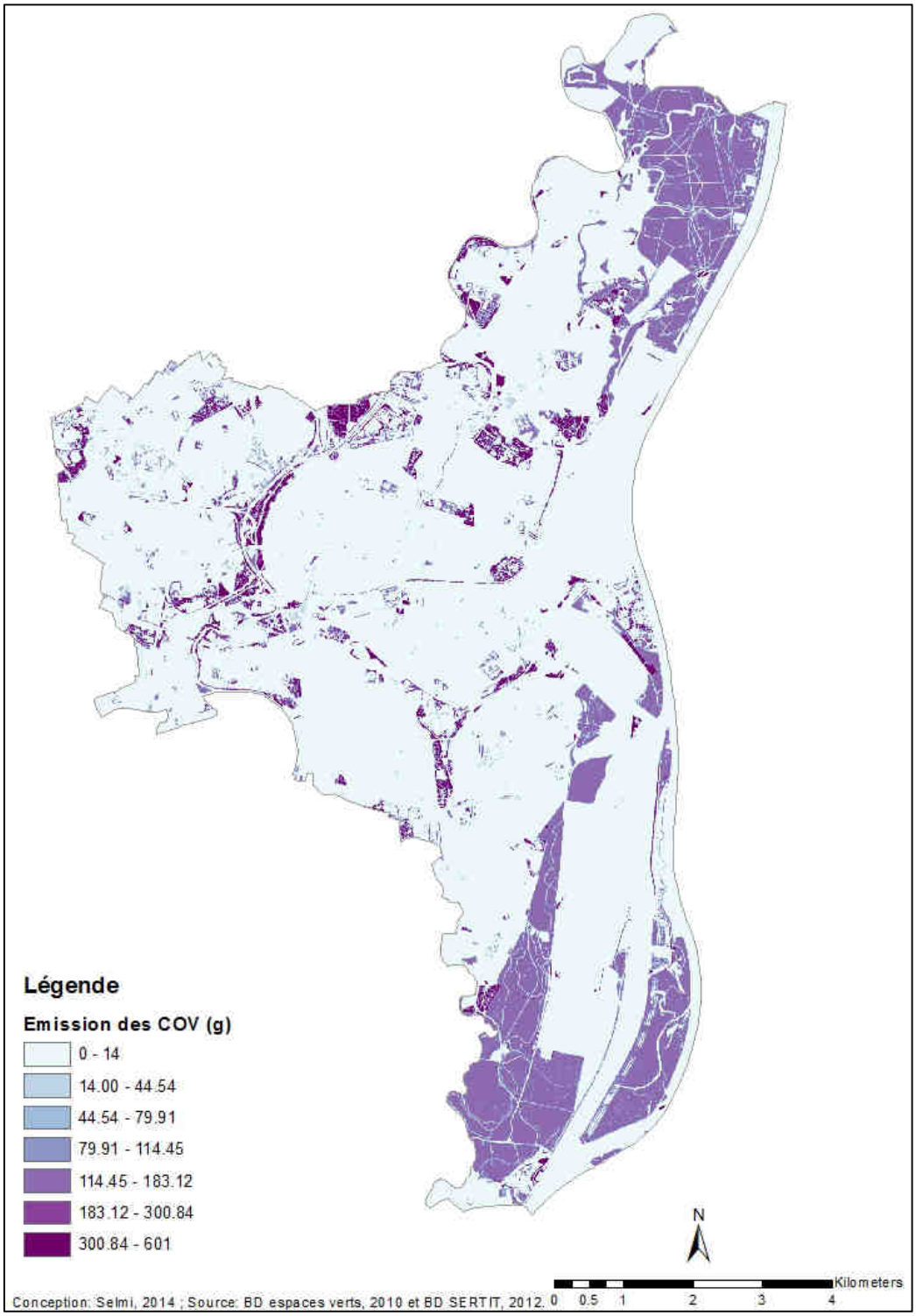


Figure 102. Carte représentant les émissions des COV en fonction du couvert arboré des espaces végétalisés gérés par les services techniques.

La carte montre que les arbres localisés dans le tissu urbain émettent plus de COV que les zones forestières. Cette distribution peut être expliquée par la variation de la biomasse et/ou la variation de la composition. Rappelons que les espaces verts artificiels et les espaces libres sont dominés respectivement par l'Erable sycomore et le Saule Blanc qui sont les espèces les plus émettrices.

Les études portées sur les COV produits par la végétation arborée urbaine avancent l'idée que ces derniers, en interagissant avec des polluants atmosphériques, contribuent à la formation de l'ozone (O3) et du monoxyde de carbone (CO). Ces résultats pourraient remettre en question l'intérêt de l'arbre dans le milieu urbain. Toutefois, avant de tirer des conclusions sur les effets négatifs de la végétation urbaine, il faut prendre en compte l'ensemble des facteurs qui interviennent dans un tel processus et leurs différentes interactions (entre les COV, le couvert arboré et la température) (Nowak, 2002). Du fait que la végétation arborée baisse la température au niveau des villes et que la réactivité des COV dépend essentiellement de ce facteur, une augmentation du couvert arboré de 40 % réduit localement la température et par conséquent diminue, pendant la phase diurne, le taux d'ozone troposphérique (Nowak et al., 2002). Ces résultats doivent être pris avec précaution car ils dépendent (1) d'autres facteurs environnementaux locaux comme la concentration horaire des polluants atmosphériques, la vitesse du vent, la hauteur de la couche limite atmosphérique, etc., et (2) des facteurs liés à la morphologie et la densité urbaine. Un contre-exemple donné par les mêmes auteurs montre que les arbres ont tendance, dans certains cas, à diminuer la vitesse horizontale du vent, ce qui empêche la dispersion des polluants et par conséquent l'augmentation de leurs concentrations locales dans l'atmosphère augmentent, favorisant ainsi les réactions secondaires, *ibid*.

Outre l'ensemble de ces variables, les émissions des COV dépendent aussi des espèces (Figure 103). A l'échelle de la ville de Strasbourg, ce sont les feuillus qui émettent plus de COV (23393 kg/an). Le Chêne pédonculé (*Quercus robur*) émet environ 7931 kg/an (7772 d'isoprènes et 159 kg/an de monoterpènes) suivi par le peuplier tremble (*Populustremula*) 2712 kg/an (2685 kg/an d'isoprènes et 27 kg/an de monoterpènes) et le Saule Blanc (*Salix alba*) 2484 kg/an (2249 kg/an d'isoprènes et 235 kg/an de monoterpènes). Nos résultats vont dans le même sens que ceux de Lindfors et Laurila (2000) qui estiment que le chêne, le saule et le peuplier sont les espèces feuillues les plus émettrices de COV.
Les persistants quant à eux émettent 3423 kg/an de COV (228 t/an d'isoprènes et 3195 kg/an de monoterpènes). L'If commun (*Taxus baccata*) arrive au premier rang (766 kg/an dont 7 kg/an isoprènes et 759 kg/an de monoterpènes) suivi par le Pin noir (*Pinus nigra*) (733 kg/an dont 3 kg/an d'isoprènes et 730 kg de monoterpènes) et le Cèdre du Liban (*Cedrus libani*) (591.76 kg/an dont 5.08 kg/an d'isoprènes et 586.68 kg/an de monoterpènes).

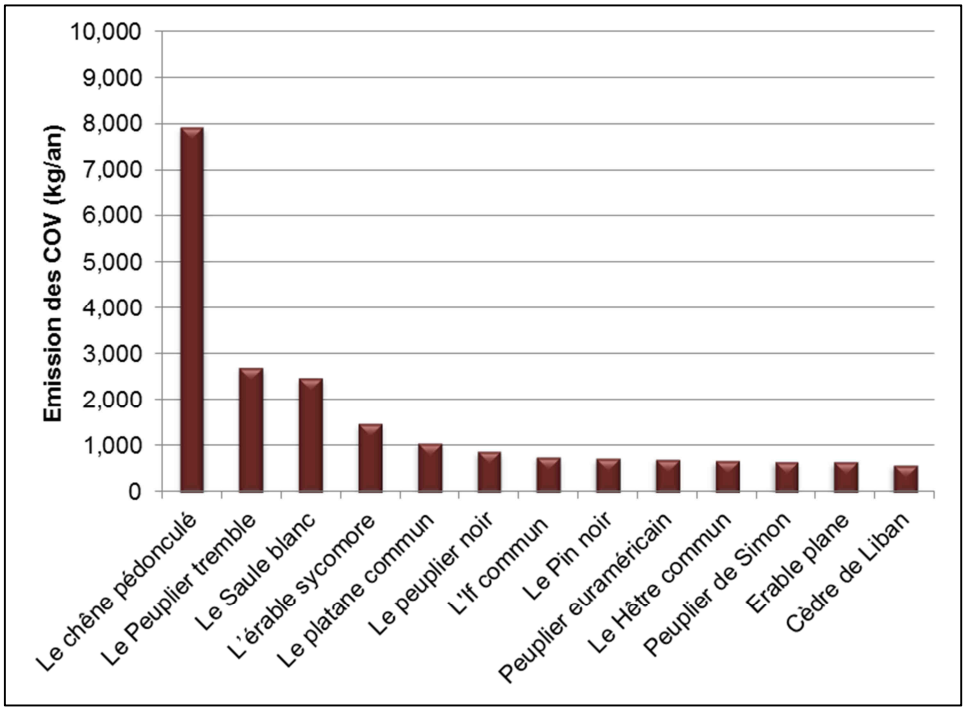


Figure 103. Les espèces les plus émettrices des COV à l'échelle de la ville de Strasbourg résultats issus de i-Tree.

Entre Juillet 2012 et Juin 2013, nous n'avons pas enregistré d'émissions de COV pour certaines espèces comme le marronnier commun (*Aesculus hippocastanum*), l'arbre impérial (*Paulownia tomentosa*), le poirier d'ornement de Chine (*Pyrus calleryana 'Chanticleer'*), le Tilleul à petites feuilles (*Tilia cordata*) ou encore le Tilleul de Crimée (*Tilia euchlora*), etc.

En dépit du degré d'intérêt des résultats qui apportent un éclairage sur les émissions biogéniques à l'échelle de la ville de Strasbourg, ces derniers sont empreints d'incertitudes liées à la complexité des processus physico-chimiques troposphériques et aux lacunes quant aux données locales d'observation, au LAI, aux facteurs d'émissions, etc. D'autres facteurs déterminants doivent faire l'objet de nouvelles études approfondies comme l'exposition à la lumière, la température, la phénologie, etc.

En conclusion, rappelons que les composés organiques volatils émis par les arbres ne participent à la formation de polluants secondaires nocifs qu'en présence d'autres polluants primaires. Au niveau d'une atmosphère urbaine avec une faible concentration de polluants, les COV n'affectent pas la santé humaine. Dans ce contexte, il nous semble judicieux de réduire les émissions anthropiques pour éviter les effets néfastes des COV. Une autre solution

envisageable consisterait à éviter la plantation des espèces émettrices de COV. A titre d'exemple, à Strasbourg certains alignements d'arbres sont composés avec le Copalme d'Amérique (*Liquidambar styraciflua*) (Figure 104), le peuplier et le platane considérés comme des espèces à forte émission (Taha, 1996). A l'occasion, un remplacement de ces espèces par d'autres moins émettrices (énoncés ci-dessus) serait à privilégier pour réduire la concentration des COV dans l'atmosphère.

Figure 104. Alignement de Copalme d'Amérique (quartier de l'Orangerie, photo prise le 28/08/2014)

Par ailleurs, la réduction de ces émissions pourrait être réalisée aussi en diminuant les pratiques de gestion intensive car ces dernières exercent une perturbation des processus écologiques des arbres et les soumettent à un état de stress favorisant par conséquent les émissions biogéniques.

4. Validation du modèle

Sans validation, le recours au modèle i-Tree Eco dans un contexte autre que les villes américaines serait sujet à controverses, car il laisse planer l'incertitude sur la question de la compatibilité des données locales avec des algorithmes développés dans un contexte géographique différent. En l'absence de précédentes applications du modèle en France et face aux connaissances lacunaires sur l'évaluation des services et desservices de régulation de la qualité de l'air rendus par la végétation arborée urbaine, nous proposons dans ce qui suit de traiter les deux points les plus sensibles du modèle : l'extrapolation et l'estimation du carbone stocké à travers les équations allométriques.

L'extrapolation donne-t-elle une image fidèle du patrimoine arboré de la ville de Strasbourg ?

Le support de l'estimation des différents services et desservices a été l'extrapolation de données issues de l'échantillon que nous avons généré. Pour valider cette démarche, nous avons comparé le nombre d'arbres issu de l'extrapolation avec celui de la base de données fourni par le département « arbre » de la ville de Strasbourg[137].

L'extrapolation dans notre cadre d'étude consiste à prédire la structure du patrimoine arboré (e.g. nombre d'arbres, espèces, biomasse foliaire, etc.) géré par les services techniques à partir des informations collectées pendant la campagne d'échantillonnage. Nous rappelons qu'à l'échelle de la ville de Strasbourg, nous avons échantillonné 2033 arbres sur une surface de 9.12 ha :

$$surface\ échantillonnée = surface\ de\ la\ placette \times nombre\ de\ placettes$$

$$surface\ échantillonnée\ (m^2) = 400\ \times 228$$

$$surface\ échantillonnée = 91200\ m^2 = 9.12\ ha$$

Pour déterminer l'ensemble des pieds d'arbres par extrapolation, il suffit de multiplier la surface totale d'espaces végétalisés dans chaque classe d'occupation du sol ($S_{ev.cos}$) par le nombre d'arbres échantillonnés (N_{ae}) que l'on divise par la surface échantillonnée par classe (S_{ech}). A titre d'exemple : au niveau de la classe résidentielle qui renferme environ 54 ha ($S_{ev.cos}$) d'espaces végétalisés publics, nous avons échantillonné 134 arbres (N_{ae}) sur une surface de 1.6 ha (S_{ech}). Ainsi pour déterminer le nombre d'arbres gérés par les services techniques dans cette classe (Nab), le modèle procède comme suit en appliquant la règle de trois suivante :

$$Nab = \frac{(54 \times 134)}{1.6} = 4522.5\ arbres$$

En généralisant ce calcul sur les différentes classes d'occupation du sol, le nombre d'arbres atteint les 588 000 arbres. Pour réaliser la comparaison avec la base de données des services techniques de la ville de Strasbourg, nous avons exclu les arbres échantillonnés sur les 91 placettes localisées dans les zones forestières. Par conséquent, le nombre d'arbres échantillonnés s'est réduit à 554 arbres et le nombre d'arbres estimé par extrapolation devient de l'ordre de 111 108. Or le chiffre fourni par la base de données est d'environ 62 000

[137] La base de données est issue d'un inventaire exhaustif de l'ensemble des pieds d'arbres gérés par la direction espaces verts des services techniques de la ville de Strasbourg. Cet inventaire, réalisé entre 2004 et 2005 et mis à jour le 26 Avril 2012, ne concerne que les arbres situés dans le périmètre urbain de la ville de Strasbourg. Les trois forêts rhénanes n'ont pas été introduites dans cet inventaire.

arbres[138] soit 49108 arbres de moins. Ayant la crainte d'être tombés dans le piège de la surestimation, nous avons poussé notre réflexion plus loin et nous avons été amenés à vérifier la qualité des informations de la base de données considérée comme l'unique élément de référence. A ce stade, nous avons émis l'hypothèse que la base de données ne nous renseigne pas sur tous les pieds d'arbres que nous avons pu échantillonner sur le terrain. Pour vérifier cette hypothèse, nous avons croisé à l'aide des systèmes d'informations géographiques le fichier de forme de nos placettes avec celui de la base de données de référence. Conformément à nos attentes, cet exercice a révélé qu'à l'échelle de nos placettes, il existe une disparité entre le nombre d'arbres que nous avons échantillonnés (554) et le nombre d'arbres renseigné par la base de données (uniquement 331), soit une différence de 223 arbres. A titre d'exemple, nous avons relevé huit pieds d'arbres au niveau de la placette n°24 tandis que la base de données des services techniques ne montre que quatre pieds d'arbres (Figure 105).

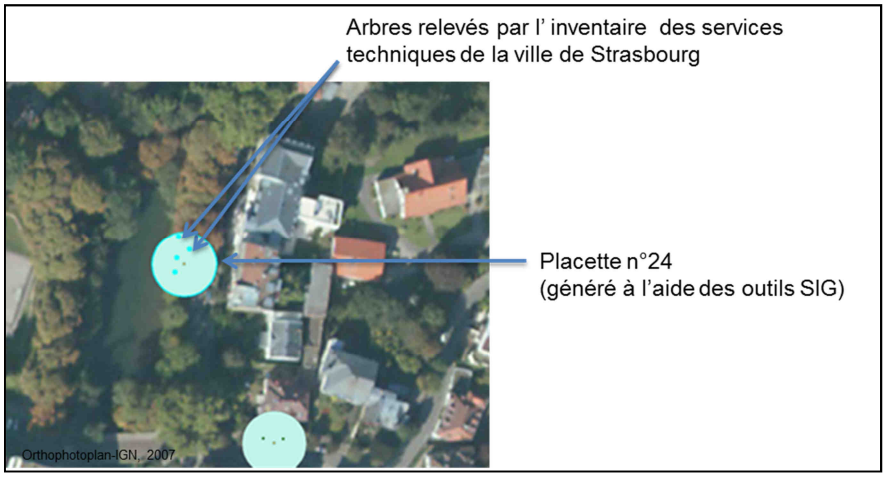


Figure 105. Représentation des pieds d'arbres renseignés dans une de nos placettes d'échantillonnage. La photo montre qu'il existe uniquement quatre pieds d'arbres alors que nous avons relevé sur le terrain six arbres

Cette différence pourrait s'expliquer par le fait que nous avons pris en compte des arbres de petite taille et des arbres qui ont poussé spontanément sur le bord du cours d'eau que les services techniques n' ont pas introduit dans leur inventaire.

Pour vérifier si cet écart serait le responsable de la différence entre l'estimation du modèle et le chiffre fourni par la base de données, nous avons posé la question suivante : l'extrapolation des 223 arbres permettrait-elle d'atteindre les 49 236 qui manquent ?

[138] Pour arriver à ce chiffre, nous avons réalisé différents traitements (Sous Arc Gis). Nous avons exclu tous les arbres qui ne sont pas localisés dans notre périmètre d'étude ainsi que les arbres abattus.

En appliquant la règle de trois, nous avons trouvé que l'extrapolation de 223 nous permet d'atteindre environ 41000 arbres. Ainsi, avec le seuil d'erreur de 10% estimé au préalable, il n'est pas impossible de conclure que le risque de l'extrapolation n'est pas majeur, elle fournit une image informe certes, mais décalque relativement l'état des lieux du patrimoine arboré de la ville de Strasbourg. Les données des services techniques ont permis d'établir une comparaison préliminaire, mais elles n'ont pas apporté de précision sur l'étendue de l'incertitude.

L'application d'équations allométriques non adaptées au contexte géographique français pourrait-elle biaiser l'estimation de carbone stocké par les arbres ?

En l'absence d'étude sur l'estimation du stockage du carbone dans un contexte urbain en France, le seul recours possible a été d'utiliser les tarifs de cubage développés pour quantifier le volume de bois dans un contexte forestier. *« Un tarif de cubage «arbre» se présente sous la forme d'un tableau chiffré parfois aussi appelé «table de cubage», d'un graphique ou encore d'une équation qui fournit le volume d'un arbre en fonction d'une ou de plusieurs caractéristiques dendrométriques directement mesurables relatives à celui-ci»*[139]. Les tarifs de cubage fournissent le volume commercial qui devrait être multiplié par différents facteurs de conversion pour obtenir la biomasse totale ainsi que le taux de carbone stocké. En France le Centre Interprofessionnel Techniques d'Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA) utilise :

- le facteur d'infra densité de 0.546 t/m^3 pour les feuillus et 0.438 t/m^3 pour les conifères ;
- le facteur d'expansion global de 2.063 pour les feuillus et de 1.690 pour les résineux ;
- le facteur carbone de 0.475 (sans unité).

Pour mener notre étude comparative, les données brutes issues de notre campagne d'échantillonnage ont été introduites dans le modèle de volume (basé sur les tarifs de cubage) élaboré par M. Mathieu Fortin, enseignant-chercheur dans le laboratoire d'études des ressources Forêt-Bois. Ce modèle prédit le volume du bois fort en m^3 jusqu'à une découpe de

[139] http://www.jymassenet-foret.fr/cours/dendrometrie/coursdendrometrieppt/versionspdfdespptdendro/dendrometriechap6ppt.pdf (02/03/2012).

7 cm pour des arbres qui poussent dans le milieu forestier. Par conséquent, il ne fonctionne que sur des arbres ayant un diamètre supérieur à 7 cm. En outre, il ne traite pas certaines espèces comme le *Picea Abies*, *Pinus nigra*, *Qurecus rubra*. A cet effet, sur les 2033 arbres échantillonnés dans le cadre de notre étude, uniquement 1582 ont été la base de notre étude comparative, soit environ 78% de la taille de notre échantillon (en éliminant les arbres de petite taille, les arbres morts, etc.).

Le modèle de tarifs de cubage prédit une masse de carbone stocké de 647.23 tC. Or le modèle i-Tree Eco a fourni une masse de carbone stocké d'environ 487.87 tC[140] soit 159.36 tC de moins (le modèle forestier produit une surestimation d'environ 25 %). Cet écart va dans le même sens que les résultats de Nowak (1994) et McHale et al. (2009) qui stipulent que le recours au modèle forestier pour quantifier le taux de carbone stocké par les arbres urbains conduit à une surestimation de 20 à 30%. Pour remédier à cette contrainte, les spécialistes préconisent la multiplication des estimations issues des équations allométriques forestières par un facteur de conversion égale à 0.8 (Aguaron et McPhearson, 2012). En appliquant ce facteur de conversion sur le taux prédit par le modèle forestier, nous sommes arrivés à une valeur de l'ordre de 517.78 tC. Une analyse statistique descriptive montre que les moyennes du taux de carbone issu du modèle forestier, du modèle forestier avec conversion et du modèle i-Tree sont respectivement 2851.266 kg (± 424.056) ; 2281.013 kg (± 339.245) et 2149.242 kg (± 282.767) (Figure 106). Le corps des trois boîtes à moustaches est relativement de petite taille ce qui signifie que les valeurs du milieu sont relativement homogènes.

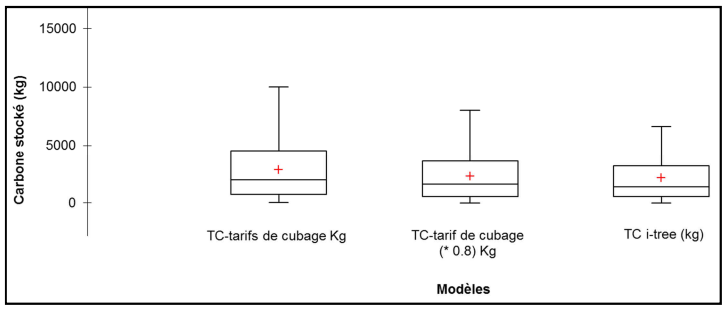


Figure 106. Comparaison du taux de carbone stocké prédit par le modèle forestier (sans et avec le facteur de conversion (0.8) et le modèle i-Tree.

Une analyse de la variance ANOVA (Tableau 36 et Figure 107) montre qu'il n'existe pas de différence significative entre le modèle i-Tree et le modèle forestier avec facteur de conversion car l'intervalle de confiance de ce dernier comprend la valeur 0.

[140] A l'échelle de l'échantillon.

Tableau 36. Les différents paramètres issus de l'analyse de la variance.

Source	Valeur	Erreur standard	t	Pr > |t|	Borne inférieure (95%)	Borne supérieure (95%)
Modèle forestier avec facteur	0.023	0.044	0.519	0.604	-0.064	0.109
Modèle forestier sans facteur	0.122	0.044	2.767	0.006	0.035	0.208
Modèle-i-Tree	0.000	0.000				

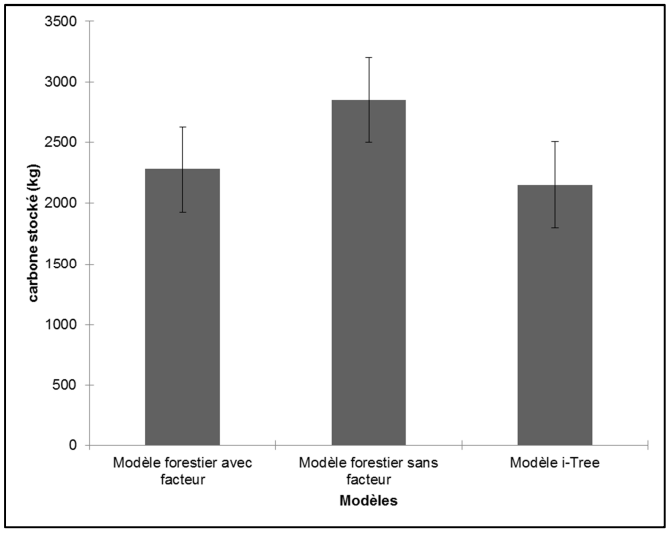


Figure 107. Comparaison de la variation de la moyenne de taux de carbone stocké en fonction des différents modèles, les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard de la moyenne

Un test supplémentaire de Duncan confirme que les estimations issues du modèle i-Tree Eco et celles issues du modèle forestier avec le facteur de conversion ne sont pas significativement différentes ($\alpha = 0.05$) car elles appartiennent au même groupe B.

A ce stade, nous pouvons conclure que le recours au modèle i-Tree Eco nous a permis de construire une première base empirique pour l'évaluation des services et desservices de la végétation arborée. Une application de ce modèle sur d'autres villes françaises pourrait apporter d'autres éclairages sur ce modèle et sur l'éventualité de l'adapter au contexte français d'une part et européen d'autre part.

5. Synthèses et Discussions

5.1. Synthèses et éléments de réflexion

Le patrimoine arboré couvre environ 19 % de la ville de Strasbourg, 69 % des espaces végétalisés gérés par les services municipaux et renferme environ 588 000 arbres (y compris les forêts rhénanes). En termes de surface foliaire, trois espèces sont dominantes à savoir le Hêtre commun (*Fagus sylvatica*) (14.7%), le Frêne élevé (*Fraxinus excelsior*) (12.3 %) et l'Erable sycomore (*Acer pseudoplatanus*) (8.7%). Ensemble, ces trois espèces forment 32.2 % du nombre total des arbres, 36.7 % de la biomasse foliaire totale et 35.7% de la surface foliaire totale.

La répartition des espèces varie en fonction des classes d'occupation du sol. Le Marronnier commun (*Aesculus hippocastanum*), l'Erable plane (*Acer platanoides*), le poirier de chine (*Pyrus callyryana*) et le Platane commun (*Platanus x acerifolia*) dominent respectivement les zones agricoles, les zones institutionnelles, les zones industrielles et les zones résidentielles. Dans chaque classe, respectivement 87.5 %, 54.6 %, et 58.9% des espèces dominantes ont un DBH supérieur à 30 cm. Au niveau des zones industrielles 80 % des poiriers possèdent un DBH qui ne dépasse pas 15.2 cm.

D'une manière générale, le patrimoine arboré de Strasbourg géré par les services municipaux est en excellent état, les pieds d'arbres en voie de décomposition ou en mauvais état se situent dans les zones forestières, agricoles ou encore dans les zones institutionnelles.

Sur la base de notre échantillon, 15.6% de la surface de la ville de Strasbourg est susceptible d'accueillir des nouvelles plantations. Cette estimation a été relevée pendant la campagne de terrain où nous avons estimé dans chaque placette la superficie des zones qui ne sont ni plantées ni minéralisées. Cet espace (à planter) s'étale sur 38% de la surface des zones libres, 12% de la surface des zones résidentielles et 41% au niveau des zones agricoles (les espaces cultivés ne sont pas inclus dans les estimations). La classe qui attire notre attention est celle des espaces libres puisqu'elle est le support de nouveaux projets d'urbanisation. En prenant en considération les SE lors de l'intégration de la composante verte dans les nouveaux projets, *cette classe pourrait être un site d'expérimentation à ciel ouvert pour examiner les interactions mutuelles entre les pratiques de gestion, la structure de la végétation arborée mise en place et leur effet physique*. Une telle procédure, se focalisant à une échelle locale,

n'introduit pas tous les facteurs agissant sur l'environnement urbain certes, mais elle permet de modeler la structure arborée en fonction des attentes et des SE à valoriser, et d'identifier l'impact de ces activités sur l'efficacité des arbres en termes de production SE. Cette procédure a été souvent soutenue par les chercheurs postulant que l'analyse de la relation entre le processus de planification et le flux de SE devrait être une priorité, car elle met en place une évaluation diachronique des conséquences de l'urbanisation et des nouveaux projets de planification sur le bien-être humain (Haase et al., 2014).

Le patrimoine arboré de Strasbourg stocke environ 128 000 tC (58.90 t/ha) et séquestre (entre Juillet 2012 et Juin 2013) environ 4060 tC/an (1.86 t/an/ha). Nos estimations sont moins importantes que celles enregistrées à Syracuse (148 300 tC ; 4 700 t/an) mais plus élevées que celle de Jersey City (19 300 tC ; 800 tC/an). En termes de taux de séquestration par unité de surface, nos estimations se rapprochent de celles de Sacramento (0.85 t/an/ha), Boston (0.67 t/an/ha), Barcelone (0.6 t/an/ha), Torbay (0.67 t/an/ha). Le taux net de carbone séquestré entre Juillet 2012 et Juin 2013 est d'environ 3700 t/an (1.7 kg/an/ha), se rapprochant d'Atlanta (0.9 t/an/ha) et de Baltimore 0.52 t/an/ha) (Nowak et al., 2006).

La faculté des arbres à stocker et séquestrer le carbone dépend de facteurs tant environnementaux (exposition à la lumière, distribution, etc.) que structuraux (âge et taille, état sanitaire, densité des arbres, surface foliaire, etc.). Les deux facteurs structuraux prépondérants dans le stockage et la séquestration du carbone sont l'âge et la taille. Comme l'ont suggéré nos résultats, les arbres stockent et séquestrent le carbone pendant toute la phase de croissance durant laquelle les taux stockés et séquestrés ne cessent de s'accroître. Arrivés à maturité, l'aptitude des arbres à stocker le carbone diminue et ils commencent à émettre le dioxyde de carbone à long et à court terme. En raison du manque de données nous n'avons pas pu quantifier le taux de carbone émis par les arbres gérés par les services municipaux. Signalons que les pratiques de gestion influencent aussi le taux de carbone émis par les arbres. Des études scientifiques ont démontré qu'un bois mort transformé en équipement (banc, table, chaise, etc.) gardera son stock de carbone jusqu'à sa destruction tandis qu'un bois mort recyclé sous forme de papier ou brulé émet rapidement le carbone vers l'atmosphère durant tout le processus de recyclage ou de destruction[141]. Dans ce contexte, il semble évident qu'un arbre joue à la fois le rôle d'un puits et d'une source de carbone. Les gestionnaires et les

[141] http://www.massolia.com/environnement1/les-arbres-peuvent-ils-compenser-les-emissions-de-co2-des-voitures/ (01/07/2014) ;

scientifiques devraient quantifier le stockage et la séquestration du carbone, en penchant sur l'évolution diachronique des stocks de carbone, *ibid.*

L'évaluation de l'efficacité du patrimoine arboré dans le stockage et la séquestration du carbone doit aussi prendre en considération l'espèce, l'état sanitaire et le taux de croissance. Les gestionnaires doivent ainsi maintenir le patrimoine arboré actuel. La présence d'une population d'arbres en état de décomposition avancée entraîne un dysfonctionnement de la photosynthèse et de la respiration conduisant ainsi à un stockage et une séquestration du carbone limités dans le temps. Pour remédier à cette contrainte dans le milieu forestier, les sylvicoles adoptent une diversification des strates arborées et arbustives en privilégiant une présence conjointe des différentes classes d'âge et de DBH. Par conséquent le carbone émis par les arbres en décomposition est rapidement séquestré par les jeunes pousses.

Dans le milieu urbain, cette solution n'est envisageable qu'au niveau des espaces semi-naturels. En revanche, dans les lieux où les arbres sont rapidement remplacés en cas de dépérissement pour des raisons de sécurité, les gestionnaires devront chercher d'autres alternatives ; ils doivent agir par exemple sur le choix des espèces rustiques, tolérantes aux conditions du milieu urbain et qui n'exigent pas un entretien intensif (Ginkgo, Micocoulier, Metasequoia, etc.)[142]*. En outre, ils peuvent éviter les espèces sensibles à la pollution (Erable à sucre, Hêtre, Aulne, etc.)*[143] *et favoriser les espèces ayant une bonne qualité de bois qui pourrait être la matière première pour des équipements à base de bois (Sophora du Japon ; Noisetier ; Châtaignier, Frêne, etc.)*[144] *(Chapparo et Terrades, 2009). Des solutions peuvent aussi concerner les outils d'entretien et de suivi en limitant le recours aux énergies fossiles.*

Entre Juillet 2012 et Juin 2013, la végétation arborée gérée par les services municipaux de la ville de Strasbourg a éliminé environ 88.23 t/an de polluants. Notre estimation est plus faible que celle estimée à Barcelone (306 t/an ; 9.35 g/m² de couvert arboré) ou à Brooklyn (254 t/an ; 10.2 g/m² de couvert arboré) mais plus élevée que les estimations enregistrées à Torbay (50 t/an) et proche de l'estimation mesurée à Minneapolis (176 t/an ; 6.2 g/m² de couvert arboré). L'élimination de la pollution, comme nous l'avons évoqué ci-dessus, dépend de différents facteurs comme la précipitation, la surface foliaire, la concentration des polluants

[142] http://www.grenoble.archi.fr/cours-en-ligne/balez/M1CV-SB06 Le%20vegetal%20dans%20les%20espaces%20publics%20urbains.pdf (08/07/2014) ;
[143] http://syndicatdelorge.fr/pdf/expos/arbre.pdf (08/07/2014);
[144] http://www.rustica.fr/articles-jardin/fruits-et-verger/recuperer-dechets-taille,3294.html (08/07/2014).

atmosphériques dans l'air, la période de croissance, la phénologie, etc. A titre d'exemple, Nowak et son équipe en 2006 associent la faible élimination des polluants par les arbres à Minneapolis à la courte durée de la saison où les arbres sont garnis par les feuilles.

Le faible taux d'élimination enregistré à Strasbourg pourrait s'expliquer par une concentration de polluants atmosphériques moins importante par rapport aux villes américaines. Les gestionnaires pourraient améliorer le service d'élimination des polluants en adoptant des techniques de gestion appropriées. A titre d'exemple, les pratiques de l'art topiaire (la taille des arbres pour un but esthétique) entraînent non seulement l'augmentation des émissions des polluants (émis par les machines de gestion) mais aussi la réduction de la surface foliaire qui est l'interface des échanges gazeux de prédilection. En outre, il est recommandé de privilégier les espèces qui tolèrent la pollution (Bouleau, Tilleul, Frêne, etc.) et d'éviter le recours à des plantations denses dans les rues étroites qui empêchent la dispersion des polluants (Wania, 2007).

Comme le notent Nowak et son équipe en 2002, le recours au modèle i-Tree peut sous-estimer l'effet total du couvert arboré sur la pollution atmosphérique parce qu'il ne se focalise que sur la couche de la canopée urbaine et n'étudie pas le rôle de filtre que le couvert arboré pourrait jouer pour empêcher le passage des polluants des hautes couches vers les basses couches (Nowak et al., 2002). Par ailleurs, le modèle ne quantifie que l'élimination des polluants par le processus de dépôt sec qui est moins important que le dépôt humide. Etudier les deux processus semble une piste prometteuse.

Outre l'émission du carbone les arbres émettent des COV qui contribuent à la formation des gaz à effet de serre. Entre Juillet 2012 et Juin 2013 les arbres gérés par les services municipaux de la ville de Strasbourg ont émis environ 27 t/an dont 15 t/an sont émis par les zones forestières et semi-naturelles. Cependant, l'émission des COV ne se limite pas aux arbres, la gestion à travers la taille de la couronne et la combustion des combustibles fossiles provenant des machines de gestion y participent aussi (Nowak et al., 2002). Avant de conclure par énoncer les limites et les perspectives de notre approche d'évaluation, il nous paraît intéressant de revenir sur nos questionnements de départ et nos hypothèses qui y sont associées.

A travers les différents résultats issus de notre approche d'évaluation écologique, nous dressons dans ce qui suit quelques recommandations opérationnelles (Tableau 37) :

Tableau 37. Quelques recommandations issues de l'application du modèle i-Tree à l'échelle des arbres gérés par les services techniques de Strasbourg

	Recommandations
Pour la planification	Prendre en considération le fonctionnement écologique du patrimoine arboré et respecter les conditions de son développement afin d'optimiser son rôle en tant que purificateur d'air.
	Proposer des plans d'action pour réduire les émissions des polluants à partir des sources locales.
	Proposer des plans de plantation dans les zones carencées pour accorder à la population un accès équitable aux services de régulation de la qualité de l'air.
Pour la gestion	Maintenir le patrimoine arboré actuel afin de stabiliser l'élimination des polluants et la séquestration du carbone.
	Choisir des arbres en fonction de leur longévité et en fonction de leur capacité à s'adapter aux conditions locales et réduire l'utilisation des combustibles fossiles lors de l'entretien pour réduire les émissions des polluants dues à la gestion.
	Satisfaire le besoin des arbres en eau pour maximiser l'élimination des polluants à travers la croissance des arbres.
	Protéger les arbres de grande taille car ils ont un effet considérable sur la qualité de l'air.
	Planter des arbres persistants pour éliminer les particules en suspension.
	Utiliser le bois mort ou bien issu de l'élagage pour la création des équipements urbains permettant de maintenir le stock de carbone à long terme.
	Favoriser les espèces les moins émettrices en matière de composés organiques volatils.

5.2. L'approche mise en place apporte-t-elle des réponses à nos questionnements ?

Dans un premier temps, nous revenons sur l'approche à mettre en place pour l'évaluation des SE en particulier et de la valeur instrumentale en général. Notre exercice d'évaluation, confirme l'hypothèse de départ à savoir que *l'appréhension de la valeur instrumentale peut*

s'établir en ayant recours à des indicateurs biophysiques. Ces derniers ont permis ainsi de quantifier, d'analyser et de suivre les SE en fonction des changements de l'occupation du sol. Ils ont mis en relief la capacité de la végétation urbaine (en tant qu'écosystème) à fournir les SE. de Groot et al. (2010a) regroupent les indicateurs biophysiques en deux grandes catégories :

- Indicateurs d'état : mettent en exergue les processus et/ou les composantes de l'écosystème responsables de rendre des SE (e.g. biomasse et indice de surface foliaire, etc.) ;
- Indicateurs de performance : quantifient la capacité des écosystèmes à rendre des SE (e.g. effet de la biomasse sur le stockage du carbone, etc.).

En se référant à ces indicateurs, il nous semble que notre approche d'évaluation articule les indicateurs d'état (nombre d'arbres, densité des arbres, biomasse, surface foliaire, densité foliaire, etc.) aux indicateurs de performance (taux de carbone stocké et séquestré, dépôt sec, taux d'émission des COV) afin de mettre en exergue les services et desservices rendus par les arbres.

Nous confirmons ainsi l'idée que l*e concept de service écosystémique est un concept multidimensionnel qui pourrait être utilisé au profit d'une évaluation écologique sans avoir recours à sa connotation monétaire*. L'évaluation écologique, comme nous l'avons évoqué dans la partie conceptuelle de cette recherche pourrait être accompagnée par une cartographie des SE qui apporte d'autres éclairages sur la répartition des services à l'échelle du terrain d'étude. Ayant proposé une cartographie du service de la séquestration du carbone et du desservice des émissions des COV, nous n'avons pas pu pousser plus loin notre réflexion sur le sujet de la « justice environnementale » que nous considérons comme une piste prometteuse à explorer (Kabish et Haase, 2014).

L'articulation entre indicateurs, nous amène à répondre au deuxième questionnement de ce travail qui se focalise *sur les critères à prendre en considération pour évaluer les SE*. Notre approche par habitat confirme la nécessité de caractériser la végétation pour déterminer son efficacité dans la production des SE. *Pour les arbres*, différents facteurs structuraux sont déterminants pour les SE (biomasse et surface foliaire, état sanitaire, distribution, espèces, etc.). Notre approche va dans le même sens que les conclusions émises par le rapport de Defra (2006) à savoir que l'approche par habitat (en quantifiant la structure) permet de mettre en place un état des lieux initial. Dans ce cadre, d'autres pistes demeurent intéressantes en proposant une étude diachronique de l'efficacité des écosystèmes semi-naturels qui s'inscrit dans une démarche à moyen et/ou à long-terme. Bien que le décryptage des liens entre

structure, fonction et services soit une tâche difficile en raison de la complexité des interactions entre ces différentes composantes, notre approche a permis d'éclairer en partie ces interactions et de *confirmer le service cascade* proposé par de Groot et al. (2010a). Néanmoins, il nous semble intéressant de ne pas se limiter à cette chaîne causale et de se pencher sur les boucles de rétroaction qui nourrissent la complexité des liens entre les écosystèmes semi-naturels et des sociétés humaines et sur l'impact des facteurs anthropiques sur la production des services et des desservices écosystémiques. Ainsi, la prise en compte de l'ensemble de ces interactions nous conduit vers le maintien de l'intégrité des écosystèmes naturels tout en répondant aux attentes humaines.

5.3. Atouts, limites et perspectives

L'application du modèle i-Tree Eco à l'échelle de la ville de Strasbourg a été une aventure au vrai sens du terme. En l'absence de travaux ayant appliqué le modèle sur des villes françaises, notre travail a pris une vocation exploratoire qui a démontré la capacité du modèle à fournir des résultats interprétables et comparables avec d'autres travaux étatsuniens et européens. Manquant de recul par rapport à la compatibilité des données avec les algorithmes proposés par le modèle, chaque moment de la présente recherche a été un moment de doute, de questionnements et de remise en question qui ont apporté un concours précieux à notre approche de modélisation en tenant à (1) réduire les incertitudes et les imprécisions associées à ce modèle et à (2) ouvrir la voie à de nouvelles perspectives.

Nous discutons dans ce qui suit les atouts, les limites et les perspectives associés à notre approche. A travers un échantillon représentatif basé sur des données locales et des données de terrain, le recours au modèle i-Tree Eco nous a permis de restituer une image fidèle du patrimoine arboré local géré par les services techniques de la ville de Strasbourg. *Il a révélé le lien entre la structure arborée et les services de régulation de la qualité de l'air souvent considéré comme un acquis dans la littérature scientifique spécifique*. Ainsi, le modèle fournit une preuve quantitative concrète de ce lien qui pourrait servir aussi bien la recherche scientifique que la recherche opérationnelle. L'étude de l'architecture du modèle montre qu'il regroupe et articule des modèles numériques de nature différente. De ce fait, il initie à une approche interdisciplinaire visant à appréhender la complexité des interactions entre végétation arborée et environnement urbain.

Néanmoins, comme toutes les approches de modélisation, le recours au modèle i-Tree Eco présente un certain nombre de limites. La première qui traverse l'esprit concerne l'adaptation du modèle au contexte français. Etant développé aux Etats unis, une grande partie de l'architecture du modèle est fondée sur des algorithmes adaptés au contexte américain (e.g. le volet consacré à la quantification de la biomasse foliaire à travers les équations allométriques). La revue de la bibliographie française que nous avons menée sur les travaux ayant abordé cette thématique pour des arbres urbains a été un travail de longue haleine et sans résultat. A notre connaissance, une seule étude a été élaborée à l'échelle de la communauté urbaine de Lyon qui s'est penchée sur la quantification de la biomasse et des flux de carbone stocké par les arbres urbains en appliquant le modèle américain (CUFR Tree Carbon Calculator) (Bruyat, 2011). Nous regrettons de ne pas pouvoir explorer le domaine de la foresterie et de proposer nos propres équations allométriques car une telle piste a été fortement contrainte par le temps imparti de la thèse.
La diversité des données d'entrée exigées par le modèle représente à la fois une richesse et une source d'imprécision. Nous prenons l'exemple des bases de données cartographiques à partir desquelles nous avons généré notre échantillon statistique. Ces dernières font référence à des dates et des méthodes de réalisation différentes ce qui génère des imprécisions au niveau du croisement des bases de données. Par ailleurs, la base de données espaces verts fournie par la CUS qui date de 2010, n'inclut qu'une petite partie des espaces d'accompagnement et d'alignement ce qui peut engendrer une sous-estimation du couvert arboré et par conséquent des services d'élimination de polluants par exemple.

Pour contourner ces contraintes et rendre le modèle plus transparent, il est recommandé d'utiliser des données fournies pour une même période. En outre, il est préférable que les données cartographiques correspondent à une date récente afin de prendre en considération les différentes mutations en termes d'occupation du sol et de changement de vocation.

Notre travail s'est penché uniquement sur le patrimoine arboré se trouvant au sein des espaces végétalisés gérés par les services municipaux parce que nous estimons que ce sont les espaces sur lesquels les gestionnaires peuvent intervenir pour maintenir leur fonctionnement écologique et améliorer le bien-être humain. Il serait donc intéressant *d'étudier la strate arborée de l'ensemble de la ville de Strasbourg (y compris les jardins privatifs)* pour estimer l'effet global du patrimoine arboré à l'échelle de la ville de Strasbourg.

Le deuxième enseignement issu de ce travail consisterait à *développer des équations allométriques propres aux villes françaises* au lieu de se contenter des équations issues de la littérature scientifique. Une telle procédure permettrait non seulement de pousser la recherche au sujet de l'évaluation des SE rendus par les arbres urbains en France mais aussi de vérifier la pertinence du modèle i-Tree Eco ou de développer des modèles qui s'adaptent au contexte géographique français.

Une troisième piste qui pourrait être explorée est celle de la mise en œuvre d'une *approche diachronique visant à examiner l'impact des nouveaux projets d'urbanisation et de planification sur la capacité des écosystèmes semi-naturels à rendre des services à la société humaine locale*. Enfin, confronter nos résultats avec les pratiques de gestion, aller à la rencontre des gestionnaires et des planificateurs pour déterminer leurs attentes et vérifier comment ils pourraient se servir de nos résultats nous parait un exercice intéressant afin favoriser l'échange entre la sphère des scientifiques et la sphère des décideurs.

Conclusion

Dans ce chapitre nous avons démontré que la connotation économique du concept de « services écosystémiques » pourrait s'estomper à la faveur d'une évaluation écologique en ayant recours à des indicateurs biophysiques. De cet objectif principal découle un deuxième objectif qui consiste à établir un état des lieux initial visant à identifier les critères à prendre en considération pour évaluer les services et les desservices rendus par les arbres urbains. Nous avons développé une démarche synchronique qui consiste à étudier le patrimoine arboré à un instant t précis (Juillet 2012-Juin 2013).

Notre étude a montré que la structure du patrimoine arboré et les écosystèmes semi-naturels, apporte un éclairage sur l'efficacité de ces derniers à produire des services et des desservices à la société humaine locale. En comparant les taux des émissions anthropiques et les taux d'élimination des polluants par les arbres, nous avons démontré que les écosystèmes semi-naturels urbains ne sont pas « la » solution miraculeuse pour pallier aux problèmes environnementaux au sein des villes. Ils ont un impact sur l'environnement urbain mais leur fonctionnement doit être soutenu par une planification et une gestion intégrative visant à appréhender l'ensemble des facteurs concernés comme les sources d'émissions des polluants, la morphologie urbaine, la densité urbaine ainsi que d'autres facteurs environnementaux.

A ce stade, nous espérons que notre étude servira de base à de futures recherches sur les thématiques en lien avec les services écosystémiques urbains. N'ayant pas pour objectif d'idéaliser le modèle, ce dernier, aussi imprécis soit-il, a apporté des réponses à nos questionnements de base et a ouvert la voie vers de nouvelles perspectives dans l'appréhension des services écosystémiques rendus par les écosystèmes semi-naturels urbains.

Conclusion générale

En dépit de son succès dans la littérature scientifique anglo-saxonne, le concept de « service écosystémique » se forge une image confuse, l'amalgame entre ce dernier et le concept « fonction » en est responsable. Cette image tient, d'une part, à la dominance des idéologies sociales et économiques qui ont souvent commandé le débat porté sur ce concept. D'autre part, elle tient à des connaissances lacunaires et à des questionnements mal cernés : comment peut-on distinguer fonction et services écosystémiques ? Quel type de liens existe-t-il entre ces deux concepts ? Quelles sont les fonctions qui interviennent dans la production des services au profit de la population humaine ? Comment l'état d'un écosystème donné peut influencer sa capacité à rendre des SE ? L'ensemble de ces questionnements a entrainé le refus plus ou moins marqué du concept de « service écosystémique » par une grande partie de la sphère des chercheurs ainsi que celle des décideurs.

A la fin des années 1990, des perspectives multidisciplinaires se sont ouvertes, la séparation entre fonction et service et l'établissement de « service cascade » ont vu le jour. Ceci consiste à établir un lien complexe entre fonction et service en (1) soumettant « la fonction écosystémique» à une interprétation écologique mettant en relief le fonctionnement écologique d'un écosystème donné (e.g. dépôt sec, photosynthèse, etc.) et (2) en renvoyant les « services écosystémiques » au bien-être humain qui résultent d'un tel fonctionnement (e.g régulation de la qualité de l'air, etc.). Nous rappelons qu'une telle causalité ne se réduit pas à une simple relation de cause à effet, elle prend en considération la complexité des liens qui existent entre les écosystèmes naturels et semi-naturels et l'Homme. Sous cet aspect, la multidisciplinarité prend une envergure à la fois écocentrique et anthropocentrique car elle cherche à (1) évaluer le fonctionnement écologique de ces écosystèmes qui permet d'appréhender leur valeur intrinsèque et à (2) quantifier les services écosystémiques qui renseignent leur valeur instrumentale. Avec cette ouverture, différents scientifiques ont cherché à concilier les différentes disciplines et donner une place à l'évaluation écologique qui était souvent en marge des débats portés sur l'évaluation des écosystèmes naturels et semi-naturels.

En nous inscrivant dans une vision éco-anthropocentrique et en appliquant une approche écologique, nous avons pu proposer deux outils d'évaluation pour approcher la double-valeur

des écosystèmes semi-naturels. Nous nous sommes intéressés tout particulièrement aux écosystèmes à caractère naturel dans le milieu urbain. L'examen de ces outils d'évaluation appliqués sur deux formations végétales urbaines (les pelouses et les arbres urbains) et basés sur une approche ascendante (à travers la caractérisation de la végétation) (Figure 108) a pu apporter un éclairage sur la problématique énoncée dans la première partie de notre travail.

Le recours conjoint aux approches écocentrique et anthropocentrique permet de mettre en place une approche multidisciplinaire permettant de : (1) comprendre le fonctionnement des formations végétales urbaines pour mieux les conserver et de (2) prendre en compte leur rôle pour la société. Une telle démarche contribue à la sensibilisation des acteurs publics quant aux différents visages de la végétation urbaine considérée comme ordinaire afin de mettre en place une politique soucieuse à la fois de sa conservation et de l'optimisation des services écosystémiques. Nous abordons dans ce qui suit quelques enseignements clés issus de notre approche d'évaluation.

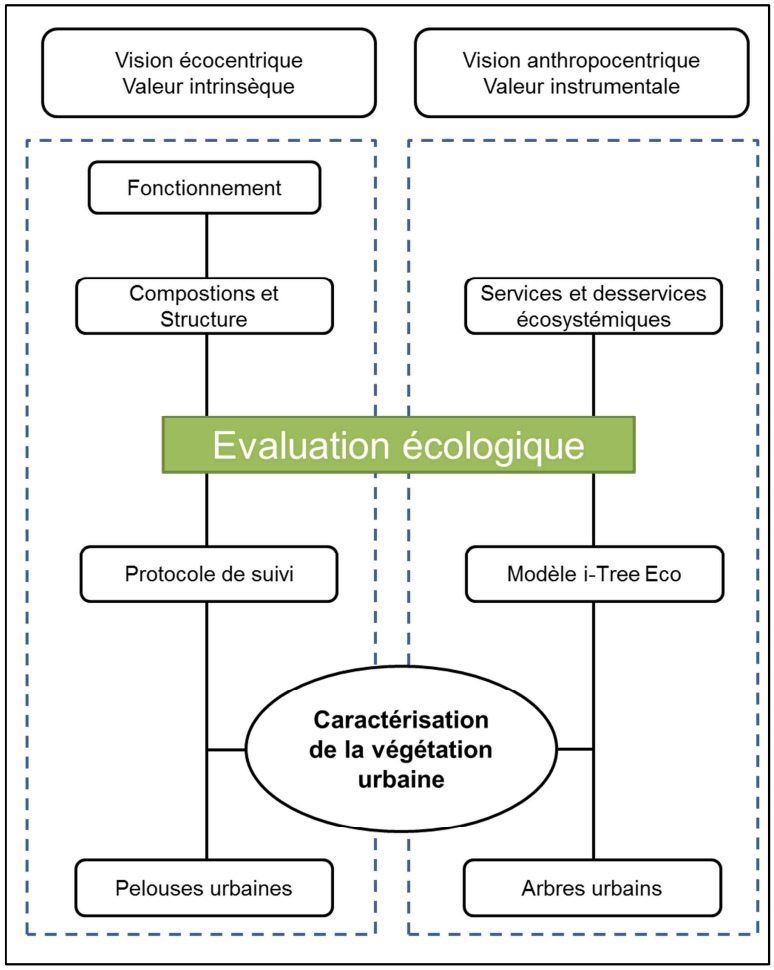


Figure 108. Approches d'évaluation suivies dans le cadre de ce travail.

Outils de suivi au profit de l'appréhension de la dynamique floristique des pelouses urbaines

Dans un contexte de pénurie d'information, l'appréhension du fonctionnement écologique des pelouses urbaines est d'établir son état des lieux initial et de pencher sur la composition et la dynamique des communautés prairiales qui s'y installent. Nous avons démontré que les pelouses urbaines pourraient être le support d'une diversité floristique, ordinaire certes, mais qui contribue selon Benvenuti (2004) et Abadie (2008) au maintien des processus écologiques dans un contexte anthropique (e.g. support nutritif pour la faune).

Un deuxième apport du protocole est que la flore prairiale est révélatrice de l'impact des activités humaines sur le fonctionnement écologique des pelouses urbaines. En effet, le protocole a permis d'identifier l'impact des facteurs environnementaux et édaphiques sur la dynamique des communautés prairiales. *Nous avons enregistré une richesse et une diversité spécifique plus élevées dans les pelouses peu compactées et/ou localisées dans une matrice paysagère diversifiée et peu artificialisée que dans les pelouses fortement piétinées et/ou à proximité des zones fortement artificialisées*. Ce constat rejoint les conclusions de Maurer et al. (2000) et Zerbe et al. (2003) qui ont démontré que la diversification de l'occupation du sol dans le territoire urbain peut contribuer à augmenter la biodiversité dans les espaces végétalisés urbains.

Les conclusions que nous pouvons tirer c'est que le protocole de suivi n'est pas un outil de protection en soi, ce n'est qu'un outil d'évaluation permettant de fournir des réponses aux gestionnaires sur l'état de l'habitat étudié. Il trouve toute sa pertinence dans une démarche diachronique. *Il peut céder la place à un observatoire composé de stations de relevés permanentes réparties aléatoirement sur l'ensemble de la ville et qui font l'objet des relevés floristiques périodiques à moyen et à long-terme* (Abadie, 2008). Ce dispositif peut appuyer les futures politiques d'aménagement et de gestion durable qui doivent fixer de nouveaux objectifs de conservation de la biodiversité ordinaire :

- pallier aux connaissances lacunaires sur la biodiversité ordinaire installée au sein de la ville en proposant dans un premier temps des approches de caractérisation spécifique pour chaque type d'habitat ;
- recourir à des indicateurs de biodiversité à double objectifs, scientifique (permettant de décrire les communautés étudiées et comprendre leur dynamique) et opérationnel (fournissant des informations simples et compréhensibles pour les gestionnaires) (Abadie, 2008) ;

- adopter une démarche de suivi à long-terme pour étudier la répercussion des changements de l'occupation du sol, des usages et des pratiques de gestion sur l'état de la biodiversité installée dans le milieu urbain ;
- classer les espaces végétalisés en fonction de leur richesse et leur diversité spécifique ;
- diversifier la matrice paysagère urbaine et les formations végétales lors des nouveaux projets d'aménagements urbains.

L'évaluation des services écosystémiques rendus par les arbres urbains : quelle place pour l'approche écologique ?

Le recours aux indicateurs biophysiques pour appréhender la valeur instrumentale de la végétation arborée nous a amené à quantifier ses services et desservices écosystémiques en nous appuyant sur sa structure et son fonctionnement écologique. Ainsi, notre approche a permis de *valider le « service-cascade » en établissant un lien entre structure-fonction-service*. Etudier les interactions entre ces différents éléments et entre cette entité hiérarchique et le processus de prise de décision parait une piste de recherche prometteuse dans un contexte de connaissance partielle.

Cependant, pour réussir l'introduction du concept de « services écosystémiques » dans le processus de prise de décision, il aurait fallu passer par son acceptation par la sphère des scientifiques. Souvent considéré comme un « avatar économique », il doit être appréhendé sous sa dimension transversale en fonction des objectifs de la recherche : écologique si l'on cherche à étudier la capacité de la végétation urbaine à améliorer la qualité de l'environnement urbain, social si l'on cherche à déterminer le degré de satisfaction des usagers ou multidisciplinaire si l'on souhaite disposer d'un regard holistique sur les services écosystémiques urbains.

En appliquant le modèle i-Tree Eco à la ville de Strasbourg, nous avons quantifié l'effet physique de la végétation arborée sur l'environnement urbain local. Les spécificités du patrimoine arboré (robustesse, dominance des arbres de petite taille, distribution entre les différentes classes d'occupation du sol, etc.) ont défini sa capacité à stocker et à séquestrer le carbone, à éliminer les polluants et à émettre les composés organiques volatils. Bien qu'ils aient contribué à la formation des polluants secondaires en cas de forte émission de polluants par les différentes sources, les arbres ont un rôle de « purificateur » de l'air. Toutefois, ils ne

sauraient accomplir ce rôle sans la mise en place d'une politique de planification et de gestion intégrative. Cette dernière appréhende la végétation urbaine en fonction de son milieu environnant qui a un effet inéluctable sur son fonctionnement et par conséquent sur les services qu'elle rend à la société humaine.
Dans ce contexte, les politiques urbaines doivent agir sur l'ensemble des processus de la fabrique urbaine (e.g. choix de matériaux de construction ; densité du bâti, morphologie urbaine, transports en commun, sources d'émission, etc.). La prise en compte des résultats issus de notre modélisation et l'adoption d'une démarche de suivi des services écosystémiques à long-terme peuvent aboutir à des politiques de gestion et d'aménagement qui visent à optimiser l'amélioration de la qualité de l'air (pratiquer un mode gestion moins émetteur de polluants, déterminer et agir sur les zones de carences en terme de SE, etc.).

Dans cette thèse, nous avons tenté de franchir un pas vers l'appréhension de la double-valeur des formations végétales urbaines car nous estimons que cette dernière et son appréhension à travers une approche écologique doivent être forgées dans les nouveaux horizons scientifiques ouverts par la multidisciplinarité. Nous sommes conscients que notre démarche est imprégnée d'imprécision en raison de manque de données, manque de recul, contrainte de temps. Mais si ce travail n'avait qu'un seul intérêt, ce serait la concrétisation de l'approche d'évaluation écologique adoptée…

Références bibliographiques

Abadie, J.C., 2008. La nature ordinaire face aux pressions humaines : le cas des plantes communes. Méthodes de suivis et évaluation de l'impact des activités humaines. Museum national d'histoire naturelle - MNHN PARIS.

Aberlin, J., Daget, P., 2003. Etablir et comparer les spectres biologiques de plusieurs groupements végétaux , 56, 57–61.

Agence d'eau Loire Bretagne, 2011. Guide technique - Zones humides : évaluation économique des services rendus [WWW Document]. URL http://www.eau-loire-bretagne.fr/espace_documentaire/documents_en_ligne/guides_zones_humides/Guide_evaleco_ZH.pdf (consulté 9.8.14).

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), Paris.

Aguaron, E., McPherson, E.G., 2012. Comparison of methods for estimating carbon dioxide storage by Sacramento's urban forest, in: Carbon Sequestration in Urban Ecosystems. Lal, R.; Augustin, B, New York, pp. 43–71.

Akbari, H., 2002. Shade trees reduce building energy use and CO2 emissions from power plants. Environmental Pollution 116, S119–S126.

Akbari, H., et al., 2001. Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas. Solar Energy, Urban Environment 70, 295–310.

Alberti, M., et al., 2001. Quantifying the urban gradient: Linking urban planning and ecology, in: Marzluff, J.M., Bowman, R., Donnelly, R. (Eds.), Avian Ecology and Conservation, pp. 89–115.

Alfsen, C., et al., 2011. The Urban Landscape as a Social-Ecological System for Governance of Ecosystem Services, in: Breuste, J.H., Elmqvist, T., Guntenspergen, G., James, P., McIntyre, N.E. (Eds.), Urban Ecology.Oxford, pp. 213–218.

Alzieu, C., 2003. Bioévaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d'immersion, Comportement des polluants. Éd. Ifremer, Plouzané (Finistère).

Antona, M., Bonin, M., 2012. Généalogie scientifique et mise en politique des services écosystémiques et services environnementaux. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement.

Arnould, P., et al., 2011. La nature en ville : l'improbable biodiversité. Géographie, économie, société 13, 45–68.

Arrif, T., Blanc, N., Clergeau, P., 2011. Trame verte urbaine, un rapport Nature – Urbain entre géographie et écologie. Cybergeo : European Journal of Geography.

Arrif, T., Rioux, L., 2011. Les pratiques des espaces verts urbains par les personnes âgées. L'exemple du parc de Bercy. Pratiques Psychologiques, Psychologie environnementale 17, 5–17.

Aznar, O., 2002. Services environnementaux et espaces ruraux - Une approche par l'économie des services. Université de Bourgogne, Bourgogne.

Baertschi, B., 2008. L'écologie (l'éthique environnementale) [WWW Document]. URL http://www.unige.ch/medecine/ieh2/ethiqueBiomedicale/enseignement/programme2007-2008/module3b-1-1ecologie.pdf (consulté 9.8.14).

Baghi, R., 2013. Emissions biogéniques de composés organiques volatils en région méditerranéenne - développement instrumental, mesures et modélisation. Université Paul Sabatier - Toulouse III.

Balland, P., et al., 2001. Rapport sur les observatoires pour l'environnement (rapport public affaire ige/00/010). Inspection générale de l'environnement, Paris.

Balmford, A., et al., 2005. The 2010 challenge: data availability, information needs and

extraterrestrial insights. Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci 360, 221–228. doi:10.1098/rstb.2004.1599
Balvanera, P., et al., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. Ecol. Lett. 9, 1146–1156. Barbault, R., 1992. Écologie des peuplements: structure, dynamique et évolution. Paris, France.
Barbault, R., 2008. Écologie générale: structure et fonctionnement de la biosphère. Dunod, impr. 2008, Paris, France.
Barbosa, O., et al., 2007. Who benefits from access to green space? A case study from Sheffield, UK. Landscape and Urban Planning 83, 187–195.
Barnaud, C., et al., J., 2011. Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement.
Bastian, O., et al., 2012. Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example. Ecological Indicators, Challenges of sustaining natural capital and ecosystem services Quantification, modelling & valuation/accounting 21, 7–16.
Benvenuti, S., 2004. Weed dynamics in the Mediterranean urban ecosystem: ecology, biodiversity and management. Weed Research 44, 341–354. Blair, R.B., 1996. Land Use and Avian Species Diversity along an Urban Gradient. Ecological Applications 6, 506–519.
Blondel, J., 1979. Biogéographie et écologie: synthèse sur la structure, la dynamique et l'évolution des peuplements de Vertébrés terrestres. Paris, France.
Blondel, J., 1986. Biogéographie évolutive. Paris, France.
Bolund, P., Hunhammar, S., 1999. Ecosystem services in urban areas. Ecological Economics 29, 293–301.
Bournérias, M., et al., 2001. Guide des groupements végétaux de la région parisienne: Bassin parisien, Nord de la France, (écologie et phytogéographie). Belin, Paris, France.
Boutefeu, E., 2005. La demande sociale de nature en ville: enquête auprès des habitants de l'agglomération lyonnaise. Plan urbanisme construction architecture, La Défense, France.
Boyd, J., Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services ? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics 63, 616–626.
Bozonnet, E., 2005. Impact des microclimats urbains sur la demande énergétique des bâtiments - Cas de la rue canyon. Université de la Rochelle, La Rochelle.
Bréda, N., 1999. L'Indice foliaire des couverts forestiers : mesure, variabilité et rôle fonctionnel. RFF 2, 135–150.
Brosse, J., 2001. Mythologie des arbres. Payot & Rivages, 2001, Paris, France.
Brovkin, V., 2002. Climate-vegetation interaction. Journal de Physique IV (Proceedings) 12, 57–72.
Brugnach, M., et al., 2007. Towards a relational concept of uncertainty in adaptive water management: about knowing too little, knowing too differently, and accepting not to know: Paper presented at the 14th International Conference on Multi-Organizational Partnerships, Alliances and Networks. Presented at the Proceedings of the 14th International Conference on Multi-Organizational Partnerships, Alliances and Networks, 28-29 June 2007, Provinciehuis, Leuven.
Brunet, R., et al., 1993. Les mots de la géographie: dictionnaire critique. GIP RECLUS, Montpellier, France.
Bruyat, G., 2011. Estimation de la masse de carbone stockée par les arbres de la communauté urbaine de Lyon. ENTPE, Lyon.
Buckland, S.T., et al., 2005. Monitoring change in biodiversity through composite indices.

Phil. Trans. R. Soc. B 360, 243–254.
Burel, F., et al., 2003. Écologie du paysage: concepts, méthodes et applications. Paris, France.
Burkhard, B., et al., 2010. Ecosystem services – Bridging ecology, economy and social sciences. Ecological Complexity, Ecosystem Services – Bridging Ecology, Economy and Social Sciences 7, 257–259.
Cantat, O., 2004. L'îlot de chaleur urbain parisien selon les types de temps. Norois. Environnement, aménagement, société 75–102.
Cavanagh, J., 2006. Potential of vegetation to mitigate road-generated air pollution [WWW Document]. URL https://www.niwa.co.nz/sites/niwa.co.nz/files/import/attachments/co1x0405_p05.pdf (consulté 9.12.14).
Chan, et al., 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. Ecological Economics 74, 8–18.
Chaparro, L., Terradas, J., 2009. Ecological Services of Urban Forest in Barcelona. Centre de Recerca Ecològica, Barcelone.
Chee, Y.E., 2004. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. Biological Conservation 120, 549–565.
Chevassus-au-Louis, B., et al., 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes - Contribution à la décision publique (rapport public). Centre d'analyse stratégique.
Chiesura, A., 2004. The role of urban parks for the sustainable city. Landscape and Urban Planning 68, 129–138.
Christensen, N., et al., 1996. The Report of the Ecological Society of America Committee on the Scientific Basis for Ecosystem Management. Ecological Applications 6, 665–691.
Cilliers, S.S., Siebert, S.J., 2011. Urban Flora and Vegetation: Patterns and Processes, in: Breuste, J.H., Elmqvist, T., Guntenspergen, G., James, P., McIntyre, N.E. (Eds.), Urban Ecology. Oxford University Press, pp. 148–158.
CITEPA, 2011. Rapport national d'inventaire pour la france au titre de la convention cadre des nations unies sur les changements climatiques et du protocole de kyoto (CCNUCC). Paris.
Clavel, J., al., 2003. Indice foliaire et climat lumineux sous-forêt : répartition spatiale et relation avec la compostion floristique de l'étage herbacé. Universite de Paris XI, Paris.
Clergeau, P., 2007. Une écologie du paysage urbain. Ed. Apogée, DL 2007, Rennes, France.
Clergeau, P., 2008. Préserver la nature dans la ville. Responsabilité et environnement 52, 55–59.
Clergeau, P. (Ed.), 2011. Ville et biodiversité: les enseignements d'une recherche pluridisciplinaire. Presses universitaires de Rennes, Rennes, France.
Clergeau, P., 2012. Services écologiques et Trame Verte Urbaine. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement.
Clergeau, P, Désiré, G., 1999. Biodiversité, paysage et aménagment: du corridor à la zone de connexion biologique. Mappe monde 55, 19–23.
Cobb, J.B., Griffin, D.R., 1976. Process Theology: An Introductory Exposition. Westminster John Knox Press.
Collins, J., et al., 2000. Modeling human communities as integral parts of ecosystems poses special problems for the development and testing of ecological theory. American Scientist 88, 416.
Costanza, R., 2008. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. Biological Conservation 141, 350–352.
Costanza, R., al., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital.

nature 387, 253–260.
Croci, S., 2007. Urbanisation et biodiversité: traits biologiques et facteurs environnementaux associés à l'organisation des communautés animales le long d'un gradient rural-urbain (Thèse doctorat). Université de Rennes 1, France.
CUICEN, 2012. Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France [WWW Document]. URL http://www.uicn.fr/IMG/pdf/Brochure_Panorama_des_services-vol1.pdf (consulté 9.8.14).
Daget, P., Poissonet, J., 1974. Quelques résultats sur les méthodes d'études phytoécologiques, la structure, la dynamique et la typologie des prairies permanentes. Fourrages 59, 71–78.
Daily, G., 1997. Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems. Island Press.
Daily, G.C., et al., 1997. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. Ecological Society of America.
Dajoz, R., 2006. Précis d'écologie. Dunod, DL 2006, Paris, France.
Dale, V.H., Beyeler, S.C., 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. Ecological Indicators 1, 3–10.
Decelle, S., et al, 2007. La nature dans la ville. Le centre de ressource prospectives du Grand lyon, Lyon.
DEFRA, F., 2006. Case study to develop tools and methodologies to deliver an ecosystem based approach [WWW Document]. URL http://randd.defra.gov.uk/Default.aspx?Menu=Menu&Module=More&Location=None&Completed=0&ProjectID=14753 (consulté d 9.12.14).
DeFries, R., et al, 2005. Analytical Approaches for Assessing Ecosystem Condition and Human Well-being, in: Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends. MEA, Washington, D.C., pp. 37–71.
de Groot, R., 1992. Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Wolters-Noordhoff, Groningen, Pays-Bas.
de Groot, R., 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. Landscape and Urban Planning, Landscapes and sustainability 75, 175–186.
de Groot, R., et al., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics 41, 393–408.
de Groot, R., et al., 2003. Importance and threat as determining factors for criticality of natural capital. Ecological Economics 44, 187–204.
de Groot, R., et al., 2010a. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. Ecological Complexity, Ecosystem Services – Bridging Ecology, Economy and Social Sciences 7, 260–272.
de Groot, R., et al., 2010b. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation, in: The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations. Kumar Pushpam, Washington, D.C., pp. 3–40.
Delbaere, A., 2011. Planification de la gestion du patrimoine arboré des espaces verts publics de la ville de Strasbourg. Agro Paris Tech, Strasbourg.
Delvallée, I.(Traducteur), et al., 2004. Arbres, L'Oeil nature (Paris) ; 1248-5845,. Larousse, Paris.
Demeulenaere, E., 2005. Herbes folles et arbres rois - Gestion paysanne des ligneux au pays konso (Ethiopie), contribution à la définition d'un patrimoine naturel (Mémoires, Thèses et HDR). Centre pour la communication scientifique directe, Paris.

Denys, S., 2002. Modèles de transfert sol-plante des polluants organiques (No. DRC - 02-41200/DESP-R21a). INERIS.
De Tilière, B., 2009. Analyses statistiques multivariées.
Diaz, S., et al., 2005. Biodiversity Regulation of Ecosystem Services, in: Cosystems and Human Well-Being: Current State and Trends. MEA, Washington, D.C., pp. 297–329.
Dobbs, C., et al., 2011. A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. Landscape and Urban Planning 99, 196–206.
Donnadieu, G., et al., 2003. L'Approche Systémique de quoi s'agit-il ? [WWW Document] URL http://www.afscet.asso.fr/SystemicApproach.pdf (consulté 10.01.2013)
Dubé, A., et al., 2006. Penser le renouvellement de la politique de conservation de la forêt urbaine à l'ère du réchauffement climatique. Institut national de la recherche scientifique, Québec.
Dufour, P., 2006. Forêts riveraines des cours d'eau et ripisylves : spécificités, fonctions et gestion. RFF 4, 339–350.
Dumax, N., 2009. Les mesures de compensation : un indicateur du coût environnemental. Engees, Strasbourg.
Dunn, C.P., Heneghan, L., 2011. Composition and Diversity of Urban Vegetation, in: Breuste, J.H., Elmqvist, T., Guntenspergen, G., James, P., McIntyre, N.E. (Eds.), Urban Ecology. Oxford University Press, pp. 103–115.
Dupont, S., 2001. Modélisation dynamique et thermodynamique de la canopée urbaine: réalisation du modèle de sols urbains pour SUBMESO. Université de Nantes.
Duvigneaud, P., 1982. La synthèse écologique: populations, communautés, écosystèmes, biosphère, noosphère. Doin, Paris, France.
Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H., 1981. Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species. Victor Gollancz.
Ehrlich, P.R., Mooney, H.A., 1983. Extinction, Substitution, and Ecosystem Services. BioScience 33, 248–254.
Elzinga, C.L., et al., 1998. Measuring & monitoring plant populations, Bureau of Land Management. ed. [Denver, Colo.] : U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Land Management ; [Arlingtion, Va.] : Nature Conservancy, Lincoln.
Ernstson, H., 2013. The social production of ecosystem services: A framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. Landscape and Urban Planning 109, 7–17.
Escobedo, F., 2013. Urban Forests in Florida: Do They Reduce Air Pollution ? the School of Forest Resources and Conservation FOR128, 3.
Escobedo, F.J., et al., 2011. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. Environmental Pollution, Selected papers from the conference Urban Environmental Pollution: Overcoming Obstacles to Sustainability and Quality of Life (UEP2010), 20-23 June 2010, Boston, USA 159, 2078–2087.
Escofier, B., Pagès, J., 2008. Analyses factorielles simples et multiples. Dunod, Paris.
Farber, S.C., et al., 2002. Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services. Ecological Economics 41, 375–392.
Faucheux, S., Noël, J.-F., 1995. Économie des ressources naturelles et de l'environnement. A. Colin, Paris, France.
Fenner, M., Palmer, L., 1998. vol9.2_251.pdf. Field Studies 9, 313–324.
Fisher, B., Turner, R., 2008. Ecosystem services: Classification for valuation. Biological Conservation 141, 1167–1169.
Fisher, B., et al., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics 68, 643–653.
Fouvrel G., 2013, Etude des propriétés des sols urbains d'espaces verts : l'exemple de la

Communauté urbaine de Strasbourg.
Franklin, J.F., 1988. Structural and Functional Diversity in Temperate Forests, in: Biodiversity. Wilson.E.O, pp. 166–175.
Frère, S., et al., 2005. Les pollutions atmosphériques urbaines de proximité à l'heure du Développement Durable. Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie.
Frontier, S., 1999. Les écosystèmes. Presses universitaires de France, impr. 1999, Paris, France.
Frontier, S., et al., 2008. Écosystèmes: structure, fonctionnement, évolution. Dunod, DL 2008, Paris, France.
Garrec, J.-P., 2010. Physiologie de la plante : Processus mis en jeu pour la capture et l'élimination des polluants, in: Physiologie de La Plante : Processus Mis En Jeu Pour La Capture et L'élimination Des Polluants. Presented at the L'épuration de l'air intérieur par les plantes : état des connaissances, Ademe, Paris, pp. 7–10.
Glockmer, S., 2000. Contribution à la modélisation de la pollution atmosphérique dans les villes.
Godefroid, S., Massant, W., Koedam, N., 2005. Variation in the herb species response and the humus quality across a 200-year chronosequence of beech and oak plantations in Belgium. Ecography 28, 223–235.
Gómez-Baggethun, E., et al., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. Ecological Economics 69, 1209–1218Gómez-Baggethun, E., Barton, D.N., 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. Ecological Economics 86, 235–245.
Gómez-Baggethun, E., et al., 2013. Urban Ecosystem Services, in: Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities. Elmqvist T et al., New york-London, pp. 175–251.
Goudard, A., 2007. Fonctionnement des écosystèmes et invasions biologiques : importance de la biodiversité et des interactions interspécifiques. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, Paris.
Grey-Wilson, C., 2005. Fleurs sauvages. Larousse, Paris, France.
Grimm, N.B., et al., 2008. The changing landscape: ecosystem responses to urbanization and pollution across climatic and societal gradients. Frontiers in Ecology and the Environment 6, 264–272.
Guay, F., Baudouin, Y., 2005. Portrait des ilots de chaleur urbains à Monréal [WWW Document]. URL https://vivreenville.org/pdf/bulletin_vol2no3.pdf (consulté 9.12.14).
Guitton, Y., 2010. Diversité des composés terpéniques volatils au sein du genre Lavandula : aspects évolutifs et physiologiques. Université Jean Monnet - Saint-Etienne, Saint-Etienne.
Haase, D., et al., 2014. A Quantitative Review of Urban Ecosystem Service Assessments: Concepts, Models, and Implementation. AMBIO 43, 413–433.
Haines-Young, R., Potschin, M., 2006. Defining and identifying environmental limits for sustainable development (No. NR0102). Nottingham.
Haines-Young, et al., 2006. Modelling natural capital : The case of landscape restoration on the South Downs, England. Landscape and urban planning 75, 244–264.
Haines-Young, R., Potschin, M., 2007. The Ecosystem concept and how it can be applied in the English policy context (No. NR0107). DEFRA, Nottingham.
Haines-Young, R., Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being, in: Ecosystem Ecology. David G. Raffaelli et Christopher L. J. Frid, Campridge, pp. 110–139.
Harrington, R., et al., 2010. Ecosystem services and biodiversity conservation: concepts and a

glossary. Biodivers Conserv 19, 2773–2790.
Hawkins, K., 2003. Economic valuation of ecosystem services [WWW Document]. URL http://www.environmentalmanager.org/wp-content/uploads/2008/04/valuation%2520of%2520ecosystems.pdf (consulté 9.8.14).
Hein, L., et al., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. Ecological Economics 57, 209–228.
Heinrich, D., Hergt, M., 1993. Atlas de l'écologie. Librairie générale française, Italie.
Henry, A., 2011. Quels indicateurs pour évaluer la biodiversité en ville ? Agro Paris Tech, Paris.
Hermy, M., Cornelis, J., 2000. Towards a monitoring method and a number of multifaceted and hierarchical biodiversity indicators for urban and suburban parks. Landscape and Urban Planning 49, 149–162.
Hirabayashi, S., 2012. Software Requirement Specification - iTree_Eco_Biogenic_Emission_Model_Descriptions_V1.0.pdf. USDA, New york.
Hirabayashi, S., et al., 2014. iTree_Eco_Dry_Deposition_Model_Descriptions.pdf. USDA, NY.
Hooper, D.U., et al., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. Ecological Monographs 75, 3–35.
Houdet, J., 2010. Entreprises, biodiversité et services écosystémiques. Quelles interactions et stratégies ? Quelles comptabilités ? AgroParisTech.
Hruška, K., 2000. Phytoecological research in the urban environment in Italy. Acta Botanica Croatica 59, 135–143.
Hufty, A., 2001. Introduction à la climatologie: le rayonnement et la température, l'atmosphère, l'eau, le climat et l'activité humaine. De Boeck université, Bruxelles, Belgique, Canada.
IAU, 2010. Les îlots de chaleur urbains (No. 08.10.007). Paris.
IAU, 2011. La multifonctionnalité des trames verte et bleue en zones urbaines et périurbaine – La multifonctionnalite des trames verte et bleue en zones urbaines et periurbaines. IAU, Paris.
Ilmarinen, K., Mikola, J., 2009. Soil feedback does not explain mowing effects on vegetation structure in a semi-natural grassland. Acta Oecologica 35, 838–848.
Iterdonato, M et al., 2003. Research on the urban flora of messina. Annali di Botanica 3, 107–116.
James, P., et al., 2009. Towards an integrated understanding of green space in the European built environment. Urban Forestry & Urban Greening 8, 65–75.
Jardé, J., 1957. Méthodes Mathématiques-Statistiques d'Inventaire, Imprimerie GeorgesThomas. ed. Nancy.
Jim, C.Y., 2011. Holistic research agenda for sustainable management and conservation of urban woodlands. Landscape and Urban Planning, Landscape and Urban Planning at 100 100, 375–379.
Jim, C.Y., Chen, W.Y., 2008. Assessing the ecosystem service of air pollutant removal by urban trees in Guangzhou (China). Journal of Environmental Management 88, 665–676.
Jullien, É., Jullien, J., 2011. Guide écologique du gazon et des pelouses fleuries. Sang de la terre : Eyrolles, Paris, France.
Kabisch, N., Haase, D., 2014. Green justice or just green? Provision of urban green spaces in Berlin, Germany. Landscape and Urban Planning 122, 129–139.
Kim, K.-H., Pauleit, S., 2005. Landscape metrics to assess the ecological conditions of city regions: Application to Kwangju City, South Korea. International Journal of Sustainable Development & World Ecology 12, 227–244.

Kremen, C., 2005. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology ? Ecology Letters 8, 468–479.
Kremen, C., Ostfeld, R., 2005. A call to ecologists: Measuring, analyzing, and managing ecosystem services. Front. Ecol. Environ. 3, 540–548.
Laissus, R., 1976. Avantages et inconvénients des associations trèfle blanc/graminées (résultats expérimentaux obtenus par l'INRA dans l'Ouest de la France). Fourrages 66, 93–102.
Lamarque, P., 2012. Une approche socio-écologique des services écosystémiques. Cas d'étude des prairies subalpines du Lautaret. Université de Grenoble.
Langley, B., 2012. Modelling Urban Forest Structure and Services Using the Urban Forest Effects (UFORE) Model. The Faculty of Forestry, Columbia.
Larondelle, N., Haase, D., 2013. Urban ecosystem services assessment along a rural–urban gradient: A cross-analysis of European cities. Ecological Indicators 29, 179–190.
Larrère, C., 1997. Les Philosophies de l'environnement. Presses Universitaires de France - PUF, Paris.
Larrère, C., Larrère, G.R., Colloque sur la crise environnementale et ses enjeux : éthique, politique et politique, 1997. La crise environnementale:, Paris, (France) 13-15 janvier 1994. Institut national de la recherche agronomique, Paris, France.
Larrère, C., Larrère, R., 2009. La justice environnementale. Multitudes 36, 156–162.
Laurent, G., 2006. Modélisation du dépôt sec de polluants atmosphériques sur les espaces agricoles à proximité d'axes routiers. EGC / SADAPT.
Lavorel, S., Sarthou, J.-P., 2008. Intérêts de la biodiversité pour les services rendus par les écosystèmes, in: Agriculture et Biodiversité Valoriser Les Synergies. INRA, p. 266.
Layke, C., et al., 2012. Indicators from the global and sub-global Millennium Ecosystem Assessments: An analysis and next steps. Ecological Indicators, Indicators of environmental sustainability: From concept to applications 17, 77–87.
Leroyer, S., 2006. Simulations numeriques de l'atmosphere urbaine avec le modele submeso : application a la campagne clu-escompte sur l'agglomeration de marseille. Ecole centrale de nantes, Université de Nantes, Nantes.
Lessard, G., Boulfroy, E., 2008. Les rôles de l'arbre en ville. CERFO, Québec.
Levrel, H., 2006. Biodiversité et développement durable : quels indicateurs ? Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales (EHESS).
Lindfors, V., Laurila, T., 2000. Biogenic volatile organic compound emissions from forests in Finland. Boreal environment research 5, 95–113.
Loreau, M., 2010. Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory. Phil. Trans. R. Soc. B 365, 49–60.
Loreau, M., et al., 2001. Biodiversity and Ecosystem Functioning: Current Knowledge and Future Challenges. Science 294, 804–808.
Lovett, G.M., 1994. Atmospheric Deposition of Nutrients and Pollutants in North America: An Ecological Perspective. Ecological Applications 4, 629–650.
Luck, M.A., et al., 2001. The Urban Funnel Model and the Spatially Heterogeneous Ecological Footprint. Ecosystems 4, 782–796.
Lundy, L., Wade, R., 2011. Integrating sciences to sustain urban ecosystem services. Progress in Physical Geography 35, 653–669.
Lyytimäki, J., Sipilä, M., 2009. Hopping on one leg – The challenge of ecosystem disservices for urban green management. Urban Forestry & Urban Greening 8, 309–315.
Machon, N., et al, 2011. Sauvages de ma rue : Guide des plantes sauvages des villes de la région parisienne. Le Passage, Paris; Paris; New York.
Maltby, E., 2000. Ecosystem approach: from principle to practice. Presented at the Ecosystem Service and Sustainable Watershed Management in North China, China, p. 20.

Marge, D., 2004. Determinisme, dynamique et modelisation spatiale de la diversite floristique dans un contexte de deprise pastorale Application à la gestion durable des espaces montagnards sous influence méditerranéenne. Grenoble.
Maris, V., 2013. Les limites de l'approche par services écosystémiques pour protéger la biodiversité.
Martin, N., et al., 2013. Evaluation of Sampling Protocol for i-Tree Eco: A Case Study in Predicting Ecosystem Services at Auburn University. Arboriculture and urban forestry 39, 56–61.
Massa, H., 2002. Massa.p65 - art_massa_systemie.pdf 27.
Maurel, N., 2010. De l'introduction à l'invasion : les plantes exotiques en milieu urbain. Paris, Muséum national d'histoire naturelle, Paris.
Maurer, U., et al., 2000. The flora of selected urban land-use types in Berlin and Potsdam with regard to nature conservation in cities. Landscape and Urban Planning 46, 209–215.
McDonald, R., 2009. Ecosystem service demand and su pply along the urban-to-rural gradient. Journal of Conservation Planning 5, 1–14.
McDonnell, M.J., et al., 2008. Ecosystem Processes Along an Urban-to-Rural Gradient, in: Marzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U., ZumBrunnen, C. (Eds.), Urban Ecology. Springer US, pp. 299–313.
McGranahan, G., al., 2005. urban systems, in: Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends. MEA, Washington, D.C., pp. 795–825.
McIntyre, N.E., et al., 2008. Urban Ecology as an Interdisciplinary Field: Differences in the use of "Urban" Between the Social and Natural Sciences, in: Urban Ecology. Springer US, pp. 49–65.
McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. Urban Ecosyst 11, 161–176.
McPherson, E.G., et al., 1997. Quantifying urban forest structure, function, and value: the Chicago Urban Forest Climate Project. Urban Ecosystems 1, 49–61.
McPherson, E., Simpson, 1999. Carbon Dioxide Reduction Through Urban Forestry: Guidelines for Professional and Volunteer Tree Planters, Pacific Southwest Research Station. ed. Berkeley, Californie.
McPherson, R.A., 2007. A review of vegetation—atmosphere interactions and their influences on mesoscale phenomena. Progress in Physical Geography 31, 261–285.
Mc Roberts, R., et al., 1992. Plans d'échantillonnage pour les évaluations forestières nationales [WWW Document]. URL http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/national_forest_assessment/images/PDFs/French/KR2_FR__4_.pdf (consulté 9.12.14).
Meadows, 1972. Halte à la croissance: enquête sur le Club de Rome. Paris, France.
MEEDM, 2010. Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France, Études et documents, (No. 20).
Mehdi, L., 2010. Structure verte et biodiversité urbaine : L'espace vert : analyse d'un écosystème anthropisé. Université François Rabelais, Tours.
Mehdi, L., et al., 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.
Mehdi L et et al., 2013a. Interactions entre végétation et climat urbain, in: Clergeau, P., Blanc, N. (Eds.), Trames vertes urbaines: de la recherche scientifique au projet urbain. Éd. Le Moniteur, impr. 2013, Paris, France, pp. 155–167.
Mehdi, L., et al, 2013b. Caractérisation de la flore et des propriétés du sol des pelouses urbaines exposées aux gradients de fréquentation et de gestion. ZAEU, Strasbourg.
Menut, L., 1997a. Etude experimentale et theorique de la couche limite atmospherique en agglomeration parisienne. Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, Paris.

Meral, P., 2010. Les services environnementaux en économie: revue de la littérature (Document de travail No. n° 2010-05). SERENA, IRD Montpellier.
Merlin, P., Choay, F. (Eds.), 2010. Dictionnaire de l'urbanisme et de l'aménagement. Presses universitaires de France, Paris, France.
Millenium Ecosystem Assessment., 2005, Ecosystems and human well-being, [En ligne] URL : http://www.maweb.org/documents/document.356.aspx.pdf. (consulté 10.1.12)
Monga, P., Matanga, W., 2010. Membralité écologique des êtres dans la théologie chrétienne et dans la pensée bantoue: fondement d'une éthique de la tempérance. Peter Lang.
Mongeau, Y., 2008. Le club de Rome et ses critiques [WWW Document]. Encyclopédie de L'Agora. URL http://agora.qc.ca/documents/le_rapport_meadows_halte_a_la_croissance (consulté 9.13.14).
Moppert, C., 2006. Echanges dans la couche limite et la basse troposphere et consequences sur la pollution dans la region de fos-berre-marseille (experience escompte). Université Paul Sabatier - Toulouse III, Toulouse.
Muller, N., 1990. Lawns in German Cities. A Phytosociological Comparison :Lawns German. urban ecology 209–222.
Müller, F., Burkhard, B., 2012. The indicator side of ecosystem services. Ecosystem Services 1, 26–30.
Muratet, A., 2006. Diversité végétale en milieu urbain: l'exemple des Hauts-de-Seine. Université Pierre et Marie Curie, Paris.
Niemelä, J., et al., 2010. Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces: a Finland case study. Biodivers Conserv 19, 3225–3243.
Niemelä, J. (Ed.), 2011. Urban ecology: patterns, processes, and applications. Oxford (GB), Royaume-Uni.
Niemi, G.J., McDonald, M.E., 2004. Application of Ecological Indicators*. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 35, 89–111.
Noll, K., al, 2013. Alternative Lawn Using Clover as an Eco-Sustainable.
Nonga, F., et al., 2012. Économie de l'environnement: outils de gestion économique de la biodiversité. L'Harmattan, Paris, France.
Nowak, D., 1994. Atmospheric Carbon Dioxide Reduction by Chicago's Urban Forest, in: Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. McPherson et al, pp. 83–94.
Nowak, D., 1996. Estimating leaf area and leaf biomass of open-grown deciduous urban trees. Forest science 42.
Nowak, D., 2000. Tree species selection, design and management to omprove air quality [WWW Document]. URL http://sites.udel.edu/sld/files/2012/09/Nowak_Trees-for-air-quality1.pdf (consulté 9.12.14).
Nowak, D., Crane, D.., 2000. The Urban Forest Effects (UFORE) model: quantifying urban forest structure and functions, in: Integrated Tools for Natural Resources Inventories in the 21st Century. Hansen, Mark; Burk, Tom, pp. 714–720.
Nowak, D., 2002. The effects of urban trees on air quality. New york.
Nowak, D., et al., 2002. Brooklyn's urban forest... General technical report ne-290... U.s. department agriculture., usda forest service. Ed. Newtown square.
Nowak, D., Dwyer, J.F., 2007. Understanding the Benefits and Costs of Urban Forest Ecosystems, in: Kuser, J.E. (Ed.), Urban and Community Forestry in the Northeast. Springer Netherlands, pp. 25–46.
Nowak, D., et al., 2008a. Modeling the effects of urban vegetation on air pollution, in: Air Pollution Modeling and Its Application. Gryning, Sven-Erik; Chaumerliac, Nadine,

New york, pp. 399–407.

Nowak, D., et al., 2008b. Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide. Journal of agriculture 28, 113–122.

Nowak, D., et al., 2009. Effect of plot and sample size on timing and precision of urban forest assessments. Arboriculture and urban forestry 34, 386–390.

Oke, T.R., 1987. Boundary layer climates. London, Royaume-Uni.

Pal, R.W., et al., 2013. Composition and Diversity of Lawn Flora in Differently Managed Village Yards – A Case Study from Southwestern Hungary. Folia Geobot 48, 209–227.

Paquot, T., Younès, C. (Eds.), 2010. Philosophie de l'environnement et milieux urbains: Éd. la Découverte, 2010, Paris, France.

Pellissier, V., 2006. Conséquences de l'urbanisation sur la dynamique de la végétation. Rennes 1, Renne.

Peshe, D., et al., 2011. Services écosystémiques et Paiements pour services environnementaux : les deux faces d'une même logique ? (No. n° 2011-01).

Petchey, O., Gaston, K., 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. Ecology Letters , 9, 741–758.

Pickett, S.T.A., et al., 1987. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. Vegetatio 69, 109–114.

Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., 2006. Advancing urban ecological studies: Frameworks, concepts, and results from the Baltimore Ecosystem Study. Austral Ecology 31, 114–125.

Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., 2008. Linking ecological and built components of urban mosaics: an open cycle of ecological design. Journal of Ecology 96, 8–12.

Pickett, S.T.A., et al., 2008. Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas, in: Marzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., Simon, U., ZumBrunnen, C. (Eds.), Urban Ecology. Springer US, pp. 99–122.

Pickett, S.T.A., Grove, J.M., 2009. Urban ecosystems: What would Tansley do ? Urban Ecosyst 12, 1–8.

Plate, E.J., Kiefer, H., 2001. Wind loads in urban areas. Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics, Bluff Body Aerodynamics and Applications 89, 1233–1256.

Politi Bertoncini, A., et al, A., 2012. Local gardening practices shape urban lawn floristic communities. Landscape and Urban Planning 105, 53–61.

Potschin, M.B., Haines-Young, R.H., 2011. Ecosystem services Exploring a geographical perspective. Progress in Physical Geography 35, 575–594.

Pradines, C., 2009. Infrastructures routieres : les allees d'arbres dans le paysage (CEP-CDPATEP -15F). Strasbourg.

Préau, P., 1964. Le parc national de la Vanoise, banc d'essai d'une politique d'aménagement de la montagne. 52, 393–436.

Primack, R., et al, L., 2012. Biologie de la conservation, Dunod,. ed. Paris.

Rankovic, A., et al., 2012. Services écosystémiques et adaptation urbaine interscalaire au changement climatique : un essai d'articulation. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement.

Rejeb, H., et al., 2007. L'arbre et sa contribution dans la valorisation de l'image de l'espace urbain [WWW Document]. http://www.urbamag.net. URL http://www.urbamag.net/document.php?id=333 (consulté 9.12.14).

Reyers, B., et al., 2010. Measuring Biophysical Quantities and the Use of Indicators, in: The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic

Foundations. Kumar Pushpam, New york, pp. 3–47.
Reygrobellet, B., 2007. La nature dans la ville : biodiversité et urbanisme (rapport public). Les éditions des Journaux officiels.
Ringenbach, N., 2004. Bilan radiatif et flux de chaleur en climatologie urbaine: mesures, modélisation et validation sur Strasbourg (Thèse de doctorat). Université Louis Pasteur Strasbourg, Strasbourg.
Rondel, C., 2008a. Comprendre le concept d'écosystème urbain - Synergiz [WWW Document]. URL http://www.synergiz.fr/la-complexite-des-relations-d-une-ville-avec-son-environnement/ (consulté 9.12.14).
Rondel, C., 2008b. L'étude des écosystèmes présents à l'intérieur des villes. Vers une meilleure compréhension de l'écosystème urbain ? - Synergiz - Synergiz [WWW Document]. URL http://www.synergiz.fr/etude-des-ecosystemes-presents-a-l-interieur-des-villes-vers-une-meilleure-comprehension-de-l-ecosysteme-urbain/ (consulté 9.12.14).
Rouspard, P., 2013. Etude phénoménologique du dépôt sec d'aérosols en milieu urbain : Influence des propriétés des surfaces, de la turbulence et des conditions météorologiques. INSA de Rouen, Rouen.
Roussel, I., 1998. doc_num.php (No. 55), air pur.
Saint-Laurent, D., 2000. Approches biogéographiques de la nature en ville : parcs, espaces verts et friches. Cahiers de géographie du Québec 44, 147–166.
Sala, O.E., al., 1996. Biodiversity and ecosystem functioning in grasslands. 129–149.
Salvaudon, A., 2006. Suivi de la végétation [WWW Document]. URL http://ct83.espaces-naturels.fr/printpdf/72 (consulté 9.12.14).
Sarajevs, V., 2011. Street tree valuation systems - [WWW Document]. URL http://www.forestry.gov.uk/pdf/FCRN008.pdf/$FILE/FCRN008.pdf (consulté 9.13.14).
Savard, J., et al., 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. Landscape and Urban Planning 48, 131–142.
Schaffers, A.P., 2002. Soil, biomass, and management of semi-natural vegetation – Part II. Factors controlling species diversity. Plant Ecology 158, 247–268.
Schauer, T., Caspari, C., 2009. Guide Delachaux des plantes par la couleur, Les Guides du naturaliste ; 1022-2707,. Delachaux et Niestlé, Paris.
Schippers, P., Joenje, W., 2002. Modelling the effect of fertiliser, mowing, disturbance and width on the biodiversity of plant communities of field boundaries. Agriculture, Ecosystems & Environment 93, 351–365.
Schlesinger, R.B., 1979. Natural Removal Mechanisms for Chemical Pollutants in the Environment. BioScience 29, 95–101.
Schneiders, A., et al., 2012. Biodiversity and ecosystem services: Complementary approaches for ecosystem management ? Ecological Indicators, Challenges of sustaining natural capital and ecosystem services Quantification, modelling & valuation/accounting 21, 123–133.
Seigneur, C., s.d. Dépôts de polluants atmosphériques et impacts sur les écosystèmes.
Selmi, W., 2011. Espaces verts publics entre planification urbaine et attentes des citadins. Laboratoire Image ville Environnment, Strasbourg.
Selmi, W., et al., 2013. Multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains. VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement.
Sénécal, G., Saint-Laurent, D., 2004. Variations sur la forêt urbain métropolitaine, in: L' Urbain. un Enjeu Environnemental. Boisvert M, Québec, pp. 55–74.
Shimada, L.D., Johnston, M., 2014. Planting "Post-Conflict" Landscapes: Urban trees in peacebuilding and reconstruction.

Smith, I.R., et al., 1985. Botanical Survey and Monitoring Methods for Grasslands, Joint Nature Conservation Committee. ed. Smith.I, Peterborough England.
Stewart, G.H., et al., 2009. URban Biotopes of Aotearoa New Zealand (URBANZ) (I): composition and diversity of temperate urban lawns in Christchurch. Urban Ecosyst 12, 233–248.
Sukopp, H., 1998. Urban Ecology — Scientific and Practical Aspects, in: Breuste, P.D.J., Feldmann, D.H., Uhlmann, O. (Eds.), Urban Ecology. Springer Berlin Heidelberg, pp. 3–16.
Taha, H., 1996. Modeling impacts of increased urban vegetation on ozone air quality in the South Coast Air Basin. Atmospheric Environment 30, 3423–3430. Tertrais, J.-P., 2012. Danger ! Homme contre Nature - Le site du Monde libertaire - 15881-danger-homme-contre-nature. Le site du monde libraire 3.
Teyssèdre, A., 2010. Les services écosystémiques, [WWW Document]. URL http://www.sfecologie.org/regards/2010/10/25/regards-4-teyssedre/ (consulté 9.13.14).
Tian, Y., et al., 2014. Assessing the landscape and ecological quality of urban green spaces in a compact city. Landscape and Urban Planning 121, 97–108.
Tietenberg, T.H., Lewis, L., 2013. Économie de l'environnement et développement durable. Pearson France, Montreuil, France.
Tilman, D., 1999. Diversity and Production in European Grasslands. Science 286, 1099–1100.
Tissier, L., 2009. La biodiversité des espaces verts publics [WWW Document]. URL http://www.jejardine.org/images/stories/2_La_plante_et_son_milieu/biodiversite%20ev%20tissier.pdf (consulté 9.13.14).
Tomasini, J., 2002. Introduction aux différentes techniques d'inventaires forestiers [WWW Document]. URL http://www.prosilva.fr/brochures/brochure_Inventaires.pdf (consulté 9.12.14).
Tratalos, J., Fuller, R.A., Warren, P.H., Davies, R.G., Gaston, K.J., 2007. Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. Landscape and Urban Planning 83, 308–317.
Turcati, L., 2011. Mesurer la biodiversité pour comprendre l'effet des perturbations sur les communautés végétales : apport des caractéristiques écologiques et évolutives des espèces. Paris 6, Paris.
UNFPA, 2007. État de la population mondiale 2007 libérer le potentiel de la croissance urbaine. Fonds des Nations Unies pour la population, New york.
Vallet, J., 2009. Gradient d'urbanisation et communautés végétales d'espaces boisés Approche à plusieurs échelles dans trois agglomérations du Massif armoricain. Université d'Angers, Angers.
Vanpeene-bruhier, S., 1998. Transformation des paysages et dynamiques de la biodiversité : les écotones, un concept clé pour l'étude des végétations post-culturales. L'exemple de la commune d'Aussois (Savoie). Thèse en Sciences de l'environnement. ENGREF, Grenoble.
Vendel, F., 2011. Modélisation de la dispersion atmosphérique en présence d'obstacles complexes : application à l'étude de sites industriels. Ecole Centrale de Lyon, Lyon.
Wallace, K.J., 2007. Classification of ecosystem services: Problems and solutions. Biological Conservation 139, 235–246.
Wania, A., et al., 2006. Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany—spatial gradients of species richness. Landscape and Urban Planning 75, 97–110.
Wania, A., 2007. Urban vegetation – detection and function evaluation for air quality assessment (Thèse de doctorat). Université Louis-Pasteur, Strasbourg.
Weber, J., 2003. l'évaluation contingente: les valeurs ont-elles un prix? [WWW Document].

URL http://www.sciencespo.fr/ceri/sites/sciencespo.fr.ceri/files/artjw.pdf (consulté 9.13.14).
Weber, J.L., et al., 2008. Landscape Net Ecological Potential of Europe and change 1990-2000, in: Europe and Changes 1990 to 2000. EEA, p. 12.
Werquin, A.C., al, 2005. Green Structure and Urban Planning. COST, Brussels.
Westman, W.E., 1977. How Much Are Nature's Services Worth ? Science 197, 960–964.
Yang, J., et al., 2005. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. Urban Forestry & Urban Greening 3, 65–78.
Young, R.F., 2010. Managing municipal green space for ecosystem services. Urban Forestry and urban greening 9, 313–321.
Zerbe, S., al., 2003. Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation. Landscape and Urban Planning 62, 139–148.

Annexes

Annexe n°1

Arcticle n°1 : Multfionctionnalité des espaces végétalisés urbains

[VertigO]
La revue électronique en sciences de l'environnement

VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement

Volume 13 Numéro 2 (septembre 2013)
Controverses environnementales : expertise et expertise de l'expertise

Wissal Selmi, Christiane Weber et Lotfi Mehdi

Multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains

Avertissement
Le contenu de ce site relève de la législation française sur la propriété intellectuelle et est la propriété exclusive de l'éditeur.
Les œuvres figurant sur ce site peuvent tre consultées et reproduites sur un support papier ou numérique sous réserve qu'elles soient strictement réservées un usage soit personnel, soit scientifique ou pédagogique excluant toute exploitation commerciale. La reproduction devra obligatoirement mentionner l'éditeur, le nom de la revue, l'auteur et la référence du document.
Toute autre reproduction est interdite sauf accord préalable de l'éditeur, en dehors des cas prévus par la législation en vigueur en France.

revues.org

Revues.org est un portail de revues en sciences humaines et sociales développé par le Cléo, Centre pour l'édition électronique ouverte (CNRS, EHESS, UP, UAPV).

Référence électronique
Wissal Selmi, Christiane Weber et Lotfi Mehdi, « Multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 13 Numéro 2 | septembre 2013, mis en ligne le 06 octobre 2013, consulté le 04 novembre 2013. URL : http://vertigo.revues.org/14133 ; DOI : 10.4000/vertigo.14133

Éditeur : Les éditions en environnements VertigO
http://vertigo.revues.org
http://www.revues.org

Document accessible en ligne sur :
http://vertigo.revues.org/14133
Document généré automatiquement le 04 novembre 2013. La pagination ne correspond pas la pagination de l'édition papier.
© Tous droits réservés

Wissal Selmi, Christiane Weber et Lotfi Mehdi

Multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains

Introduction

Au moment où les études sur le fonctionnement de l'écosystème urbain rassemblent autour d'elles de nombreux chercheurs, de nouvelles orientations de recherche portées sur les dynamiques des communautés et sur les interactions entre la « nature » et la société ont été développées (Clergeau, 2007 ; Arnould, 2011). La « nature » en ville est représentée essentiellement par l'ensemble des espaces végétalisés urbains (EVU) et les espèces qui y trouvent refuge. Ces lieux où s'effectue la majorité des processus écologiques prennent de plus en plus d'importance dans les travaux scientifiques. En effet, de par leur valeur écologique, les espaces végétalisés urbains sont souvent considérés dans le cadre du développement durable comme un support pour la biodiversité (exemple : adoption de la CDB[1] en 1992) (Mehdi et al., 2012). Ces espaces, allant de quelques plantes isolées à des formations très développées (boisement, haies, friches, prairies, etc.) semblent être un moyen intéressant pour « repenser la nature en ville » (Arnould, 2011), voire pour introduire de nouvelles « formes écologiques » d'urbanisme (Blanc et Clergeau, 2010 ; Arrif et al., 2012 ; Clergeau, 2012). La mise en valeur de ces espaces, que Clergeau (2007) considère comme des « espaces à caractère naturel », ne se limite plus à des attentes hygiénistes, esthétiques ou sociales, mais elle prend aussi en compte leur potentiel écologique (Mehdi et al., 2012 ; Clergeau, 2012).

2 Les bénéfices attribués aux espaces végétalisés urbains, désignés communément par « services écosystémiques » (SE), sont très divers, allant de lieu de loisir et d'agrément à un dispositif de prévention contre les risques ou encore un refuge pour la biodiversité. Devant l'intérêt de ce concept pour leurs réflexions et pratiques de planification, les décideurs et les professionnels concernés considèrent de plus en plus les EVU comme des équipements urbains multifonctionnels (Ahern, 2007 ; Mehdi et al., 2012 ; Clergeau, 2012). Dans le même temps, le cadre conceptuel traitant à la fois de la multifonctionnalité et des services écosystémiques demeure lacunaire.

3 En effet, les chercheurs intéressés par l'étude de ces espaces se focalisent assez souvent soit (i) sur la compréhension de leur fonctionnement (Jim, 2004 ; Ahern, 2007 ; James et al., 2009 ; Selman, 2009 ; Jim, 2011 ; etc.), ou (ii) sur l'analyse des SE qu'ils rendent à la société (Bolund et Hunhammar, 1999 ; Jim et Chen, 2006 ; Tratalos et al., 2007 ; Niemela et al., 2010 ; Dobbs, 2011 ; etc.). De par leurs origines disciplinaires différentes (géographes, sociologues, écologues, urbanistes, architectes, etc.), ces chercheurs utilisent des vocabulaires qui font appel aux références de leurs domaines de compétence, et qui ne sont pas forcément compatibles les uns des autres. À titre d'exemple, la notion d'espace vert est considérée différemment d'une discipline à une autre : elle désigne un écosystème particulier pour les écologues, une unité paysagère pour les architectes, et un espace de sociabilité pour les sociologues. Trouver aujourd'hui une cohérence harmonieuse dans l'utilisation de ces notions, selon une approche holistique, s'avère nécessaire.

4 Dans le présent article, nous nous intéressons plus particulièrement aux concepts de (i) multifonctionnalité des EVU et de (ii) services écosystémiques qu'ils rendent à la société, en posant les questions suivantes :

- comment les textes scientifiques ont-ils défini et pris en compte la multifonctionnalité et les services écosystémiques rendus par les EVU tout au long des deux dernières décennies ?
- Comment certaines disciplines ont-elles été impliquées dans l'évolution du sens attribué à la multifonctionnalité des EVU ?
- Du point de vue opérationnel, comment sont évalués les SE rendus par la végétation urbaine ?

5 L'une des hypothèses à vérifier dans cette étude porte sur l'intérêt qu'apporte une profusion de définitions de la multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains pour un rapprochement interdisciplinaire.

6 La plupart des travaux de recherche reconnaissent à la végétation urbaine de nombreux bienfaits, et ce en dépit d'un certain manque de connaissances (Bolund et Hunhammar, 1999 ; Arrif et al., 2011) et souvent en occultant les desservices engendrés par celle-ci (Rankovic et al., 2012 ; Escobedo et al., 2011). À titre d'exemple, l'effet bénéfique de la végétation sur la santé publique est largement reconnu, mais les émissions des COV^2 et l'augmentation de la concentration des polluants par les grands arbres dans les rues canyons sont rarement citées.

7 Basé sur une revue de la littérature scientifique, cet article propose d'explorer d'une part l'état de l'art sur la question de la multifonctionnalité des EVU et de leurs services écosystémiques et d'autre part le lien qui peut exister entre ces deux concepts. Contrairement à la multifonctionnalité des espaces agricoles et forestiers ou semi-naturels, celle des EVU a fait l'objet d'un nombre limité d'études, mais l'évolution des recherches et des pratiques urbanistiques indique un probable changement dans les tendances (Arrif et al., 2012).

8 Cet article est structuré en trois parties. La première est consacrée à la description du cadre méthodologique adopté. La deuxième partie présente les résultats obtenus. Dans la dernière partie, ces résultats feront l'objet d'une discussion afin de mettre en lumière (i) les incohérences du cadre conceptuel (ii) la prise en compte de la multifonctionnalité des EVU et des SE par les décideurs et (iii) les approches d'évaluation des services écosystémiques.

Matériel et méthode

9 Les espaces végétalisés urbains sont considérés dans ce texte comme l'ensemble des espaces végétalisés, privés ou publics (au sens de l'ouverture au public ou celui de la propriété foncière du terrain), gérés ou délaissés, situés à l'intérieur ou à proximité d'une « aire urbaine » (voir définition de l'INSEE[1]). L'expression EVU (ou urban green space), très répandue dans la littérature anglophone (Hillsdon et al., 2006 ; Leeuwen et al., 2010 ; Kong et al., 2010, etc.), est peu utilisée dans les textes français. Elle semble même céder la place au profit de la notion de « trame verte[1] » (dans son sens de réseau d'habitats connectés). Nous avons choisi d'adopter ici le terme d'EVU car il donne une vision exhaustive de l'ensemble des formes et des situations que le végétal prend en milieu urbain, allant de plantations isolées aux vastes étendues végétalisées (privées ou publiques, gérées ou spontanées, connectées ou isolées, etc.).

10 Afin de cerner l'évolution de la prise en compte de la multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains et les services qui leur sont attribués, nous avons effectué une revue de la littérature scientifique en rapport avec le sujet. L'une des contraintes rencontrées réside dans l'ambigüité du cadre conceptuel employé par les différentes disciplines scientifiques concernées. De nombreux auteurs soulignent la forte polémique quant aux définitions suggérées pour certains « concepts de base », à l'instar de celui de « fonctions » et de « services écosystémiques » (Selman, 2009 ; Haines-Young et Potschin, 2006 ; De Groot et al., 2010 ; Bastian et al., 2011 ; etc.). Par conséquent, la seule sélection des articles par des mots clés préétablis et des références croisées (« and », « or », « not », etc.), risque de ne fournir qu'une vision partielle. C'est pourquoi nous avons procédé ici par une « étude exploratrice » à deux étapes : une recherche fondée sur une approche quantitative et ensuite complétée par une recherche centrée sur le contenu des articles.

11 Dans un premier temps, entre septembre 2011 et avril 2012, une sélection d'articles, a été effectuée, en fonction de mots clés (en anglais et en français) en relation avec notre problématique, à savoir : « urban green space (ou area) / espaces végétalisés urbains » ; « ecosystem services / services écosystémiques » ; « multifunctionality, multiple functions ou multipurpose / multifonctionnalité ». Ces recherches ont été menées essentiellement dans les sites : web of science (Science Direct et SpringerLink, etc.), Scopus (Science Direct) et plateforme Cairn. Info. Elles nous ont permis de recenser 159 articles publiés entre 1990 et 2011.

12 Dans un second temps, nous avons intégré à notre base des articles qui font référence à la thématique de la multifonctionnalité des EVU mais dans lesquels ces mots clés n'ont pas été

utilisés d'une façon explicite (ex. : urban greenway, Urban biodiversity, Urban ecosystem, functions, etc.). Au fur et à mesure de l'évolution de nos recherches bibliographiques et de nos lectures, nous avons sélectionné les références les plus pertinentes. Ce mode exploratoire n'exclut pas l'existence d'études sur les services rendus par les EVU, qui sont de plus en plus nombreuses. Il semble que l'échantillon d'articles sélectionnés, tout en n'étant pas exhaustif, reflète une vision globale des grandes orientations adoptées par les communautés des chercheurs spécialisés dans l'étude de la végétation urbaine.

13 Bensten et al. (2010) soulignent que l'étude des discours scientifiques s'intéressant aux espaces végétalisés urbains doit essentiellement prendre en considération les critères suivants : date de publication ; nationalité du premier auteur ; thème de la recherche ; méthodologie ; type de végétation étudiée. Le tableau n° 1 explique le choix de ces critères.

Tableau 1. Tableau récapitulatif de l'ensemble des critères pris en considération (inspiré de Bensten et al., 2010)

Critères	Description
Date de publication	Limitée aux publications parues au cours des 20 dernières années (entre 1990 et 2011). Période durant laquelle l'émergence et le développement des études sur les SE ont été les plus importants (Bastian et al., 2011).
Pays d'affiliation disciplinaire	Correspond au pays d'affiliation du premier auteur. Ce critère donne une idée sur les pays les plus avancés sur ce sujet.
Domaine d'affiliation	Correspond au domaine d'affiliation du premier auteur. Cela facilite l'appréhension des disciplines les plus investies dans l'étude des SE rendus par les EVU.
Thème de la recherche	Sujets abordés par les chercheurs que nous avons regroupés selon les thèmes suivants : évaluation économique ; planification et gouvernance ; gestion ; évaluation physique ; perception et pratiques (James, 2009).
Infrastructures vertes	Espaces végétalisés urbains : l'ensemble des espaces végétalisés, privés ou publics (au sens de l'ouverture au public ou celui de la propriété foncière du terrain), gérés ou délaissés, situés à l'intérieur ou à proximité d'une « aire urbaine ». Trame verte urbaine : continuum d'espaces végétalisés urbains présentant actuellement un enjeu urbanistique et social.

Cadre conceptuel

14 Cet article ne tend pas vers l'exhaustivité, mais vise à donner quelques moments-clés de la genèse des concepts-clés.

L'émergence du concept de la multifonctionnalité

15 Le débat sur la multifonctionnalité forestière a émergé autour des années 1960-1970 (Bredif et al., 2008). À cette époque, il fallait chercher des nouveaux modes gestion qui (1) maintiennent la fonction de production et (2) répondent aux nouvelles revendications écologiques et sociales (Bianco, 1998 ; Bredif et al., 2008). À la suite de la conférence de Rio en 1992, le terme « multifonctionnalité » a fait ses premières apparitions dans le milieu rural où la multifonctionnalité agricole ou forestière se définit comme « l'ensemble des fonctions environnementales, sociales et économiques » (Hervieu, 2002 ; Bodiguel, 2003 ; Guyon, 2003 ; Wiggering et al., 2006 ; Boutefeu, 2005). L'application de ce concept a comme objectif d'identifier les activités connexes à la production agricole ou forestière (Bodiguel, 2003), comme la récréation, la valorisation de l'héritage patrimonial et l'écotourisme. En Europe et plus particulièrement en France, la multifonctionnalité n'a été institutionnalisée que vers la fin des années 1990. À titre indicatif, l'article L1- de la loi d'orientation agricole (1999) souligne : « La politique agricole prend en compte les fonctions économique, environnementale et sociale de l'agriculture et participe à l'aménagement du territoire, en vue

d'un développement durable »[5]. Dans ce texte, la multifonctionnalité a été admise sans être évoquée d'une manière explicite.

16 Peu de temps après, l'utilisation de ce concept s'élargit à tous types de structures paysagères, aussi bien dans le milieu rural que dans le milieu urbain (Otte et al., 2007 ; Selman, 2009 ; Kato et Ahern, 2009 ; Ahern, 2011, etc.). Pour faciliter et généraliser son application, certains auteurs ont préféré l'usage du terme « multifonctionnalité paysagère ». Kato et Ahern (2009 : 799) la définissent comme : « la capacité de satisfaire les besoins des différents usagers. Ainsi, on fait appel à une diversité de constituants ayant des valeurs récréationnelles, culturelles, écologiques, etc. ».

17 En réponse aux changements des priorités de la planification au cours des deux derniers siècles, dans certains pays à l'instar des États-Unis, de la Chine, de l'Allemagne, de l'Angleterre et de la France, les espaces végétalisés urbains sont passés d'espaces monofonctionnels à vocation sociale ou urbanistique (l'ère de l'urbanisme fonctionnaliste) à des espaces multifonctionnels mettant en exergue leurs potentiels environnemental, social et urbanistique en même temps (Searns, 1995 ; Mehdi et al., 2012). Cette évolution opérationnelle a été accompagnée d'une évolution scientifique afin de répondre à des questions liées à la planification et la gestion des espaces urbains. Toutefois, les textes scientifiques ne fournissent pas une définition précise de ce concept émergeant. En effet, suite au passage en revue du corpus bibliographique, deux visions peuvent être discernées :

- La première, d'ordre anthropocentrique, s'inspire de la logique de développement durable et définit la multifonctionnalité comme l'ensemble des fonctions sociales, écologiques, esthétiques, et autres (David, 2011), de même que la multifonctionnalité agricole et forestière.
- La deuxième vision, qui est plutôt de nature écocentrique, s'inspire d'une approche écosystémique, où la multifonctionnalité est l'ensemble des fonctions écologiques issues du processus écologique d'un écosystème. L'ensemble des fonctions procure des services écosystémiques au profit de la société. Dans ce contexte, Bastian et al. (2011) soulignent que le terme « fonctions » doit être soumis à une interprétation purement écologique (Bastian et al., 2011).

Services écosystémiques : un concept en vogue

18 De nombreux travaux de recherche ont essayé de tracer l'évolution du concept « services écosystémiques » au cours du temps (Mooney et Ehrlich, 1997 ; Fisher et al., 2009 ; Barnaud et al., 2011 ; De Goot, 2010).

19 Avec la montée des préoccupations environnementales des années 1970, un nouveau courant d'écologistes s'est penché sur la question de la répercussion de la dégradation des systèmes écologiques sur la société humaine (Mooney et Ehrlich, 1997). À ce moment-là, la sphère des scientifiques a essayé de mettre l'accent sur le lien entre le bien-être humain et le bon fonctionnement des écosystèmes naturels en ayant recours à des nouvelles notions comme : « environmental services » ; « nature's services » ; « public-service functions of the global environment » (Daily et al., 2007). Ces dernières, sans être définies, renvoient implicitement au concept de « services écosystémiques »[6] introduit dans les textes scientifiques pour la première fois en 1981 par Ehrlich et Ehrlich (Mooney et Ehrlich, 1997).

20 Ce nouveau concept n'a pris son essor dans les textes scientifiques que vers la fin des années 1990, avec l'article de Costanza et al., en 1997 (Fisher et al., 2009 ; Barnaud et al., 2011 ; De Goot, 2010). Cette équipe multidisciplinaire (économistes, géographes et écologues) a défini les services écosystémiques comme l'ensemble des bénéfices directs et indirects rendus à la société par les fonctions des écosystèmes (Costanza et al., 1997). Cette publication, considérée comme une référence à une échelle mondiale, a été le point de départ d'une nouvelle approche de protection des écosystèmes naturels visant à estimer la valeur monétaire de leurs bénéfices.

21 En 2005, c'est au moyen des rapports officiels du « Millennium Ecosystem Assessment » (MEA) que la recherche portée sur ce nouveau concept a été développée (Potschin et Haines-Young, 2011 ; Barnaud et al., 2011). Le MEA a élaboré son propre cadre conceptuel définissant les services écosystémiques comme : « l'ensemble des bénéfices

rendus par les écosystèmes » (MEA, 2005 in Fisher et al., 2009) et proposant une typologie de quatre grandes classes de SE : services d'approvisionnement ; services de régulation ; services culturels et services de soutien (MEA, 2005). L'objectif de cette étude, soutenue par les Nations Unies, est (1) d'appuyer l'évaluation d'ordre économique proposée par Costanza et al (1997) et (2) de tester des scénarios de prise de décision et de gestion des écosystèmes naturels. Les travaux du MEA ont été critiqués, car ils n'ont traité que l'apport positif des écosystèmes naturels sans tenir compte de leurs effets négatifs connus actuellement sous le terme « desservices » tels que l'émission des composés organiques volatils ; allergie ; introduction d'espèces invasives, etc. (Antona et Bonin, 2010). Néanmoins, les publications de la MEA ont le mérite de pousser la communauté des chercheurs à se rapprocher des décideurs et à proposer de nouvelles stratégies d'aménagement visant à intégrer la protection de la biodiversité dans les futurs plans du développement du territoire (Antona et Bonin, 2010).

22 Outre ces travaux de recherche, le concept de « services écosystémiques » a suscité l'intérêt de nombreux chercheurs pour proposer de nouveaux cadres conceptuels (Bastian, 2010 ; Fisher et al., 2009 ; De Groot et al., 2010 ; MEEDDM, 2010). Ces tentatives, bien qu'elles aient enrichi la littérature scientifique, ont conduit à l'absence d'un cadre conceptuel référentiel reconnu. Dans la présente étude, nous nous référons à la définition proposée par Costanza et al. (1997) énoncée ci-dessus.

Résultats

23 Les premiers résultats ont mis en évidence les revues les plus investies dans l'étude des espaces végétalisés urbains, il s'agit de : Landscape and Urban Planning (30,21 %) ; Urban ecosystem (4,31 %) ; Landscape ecology (3,59 %) ; etc. Ces revues internationales abordent les questions relatives aux EVU avec des approches diverses. Nous avons distingué (i) des études diachroniques, mettant l'accent sur l'évolution de l'importance de tels lieux au fil des années dans la planification urbaine et (ii) des approches d'évaluation économique, sociale ou écologique ayant pour but d'étudier quantitativement et qualitativement les bénéfices rendus par tels ou tels espaces.

24 La recherche scientifique s'intéresse à la multifonctionnalité aussi bien des espaces végétalisés urbains que de la trame verte urbaine (respectivement 51 % et 66,7 %). Par conséquent, il nous a paru nécessaire de se focaliser, dans cette partie, sur les études portées sur ces deux infrastructures vertes. Dans le but d'éviter l'usage excessif des termes EVU et trame verte urbaine, nous proposons le recours à la notion d'infrastructure verte définie comme l'ensemble des espaces végétalisés isolés et/ou connectés dans le milieu urbain (Shanfeng et al., 2011 ; Vandermeulen et al., 2011).

25 Actuellement, le terme « multifonctionnalité » est très répandu dans les textes scientifiques ayant trait à la végétation urbaine. En effet, pas moins de 52 % des articles considèrent les infrastructures vertes urbaines comme des équipements multifonctionnels. En outre, entre 2007 et 2011 les articles traitant cet aspect ont été multipliés par trois, reste à savoir le sens attribué à ce concept.

Quelle multifonctionnalité dans les discours scientifiques ?

26 Entre le sens paysager et le sens écologique, les scientifiques n'ont pas la même perception de la multifonctionnalité. 71 % des articles retenus font référence à la multifonctionnalité paysagère, pour 21 % qui traitent de son sens écologique (figure 1).

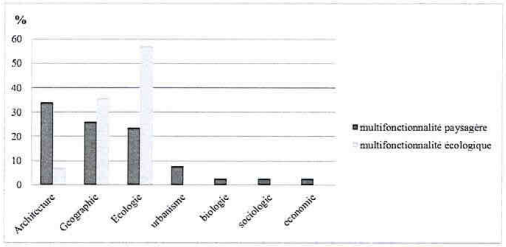
27 Les géographes Furustech et Altman (1991 : 329) sont parmi les précurseurs ayant évoqué implicitement la multifonctionnalité paysagère : « les trames vertes sont des ressources à multiples facettes. Elles fournissent des possibilités de loisirs tout en maintenant les valeurs environnementales et esthétiques dans un contexte urbain ». A priori, le terme est apparu en 1995 dans les publications scientifiques avec les deux paysagistes-urbanistes américains Ahern (1995) et Searns (1995) qui ont essayé de retracer l'évolution de la vocation des trames vertes urbaines aux États-Unis. Quant à la multifonctionnalité au sens écologique, il nous semble que c'est à partir de 2005 que les textes scientifiques y font référence. À titre d'exemple, Li et al. (2005) considèrent les espaces végétalisés urbains comme des espaces à « diversité fonctionnelle » où interagissent plusieurs fonctions écologiques.

28 La dominance de la multifonctionnalité paysagère peut être expliquée par le fait que la posture scientifique a longtemps été influencée par une vision anthropocentrique. En effet, les milieux semi-naturels en général et les EVU en particulier sont majoritairement liés au bien-être de la société (Norton, 1987 in De Groot, 2002). L'ancrage de ces espaces dans l'urbanisme en tant qu'équipement structurant de la ville explique l'engagement important de chercheurs en architecture et architecture du paysage dans le développement du sens paysager de la multifonctionnalité (figure 1). Par ailleurs, sans s'interroger sur le fonctionnement de ces espaces, la prise en compte de leurs « fonctions environnementales » ou « écologiques » se limite à une simple énumération généraliste : réduction de l'effet des îlots de chaleur urbains, réduction de la pollution de l'air, rétention des eaux pluviales (Shanfeng et al., 2011).

29 La multifonctionnalité au sens écologique du terme a suscité davantage l'intérêt des recherches inscrites dans le domaine de la géographie et de l'écologie. En effet, avec la nécessité de préserver la « nature » dans le système urbain et l'application des principes de l'écologie urbaine dans la planification, la multifonctionnalité au sens écologique prend toute son importance puisqu'elle tend vers la compréhension du fonctionnement écologique de ces espaces (Li et al., 2005).

30 L'un des travaux pionnier ayant mis en exergue la « fonction » des espaces végétalisés urbains est celui de l'écologue du paysage allemand Bastian et son équipe en 2011. Ces auteurs, en se référant aux notions de l'écologie du paysage, utilisent ce terme comme une des propriétés des écosystèmes semi-naturels. Ces auteurs soulignent la nécessité de distinguer « fonction », qui renvoie au fonctionnement écologique, de « fonction sociétale », en relation avec la société et synonyme de « services écosystémiques » (Bastian et al., 2011).

Figure 1. Classification des articles ayant traité de la multifonctionnalité paysagère ou écologique en fonction de la discipline d'affiliation du premier auteur.



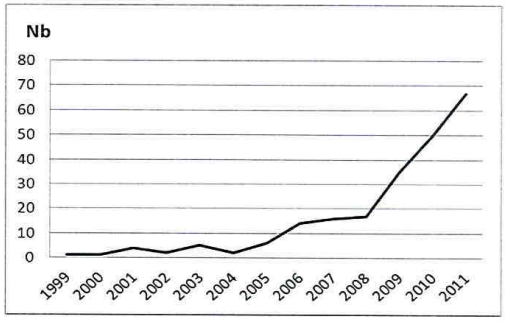
31 En dépit du développement des études portées sur la multifonctionnalité des EVU, le lien entre ce concept et les services écosystémiques rendus pour la société reste à l'heure actuelle mal cerné. Dans le contexte rural où l'évaluation des SE est davantage traitée, certains spécialistes ont essayé d'identifier ce lien[7] (De Groot 2002 et 2006 ; Termorshuizen et Opdam, 2009). Toutefois, le manque d'études sur les services écosystémiques rendus par la végétation urbaine (Costanza et al., 1997 ; Bastian et al., 2011) limite de telles approches dans le périmètre urbain.

Les espaces végétalisés urbains et les services écosystémiques

32 C'est à partir de 1999 que le concept a été utilisé en milieu urbain avec les travaux de Bolund et Hunhammar (1999) en étudiant les SE rendus par « les espaces à caractère naturel ». En revanche, c'est uniquement entre 2008 et 2011 que les SE urbains ont connu le plus important succès (figure 2). L'une des hypothèses visant à expliquer cette croissance soudaine est la publication d'un certain nombre d'articles chinois soucieux des problématiques environnementales, paysagères et urbanistiques.

33 Les études portées sur les services écosystémiques urbains sont plus développées aux États-Unis (49 % de l'ensemble des articles publiés), suivis par la Chine et l'Angleterre (successivement 12 % et 9 %) (Web of Science, 2012).

Figure 2. Évolution du nombre des études traitant les SE rendus par la végétation urbaine entre 1999 et 2011



Source : Web of science, 2012

34 À l'heure où les spécialistes cherchent à appréhender le caractère multifonctionnel des infrastructures vertes, l'évaluation des services écosystémiques issus du fonctionnement de ces écosystèmes reste une approche compliquée (James et al., 2009 ; Bastian et al., 2012). En effet, loin de la compréhension du lien entre « fonction » et « services », la communauté des chercheurs influencée par une vision économique, tend vers une évaluation monétaire des bénéfices considérés souvent comme des « biens » fournis par la végétation urbaine (Kremen, 2005 ;Teyssèdre, 2010). Or, si on s'intéresse aux potentielles biophysiques, écologiques et socioéconomiques (Pickett et al., 2001), c'est plutôt une approche intégrative moins réductrice, faisant appel à d'autres logiques disciplinaires qui seraient recommandées (James et al., 2009 ; Jim, 2011). James et al. (2009) avancent l'intérêt et la difficulté d'introduire des logiques et des approches pluridisciplinaires pour examiner le fonctionnement des EVU et pour quantifier et en évaluer les SE (James et al., 2009). La question qui se pose dans ce contexte est alors comment la recherche scientifique a-t-elle associé la multifonctionnalité des infrastructures vertes urbaines et leurs services écosystémiques ?

35 Sur l'ensemble des articles consultés, seuls 30 % s'intéressent à la fois à la multifonctionnalité des infrastructures vertes urbaines et aux SE. Dans la majorité des cas, c'est plutôt la multifonctionnalité au sens écologique qui est liée à l'évaluation des SE. Cette dernière est abordée de deux manières. La première se base sur une approche synthétique en référence à la littérature scientifique pour recenser les SE dans un contexte urbain précis (Bolund et Hunhammar, 1999 ; Jim et Chen, 2009 ; Young 2010 ; Niemela et al., 2010, Pataki et al., 2011 ; etc.). La deuxième propose un modèle d'évaluation des SE rendus par les EVU (Tratalos et al., 2007 ; Dobbs, 2011 ; Teng et al., 2011 ; Vandermeulen et al., 2011 ; Strohbach et Haase, 2012) (tableau n° 2).

36 Tableau 2. Exemples de publications ayant traité la multifonctionnalité et les SE rendus par les EVU/TVU

Auteurs	Année	Exemples de SE traités
Teng et al	2011	-Conservation de la biodiversité -Récréation -Protection des ressources aquatiques
Vandermeulen et al	2011	-Récréation

		-Culture -Amélioration de la santé publique
Bastian et al.	2011	-Régulation du microclimat -Séquestration du carbone -Récréation
Strohbach et Haase	2012	-Stockage du carbone

37 En référence au travail de recherche de James et al (2009), les questions portées sur les espaces végétalisés urbains ont été souvent abordées par les scientifiques en fonction de six grandes thématiques de recherche (James et al., 2009). Quelle que soit la discipline d'affiliation du premier auteur, les articles qui traitent les SE rendus par les infrastructures vertes multifonctionnelles convergent vers l'évaluation physique (ex. quantifier l'élimination des polluants, réduction du bruit, filtration de l'eau, etc.) et la planification (tableau 3). Ce résultat peut être expliqué par la demande de plus en plus grande de répondre aux questions des politiques locaux. Ces derniers souhaitent mettre en œuvre une politique urbaine cohérente en termes de trame verte urbaine à vocation socio-urbanistique et écologique. Ainsi, la compréhension des relations entre le fonctionnement des EVU et leurs SE est un moyen pertinent pour atteindre cet objectif (James et al., 2009)

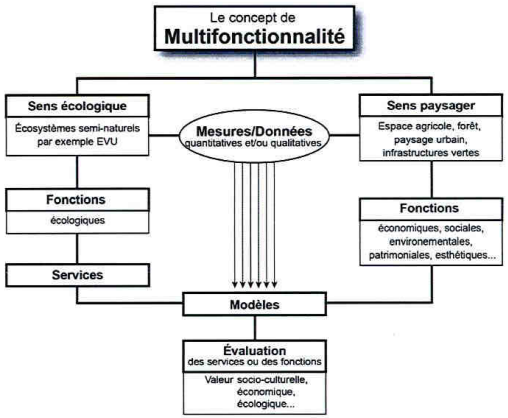
38 Tableau 3. Pourcentage des publications étudiant les SE rendus par les infrastructures vertes multifonctionnelles en fonction des thèmes de recherche

Thèmes de la recherche (James et al., 2009)	**Pourcentage** des articles
Évaluation physique	36,58 %
Planification et gouvernance	21,95 %
Cadre référentiel pour la future recherche	17,07 %
Évaluation économique	9,75 %
Gestion	9,75 %
Perception et pratiques	4,9 %

39 D'une manière générale, le recours au sens écologique de la multifonctionnalité de la végétation urbaine permet d'identifier un lien hiérarchique entre « fonction » et « service », défendu par Haines-Young et Potshin (2006) et par Groot et al. (2010), qui justifie le recours à des modèles d'évaluation des services écosystémiques.

40 Quant au sens paysager, l'évaluation de la multifonctionnalité (Teng et al., 2011), voire de la durabilité des EVU, comme le préconise Lindsey (2003), revient à évaluer les « fonctions sociétales » qui ne sont autres que des SE (figure 3). Sous cet angle, c'est plutôt les « fonctions récréationnelles et de loisir » qui sont les plus privilégiées et qui font souvent l'objet d'une évaluation économique (Jim et Chen, 2006). Cette grande profusion dans les démarches peut être expliquée par l'absence d'un cadre conceptuel référentiel et entraine, par conséquent, des incohérences terminologiques.

Figure 3. Représentation schématique de la relation entre multifonctionnalité et services écosystémiques



41 La multifonctionnalité au sens écologique permet d'identifier le lien entre « fonction » et « service ». Dans ce contexte, on parle de fonction écologique. Cette relation permet de justifier le recours aux modèles d'évaluation socioculturelle, économique et/ou écologique (Haines-Young et Potshin, 2006 ; de Groot et al., 2010). Quant au sens paysager, on parle plutôt de fonction économique, sociale, environnementale, etc., le recours à la multifonctionnalité paysagère entraine certaines confusions entre « fonction » et « services » qui sont considérés comme des synonymes.

Discussion

42 L'analyse des informations collectées a permis de tracer l'évolution des concepts clés, de soulever certaines incohérences terminologiques et d'identifier de nouvelles perspectives de recherche.

Incohérences terminologiques associées aux concepts-clés

43 Bien que la multifonctionnalité et les services écosystémiques, dans le contexte rural ou forestier, aient une place importante dans la littérature scientifique, ces concepts restent peu développés dans le cadre des infrastructures vertes urbaines. La multifonctionnalité, toujours considérée comme une propriété acquise, n'a jamais été mise en débat afin de mettre en lumière le manque de fondement épistémologique qui peut y être attaché.

44 Le recours à la multifonctionnalité paysagère, par exemple, entraîne une confusion entre les termes « fonction », « services » et « valeur », qui ne devraient pas être considérés comme des synonymes (Tableau n° 4).

Tableau 4. Distinction entre fonction, services et valeur

Terme	**Définition**
multifonction(s)	L'ensemble des fonctions effectuées par les écosystèmes qui rendent des services écosystémiques au profit de la société (De Groot, 2002 ; MIEEDDM, 2010).

Service	Bénéfices directs et indirects, rendus à la société et issus des fonctions des écosystèmes (Costanza et al., 1997 ; Wallace, 2007)
Valeur	Générée à l'aide des modèles d'évaluation, elle désigne l'importance attribuée à un écosystème donné en fonction des besoins et des attentes des individus (Harrington, 2010). On distingue : valeur écologique ; valeur socioculturelle ; valeur économique (De Groot, 2006)

45 Le terme « fonction » en lui-même désigne tantôt le processus écologique de l'écosystème, tantôt le bien-être humain et équivaut au « bénéfice rendu par les écosystèmes » (De Groot, 2002), tels que : fonction de loisir, fonction d'épuration de l'air et de l'eau, fonction économique (ex. Malard, 2002 ; Félix, 2009 ; David, 2011).

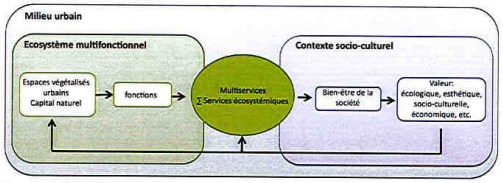
46 Le terme service écosystémique est aussi un sujet à forte controverse (Wallace, 2007 ; Barnaud et al., 2011). Depuis son apparition, ce concept a fait l'objet de nombreuses définitions et donc de typologies différentes : Costanza, 1997 ; MEA, 2005 pour les services écosystémiques en général *versus* Bastian et al., 2010 pour les services écosystémiques urbains. Cette diversité souligne l'amalgame souvent fait entre les concepts de « fonctions » et de « services ». À notre connaissance, De Groot (1992 ; 2002 ; 2006 ; 2010) a été l'un des précurseurs ayant traité les relations entre fonctions et services écosystémiques. Il suggère une relation de cause à effet entre ces deux concepts. Il estime que les services écosystémiques sont la résultante des fonctions écologiques de l'écosystème (De Groot et al., 1992), idée à laquelle adhèrent, Boyd et Banzhaf (2007) et Bastian et al. (2011).

47 Contrairement au concept de services écosystémiques qui a été transposé dans le milieu urbain, l'adoption du concept de la multifonctionnalité demeure encore ambiguë. La multifonctionnalité est une notion transversale. Utilisée par diverses disciplines (géographie, écologie, architecture), elle peut s'appliquer à tout type d'occupation du sol. Pour y avoir recours, les scientifiques doivent se positionner par rapport à une vision environnementale donnée : (1) anthropocentrisme, s'ils cherchent à s'intéresser uniquement au bien-être humain, ou (2) écocentrisme, s'ils veulent mettre en lien le fonctionnement de l'écosystème, la préservation du capital naturel et l'évaluation des SE.

48 Dans ce contexte, il serait peut-être plus approprié d'utiliser le terme de multiservices mettant en exergue la multitude des services procurés par les espaces végétalisés urbains. Il importerait donc de distinguer deux tendances : « multiservices » et « multifonctions » pour orienter la recherche soit vers (1) la valorisation des SE et le maintien de la biodiversité et (2) ou vers l'évaluation quantitative et/ou qualitative des SE rendus par des espaces végétalisés urbains. Cette dernière démarche consiste à donner des valeurs d'ordre écologique, social, urbanistique ou économique.

49 D'une manière succincte, rassembler les scientifiques autour des questions de la multifonctionnalité et des SE rendus par la végétation urbaine serait une solution intéressante pour établir un cadre terminologique cohérent (James et al., 2009 ; Jim ,2011). À ce stade, en se basant sur les études réalisées sur la multifonctionnalité et sur les SE, nous proposons le cadre terminologique de référence présenté dans la figure 4.

Figure 4. Cadre terminologique de référence



Source : inspiré de MEEDDM, 2010 ; De Groot et al., 2010 ; Haines-Young et Potschin, 2011

50 Nous définissons les espaces végétalisés urbains comme des écosystèmes à caractère naturel situés dans un périmètre urbain. Au sens écologique, ces écosystèmes sont multifonctionnels, ils ont intrinsèquement des fonctions qui peuvent être multiple et rendent des services/ desservices écosystémiques qui eux sont évalués en fonction de l'importance donnée par la société.

Évaluation des SE rendus par les EVU

51 La première apparition des modèles d'évaluation des SE date des années 1970. Au départ, ils ont été de portée exclusivement économique (De Groot, 2002, Teyssèdre, 2010). Les chercheurs se sont ainsi limités à une estimation monétaire des bénéfices en faisant appel à des méthodes d'évaluation économiques telles que : le coût de restauration, le coût de gestion, le prix hédonique, l'évaluation contingente, etc. Les services écosystémiques urbains n'ont pas échappé à cette règle. En revanche, actuellement, l'évaluation à la fois économique, écologique et socioculturelle est la plus privilégiée. Notre synthèse des références bibliographique a mis en exergue différentes approches pour étudier les services écosystémiques rendus par les espaces végétalisés urbains.

Approche par une sélection de services écosystémiques

52 Cette approche, couramment utilisée, se focalise sur l'identification des formations végétales capables de fournir certains services écosystémiques (Haines-Young et Potschin, 2006). Les SE sont sélectionnés d'une manière non exhaustive à partir de travaux scientifiques. Le choix des SE lorsqu'il se réfère aux intérêts socio-politiques se fait par exemple en fonction des objectifs de planification. Les chercheurs, dans ce cas, privilégient le recours à des enquêtes auprès des planificateurs et des gestionnaires pour (i) caractériser leurs motivations et leurs pratiques (ex. Young 2010) ou (ii) identifier les SE les plus pertinents pour la communauté des acteurs (ex. Defra, 2008). Cette démarche, si elle favorise l'échange entre la sphère des scientifiques et celle des décideurs, n'examine pas le fonctionnement des espaces végétalisés urbains.

Approche par habitat

53 En dépit de son importance, cette approche est très peu développée (De Groot et al., 2010). Elle consiste à déterminer la répartition, à une échelle locale, des SE en fonction d'habitats définis au préalable. Le recours à cette approche contribue (i) à l'évaluation du potentiel écologique des habitats et (ii) à l'orientation des pratiques d'aménagement et de gestion vers une optimisation des services écosystémiques (Haines-Young et Potschin, 2006). Dans ce cas, l'appréhension de l'hétérogénéité des habitats peut contribuer à une distribution équitable des SE dans le milieu urbain. L'avantage de cette approche est qu'elle traite aussi les facteurs influençant les SE comme la gestion des espaces végétalisés (De Groot et al., 2010) et la pression urbaine (Dobbs et al., 2011).

54 Les études des services écosystémiques à l'échelle locale se focalisent essentiellement sur un seul type d'habitat dont le plus répandu est le boisement urbain (ex. Nowak, 2006 ; Jim et

Chen, 2009 ; Dobbs et al., 2011). La particularité de ces études réside dans l'identification de la relation structure-fonction-service des bois jusqu'à présent plus abordés que les autres formations végétales. À titre d'exemple, Dobbs et al. (2011) supposent que la dégradation de la structure du bois urbain (ex. la taille, le nombre d'arbres, le volume, la canopée) altère certaines fonctions qui influenceront à leur tour les SE. Selon Nowak et al. (2006), certains SE, comme la régulation du climat urbain, sont associés au nombre d'arbres.

55 En résumé, utiliser, à la fois, ces deux approches (SE et Habitat) pourrait être un moyen pertinent pour mettre en place un modèle d'évaluation. Ce dernier, s'appuierait sur des données concrètes afin d'évaluer l'état des lieux actuels et de proposer des scénarios de valorisation des SE urbains (à la fois de manière quantitative et qualitative).

56 Il en ressort que l'appréhension de la multifonctionnalité, au sens écologique, des EVU en étudiant les services écosystémiques nécessite la mise en place d'une approche d'évaluation non seulement d'ordre économique, mais aussi écologique et socioculturel (De Groot, 2006 ; Bastian, 2011 ; Teng et al., 2011). Dans cette perspective des équipes américaines ont développé de nouveaux outils à l'instar du modèle i-Tree (McPherson et al., 1993 ; Nowak, 1994). Toutefois, ces modèles n'étudient pas les habitats dans leur globalité, mais ils s'intéressent à un seul type de végétation : le boisement urbain. En outre l'application de ces modèles est contrainte par la diversité des données à collecter et leur disponibilité à l'échelle locale (Nowak et al., 2008). Une mise en application de ces modèles, en prenant en considération les conditions climatiques et géographiques locales est un exercice qui peut s'avérer concluant.

Prise en compte de la multifonctionnalité et les SE par les politiques urbaines

57 En dépit de son succès apparent dans le discours scientifique, la multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains ou de la trame verte urbaine est encore ambigüe pour la sphère des décideurs. En effet, à l'inverse de la multifonctionnalité agricole et forestière, celle des EVU n'a pas été intégrée dans les textes législatifs. En outre, la mise en place de ces espaces se limite souvent à des enjeux politiques voire électoralistes. Wiggering et al. (2006) soulignent que l'adoption de la multifonctionnalité, pour les différents types d'occupation du sol, par les acteurs publics s'appuie sur les politiques d'aménagement durable du territoire (Wiggering et al., 2006).

58 Quant au concept de service écosystémique, il est encore méconnu par les planificateurs urbains. Niemela et al. (2010) évoquent l'exemple d'une enquête réalisée auprès de 24 acteurs publics où seul un tiers des acteurs interrogés connaît la notion de services écosystémique. La confusion entre « multiservices » et « multifonctions » est réelle, une sensibilisation des acteurs publics à un nouveau cadre terminologique tenant compte de ces notions semble indispensable. Un des nouveaux défis des politiques urbaines futures est de tisser le lien entre multifonctionnalité et services écosystémiques et tenir compte de la complexité de l'écosystème urbain puisque l'intégration du concept de SE dans le processus décisionnel pourrait justifier de nouvelles démarches de préservation de la biodiversité en milieu urbain (McDonald, 2009 ; Clergeau, 2012).

59 Trouver une cohérence entre enjeux écologiques, sociaux et urbanistiques en milieu urbain est un engagement très présent dans le discours des acteurs, mais difficile à mettre en place en raison de la complexité du fonctionnement de l'écosystème urbain. Néanmoins, quantifier les SE rendus par la végétation urbaine et analyser leurs effets sur le bien-être de la société peut être une piste intéressante pour éclairer l'état actuel du rapport société-végétation, et pour remédier éventuellement aux inégalités environnementales (Cohen et al., 2012). Les acteurs publics pourraient être en mesure de définir des stratégies de planification en fonction des choix politiques, prenant en considération ou non les informations sur les services écosystémiques urbains. En France, les SE sont appréhendés à une échelle nationale. Comme l'illustre l'étude[8] élaborée par le Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie en 2010 sur l'évaluation des SE rendus par les écosystèmes naturels y compris les EVU. Cette étude, malgré la richesse de son cadre terminologique, ne précise pas les dispositifs

de prises de décision et de gestion pour maintenir les fonctions écologiques des écosystèmes naturels et valoriser les SE rendus par ces derniers.

60 À l'échelle des collectivités territoriales, la France enregistre un certain retard par rapport à d'autres pays voisins, comme l'Angleterre (Defra, 2008), l'Allemagne (Bastian et al., 2011) et la Finlande (Niemela et al., 2010), où l'effort de combiner politiques urbaines locales et évaluation des SE est soutenu par la recherche scientifique. Niemela et al. (2010) soulignent qu'à défaut d'exploiter les SE urbains, la planification et la gestion des espaces végétalisés urbains se basent actuellement sur des estimations même incomplètes sans relever les profits que tire la société des EVU.

61 La prise en compte des SE dans le processus décisionnel doit se faire en fonction d'une échelle spatiale déterminée. En effet, la population urbaine profite d'un large éventail de SE généré à différentes échelles (Luck et al., 2001 ; Hein et al., 2006), à l'instar de la production (les zones agricoles, les forêts périurbaines). Dans ce contexte Niemela et al (2010) soulignent la difficulté de distinguer les SE générés à une échelle locale (la ville) et ceux rendus par les zones environnantes. Dans cette perspective, la mise en place de stratégies d'aménagement en faveur des services écosystémiques devrait se baser sur une prise de décision intégrant des informations spatialisées pour définir, au mieux, l'échelle de prise de décision la plus pertinente (Luck et al., 2001 ; Bush et al., 2012).

La mise en place d'une trame verte urbaine

62 La mise en œuvre d'une trame verte urbaine fonctionnelle est un sujet qui rassemble aussi bien les chercheurs que les décideurs. La réussite de cette structure verte en milieu urbain est fortement contrainte par l'articulation entre enjeux écologiques (préserver la biodiversité) et enjeux socioéconomiques (améliorer le bien-être la société). Le concept de SE peut renforcer les projets de la trame verte urbaine dans la mesure où le recours à l'évaluation, non seulement économique, mais aussi écologique et socioculturelle, des services écosystémiques rendus par les EVU justifiera le choix des formations végétales et les modes de conception et de gestion à privilégier. Ainsi, étudier l'impact de la végétation sur la qualité du cadre de vie en intégrant des variables anthropiques (telles que les pratiques des gestionnaires et des usagers) contribue à une conception cohérente des trames vertes urbaines (Arrif et al., 2012 ; Mehdi et al., 2012).

Conclusion

63 Dans le but de promouvoir la qualité du cadre de vie urbain en prenant en compte le fonctionnement écologique des écosystèmes, de nouvelles approches ont vu le jour, allant de la monétarisation de la biodiversité jusqu'à l'adoption de nouvelles pratiques d'aménagement (corridor écologique, réserve de biodiversité) et de gestion des EVU (gestion différenciée ou écologique).

64 Les spécialistes de l'écologie urbaine abordent les processus écologiques urbains afin de proposer un cadre référentiel pour la conservation et la conception des EVU considérés comme des écosystèmes multifonctionnels (Clergeau, 2007). Pour cela, le concept de SE paraît prometteur. Selman (2009) souligne qu'en optant pour une perspective multifonctionnelle, on peut satisfaire différents besoins et attentes en même temps. Outre le faible intérêt manifesté à l'égard des SE, ces derniers sont souvent utilisés pour des objectifs et dans des contextes très différents. Certains spécialistes continuent à confondre « multiservices » avec « multifonctions ». Cela est dû essentiellement à la difficulté de mettre en place une approche multidisciplinaire pour traiter à la fois la multifonctionnalité des EVU et des SE rendus pour la société. L'appréhension de ces concepts est au centre des débats interdisciplinaires, entre (1) l'écologie et la géographie ayant pour objectif la conservation de la biodiversité ; (2) l'économie optant pour une vision utilitariste et (3) la sociologie ou la psychologie environnementale s'intéressant aux pratiques et aux perceptions des acteurs concernés.

65 En guise de conclusion, il semble plus judicieux de maintenir une relation de cause à effet entre les notions de multifonctionnalité et de SE comme suggéré par De Groot et al. (1992) et ce non seulement pour contourner la contrainte de la confusion conceptuelle et orienter la recherche vers la compréhension du fonctionnement des EVUs, mais aussi d'aider les décideurs à mettre en place des protocoles de conception de gestion et de conservation de tels espaces.

Remerciements

Ce travail a été réalisé avec le soutien de la Zone atelier environnementale urbaine (ZAEU) de Strasbourg.

Bibliographie

Ahern, J., 1995. Greenways as a planning strategy. *Landscape and urban planning*, 33, pp. 131-155.

Ahern, J., 2007. Green infrastructure for cities : the spatial dimension. *Cities of the future towards integrated sustainable water and landscape*, pp. 267-283.

Ahern, J., 2011. From fail-safe to safe-to-fail : Sustainability and resilience in the new urban world. *Landscape and urban Planning*, 100, pp. 341-343.

Antona M. et M. Bonin., 2010. *Généalogie scientifique et mise en politique des SE (services écosystémiques)*. Documents de travail n° 2010-01, Programme Serena, ANR, 61p.

Arnould P., Y. Le Lay, C. Dodane et I. Méliani, 2011. La nature en ville : l'improbable biodiversité. *Cairn.Géographie, économie, société*. [En ligne] URL : :http://www.cairn.info/resume.php ?ID_ARTICLE =GES_131_0045. Consulté le 28/02/2012.

Arrif, T., N. Blanc et Ph. Clergeau, 2011. Trame verte urbaine, un rapport Nature - Urbain entre géographie et écologie. *Cybergeo*. Article 574, [En ligne] URL : http://cybergeo.revues.org/2486. Consulté le 20 avril 2012.

Barnaud,C., M.Antona **et** J.Marzin, 2011. Vers une mise en débat des incertitudes associées à la notion de service écosystémique. [VertigO] - la revue électronique en sciences de l'environnement, 11, [En ligne] URL : http://vertigo.revues.org/10905. Consulté le 08 août 2012.

Bastian, O., D. Haase et K.Grunewald., 2011. Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example. *Ecological indicators*, pp. 7-16.

Bentsen, P., A.C. Lindholst et C.C. Konijnendijk., 2010. Reviewing eight years of Urban Forestry and Urban Greening : Taking stock, looking ahead. *Urban forestry and urban greening*, 4, pp. 273-280.

Bianco, J-L., 1998. La forêt : une chance pour la France. rapport, 120p. http://agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Rappbianco-0.pdf. Consulté le 31/03/2013.

Bodiguel, L., 2003. Le territoire, vecteur de la reconnaissance juridique de l'agriculture multifonctionnelle. *Economie rurale*, 273-274, pp. 61-75.

Bolund, P. et S. Hunhammar., 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological economics*, 29, pp. 293-301.

Boutefeu, B., 2005. l'aménagement forestier en France : à la recherche d'une gestion durable à travers l'histoire. [VertigO] - la revue électronique en sciences de l'environnement, 6, [En ligne] URL : http://vertigo.revues.org/4446. Consulté le 5 Janvier 2012.

Boyd, J., S. Banzhaf., 2007. What are ecosystem services ?The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63, pp. 616-626.

Bredif, H., 2008. Contribution à l'élaboration d'une approche stratégique de la multifonctionnalité des forêts, Synthèse et recommandations, 20p. [En ligne] URL : http://www.fcba.fr/nos-implantations-regionales/pdf/synthese_convention_59_02_E0105.pdf. Consulté le 31/03/2013.

Busch, M., A. La Notte, V. Laporte et M. Erhard., 2012. Potentials of quantitative and qualitative approaches to assessing ecosystem services. *Ecological indicators*, 21, pp. 89-103.

Clergeau Ph., 2007. *Une écologie du paysage urbain*. Rennes, Édition Apogée, 136 p.

Clergeau, Ph., 2012. services écologiques et trame verte urbaine. [VertigO] - la revue électronique en sciences de l'environnement. Hors-série 12, [En ligne], URL : http://vertigo.revues.org/11834. Consulté le 20 Juin 2012.

Cormier, L. et N. Carcaud, 2009. Les trames verte : discours et/ou matérialité, quelles réalités. Projet de Paysage, [En ligne] URL : http://www.projetsdepaysage.fr/fr/les_trames_vertes_discours_et_ou_materialite_quelles_realites_ paysage. Consulté le 01/03/2013.

Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farberk, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Suttonkk, M.V.D. Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, pp. 253-260.

Daily G.C., S. Polasky, J. Goldstein, P.M. Kareiva, H.A Mooney, L. Pejchar, T.H. Ricketts, J. Salzman etR. Shallenberger, 2009. Ecosystem services in decision making : time to deliver. *The ecological society of America*,7, pp. 21-28.

David, A., 2011. La multifonctionnalité des trames vertes et bleues en zone urbaine et périurbaine. IAU Ile de France, 183, [En ligne] URL : http://www.iauidf.fr/fileadmin/Etudes/etude_900/La_multifonctionnalite_des_trames_verte_et_bleue_en_zones_urbaines_et_periurbaines.pdf. Consulté le 11 février, 2012.

de Groot, R.S., R.L. Alkemade, L. Hein et L.Willemen, 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7, pp. 260-272.

de Groot, R. S., M.A. Wilson et R.M.J. Boumans., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41, pp. 393–408.

de Groot, R., 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *landscape and urban planning*, 75, pp. 175-186.

Defra, 2006. Case study to develop tools and methodologies to deliver an ecosystem based approach — Thames Gateway Green Grids, NR0109,p.36. [En ligne] URL : http://randd.defra.gov.uk/Default.aspx ?Menu =Menu&Module =More&Location =None&Completed =0&ProjectID =14753#Description. Consulté le 18 Mai, 2012.

Dobbs, C., J.E. Francisco et C.Z. Wayne., 2011. A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. *Landscape and urban planning*, 99, pp. 196-206.

Escobedo, F.J., T. Kroegeret et J.E. Wagner, 2011. Urban forests and pollution mitigation : Analyzing ecosystem services and disservices. Environmental *pollution*, 159, pp. 2078-2087.

Fabos, J., 2004. Greenway planning in the United States : Its origins and recent case studies. *Landscape and urban planning*, 68, pp. 321-342.

Fisher, B., R.K. Turner et P. Morling., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68,pp. 643-653.

Furuseth, O.J. et R.E. Altman., 1991. Who's on the greenway : Socioeconomic, demographic, and locational characteristics of greenway users. *Environmental Management*,15, pp. 329-336.

Guyon, J.P., 2003. La forêt : enjeux comparés des formes d'appropriation, de gestion et d'exploitation dans les politiques environnementales et le contexte d'urbanisation généralisée. *Nature Science Sociétés*, 12, pp. 442-444.

Haines-Young, R., M. Potschin et C. Somper., 2006. The Ecosystem Concept and the Identification of Ecosystem Goods and Services in the English Policy Context. Draft Review Paper to Defra, Project Code NR0107, 23p.

Haines-Young, R. et M. Potshin., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. Raffaelli, D. J., C. L. J. Frid. Ecosystem Ecology : A New Synthesis , Cambridge University Press, 176 p.

Hein, L., K. van Koppen, R. S. de Groot et E.C. Van Ierland., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 57, pp. 209-228.

Hervieu, B., 2002. La multifonctionnalité de l'agriculture : genèse et fondements d'une nouvelle approche conceptuelle de l'activité agricole. *Cahier d'études et de recherches francophones*, 11, 415-419.

James, P., K. Tzoulas, M.D. Adams ,A. Barber, J. Box ,J. Breuste, T. Elmqvist, M. Frith,C. Gordon , K.L. Greening, J. Handley, S. Haworth, A.E. Kazmierczak, M. Johnston, K. Korpela, M. Moretti, J. Niemela, S. Pauleit, M.H. Roe, J.P. Sadler et C. WardThompson., 2009. Towards an integrated understanding of green space in the European built environment . *Urban Forestry & Urban Greening*, 8, pp. 65-75.

Jim, C.Y., 2011. Holistic research agenda for sustainable management and conservation of urban woodlands. *Landscape and urban planning*, 100, pp. 375-379.

Jim, CY. et W.Y. Chen., 2009. Ecosystem services and valuation of urban forests in China. *Cities*, 8, pp. 187-194.

Jim, CY.et W.Y. Chen., 2006. Perception and attitude of residents toward urban green spaces in Guangzhou (China). *Environmental management*, 17, pp. 338-349.

Jim, C., 2004. Green-space preservation and allocation for sustainable greening of compact cities. *Cities*, 21, pp. 311-320.

Kato, S. et J. Ahern., 2009. Multifunctional landscapes as a basis for sustainable landscape development. *LRJ*, 75, pp. 799-804.

Kremen, C. 2005. Managing ecosystem services : what do we need to know about their ecology ? *Ecology Letters*, 8, 468-479.

Li, F., R.S. Wang, J. Paulussen, X.S. Liu., 2005. Comprehensive concept planning of urban greening based on ecological principles : a case study in Beijing, China. *Landscape and urban planning*, 72, pp. 325-336.

Luck, M.A., G.D. Jenerette, J. Wu et N.B. Grimm., 2001. The urban funnel model and the spatially heterogeneous ecological footprint. *Ecosystems*, 4, pp. 782-796.

McDonald, R., 2009. Ecosystem service demand and supply along the urban-to-rural gradient. *Journal of conservation planning*, 5, pp. 1-14.

MEEDDM., 2010. Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France. *Études et documents*, 20, 74 p.

Mehdi, L., Ch,Weber, F. DiPietro et W.Selmi, 2012. Évolution de la place du végétal dans la ville, de l'espace vert a la trame verte. [VertigO] - la revue électronique en sciences de l'environnement, 12 [En ligne]. URL : http://vertigo.revues.org/12670, consulté le 19 octobre 2012.

Millenium Ecosystem Assessment., 2005. Ecosystems and human well-being. [En ligne] URL : http://www.maweb.org/documents/document.356.aspx.pdf. Consulté le 10 Janvier 2012.

Niemelä, J., S.R. Saarela, T. Söderman, L. Kopperoinen L., V. Yli-Pelkonen, S. Väre et D.J. Kotze., 2010. Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces : a Finland case study. *Biodiversity and Conservation*, 19, pp. 3225-3243.

Nowak, D.J., 1994. Urban forest structure : The state of Chicago's urban forest, pp. 3–18. McPherson, E.G, D.J. Nowak, R.A. Rowntree, Chicago's Urban Forest Ecosystem : Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. USDA Forest Service, Pennsylvania, 201.

Nowak , D.J., D.E. Crane, J.C. Stevens., 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening*, 4, pp. 115-123.

Nowak, D.J., D.E. Crane, J.C. Stevens, R.E. Hoehn, J.T. Walton et J. Bond., 2008. A Ground-Based Method of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services. Arboriculture *& Urban Forestry*, 34, pp. 347–358.

Opdam, P., E. Steingrover et S. Van Rooij., 2006. Ecological networks : A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *landscape and urban planning*, 75, pp. 322-332.

Otte, A., D. Simmering et V. Wolters, 2007. Biodiversity at the landscape level : recent concepts and perspectives for multifunctional land use. *Landscape Ecol*, 22, p. 639-642.

Pataki, D.E., M.M. Carreiro, J. Cherrier, N.E. Grulke, V. Jennings, S. Pincetl, R.V. Pouyat, T.H. Whitlow et W.C. Zipperer., 2011. Coupling biogeochemical cycles in urban environments : ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Frontier In Ecology And The Environment*, 9, pp. 27-36.

Pickett, S.T.A., M.L. Cadenasso, J. M. Grove, C. H. Nilon, R. V. Pouyat et W. C.Zipperer., Urban Ecological Systems : Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 32, pp. 127-157.

Potschin, M.B. et R.H. Haines-Young., 2011. Ecosystem services : Exploring a geographical perspective. *Progress in PhysicalGeography*, 355, pp. 575-594.

Rankovic, A., C. Pacteau et L. Abbadie., 2012. Services écosystémiques et adaptation urbaine interscalaire au changement climatique : un essai d'articulation. [VertigO] - la revue électronique en sciences de l'environnement, Hors serie 12, [En ligne] URL : http://vertigo.revues.org/11851. Consulté le 15 Juin, 2012.

Searns, R., 1995. The evolution of greenways as an adaptive urban landscape form. *Landscape and urban planning*, 33, pp. 65-80.

Selman, P., 2009. Planning for landscape multifunctionality. *Sustainability : Science, Practice, & Policy*, 5, pp. 45-52.

Shanfeng, Z.,H. Yuandong et S. Shaohang., 2011. Green Infrastructure : New Approach to Urban Forest Planning and Management. *Energy Procedia*, 11, pp. 2818-2825.

Strohbach, M.W. et D. Haase., 2012. Above-groundcarbonstorage by urbantrees in Leipzig, Germany : Analysis of patterns in a European city. *Landscape and Urban Planning*, 104, pp. 35-104.

Teng, M ., C. Changguang Wu, Z. Zhou, E. Lord, et Z. Zheng., 2011. Multipurpose greenway planning for changing cities : A framework integrating priorities and a least-cost path model. *Landscape and urban planning*, 103, pp. 1-14.

Termorshuizen, J. et P. Opdam, 2009. Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development. *Landscape Ecol*, 24, pp. 1037-1052.

Teyssèdre, A., 2010, Les services écosystémique, notion clé pour explorer et préserver le fonctionnement des (socio)écosystèmes. [En ligne] URL : http://www.sfecologie.org/regards/2010/10/25/regards-4-teyssedre/ Consulté le 20 Mai 2012.

Tratalos, J., R.A. Fuller, Ph. H. Warren, R.G. Davis et K.J. Gaston., 2007. Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, 83, pp. 308-317.

Vandermeulen, V., A. Verspecht, B. Vermeire , G. Van Huylenbroeck et X. Gellynck, 2011. The use of economic valuation to create public support for green infrastructure investments in urban areas. *Landscape And Urban Planning*, 103, p. 198-206.

vonHaaren, C. et M. Reich, 2006. The German way to greenways and habitats networks. *Landscape and urban planning*, 76, pp. 7-22.

Wallace, K.J., 2007. Classification of ecosystem services : Problems and solutions. *Biological Conservation*, 139, pp. 235-246.

Wiggering,H., C. Dalchow, M. Glemnitz, K. Helming, K. Muller, A. Schultz, U. Stachow, P.Zander., 2006. Indicators for multifunctional land use— Linking socio-economic requirements with landscape potentials. *Ecological indicators*, 6, pp. 238-249.

Young, R.F., 2010. Managing municipal green space for ecosystem services.*Urban forestry and urban greening*,9, pp. 313-321.

Notes

1 Convention sur la diversité biologique

2 Composés organiques volatils

3 D'après l'INSEE : « Une aire urbaine ou "grande aire urbaine" est un ensemble de communes, d'un seul tenant et sans enclave, constitué par un pôle urbain (unité urbaine) de plus de 10 000 emplois, et par des communes rurales ou unités urbaines (couronne périurbaine) dont au moins 40 % de la population résidente ayant un emploi travaille dans le pôle ou dans des communes attirées par celui-ci. » http://www.insee.fr/fr/methodes/default.asp ?page =definitions/aire-urbaine.htm (consulté le 17/12/2012)

4 Dans le sens qui lui a été donné par la loi du Grenelle de l'environnement : « *un outil d'aménagement du territoire, constitué de grands ensembles et de corridors les reliant ou servant d'espaces tampons » (in Cormier et Carcaud, 2009)*

5 La loi d'orientation agricole : http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do ;jsessionid =8BE240AC60713F911CEADC008D962A17.tpdjo14v_1 ?cidTexte=JORFTEXT000000395813&dateTexte=19990710&categorieLien=id#JORFTEXT000000395813 (consulté le 10/01/2012)

6 Dans leur livre « Extinction », Ehrlich et Ehrlich (1981) considèrent les services écosystémiques comme des moyens pour maintenir la vie humaine. Ils utilisent aussi d'autres termes comme « Indirect benefits » : « free public services » issu des écosystèmes naturels (Ehrlich et Ehrlich, 1981).

7 En ayant recours au sens écologique de la multifonctionnalité.

8 L'objectif de cette étude est d'identifier les fonctions écologiques qui contribuent à l'approvisionnement des SE et de classer les différents habitats naturels selon les fonctions écologiques et les SE.

Pour citer cet article

Référence électronique

Wissal Selmi, Christiane Weber et Lotfi Mehdi, « Multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains », *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Volume 13 Numéro 2 | septembre 2013, mis en ligne le 06 octobre 2013, consulté le 04 novembre 2013. URL : http://vertigo.revues.org/14133 ; DOI : 10.4000/vertigo.14133

À propos des auteurs

Wissal Selmi
Doctorante, Laboratoire Image, Ville, Environnement (LIVE), CNRS UMR 7362, Université de Strasbourg, bâtiment de la Faculté de Géographie et d'Aménagement, 3 rue de l'Argonne, Strasbourg, France, courriel : wissal.selmi@live-cnrs.unistra.fr
Christiane Weber
Géographe, CNRS UMR 7362, Université de Strasbourg, bâtiment de la Faculté de Géographie et d'Aménagement, 3 rue de l'Argonne, Strasbourg, France, courriel : christiane.weber@live-cnrs.unistra.fr
Lotfi Mehdi
Écologue-aménageur, CNRS UMR 7362, Université de Strasbourg, bâtiment de la Faculté de Géographie et d'Aménagement, 3 rue de l'Argonne, Strasbourg, France, courriel : lotfi.mehdi@live-cnrs.unistra.fr

Droits d'auteur

© Tous droits réservés

Résumés

Les espaces végétalisés urbains (EVU), souvent considérés comme un décor urbain, font depuis les 20 dernières années l'objet de nombreux travaux scientifiques, et ce non seulement pour leur valeur socio-urbanistique, mais aussi pour leur valeur écologique (Clergeau, 2012). Actuellement, de nouveaux concepts-clés sont associés aux espaces végétalisés urbains, comme le concept de « multifonctionnalité » et celui de « services écosystémiques » (SE) (Bastian et al., 2011). Cependant, l'absence d'un consensus terminologique sur ces différents concepts limite leur utilisation et leur intégration dans le processus décisionnel, par exemple dans l'établissement des trames vertes urbaines. Cet article propose d'étudier la prise en compte de ces concepts par la communauté scientifique à partir d'une revue de la littérature. Le cadre conceptuel actuel y sera discuté en relevant certaines imprécisions terminologiques. Enfin, différentes approches d'évaluation des SE urbains pouvant fournir de nouvelles orientations pour la mise en œuvre de la future trame verte urbaine (TVU), seront aussi abordées.

Urban green spaces, considered as a "green showcase", have been the topic of numerous scientific researches during the past 20 years, investigating not only its socio-urban values but also its ecological ones (Clergeau, 2012). Nowadays, some new concepts are associated to urban green spaces, such as the "multifunctionality" and "ecosystem services" concepts (Bastian et al., 2011). However, the lack of terminological consensus of these concepts limits their use and their integration in the decision-making processes. Based on a literature review, this paper aims to investigate how the scientific community takes into account these concepts. Moreover, we discuss the current conceptual framework in order to highlight some wording imprecision. Finally, we provide further guidance for the creation of future urban greenway.

Entrées d'index

Mots-clés : espaces végétalisés urbains, multifonctionnalité, services écosystémiques, planification, trame verte urbaine, ville
Keywords : Urban green spaces, multifunctionality, ecosystem services, planning, urban greenway, city
Lieux d'étude : Europe

Annexe n°2

Article 2 : Evolution de la place du végétal dans la ville, de l’espace vert à la trame verte.

[VertigO]
La revue électronique en sciences de l'environnement

VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement

Volume 12 Numéro 2 (septembre 2012)
Natures et Métropoles

Lotfi Mehdi, Christiane Weber, Francesca Di Pietro et Wissal Selmi

Évolution de la place du végétal dans la ville, de l'espace vert a la trame verte

Avertissement
Le contenu de ce site relève de la législation française sur la propriété intellectuelle et est la propriété exclusive de l'éditeur.
Les œuvres figurant sur ce site peuvent tre consultées et reproduites sur un support papier ou numérique sous réserve qu'elles soient strictement réservées un usage soit personnel, soit scientifique ou pédagogique excluant toute exploitation commerciale. La reproduction devra obligatoirement mentionner l'éditeur, le nom de la revue, l'auteur et la référence du document.
Toute autre reproduction est interdite sauf accord préalable de l'éditeur, en dehors des cas prévus par la législation en vigueur en France.

revues.org

Revues.org est un portail de revues en sciences humaines et sociales développé par le Cléo, Centre pour l'édition électronique ouverte (CNRS, EHESS, UP, UAPV).

Référence électronique
Lotfi Mehdi, Christiane Weber, Francesca Di Pietro et Wissal Selmi, « Evolution 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* [En ligne], Volume 12 Numéro 2 | septembre 2012, mis en ligne le 02 octobre 2012, consulté le 08 octobre 2012. URL : http://vertigo.revues.org/12670 ; DOI : 10.4000/vertigo.12670

Editeur : Les éditions en environnements VertigO
http://vertigo.revues.org
http://www.revues.org

Document accessible en ligne sur :
http://vertigo.revues.org/12670
Document généré automatiquement le 08 octobre 2012. La pagination ne correspond pas la pagination de l'édition papier.
© Tous droits réservés

Lotfi Mehdi, Christiane Weber, Francesca Di Pietro et Wissal Selmi

Évolution de la place du végétal dans la ville, de l'espace vert a la trame verte

1 La ville est-elle un lieu de « nature » ? Depuis quelques années, de nombreuses disciplines se sont engagées dans la perspective de traiter cette question. L'émergence de l'écologie urbaine, considérée par certains comme un sous-thème de l'écologie, et par d'autres comme un nouveau champ d'investigation pour de nouvelles pratiques d'urbanisme, est une opportunité pour asseoir la compréhension du fonctionnement de « l'écosystème urbain ». En effet, depuis quelques années, en France, de plus en plus d'écologues commencent à s'intéresser, voire à se spécialiser dans l'étude des communautés floristiques et faunistiques des milieux urbains (Machon, 2011 ; Cheptou *et al.*, 2008 ; Clergeau, 2007 ; Daniel, 2004 ; Hoff et Cremers, 2005). D'autres disciplines — à l'instar de la géographie (Arrif, 2007 ; Boutefeu, 2005 ; Mathieu et Cohen, 2005 ; Blanc, 2004 ; Saint-Laurent, 1999 ; Calenge, 1995), de la sociologie (Le Bot et Sauvage, 2011 ; Barthélémy, in Marco et al, 2010 ; Micoud, 1995), du paysage (Donadieu, 2005), de l'économie (Oueslati, 2008), etc. — ont aussi apporté leur contribution et enrichi ainsi les connaissances sur le thème de « la nature en ville ». Le rapprochement de ces communautés scientifiques a permis de développer des approches et des concepts utiles pour de futures perspectives de recherches (CERTU, 2009).

2 Par ailleurs, l'instauration de la trame verte et bleue comme outil d'aménagement du territoire par le Grenelle de l'environnement a modifié profondément les principes de planification et de gestion des espaces verts. Désormais, le végétal devrait être pris en considération de l'échelle supranationale à celle du local, voire du site. Les notions de connectivité, de corridor écologique, de réservoir de biodiversité, de multifonctionnalité, etc., occupent de plus en plus une place prépondérante dans les discours et les approches d'aménagement.

3 Dans cet article il est question d'étudier l'évolution de la place attribuée aux espaces verts dans les théories, la planification et les politiques urbaines. Une attention toute particulière sera portée (i) au caractère multifonctionnel des espaces végétalisés urbains[1], et notamment (ii) à leur rôle en tant que support de biodiversité.

4 L'analyse de l'évolution de la place du végétal dans les pensées urbanistiques et dans la planification urbaine du XXe siècle (en France) est basée sur diverses sources bibliographiques, particulièrement sur les travaux des auteurs qui ont traité ce thème : Mathieu, 2011 ; Arnould *et al.*, 2011 ; Da Cunha, 2009 ; Blanc, 2004 et 2009 ; Merlin *et al.*, 2009 ; Reygrobellet, 2007 ; Clergeau, 2007 ; N. Mathieu *et al.*, 2005 ; Lévy *et al.*, 2003 ; Berdoulay *et al.*, 2002 ; de Vilmorin, 1976, etc.

5 Cependant, et depuis la synthèse effectuée par Catherine de Vilmorin (1976) sur les politiques des espaces verts, il semble qu'il n'existe pas en France de travaux de recherche qui se soient engagés dans la perspective de traiter cette progression dans son ensemble, ne serait-ce que durant le dernier siècle. Dans cet article, l'objectif est donc de mettre à la disposition des lecteurs concernés une synthèse de l'évolution de la place du végétal en ville dans les théories et les pratiques urbaines sur plusieurs décennies.

6 L'une des contraintes auxquelles se heurtent les travaux de recherche sur le sujet concerne l'ambiguïté du cadre conceptuel. Des critiques continuent à être exprimées à l'encontre de la restriction, la profusion, l'incertitude, etc., quant aux sens imputés aux notions clés traitant de « la nature » en ville (nature, paysage, végétal, biodiversité, sauvage, etc.). Dans cet article, nous utiliserons les expressions « espaces végétalisés » ou « espaces plantés » en référence à une époque antérieure à 1961 (date de l'introduction de la notion d'espace vert dans les textes réglementaires) ; au-delà de cette date c'est la notion d'espace vert qui prévaut. Cette dernière est considérée comme rassemblant « les espaces non bâtis, végétalisés, gérés par le service des espaces verts d'une commune et ouverts au public » (Mehdi, 2010 : 81).

Évolution de la place des espaces verts dans les théories urbanistiques

7 À la fin du XIXe siècle, l'urbanisation incohérente engendrée par la « révolution industrielle » nourrissait la réflexion sur le rôle des espaces verts (Da Cunha, 2009). La place attribuée au végétal dans l'espace urbain a connu ainsi une évolution particulière, tant dans les théories que dans les pratiques urbanistiques. Cette évolution est inhérente aux progrès techniques, à l'émergence de nouvelles problématiques et à l'influence de certaines idéologies. Entre le XIXe et le XXe siècle, comme le souligne Françoise Choay (Choay, 1965), les « théories de l'urbanisme » sont sous-tendues essentiellement par des choix idéologiques. Il s'agit, d'une part, de l'urbanisme progressiste (favorisant les valeurs d'hygiène), d'autre part, celui de l'urbanisme culturaliste (privilégiant les valeurs culturelles traditionnelles) (Merlin *et al.*, 2009). Pour les deux tendances, les parcs et jardins — à cette époque la notion d'espace vert n'était pas encore utilisée — ont acquis une place prépondérante. Le courant de pensée hygiéniste commence à s'intéresser aux conditions de vie déplorables des classes ouvrières et à l'antagonisme ville-campagne. Agulhon et al (1998) soulignent à cet égard que : « Le néo-classicisme qui inspire l'urbanisme de régularisation se démarque de son modèle des XVIIe et XVIIIe siècles par quelques traits spécifiques : d'abord le gigantisme et l'effet pompeux résultant du changement d'échelle des voies et des édifices ; ensuite, […] ; enfin, un mode nouveau de ponctuation par les espaces verts et le mobilier urbain. » (Agulhon *et al*, 1998 : 218).

8 Par ailleurs, et à partir de la place donnée aux espaces verts dans les différentes thèses développées par ces courants, Catherine de Vilmorin (1976) a regroupé les théories urbanistiques en deux grandes catégories : d'une part, celles qui considèrent les espaces végétalisés comme un fondement de l'aménagement urbain, où le modèle urbain proposé est développé en fonction d'un important système de parcs et jardins, et d'autre part, celles qui intègrent les espaces plantés comme une infrastructure, qui vient compléter les fonctions rendues par les divers autres équipements urbains (voirie et stationnement, eau et canalisations, espaces collectifs aménagés, etc.). Cette typologie est reprise dans le présent article afin d'appréhender l'évolution de la place du végétal dans les théories urbanistiques.

Les espaces végétalisés comme fondement de l'aménagement urbain

9 Créer une ville à partir ou à l'intérieur d'un « système de parc », comme proposé par Jean Nicolas Forestier (1861-1930)[2], est une approche portée par de nombreux urbanistes et architectes paysagistes, dont se distingue Frederick Law Olmsted (1822-1903)[3], considéré comme le fondateur du mouvement de planification des parcs et jardins en Amérique du Nord (Arrif et al, 2012). Il est intéressant de rappeler quelques modèles de théoriciens qui ont marqué leur époque par des conceptions audacieuses, voire utopiques. Ces derniers ont pris en compte la ville (qui renferme essentiellement un espace urbain densément peuplé) et son environnement semi-naturel et rural.

De l'habitation végétalisée à la ville verdoyante

10 L'un des penseurs précurseurs de l'idée de la ville créée autour des espaces végétalisés fut l'urbaniste Arturo Soria (1844-1920). Influencé par les opinions de l'Américain Henry George (qui connut un grand succès vers 1870), l'Espagnol A. Soria a travaillé sur une organisation urbaine fondée sur des critiques des grandes villes, qu'il présente comme « des tumeurs menaçantes ». Son intérêt à l'égard des problèmes de circulation l'a amené à proposer un modèle urbain basé sur des réseaux de transport permettant un déplacement rapide et moins onéreux pour les populations les plus démunies. C'est ainsi que la cité linéaire, constituée de bandes de constructions établies le long des voies ferrées, devait limiter l'exode anarchique de la population campagnarde vers les villes. Dans ces bandes, les constructions étaient censées ne pas dépasser 1/5 de la surface de l'ensemble d'habitation auquel elles appartenaient. Que ce soit pour la construction ou pour l'îlot d'habitation, tous les deux étaient censés être entourés

d'espaces végétalisés. Le citadin devait être en contact avec la verdure à tous les niveaux, allant de l'échelle de l'habitat à celle de l'agglomération. Laurent Coudroy (2005 : 2) déclare, en commentant la ville linéaire d'Arturo Soria : « Pour chaque famille une maison ; pour chaque maison un potager et un jardin » sera le slogan de la ville linéaire à partir de 1902 ».

Les cités-jardins

11 À son tour, la théorie d'Arturo Soria inspira celle d'Ebenezer Howard (1850-1928), le créateur des « cités-jardins » et de la « green belt ». D'après Da Cunha (2009 : 5) : « La cité-jardin évoque la proximité entre l'habitat et les lieux de travail, mais surtout le retour nostalgique à une coexistence symbiotique de la ville et de la campagne » (Da Cunha, 2009 : 5).

12 Howard propose une nouvelle approche de l'aménagement urbain ; l'essentiel de sa pensée est d'associer les privilèges de la ville aux aménités de la campagne[4], notamment agricole. Le modèle suggéré est représenté par une grande ville constituée de cités-jardins (chacune limitée à 30 000 habitants) de grandeurs différentes ; celles-ci sont reliées entre elles par des moyens de transport rapides autour d'une cité plus grande. Au milieu de chacune de ces cités devait exister un grand parc central en forme circulaire, lequel rassemblait l'essentiel des équipements publics et culturels. Puis, aux alentours de ce parc d'animation, c'est une bande d'habitations qui s'y installe, elle-même entourée d'une grande ceinture verte constituant un parc supplémentaire. Enfin, pour les habitations situées à proximité des établissements industriels, elles seront séparées des usines par une vaste bande d'espace planté. L'accès au travail devait par conséquent être aisé et agréable. Le Corbusier reprochera au modèle d'Howard de favoriser l'éclatement urbain et par conséquent l'isolement social (Boutefeu et al, 2008, in Da Cunha, 2009). Howard attribue aussi un rôle à l'agriculture dans son modèle des « smokeless and slumless cities », où de larges « farms » occupent l'espace séparant les unités urbaines et constituent l'environnement d'établissements sanitaires et sociaux. Il formalise aussi le concept de « green belt » qu'il reprend d'Olmsted et initie le concept de multifonctionnalité de l'agriculture péri- ou intraurbaine qui constitue le berceau de l'agriculture urbaine au sens fonctionnel.

13 Ainsi, et selon ce modèle, le fondement de la ville est basé sur un réseau d'espaces plantés proche et facilement accessibles au public. De nos jours, le modèle des cités-jardins d'Howard revient en quelque sorte sur la scène politique par le biais de la notion « d'éco-quartier » labellisée dans le cadre du Grenelle de l'environnement (Boutefeu et al, 2008).

Les espaces végétalisés comme support pour la cité industrielle

14 Plus pragmatique que Ebenezer Howard, Tony Garnier (1869-1948) avait pour ambition de dissoudre les grandes villes existantes et de concevoir de nouveaux modes d'urbanisation, autrement dit de créer des villes nouvelles. Ainsi dans son ouvrage édité en 1917 et intitulé « Une cité industrielle », il propose de séparer les fonctions et les activités urbaines, de valoriser les espaces plantés en tant qu'espace interstitiel et d'utiliser des matériaux nouveaux (en particulier le béton armé). Sa cité industrielle de 35 000 habitants est donc construite entièrement en béton armé et en verre. Elle est aussi associée à un complexe électrométallurgique comportant des usines de transformation. Les industries sont concentrées en plusieurs groupes, les plus nocives étant les plus éloignées de la ville. En outre, de larges coupures vertes sont aménagées entre les bâtiments industriels, et les grandes avenues sont plantées d'arbres en quinconce desservant les différentes régions de l'usine.

15 En dépit des controverses soulevées, notamment de la part des architectes français, l'idée de la cité industrielle influencera par la suite les théories urbanistiques de l'Union Soviétique.

Le parc de loisirs, au cœur de la ville verte

16 À la fin de la Première Guerre mondiale (1914-1918), la Russie Soviétique, comme tous les pays qui ont été impliqués dans ce conflit, compte des destructions considérables. L'effort nécessaire de reconstruction accélère la réflexion sur l'urbanisme. La révolution de 1917 a engendré des changements profonds du système politique, économique et social russe. Afin de rattraper le retard pris dans le secteur industriel vis-à-vis des pays occidentaux, les dénommés

« désurbanistes » s'en prennent à la ville et cherchent une nouvelle forme de répartition des populations, pour rétablir un relatif équilibre entre la ville et la campagne.

17 C'est ainsi qu'en 1930, Barchtch et Guinzbourg publient un projet de reconstruction de Moscou intitulé « ville verte », qui impliquait le retrait progressif des entreprises industrielles et des sociétés du secteur tertiaire à la campagne (Essaian, 2006). L'espace ainsi récupéré au centre-ville serait transformé en vastes parcs de nature multifonctionnelle (culturelle, administrative, loisirs, etc.). Ce modèle de parcs disposant d'équipements orientés vers les loisirs de masse a été appliqué avec succès dans la plupart des grandes villes soviétiques. Dès lors, dans tous les plans de planification urbaine, les parcs ont été considérés comme des équipements indispensables.

18 Ainsi, au cours du XIXe et au début du XXe siècle les espaces végétalisés ont participé à la construction de la pensée urbanistique. Ils ont même constitué, pour certains urbanistes, le fondement de leur modèle urbanistique.

Les espaces verts en tant qu'équipement urbain

19 Les théoriciens que nous inscrivons dans cette catégorie considèrent les espaces plantés comme des îlots de verdure monofonctionnels, voire des espaces interstitiels à vocation sociale. Leur attention a été portée davantage sur les autres équipements urbains, en particulier sur celui du réseau routier. À ce propos, Da Cunha (2009 : 5) souligne : « Le « mouvement moderne » du début du 20e siècle n'accordera quant à lui qu'une place finalement assez résiduelle à l'espace vert : une fois posés les immeubles et les réseaux de voirie, l'espace vert, c'est tout le reste ».

La mise en valeur des espaces verts de proximité

20 L'urbanisation galopante qu'ont connue de nombreuses villes européennes, sous l'effet de l'industrialisation du début du XIXe siècle, a engendré une minéralisation massive des espaces urbains et l'éloignement des citadins de la campagne (Agulhon et al, 1998). Une révision des conceptions urbaines est alors imposée comme une solution aux maux dont souffriraient les grandes agglomérations. L'une des solutions proposées à cette époque, notamment par Eugène Hénard (1849-1923), consiste dans l'introduction d'un système de parcs et jardins dans la ville, afin de rapprocher la population des espaces de détente et de loisirs.

21 E. Hénard est un architecte et urbaniste à qui Paris doit une série de propositions[5], notamment en ce qui concerne les parcs et jardins, qui conservent aujourd'hui un niveau de qualité ornementale jugé satisfaisant (exemple de l'avenue Alexandre III sur le dôme des Invalides). Continuateur et admirateur d'Haussmann, pour avoir réalisé les bois de Boulogne et de Vincennes, il réalise en 1903 un projet de système de parcs et jardins à Paris, dont il prévoyait d'équiper les quartiers dépourvus d'espaces végétalisés, de sorte que chaque habitant, en sortant de son domicile, se retrouve au maximum à 500 mètres d'un jardin et d'un square et à un kilomètre d'un grand parc.

La ville verte, une ville moderne dans de la verdure

22 Plus généralement, les thèmes autour desquels s'organise « la ville verte[6] ou corbuséenne » — classement des fonctions urbaines, multiplication des espaces plantés, création de prototypes fonctionnels, rationalisation de l'habitat collectif — appartiennent au fonds commun des architectes progressistes d'une même génération. Le Corbusier (1887-1965)[7] admirait la société de l'ère machiniste dont il appréciait les progrès techniques dans le domaine de l'industrie, et la découverte des moyens de transports de plus en plus rapides. Cela dit, ses opinions reflètent une certaine contradiction, entre son attachement à « la ville machiniste » et sa croyance que l'homme est inséparable de la nature.

23 Il conçoit la ville comme un grand parc, où les immeubles gigantesques, construits sur pilotis, laissent l'usage du sol aux piétons et gardent une place importante à l'aspect naturel. Des espaces végétalisés doivent entourer les immeubles et couvrir aussi les sommets. En revanche, la densité d'habitants (1000 à 3000 habitants à l'hectare), relativement élevée pour ce type de cité, constitue une contrainte de taille pour ce qui concerne la capacité d'accueil des parcs et jardins de proximité.

Les espaces plantés, un équipement monofonctionnel

24 Les recherches d'Eugène Hénard et de Le Corbusier, puis celles des penseurs spécialistes de l'urbanisme fonctionnel aboutissent à la charte d'Athènes. D'une manière synthétique, elle répartit les zones urbaines selon quatre fonctions prépondérantes : habiter, travailler, circuler et récréer, cadre de vie et loisirs étant au cœur de ce mode d'urbanisation.

25 En dépit des critiques qui ont été exprimées à l'encontre du schématisme de ses déclarations, la charte d'Athènes a permis de soulever divers problèmes qui devront être résolus par un urbanisme harmonieux. Ainsi, dans le cadre de la charte, désormais ce sont des raisons fonctionnelles qui doivent déterminer la construction d'une ville ; à l'inverse, les considérations esthétiques sont reléguées au second plan. Les espaces plantés, quant à eux, n'ont cependant pas bénéficié de cette nouvelle approche et continuent d'être pris en compte surtout en tant que décor urbain ou un simple espace de loisirs, de fonction sociale (Merlin et Choay, 2009).

26 Paradoxalement, tous ces modèles, en traitant la question des espaces verts, ont tenu compte essentiellement des seuls aspects esthétiques et hygiéniques de l'infrastructure verte. En réalité, à cette époque, les connaissances scientifiques et le progrès technologique ne permettent pas une meilleure prise en compte des processus écologiques dans la pensée urbanistique. Le végétal est ainsi réduit pratiquement à son simple aspect visuel, et dans les meilleurs des cas, à son rôle en tant que régulateur climatique. C'est pourquoi la situation des espaces verts de nos jours, conçus en référence aux recommandations de ces théories, n'a pas connu le succès tant espéré. Merlin et Choay soulignent : « Durant les cinquante dernières années, les espaces verts publics urbains ont été considérés comme un équipement urbain au même titre que les autres, en oubliant que la plupart d'entre eux apportaient une réponse unique à une question unique… L'échec de ce type d'espace vert, purement et étroitement fonctionnel, est si évident que les utilisateurs les abandonnent, car la prise en compte des seuls besoins élémentaires a conduit à une uniformité affligeante » (Merlin et Choay, 2009 : 360).

27 Il faut noter que ces penseurs ont développé leurs théories en réaction aux situations urbaines de leur époque. Depuis, l'ampleur des problèmes environnementaux et l'étendue des zones urbaines ont considérablement augmenté. L'intégration du fonctionnement des milieux semi-naturels dans les mécanismes et les processus d'urbanisation est une préoccupation très récente. Elle a été déclenchée notamment par la prise de conscience d'une « crise écologique » que connaît la planète aujourd'hui (Reygrobellet, 2007).

28 En définitive, le rôle du végétal dans la ville, plus particulièrement tout au long de la seconde moitié du XXe siècle, a été restreint à des services sociaux. Les conséquences de « l'urbanisme moderne » ont permis toutefois de relancer le débat sur le rapport de l'homme à « la nature » en ville.

29 Nombre de ces théories de l'urbanisme ont été tentées dans certaines villes européennes : Arturo Soria, à Madrid ; Eugène Hénard, à Paris ; Tony Garnier, à Lyon, etc. Cependant, le modèle fonctionnaliste, mis en exergue par la Charte d'Athènes (CIAM[8]), a été le plus largement adopté par la suite, et ce en dépit des critiques qui lui ont été adressées.

Évolution de la place des espaces verts dans la planification et les politiques urbaines

30 Au cours du XXe siècle, la planification urbaine a permis d'intégrer définitivement les espaces plantés dans les politiques et les pratiques urbaines (Figure 1). C'est au moyen des documents d'urbanisme que ces équipements sont conçus et maintenus (Merlin et Choay, 2009).

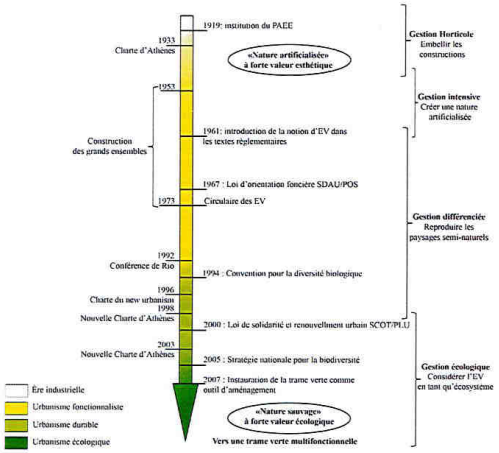
Place des espaces verts dans la planification urbaine

31 La planification a été définie par Lévy et Lussault (2003 : 720) comme étant un « Dispositif politique ayant pour objectif la prédiction du contexte et la mise en cohérence des actions, publiques et privées, dans un domaine et/ou sur un espace, pour une durée et à une échéance déterminées ». D'après Merlin et Choay (2009), la planification urbaine proprement dite est entrée en vigueur en France depuis la publication de l'article 136-3 de la loi fondamentale des communes (loi du 15 février 1884). Cette dernière a imposé à toutes les communes

l'élaboration d'un plan général de nivellement et d'alignement. Puis, et au début du XXe siècle, les prémices de la protection des sites et des paysages dans l'aménagement urbain ont vu le jour (Prévot-Julliard *et al.*, 2007)[9], notamment sous l'influence de la Société française des architectes-urbanistes créée en 1911 (devenue en 1919 la Société française des urbanistes) (Autran *et al.*, 2009)[10].

32 Par ailleurs, l'urbanisme, dans sa dimension « gestion de la ville », est apparu grâce à la loi du 14 mars 1919 (Merlin *et al.*, 2009). Cette loi institue l'obligation d'un Projet d'Aménagement, d'Embellissement et d'Extension (PAEE) dans un délai de 3 ans, excepté pour des cas particuliers (cataclysme naturel, agglomération à caractère pittoresque, historique, etc.) (Figure 1). Le PAEE était un plan d'urbanisme déterminant, pour les servitudes esthétiques et les espaces libres à préserver (Merlin *et al.*, 2009). L'examen de cette loi révèle le début de la reconnaissance d'une place prépondérante aux espaces plantés dans la ville.

Figure 1 : Schéma représentatif de l'évolution de la prise en compte des espaces végétalisés dans les théories et les pratiques urbaines (du XXe au XXIème siècle).



Légende : EV : espace vert ; PAEE : Projet d'Aménagement, d'Embellissement et d'Extension ; SDAU : Schéma Directeur d'Aménagement et d'urbanisme ; POS : Plan d'Occupation des Sols ; SCOT : Schéma de Cohérence territoriale ; PLU : Plan Local d'Urbanisme.

33 Rappelons encore une fois qu'en 1919, l'expression « espace vert », et encore moins celle « d'espace vert public » n'étaient utilisées. Elle a fait ses premières apparitions dans les textes juridiques au début des années 1960. Plus précisément, nous devons l'introduction pour la première fois de la notion d'espace vert dans les textes réglementaires au décret n° 1298 du 30 novembre 1961 portant règlement national d'urbanisme. L'article 7 énonce : « le permis de construire peut être subordonné au maintien ou à la création d'espace vert correspondant à l'importance de l'immeuble construit ». Indubitablement, l'idée du rapport nécessaire entre une occupation immobilière du sol et la création d'un espace interstitiel planté est clairement établie dans cet article.

34 Dans la même décennie, les S.D.A.U (Schéma Directeur d'Aménagement et d'Urbanisme) ont été instaurés par la L.O.F (Loi d'Orientation Foncière) du 30 décembre 1967, qui a fixé la destination générale des sols. Cette loi a tenté de maintenir un relatif équilibre spatial entre la ville et la campagne, en conservant et en créant de nouveaux espaces verts. La circulaire ministérielle du 8 février 1973 (qui a défini et proposé une nouvelle typologie des espaces verts) est venue compléter cette loi en stipulant que les espaces verts figurent parmi les éléments structurants d'intérêt public et nécessitent une politique d'ouverture au public.

35 Le 13 septembre 1974, un conseil restreint de l'IAURP[11] s'est tenu sur la question de la planification des espaces verts dans la région parisienne[12], au cours duquel ont été prises des décisions relatives à la protection, l'aménagement et la gestion des espaces verts, depuis le cœur de Paris jusqu'à la totalité de son aire d'expansion régionale. Ces décisions se sont soldées par la création d'un plan général d'organisation en 1976, nommé « la Trame verte de la région parisienne »[13]. En effet, l'idée de trame verte, proposée par le Grenelle de l'environnement (en 2007), remonte aux années 1970.

36 En pratique, la construction des grands ensembles des années 60/70 peut être considérée comme un premier tournant crucial dans les politiques de planification et d'aménagement des espaces verts (Reygrobellet, 2007)[14]. Les grands ensembles ont donné de l'élan au développement des infrastructures vertes urbaines, tant sur le plan quantitatif que sur le plan qualitatif. À cette époque, il a été décidé d'annexer à l'ensemble des constructions et équipements publics des espaces plantés, désignés par : « espace vert d'accompagnement »[15], de statut public ou privé. La prolifération de ce type d'espace vert a été accompagnée par la multiplication d'autres types plus anciens et plus répandus : les parcs, les jardins et les squares de proximité.

37 Le second tournant important concernant la place attribuée aux espaces verts correspond à l'avènement du développement durable dans les années 1990 (Cormier *et al.*, 2009). Cette période a été marquée par le succès apparent de cette logique, et ce en dépit des critiques manifestées à l'égard de sa mise en application. Les pays signataires de la convention sur la biodiversité se sont engagés dans l'élaboration de politiques et de stratégies de protection de leur patrimoine naturel dans tous les écosystèmes, y compris celui du milieu urbain. Dans le même temps, émerge et se développe également la notion d'urbanisme durable, intégrant dans ses processus la protection de l'environnement (Da Cunha, 2009[16] ; Bekkouche, 1997). Autran *et al.*,(2009) précisent qu'« aujourd'hui, les documents d'urbanisme n'ont jamais autant parlé de trames vertes et bleues, mis en avant la nécessité d'ouvrir de nouveaux parcs urbains, prôné une gestion durable des territoires comme norme d'action. En cela, l'accumulation de plans, de chartes et de documents d'orientation stratégique participe du rabâchage, d'une pédagogie de l'inscription de la marque « espace naturel » dans les plans d'urbanisme… » Cet état d'esprit va inciter, par la suite, les collectivités territoriales à mettre en place des bases de données spatialisées — notamment au moyen des Systèmes d'Information Géographique (SIG) — concernant la situation de leur infrastructure verte.

38 La loi de Solidarité et Renouvellement Urbain (SRU) de 2000 est venue compléter les avancées initiées par la LOF (1967), en incitant les politiques urbaines à la préservation des écosystèmes, ainsi que des espaces verts. Toutefois, l'injonction à la densification des espaces urbains, si elle vise à préserver les sols péri-urbains, limite la création voire le maintien d'espaces verts à l'intérieur de la ville. Jusqu'aux années 2000, les espaces verts ne sont pas ainsi considérés en tant qu'écosystème, mais toujours en qualité d'équipement urbain essentiellement à vocation sociale. Par ailleurs, les deux lois (LOF et SRU) n'ont abordé ni les modes d'entretien à préconiser, ni l'harmonisation des programmes de gestion et d'aménagement des espaces verts à l'échelle de l'agglomération. La plupart des municipalités sont souveraines quant aux choix de financement et de gestion de leur infrastructure verte. De nos jours, il n'existe pas de lois, ni d'outils de protection, dédiés spécifiquement au maintien de la biodiversité des espaces verts.

39 C'est également dans les années 2000 que les notions « de vert », « d'écologie », « nature » et « de durable » commencent à connaître un franc succès (coulée verte, éco-quartier, parc urbain naturel[17], ville durable, etc.). À son tour, le vocabulaire de « la nouvelle tendance de l'urbanisme » s'enrichit au fur et à mesure que les initiatives en faveur de l'environnement

se multiplient. Ainsi, ces dernières années, le rôle écologique des espaces verts commence à être pris en compte dans la planification urbaine au même titre que les fonctions sociales et urbanistiques. On parle même de nos jours « d'urbanisme écologique » (Arrif *et al.*, 2011 ; Blanc, 2009 ; Clergeau, 2007[18]).

L'évolution de la prise en compte des espaces verts par les politiques publiques

40 Depuis la publication de la charte d'Athènes de 1933 et jusqu'à la nouvelle Charte d'Athènes (2003) et le Grenelle de l'environnement II (2010), en France, la prise en compte des espaces verts par les politiques publiques a connu plusieurs progressions[19].

41 À l'issue de la Deuxième Guerre mondiale et jusqu'aux années 1970, l'époque a été marquée par deux événements majeurs : la croissance économique (appelée aussi « les Trente Glorieuses »), d'un côté, et le retour massif des rapatriés français d'Afrique du Nord (1962), de l'autre côté. Par conséquent, l'État a décidé d'investir dans un vaste programme d'urbanisation afin de remédier au problème de la demande croissante en logements. Les constructions étaient constituées majoritairement de lotissements pavillonnaires ou d'immeubles collectifs, créés dans le style de l'urbanisme fonctionnaliste (Merlin *et al.*, 2009). Pour des raisons sociales (loisirs) et urbanistiques (espaces interstitiels), il a été décidé d'une part d'annexer des espaces verts d'accompagnement de vaste étendue aux constructions et d'autre part, de concevoir des parcs et jardins de proximité en nombre et en capacité d'accueil élevés. En commentant ces politiques, Aggeri (2004 : 79) souligne : « La nature devait pénétrer en « doigts de gants » dans la ville jusqu'aux pieds des immeubles pour garantir une qualité de vie de proximité des habitants ». Rappelons également que la fin de cette période a été marquée par la genèse d'une nouvelle approche (approche écosystémique, initiée surtout par les travaux d'Herbert Sukopp[20]) et une analyse de l'écosystème urbain, désignée de nos jours par « écologie urbaine ». C'est aussi durant cette époque qu'on note les prémices d'une critique de la gestion horticole intensive des espaces verts (Aggeri, 2004).

42 À partir des années 1970/1980, et dans la continuité de l'époque précédente, les collectivités territoriales commencent à manifester un intérêt particulier à l'égard de l'image de leur ville. Le statut de ville verte est de plus en plus convoité, non seulement pour répondre aux exigences esthétiques et sociales, mais aussi pour des objectifs économiques : tourisme, valorisation du foncier, choix d'habiter à proximité des espaces verts, développement de l'industrie horticole, etc. Autran et Boutefeu (2009) notent, en décrivant la transformation de l'infrastructure verte de l'agglomération lyonnaise : « Dans les années 1980, la qualité de vie fait une brillante percée dans les rapports de présentation des documents d'urbanisme ; certes, l'espace vert continue de bénéficier d'une fonction d'embellissement, mais il devient un cadre de vie privilégié d'autant plus qu'il est situé à proximité des logements. L'espace vert est alors un luxe, un supplément d'âme pour les quartiers minéralisés en mal de verdure ».

43 L'attention manifestée à l'égard de la qualité du paysage est en réalité le résultat d'une volonté politique bien antérieure à cette époque. Plusieurs initiatives en témoignent : création en 1945 de la section du paysage et de l'art des jardins de l'École Nationale d'Horticulture de Versailles, inauguration en 1973 du CNERP[21] ; création du programme Agriculture Urbaine en 1995 par André Fleury à l'ENSP, mise en place des services municipaux de gestion des espaces verts ; conception du projet Métropole-Jardin (durant les années 1970) (Tours-Blois-Orléans) comme support de développement économique, etc.

44 La mobilisation des mouvements associatifs écologistes et celle de la communauté scientifique des années 1970/1980, pour la protection de l'environnement, a contribué à l'organisation du sommet de Rio en 1992. C'est lors de ce sommet que les pays participants se sont engagés, à l'échelle planétaire, dans une politique de lutte contre l'érosion de la biodiversité[22]. D'après Cormier et Carcaud (2009), c'est dans les années 1990 que la trame verte « apparaît pour les aménageurs comme une illustration concrète de la prise en compte de la notion de développement durable dans l'aménagement de la ville ». Désormais, la protection de la nature ne concerne plus seulement les espaces isolés et les paysages pittoresques. L'idée de penser un urbanisme intégré au fonctionnement de l'écosystème a été posée avec une attention

spécifique. C'est à partir de cette époque que les regards commencent à se tourner vers les espaces verts en les considérants en tant qu'écosystème et non plus seulement comme un décor ou un équipement structurant de la ville (Figure 1). Dès lors, la protection de la biodiversité dans les milieux urbains peut être envisagée en adoptant deux nouveaux modes d'action : (i) soumettre les espaces verts à une gestion écologique (ou durable) (Aggeri, 2009) et (ii) attribuer à certains espaces végétalisés urbains un statut particulier, dont : ENS, Réseau Natura 2000, ZNIEFF[23], etc.

45 L'attention des services techniques des espaces verts pour la gestion différenciée ou douce constitue une illustration de l'intérêt grandissant des décideurs pour la préservation des écosystèmes (Aggeri, 2010). Souvent, la valeur esthétique et le rôle paysager de la végétation sont mis en avant pour justifier sa présence, voire l'exigence de son existence dans le milieu urbain. Les choix esthétiques ne nécessitent pas, *a priori*, un colossal effort argumentaire de la part des concepteurs ; parfois il suffit d'une simple esquisse pour convaincre les plus réticents. L'implantation d'arbres ou la conception de couverts végétalisés, annexés à des édifices, ne relève en rien de leur rôle fonctionnel au sein de l'écosystème. Par ailleurs, les écologues ont souvent manifesté une certaine réticence à l'égard de l'étude de la végétation urbaine au profit des espaces dits « naturels » et boisés.

46 Enfin, rien que durant le dernier demi-siècle, la place du végétal dans la planification et dans les politiques urbaines a connu des transformations profondes (Figure 1). Le passage de l'urbanisme fonctionnel à l'urbanisme écologique se fait de plus en plus apparent. Désormais, c'est l'idée de l'espace vert multifonctionnel qui commence à prévaloir au détriment de la prépondérance de son « traditionnel » rôle social et urbanistique (IAU IDF, 2011).

De l'espace vert à la trame verte multifonctionnelle

47 L'instauration de la trame verte en tant qu'outil d'aménagement du territoire en 2007 est un élément important dans la prise en compte des espaces végétalisés urbains par les politiques, non seulement urbaines, mais aussi régionales[24]. Elle devrait permettre de décliner les objectifs et les actions de préservation des écosystèmes de l'échelle nationale à celle locale, voire du site (exemple : les points verts[25] : pieds d'arbres d'alignement, bords de routes, terrains vagues, espaces isolés à forte valeur patrimoniale ou écologique, etc.). Hélas, récemment les débats concernant la conception et la gestion de la trame verte sont entravés par la diversité des disciplines (sociologie, géographie, urbanisme, etc.) pour qui la TV n'a pas le même sens. Ces différences interviennent tant dans les méthodes et les approches à mobiliser que dans les compétences de chacun. Se rajoute à ces difficultés les diverses fonctions attribuées à la TV par différents acteurs (du citadin au politique). La trame verte, qui avait au départ pour mission la lutte contre l'érosion de la biodiversité engendrée par la fragmentation des habitats par les activités humaines, aujourd'hui recouvre des fonctions de plus en plus variées (Dobbs *et al.*, 2011 ; Niemela *et al.*, 2010 ; Young, 2010 ; Nowak *et al.*, 2007). Par conséquent, de nombreuses questions sont soulevées :

- Quels sont les services écosystémiques rendus par les espaces verts urbains (James *et al.*, 2009 : 69) ?
- Comment sera associée la fonction écologique (notamment en ce qui concerne les corridors écologiques) à la fonction urbanistique de la trame verte (en tant qu'équipement structurant de la ville) ?
- La multifonctionnalité des espaces végétalisés urbains sera-t-elle une contrainte ou un levier de développement des relations homme-nature en ville ?

48 Les acteurs concernés par la mise en œuvre de la trame verte urbaine se focalisent actuellement sur au moins deux enjeux principaux : d'une part (i) la mise en continuité et en connectivité des espaces végétalisés urbains, d'autre part (ii) l'évaluation des services rendus par le végétal pour la société. En ce qui concerne le premier enjeu, les spécialistes se réfèrèrent essentiellement aux méthodes et aux outils développés par le domaine de l'écologie du paysage (Burel *et al.*, 1999 ; Fabos *et al.*, 1996 ; Forman *et al.*, 1986). Cependant, et en raison de la complexité de fonctionnement de l'écosystème urbain, l'appréhension de la dynamique des communautés

(connectivité) demeure une mission délicate. De surcroît, Arnould et al, (2011) s'interrogent : faut-il à tout prix connecter les îlots de biodiversité isolés dans le tissu urbain, en sachant qu'en favorisant le déplacement des espèces on favorise également la circulation d'espèces envahissantes ?

49 Le second enjeu concerne les services écosystémiques, il connait depuis quelques années un succès fulgurant (Potschin *et al.*, 2011). Cette attention grandissante s'explique, ***a priori***, par deux raisons principales : (i) le changement de perception des espaces verts considérés non plus uniquement comme un décor urbain, mais aussi comme un écosystème anthropisé discernable dans la gestion, l'organisation spatiale et la fréquentation des espaces verts, etc. ; et (ii) le progrès technique qui permet une évaluation plus fine de ces interactions. Certains de ces services ont en effet déjà fait l'objet de plusieurs études, à l'instar de l'impact du végétal sur la pollution atmosphérique et des nuisances urbaines en général, tandis que d'autres demeurent peu étudiés (exemple : contribution à l'infiltration de l'eau dans les sols urbains, valorisation du patrimoine, prévention contre les risques, etc.) (Dobbs *et al.*, 2011 ; Niemela *et al.*, 2010 ; Young, 2010 ; Landry, 2009). Les politiques urbaines dans leur stratégie de développement se trouvent aujourd'hui de plus en plus confrontées à la nécessité de prise en compte de la préservation des habitats semi-naturels, et à la mise en valeur des services rendus par la végétation (Young, 2010). Cependant, et avant de déterminer les objectifs des politiques urbaines, la compréhension du fonctionnement de l'écosystème urbain s'impose comme un préalable incontournable (Potschin *et al.*, 2011 ; de Groot, 2010 ; Niemela *et al.*, 2010 ; Young, 2010). James *et al.*, (2009 : 65) soulignent : " … there is a real need to identify a research framework in which to develop multidisciplinary and interdisciplinary research on urban green space".

50 En pratique et dans l'attente des résultats probants des travaux de recherche en cours, plusieurs villes se sont engagées d'ores et déjà dans la mise en valeur de leur patrimoine vert, comme énoncé par Ahern (2011 : 342) : "Multifunctionality supports response diversity in the functions provided. Examples include the Green Streets program in Portland, Oregon, urban stormwater wetlands as at Potsdammer Platz in Berlin, Germany, wildlife highway crossings as in Banff National Park, Alberta, and floodplain parks as in Buffalo Bayou, Houston Texas".

Conclusion

51 Depuis le XIXe siècle, la prise en compte des espaces végétalisés urbains a connu des étapes contrastées. Ce sont les préoccupations hygiénistes engendrées par « la révolution industrielle » qui ont conduit toute une génération de penseurs à se focaliser sur la contribution du végétal à l'amélioration du cadre de vie urbain. Cette progression a été également inhérente à l'évolution des idéologies (progressiste, culturaliste, écologiste, etc.) et du contexte environnemental. Ainsi, et depuis le début du siècle précèdent au moins trois périodes se distinguent, l'urbanisme fonctionnaliste, l'urbanisme durable et enfin l'émergence de l'urbanisme écologique. Ces tendances urbanistiques ont mis en exergue de nouveaux modes de gestion (de la gestion horticole à celle dite écologique ou intégrée) et des choix typologiques d'espaces verts spécifiques (des jardins privés aux corridors écologiques et réserves urbaines de biodiversité).

52 De nos jours, les politiques urbaines associent aux espaces végétalisés en général, et aux espaces verts urbains en particulier, des fonctions et des formes très variées, allant d'une « nature artificialisée » à forte valeur esthétique à « une nature sauvage » à forte valeur écologique. Selon les enjeux politiques, socioculturels, biophysiques, etc., de chaque agglomération, les stratégies de planification et de gestion des futures trames vertes doivent trouver une cohérence entre ces deux types de « nature ».

Remerciements

53 Ce travail a été financé par l'ANR « Trame Verte Urbaine » et réalisé dans le cadre de la Zone Atelier Environnement Urbain de Strasbourg (ZAEU CNRS).

Bibliographie

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, Thèse, ENGREF centre de Paris, 323 p.

Aggeri, G., 2009, La biodiversité une nouvelle donne urbaine, Techni-Cités, 163, pp. 27-33.

Aggeri, G., 2010, Inventer les villes-natures de demain : gestion différenciée, gestion durable des espaces verts, Educagri, Paris, 199 p.

Agulhon, M., F. Choay, C. Maurice, Y. Lequin et M. Roncayolo, 1998, La ville de l'âge industriel, le cycle haussmannien, Seuil, Paris, 730 p.

Ahern, J. F., 2011, From fail-safe to safe-to-fail : sustainability and resilience in the new urban world, Landscape Architecture & Regional Planning, [En ligne] URL : http://scholarworks.umass.edu/larp_grad_research/8/, Consulté le 28/02/2012.

Micoud, M., 1995, Les balbutiements du génie écologique. Réflexions à partir de deux exemples-documents, Les Annales de La Recherche Urbaine, 74, pp. 21-30.

Arnould, P., Y. Le Lay, C. Dodane et I. Méliani, 2011, La nature en ville : l'improbable biodiversité, Cairn, Géographie, économie, société, [En ligne] URL : http://www.cairn.info/resume.php?ID_ARTICLE =GES_131_0045, Consulté le 28/02/2012.

Arrif, T., N. Blanc et Ph. Clergeau, 2011, Trame verte urbaine, un rapport Nature — Urbain entre géographie et écologie, Cybergeo, Environnement, Nature, Paysage, [En ligne] URL : http://cybergeo.revues.org/24862, Consulté le 28/02/2012.

Arrif, T., 2007, Aménagement urbain : toujours plus de nature !, Urbanisme, 352, pp. 20-21.

Autran, S. et E. Boutefeu, 2009, Les espaces verts à l'épreuve des documents d'urbanisme : l'exemple de l'agglomération lyonnaise, Certu, [En ligne] URL : http://www.certu.fr/fr/_Ville_et_environnement-n29/Nature_en_ville-n140/Les_espaces_verts_à_l'épreuve_des_documents_d'urbanisme_l'exemple_de_l'agglomeration_lyonnaise-a1745-s_article_theme.html, Consulté le 28/02/2012.

Bekkouche, A., 1997, L'espace vert urbain public : entre pratique et conception, Insaniyat, pp. 59-76.

Berdoulay, V. et O. Soubeyran., 2002, L'Écologie urbaine et l'urbanisme : aux fondements des enjeux actuels, La Découverte, Paris, 268 p.

Beveridge, C.E., 2007, Le mont Royal dans l'œuvre de Frederick Law Olmsted, Traduction d'Hélène Thibodeau, Ville de Montréal, 89 pages. [En ligne] URL : http://www.aapq.org/docs/externe/laureats/DChartier_OLMSTED-VISION-MONT-ROYAL.PDF, Consulté le 08/09/2012.

Blanc, N., S. Barles, M. Cohen, D. Couret, P. Clergeau, C. Emelianoff, J-P.Gaudin, J. Gibert, A. Guillerme, P. Mestayer, D. Pumain, A. Raulin, F. Rudolf et L. Shahrour, 2004, Développement urbain et écologie urbaine, Prospective « société et environnement », pp. 133-142.

Blanc, N., et Ph. Clergeau, 2010, Installer une trame verte dans la ville ?, Urbanisme : La démarche écocité, ville durable en projet, Hors-série, 36, 70, pp. 55-58.

Blanc, N., 2009, Vers un urbanisme écologique, Urbia : urbanisme végétal et agriurbanisme, [En ligne] URL : http://www.unil.ch/webdav/site/ouvdd/shared/URBIA/urbia_08/urbia_08_complet.pdf#page=46, Consulté le 28/02/2012.

Boutefeu, E., 2005, La demande sociale de la nature en ville, enquête auprès des habitants de l'agglomération lyonnaise, centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques (CERTU), Recherches, 81 p.

Boutefeu, E., P. Arnould et J-Y Toussaint, 2008, Quels espaces verts pour la ville de demain ?, Cafés Géographiques, [En ligne] URL : http://www.cafe-geo.net/article.php3?id_article=1316, Consulté le 28/02/2012.

Brunet, R., 2001, Les mots de la géographie, dictionnaire critique, RECLUS — La Documentation Française, Paris, 518 p.

Bryant, R-C., 1986, Farmland conservation and farming landscapes in urban-centred regions : the case of the Ile-de-France region, Landscape and Urban Planning, 13, pp. 251-276.

Burel, F. et J. Baudry, 1999, Écologie du Paysage. Conception, méthodes et applications, Tec et Toc, Paris, 359 p.

Calenge C., 1995, De la nature de la ville, Les annales de la recherche urbaine, Les Annales de La Recherche Urbaine, 74, pp. 12-19. [En ligne] URL : http://www.annalesdelarechercheurbaine.fr/IMG/pdf/Calenge_ARU_74.pdf, Consulté le 28/02/2012.

CERTU., 2009. Composer avec la nature en ville. Lyon, collection du CERTU (Centre d'Etudes sur les Réseaux, les Transports, l'Urbanisme et les Constructions Publiques, 1re ed., 375 p.

Cheptou, P.-O., O. Carrue, S. Rouifed et A. Cantarel, 2008. Rapid evolution of seed dispersal in an urban environment in the weed Crepis sancta. Proceedings of the National Academy of Sciences USA, 105, pp. 3796-3799.

Choay, F., 1965. L'urbanisme, utopies et réalités, Une anthologie. Seuil, Paris, 447 p.

Clergeau, P., 2007. Une écologie du paysage urbain. Apogée, Rennes, 136 p.

Cormier, L., A.B. De Lajartre et N. Carcaud, 2010. La planification des trames vertes, du global au local : réalités et limites. Cybergeo, Aménagement, Urbanisme, [En ligne] URL : http://cybergeo.revues.org/index23187.html. Consulté le 28/02/2012.

Cormier, L. et N. Carcaud, 2009. Les trames verte : discours et/ou matérialité, quelles réalités. Projet de Paysage. [En ligne] URL :http://www.projetsdepaysage.fr/fr/les_trames_vertes_discours_et_ou_materialite_quelles_realites_ paysage. Consulté le 28/02/2012.

Coudroy, L., 2005. Arturo Soria (1844- 1920), urbaniste de la cité linéaire. Les faiseurs de ville (dictionnaire biographique). [En ligne] URL : http://urbanisme.u-pec.fr/documentation/2005-arturo-soria-1844-1920-urbaniste-de-la-cite-lineaire-70158.kjsp ?RH =URBA. Consulté le 28/02/2012.

Da Cunha, A., 2009, Introduction : urbanisme végétal et agriurbanisme. La ville entre artifice et nature. Urbia : urbanisme végétal et agriurbanisme. [En ligne] URL : http://www.unil.ch/webdav/site/ouvdd/shared/URBIA/urbia_08/urbia_08_complet.pdf#page =46. Consulté le 28/02/2012.

Daniel, H. et E. Lecamp, 2004. Distribution of three indigenous fern species along a rural-urban gradient in the city of Angers, France. Urban forestry & urban greening, 3, pp. 19-27.

de Groot, R-S., M-A. Wilson et M.J. Boumans Roelof, 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics, 41, pp. 393-408.

De Vilmorin, C., 1976. La politique des espaces verts, centre de recherche d'urbanisme, ministère de la culture te de l'environnement. Centre de Recherche d'Urbanisme / Ministère de la culture et de l'environnement, Paris, 439 p.

Dobbs, C., J-E. Francisco et C-Z. Wayne, 2011. A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. Landscape and urban planning, 99, pp. 196-206.

Donadieu, P., 2005. Le paysage et les paysagistes, paysager n'est pas seulement jardiner, 31. Droz Y., V.Miéville-Ott, La Polyphonie du paysage, Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, pp. 21-52.

Essaian, E., 2006. Le plan général de reconstruction de Moscou de 1935. La ville, l'architecte et le politique. Héritages culturels et pragmatisme économique. Thèse, Université de Paris VIII, Vincennes Saint-Denis, 545 p.

Fábos, J-G. et J. Ahern, 1996. Greenways : The Beginning of an International Movement. Elsevier Scientific Press, Amsterdam.

Forman, R.T.T. et M., Godron 1986. Landscape ecology. New York Wiley J., 619 p.

Hoff, M. et G. Cremers, 2005. Le Jardin Guyanais. Inventaire des plantes cultivées et des adventices des jardins de Guyane française. J Bot Soc Bot France, 29, pp. 3-40.

IAU-IDF, 2011. La multifonctionnalité des trames verte et bleue en zones urbaines et périurbaines. Synthèse bibliographique. Institut d'aménagement et d'urbanisme. Ile de France. [En ligne] URL : http://www.iauidf.fr/fileadmin/Etudes/etude_900/La_multifonctionnalite_des_trames_verte_et_bleue_en_zones_urbaines_et_periurbaines.pdf. Consulté le 28/02/2012.

James, P., K. Tzoulas, M.D. Adams, A. Barber, J. Box, J. Breuste, T. Elmqvist, M. Frith, C. Gordon, K.L. Greening, J. Handley, S. Haworth, A.E. Kazmierczak, M. J. Ohnston, K. Korpela, M. Moretti, J. Niemela, S. Pauleit, M.H. Roe, J.P. Sadler et C. WardThompson, 2009. Towards an integrated understanding of green space in the European built environment. Urban Forestry & Urban Greening, 8, pp. 65-75.

Landry, S.M. et J. Chakraborty, 2009. Street trees and equity : evaluating the spatial distribution of an urban amenity. Environment and Planning A, 41, pp. 2651-2670.

Le Bot, J-M. et A. Sauvage, 2011. Les habitats et la biodiversité, pp. 67-103. Clergeau Ph., Ville et biodiversité, Les enseignements d'une approche pluridisciplinaire, Presse universitaires de Rennes, Rennes, 235 p.

Lévy, J. et M. Lussault, 2003. Dictionnaire de la géographie et de l'espace des sociétés, Belin, Paris, 1033 p.

Liénard, S. et Ph. Clergeau, 2011. Trame Verte et Bleue : Utilisation des cartes d'occupation du sol pour une première approche qualitative de la biodiversité. Cybergeo : Environnement, Nature, Paysage, [En ligne] URL : http://cybergeo.revues.org/23494. Consulté le 28/02/2012.

Machon, N., 2011. Sauvage de ma rue : Guide des plantes sauvages des villes de la région parisienne. Lepassage, Paris-New York, 254 p.

Marco, A., C. Barthelemy, T. Dutoit etV. Bertaudière-Montes, 2010. Bridgind Human and Natural Sciences for a Better Understanding of Urban Floral Patterns : the Role of Planting Practices in Mediterranean Gardens. Ecology and Society, [En ligne] URL : http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss2/art2/. Consulté le 28/02/2012.

Mathieu, N. et M. Cohen, 2005. Vers une construction interdisciplinaire du concept de milieu urbain durable. Colloque « Développement urbain durable, gestion des ressources et gouvernance ». Université de Lausanne. [En ligne] URL : http://www.unil.ch/webdav/site/ouvdd/shared/Colloque %202005/Communications/A %29 %20Ecologie %20urbaine/A4/N. %20Mathieu %20et %20M. %20Cohen.pdf. Consulté le 28/02/2012.

Mathieu, N., 2011. Repenser la nature dans la ville : un enjeu pour la géographie. Robic. [En ligne] URL : http://archives-fig-st-die.cndp.fr/actes/actes_99/nature_ville/article.htm. Consulté le 28/02/2012.

Mehdi, L., 2010. Structure verte, Structure verte et biodiversité urbaine. L'espace vert : analyse d'un écosystème anthropisé. Thèse de doctorat, Aménagement, Université de Tours, 476 p.

Merlin, P. et F. Choay, 2009. Dictionnaire de l'urbanisme. Presse Universitaires de France, Paris, 963 p.

Niemelä, J., S-R. Saarela, T. Söderman, L. Kopperoinen, V. Yli-Pelkonen, S. Väre et D-J. Kotze, 2010. Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces : a Finland case study. Biodiversity and Conservation, 19, pp. 3225-3243.

Nowak, D.J. et J.F Dwyer, 2007. Understanding the Benefits and Costs of Urban Forest Ecosystems, pp. 25-45. J. E. Kuser. Urban and Community Forestry in the Northeast. 2ème edition.

Oueslati, W., N. Madariaga et 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. Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement, 87, pp. 77-99.

Potschin, M-B. et R-H. Haines-Young, 2011. Ecosystem services : Exploring a geographical perspective. Progress in Physical Geography, 35, 5, pp. 575-594.

Prevot-Julliard, A-C. et J. Clavel, 2007. Quelle nature en ville, un point de vue des biologistes. Réflexions sur les enjeux de la biodiversité urbaine. [En ligne] URL : http://www.parcs93.info/odbu/files/2009-02-25_p3_2006.pdf. Consulté le 28/02/2012.

Reygrobellet, B., 2007. La nature dans la ville : biodiversité et urbanisme. Étude du Conseil Economique et Social, les Éditions des journaux officiels, 24, 172 p.

Saint-Laurent, D., 2000. Approches biogéographiques de la nature en ville : parcs, espaces verts et friches. Cahiers de géographie du Québec, 44, 122, pp. 147-166.

Young, R.F., 2010. Managing municipal green space for ecosystem services. Urban forestry and urban greening, 9, pp. 313-321.

Notes

1 Notons que l'agriculture multifonctionnelle périurbaine est exclue du propos.

2 Architecte paysagiste et auteur du célèbre ouvrage : Grandes villes et systèmes de parcs. En France, il est considéré comme l'inventeur de l'expression « espace vert » (Merlin et Choay, 2009).

3 Concepteur d'un grand nombre de parcs (ou systèmes de parcs dotés de promenades vertes ou « parkways ») et de réserves de paysage, parmi lesquels : le réseau des parcs de Boston (« Boston Park System »), la ville campagne de Riverside, le mont Royal, etc. (Beveridge, 2007).

4 Selon Roger Brunet (2001 : 82), la campagne est un : « Ensemble des champs, mais métaphoriquement, et avec demeures, personnes et activités : l'espace rural, par opposition à la ville. ».

5 Publiées (1903 à 1909) dans ses études sur les transformations de Paris.

6 « … Le Corbusier, qui apparaît comme progressiste, en affirmant dès 1925 que « la ville de demain peut vivre totalement au milieu des verdures ». Développe ainsi le concept d'une « ville verte » où les objectifs hygiénistes s'allient aux formes architecturales des logements pour créer des paysages particuliers, un spectacle autour des parcs. Son esprit visionnaire met en avant, dès la Charte d'Athènes, le risque de désordre, et le manque d'hygiène : « plus la ville s'accroît, moins les conditions de nature sont respectées » (Decelle et al, 2007 : 4).

7 Parmi les œuvres urbanistiques de Le Corbusier il y a les plans directeurs de Paris, Alger, Barcelone, Sao-Paulo, ...etc.

8 Congrès internationaux d'architecture moderne (1928).

9 « La nature en ville a été introduite dès le début du vingtième siècle dans les projets d'urbanisme, comme cadre de vie des citadins... Une nature bien entretenue et sous contrôle est alors intégrée dans les villes, par exemple par des alignements d'arbres ou dans les parcs et jardins » (Prévot-Julliard et Clavel, 2007 : 15).

10 Autran et Boutefeu (2009) soulignent que : « La plupart des réflexions en matière d'urbanisme végétal puisent leur inspiration dans les écrits de la Société française des architectes et urbanistes (1911) dont Jean-Claude Nicolas Forestier (1861-1930) est un membre fondateur… ».

11 Institut d'Aménagement et d'Urbanisme de la Région Parisienne.

12 « L'IAURP, devenu l'Iaurif, est l'artisan de la révision du schéma directeur. Les objectifs n'ont pas été tenus : l'urbanisation se fait en tache d'huile. L'institut recourt aux zones naturelles d'équilibre et dessine une "ceinture verte" autour de Paris ». (Source : http://www.iau-idf.fr/linstitut/une-fondation/son-histoire.html) (Consulté le 17/02/2012).

13 « In the third phase, during the economic slow-down from the early 1970's to the present, this conceptualisation took on a more tangible expression and became incorporated into the 1976 regional master plan as a series of broad agricultural—rural zones separating the main urban growth axes. In this, and the subsequent green belt and regional natural park projects, landscape-related goals are paramount, particularly where landscapes of agricultural degeneration are involved » (Bryant, 1986 : 251).

14 « Entre 1953 et 1973, plusieurs centaines de grands ensembles représentant six millions de logements sont construits en France. … Les espaces verts y représentent 40 % de la surface » (Reygrobellet, 2007 : 62).

15 Ce sont des espaces verts qui accompagnent les établissements et les équipements publics, ouverts ou fermés à la fréquentation par les usagers. À titre d'exemple, figurent : les parcs des établissements hospitaliers, les plantations en accompagnement de voirie, des terrains de sport, les établissements scolaires ou universitaires, etc.

16 « Un changement de regard est en cours. Dans la perspective du développement urbain durable, densité du bâti, espace public et urbanisme végétal apparaissent aujourd'hui étroitement liés » (Da Cunha, 2009 : 10-11).

17 À l'exemple du parc naturel urbain de Strasbourg, voir : http://www.strasbourg.eu/environnement/parc-naturel-urbain/accueil ?ItemID =945287952

18 « .. la ville ne peut évoluer aujourd'hui sans se positionner par rapport à la nature et sans se préoccuper de son fonctionnement écologique. L'écologie devient alors un maître mot et les interrogations dépassent les inventaires d'espèces pour se situer clairement dans l'examen des systèmes qui régissent la présence des espèces animales ou végétales » (Clergeau, 2007 : 15).

19 Ces transformations correspondent aux résultats de nos investigations et appréciations, et non pas à des événements homogènes dans le temps, dans l'espace et dans les pratiques.

20 http://opus.kobv.de/tuberlin/volltexte/2008/2012/html/festschrift/sukopp_e.htm (consulté le 05/03/2012).

21 Centre National d'Etude et de la Recherche sur le Paysage.

22 Objectifs fixés par la convention sur la diversité biologique.

23 Lancé en 1982 par le Ministère chargé de l'environnement.

24 Pour de plus amples renseignements sur l'évolution de la définition de la trame verte et de sa mise en en œuvre, il est recommandé aux lecteurs intéressés la lecture des travaux de : Arrif et al., 2011 ; Cormier et al., 2011 ; Liénard et Clergeau, 2011 ; Blane et Clergeau, 2010 ; Cormier et Carcaud, 2009.

25 Notion utilisée dans le vocabulaire des services techniques municipaux des espaces verts.

Pour citer cet article

Référence électronique

Lotfi Mehdi, Christiane Weber, Francesca Di Pietro et Wissal Selmi, « 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* [En ligne], Volume 12 Numéro 2 | septembre 2012, mis en ligne le 02 octobre 2012, consulté le 08 octobre 2012. URL : http://vertigo.revues.org/12670 ; DOI : 10.4000/vertigo.12670

À propos des auteurs

Lotfi Mehdi
Écologue-Aménageur, post-doctorant, ANR Trame Verte Urbaine / Laboratoire Image, Ville et Environnement (LIVE), CNRS ERL7230, 3 rue de l'Argonne, 67083, Strasbourg, France. Courriel : lotfi.mehdi@live-cnrs.unistra.fr
Christiane Weber
Géographe, Laboratoire Image, Ville et Environnement (LIVE), CNRS ERL7230, 3 rue de l'Argonne, 67083, Strasbourg, France. Courriel : christiane.weber@live-cnrs.unistra.fr
Francesca Di Pietro
Écologue du paysage, enseignant-chercheur, UMR CNRS 6173 CITERES, IPAPE, Université de Tours, Tours, France. Courriel : francesca.dipietro@univ-tours.fr
Wissal Selmi
Ingénieur paysagiste, doctorante au Laboratoire Image, Ville et Environnement (LIVE), CNRS ERL7230, 3 rue de l'Argonne, 67083, Strasbourg, France. Courriel : wissal.selmi@live-cnrs.unistra.fr

Droits d'auteur

© Tous droits réservés

Résumés

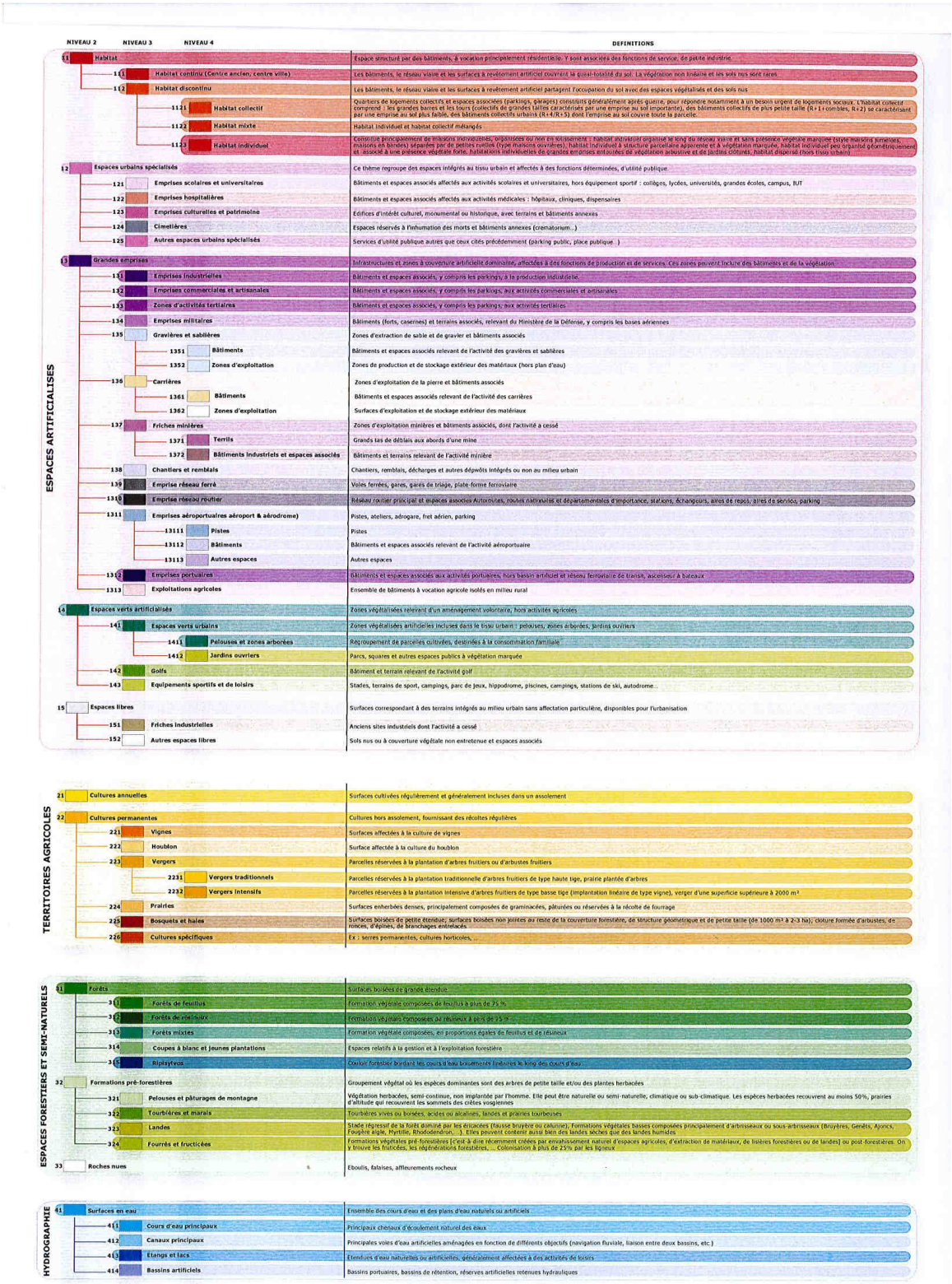
La place attribuée aux espaces verts par les politiques urbaines depuis le XIXe siècle en France a connu plusieurs phases. Selon les tendances urbanistiques adoptées, trois périodes principales peuvent être identifiées : il s'agit de l'ère de l'urbanisme fonctionnaliste, de celle de l'urbanisme durable et enfin l'émergence de l'urbanisme écologique. Tout au long de ces périodes, de nouvelles pratiques de gestion et différentes typologies d'espaces verts sont apparues. Les espaces végétalisés urbains ont ainsi évolué par rapport à un « gradient de naturalité », allant des jardins privés à forte valeur ornementale à la trame verte urbaine multifonctionnelle. De nos jours, les études menées sur « la nature » en ville se structurent en fonction de deux orientations principales : (i) l'évaluation des services écosystémiques rendus par la biodiversité et (ii) la mise en connectivité des habitats particuliers. L'objectif de cet article est de proposer une synthèse de l'évolution de la place du végétal en ville à la fois dans les diverses théories urbanistiques et dans les pratiques urbanistiques.

Since the XIX century, the role of green space in French urban policies underwent significant changes. Regarding the objectives of planning, we can identify three periods in which new management practices and many novel typologies of green spaces appeared : functionalist urban planning, sustainable urban planning and ecological urban planning. Therefore, the evolution of urban green spaces was based on "naturalness gradient" : from private garden with a high aesthetic level to multipurpose urban greenways. Nowadays, studies that focus on "nature" in the city are based on tow principles : (i) the evaluation of ecosystem services and (ii) the connectivity of particular habitats. The aim of this paper is to trace the historic evolution of the role of green areas in cities with reference to the diverse theories and practices of urban planning.

Entrées d'index

Mots-clés : espace vert, trame verte, urbanisme, planification, nature, biodiversité, végétation
Keywords : green space, greenway, town planning, planning, nature, biodiversity, vegetation

Annexe n°3 : les classes d'occupation du sol de base issues de la base d'occupation du sol CIGAL, 2008



Annexe n°4 : Feuille des relevés des communautés prairiales (Mehdi, 2010)

Indices d'abondance			Données générales	
Occasionnel (1-2 i)	1		Date et botaniste	
Rare (3-6 i)	2		EVP	
Fréquent	3		Date	
Abondant	4		Intensité de piétinement (forte/faible)	
Dominant	5		Tondue (oui/non)	

	Espèces	Quadrats				
	Espèces répandues	1	2	3	4	5
1	*Bellis perennis*					
2	*Trifolium dubium*					
3	*Trifolium repens*					
4	*Potentilla reptans*					
5	*Plontago lanceolata*					
6	*Hypochoeris radicata*					
7	*Cerastium holosteoides*					
8	*Achillea millefolium*					
9	*Achillea millefolium*					
10	*Agrmonia eupatoria*					
11	*Agropoyron repens*					
12	*Alchemilla arvensis*					
13	*Anagallis arvensis*					
14	*Aristolochia climatisis*					
15	*Capsella brusa pastoris*					
16	*Centaurea jacea*					
17	*Cirsium palustre*					
18	*Convolvolus arvensis*					
19	*Crepis tectorum*					
20	*Galium verum*					
21	*Geranium dissectum*					
22	*Geranium molle*					
23	*Lathyrus aphaca*					
24	*Lotus corniculatus*					

25	***Medicago lupulina***					
26	***Medicago polymorpha***					
27	***Oprys apifera***					
28	***Picris echioides***					
29	***Salvia pratensis***					
30	***Veronica arvensis***					
31	***Vicia sativa***					
32	***Chenopodium album***					
33	***Cirsium arvense***					
34	***Hieracium pilosella***					
35	***Luzula campastris***					
36	***Plantago coronpus***					
37	***Plantago major***					
38	***Polygonum aviculare***					
39	***Potentilla anserina***					
40	***Ranunculus ficaria***					
41	***Ranunculus repens***					
42	***Rumex actosella***					
43	***Rumex crispus***					
44	***Sagina procumbens***					
45	***Sencio jacobaea***					
46	***Stellaria media***					
47	***Veronica filiformis***					
48						
49						
50						
51						
52						
53						
54						
55						

Remarque……

…….

Annexe n°5 : Enquête technique auprès des gestionnaires (Mehdi, 2010)

Entretien technique avec les gestionnaires (Pelouse) **Parc :** …… Mlle, Mme, Mr : …….. Poste occupé : …….. Date : …../…../2014. **Remarque :** Pour répondre à ce questionnaire vous pouvez vous référer à l'annexe ci-dessous.				
Type d'entretien	**Programme d'entretien pour l'année 2013, opérations effectuées**			
	Questions	**Dans le parc**	**Dans les 2 sites**	
			Peu piétinée	**Fortement piétinée**
Type de pelouse (Annexe, 1)	1. De quel type sont-elles vos pelouses (voir annexe) ? Agrément ou ornement	…… …… …… ……	…… …… …… ……	…… …… …… ……
Semence (Annexe, 1)	2. Quelles sont les espèces (graminées) semées dans vos pelouses ?	…… …… …… ……	…… …… …… ……	…… …… …… ……
Tonte[145]	3. En 2013 : Combien d'opérations de tontes aviez-vous réalisées (si possible : Nombre/mois ou Nombre/saison) ?	…… …… …… …… ……	…… …… …… …… ……	…… …… …… …… ……
	4. Quelle est la hauteur des herbes à respecter pour chaque tonte ?	…… …… …… ……	…… …… …… ……	…… …… …… ……
	5. Quel type de matériel utilisez-vous pour vos tontes ?	…… …… …… ……	…… …… …… ……	…… …… …… ……

[145]Rappel : Avez-vous un tableau résumant les opérations de tonte et les dates des interventions ?

Arrosage	6. En 2013 : Combien d'opérations d'arrosage aviez-vous réalisées (si possible : Nombre/mois ou Nombre/saison) ?	…… …… …… …… ……	…… …… …… …… ……	…… …… …… …… ……
	7. Quel type de matériels utilisez-vous pour l'arrosage ?	…… …… …… ……	…… …… …… ……	…… …… …… ……
Fertilisation	8. En 2013 : Aviez-vous réalisé des opérations de fertilisation ? **Oui/non** (si oui : Remplissez le tableau I (ci-dessous))			
Aération et Scarification	9. En 2013 : Combien d'opérations d'aération ou de scarification aviez-vous réalisées (si possible : Nombre/mois ou Nombre/saison) ? A quelle profondeur (généralement entre 5 et 10 cm) ?	…… …… …… …… …… …… ……	…… …… …… …… …… …… ……	…… …… …… …… …… …… ……
	10. Quel type de matériels utilisez-vous pour l'aération ou la scarification ?	…… …… …… ……	…… …… …… ……	…….. …… …… ……
	11. Réalisez-vous d'autres opérations d'entretien, tels le terreautage et le roulage (opération facultative, généralement après travaux) etc. ?	…… …… …… …… …… ……	…… …… …… …… …… ……..	…… …… …… …… …… …….
Lutte contre les mauvaises herbes et la mousse (Annexe, 3)	12. En 2013 : Aviez-vous réalisé des opérations de lutte contre les mauvaises herbes et la mousse ? **Oui/non** (si oui : Remplissez le tableau II (ci-dessous)) ?			

Lutte contre les maladies[146] et les parasites	13. En 2013 : Aviez-vous réalisées des opérations de lutte contre les maladies (fongicides ou autres) ? **Oui/non** (si oui : Remplissez le tableau II (ci-dessous)) ? **(Annexe 2)**			
Autres soins	14. Réalisez-vous d'autres opérations non mentionnées dans le questionnaire ? **Oui/non** (Si, oui lesquelles) ?	…… …… …… …… ……	…… …… …… …… ……	…… …… …… …… ……

Tableau I : Fumure de vos pelouses (1 : dans le parc /2 : dans les pelouses peu piétinées /3 : dans les pelouses fortement piétinées												
				Unités fertilisantes								
Epoque	**Dose/ha**			**N**			**P**			**K**		
	1	**2**	**3**	**1**	**2**	**3**	**1**	**2**	**3**	**1**	**2**	**3**

[146] Les maladies qui peuvent causer de sérieux dommages à une pelouse sont relativement rares ; celles qui sont énumérées ci-après sont parmi les plus courantes.

Un exemple de fumure pour pelouse (source : http://thierry.jouet.free.fr/cours/gazon.htm)				
		Unités fertilisantes		
Epoque	Dose/ha	N	P	K
Avril-mai	500 kg 15.9.15	75	45	75
Octobre-novembre	500 kg 15.9.15	75	45	75
3 épandages/an	1000 kg	150	90	150

Tableau II : Lutte contre les mauvaises herbes, la mousse, les maladies et les parasites (N° : 1 : dans le parc /2 : dans les pelouses peu piétinées /3 : dans les pelouses fortement piétinées						
N°	Contre Maladie ou autres	Produit	Temps (mois ou saison)	Quantité (Qu/ha)	Technique	Matériel

Annexe -

1. Type de pelouse : (pour plus de détails voir typologie des gazons ci-dessous, tableau : 2) **Source :** http://thierry.jouet.free.fr/cours/gazon.htm

1. **Pelouse d'agrément** : Les pelouses dont la fonction est d'abord utilitaire – terrain de jeux, lieu de réunions conviviales – doivent offrir une bonne résistance au piétinement tout en ayant un aspect plaisant et uniforme sans atteindre la perfection d'un gazon « anglais ».
   Composition : Ray-garss anglais (*Lolium perenne*), fétuque rouge (*Festuca rubra rubra*), pâturin des près (*Poa pratensis*), l'agrostide (*Agrostis tenuis ou Agrostis castellana*).
2. **Pelouse d'ornement** : Pour créer une belle pelouse classique à l'esthétique parfaite et qui n'aura pas à subir de piétinements, il faut choisir des graminées qui offrent une texture et un coloris uniformes et agréables.
   Composition : l'agrostide vulgaire ou l'agrostide de Castille (*Agrostis tenuis ou Agrostis castellana*), fétuque rouge gazonnante (*Festuca rubra commutata*).

2. Les maladies (COURTIER, 2002)[147] : qui sont énumérés ci-après sont parmi les plus courantes :

- ✓ La rouille des graminées : champignon du genre *Puccinia* ou *Uromyces* (fongicide)
- ✓ La Sclérotiniose : (fongicide : Mancozèbe)
- ✓ Les ronds de sorcières : les champignons des genres *Clitocybe*, *Psalliota*, *Tricholoma*, *Marasmius oreades* (est les plus offensif). Les fongicides classiques sont inefficaces, il faut procéder à la lutte mécanique.
- ✓ Les plaques du fusariose (fongicide adapté)
- ✓ Les lichens (fongicide adapté)
- ✓ La maladie du fil rouge (fongicide adapté)

3. Les adventices les plus courantes (COURTIER, 2002) :

Espèces	**Traitement**
Achillea millefolium	Désherbant sélectif (peu sensible ni au MCPA ni au 2,4-D)
Prunella vulgaris	Désherbant sélectif contenant du MCPA ou 2,4-D
Cerastium	Désherbant sélectif
Convolvulus arvensis	Désherbant sélectif
Bellis perennis	Désherbant sélectif à base de MCPA ou 2,4-D additionné de dicamba
Taraxacum officinale	Désherbant sélectif contenant du 2,4-D
Plantago	Désherbant sélectif contenant du MCPA ou 2,4-D
Ranunculus	Désherbant sélectif contenant deux produits ou plus
Trifolium	Désherbant sélectif, mais il résiste au MCPA et au 2,4-D
Veronica filiformis	Résistante au MCPA et au 2,4-D ; le dicamba et le mécoprop sont plus efficaces

[147] Courtier, J. 2002, Réussir sa pelouse, côté pratique ; Edition fleurs ; Paris ; 112 p

Annexe n°6 : liste des espèces (pelouses urbaines)

Code	Espèces
Ach imil	*Achillea millefolium L.*
Agr eup	*Agrimonia eupatoria L.*
Bel per	*Bellis perennis L.*
Cap bur	*Capsella bursa-pastoris (L.) Medik.*
Cer fon	*Cerastium fontanum Baumg.*
Con can	*Conyza canadensis (L.) Cronquist*
Ger dis	*Geranium dissectum L.*
Ger mol	*Geranium molle L.*
Lot cor	*Lotus corniculatus L.*
Med ara	*Medicago arabica (L.) Huds.*
Med lup	*Medicago lupulina L.*
Pla maj	*Plantago major L.*
Pla lan	*Plantago lanceolata L.*
Pol avi	*Polygonum aviculare L.*
Pot rep	*Potentilla reptans L.*
Pru vul	*Prunella vulgaris L.*
Ran acr	*Ranunculus acris L.*
Ran aur	*Ranunculus auricomus L.*
Son arv	*Sonchus arvensis L.*
Ste med	*Stellaria media (L.) Vill.*
Tar cam	*Taraxacum campylodes G.E.Haglund*
Tri pra	*Trifolium pratense L.*
Tri rep	*Trifolium repens L.*
Ver arv	*Veronica arvensis L.*
Dac glo	*Dactylis glomerata L.*
Lol mul	*Lolium multiflorum Lam.*
Lol per	*Lolium perenne L.*
Luz cam	*Luzula campestris (L.) DC.*
Poa ann	*Poa annua L.*
Gle hed	Glechoma hederacea L.
Dip ten	Diplotaxis tenuifolia (L.) DC
Art vul	Artemisia vulgaris L
Lys num	Lysimachia nummularia L.
Pap rho	Papaver rhoeas L,
Ver per	Veronica persica Poir.
Moe tri	Moehringia trinervia (L.) Clairv.
Ero cic	Erodium cicutarium (L.) L'Hér.
Car mur	Carex muricata L.
Cer arv	Cerastium arvense L.

Annexe n°7: fiche de terrain (I-Tree Eco)[148]

PLOT ID=	DATE=	CREW=	GPS COOR	PHOTO ID=
			X	
			Y	

PLOT SKETCH AND NOTES FOR PLOT RELOCATION

(Note distance and direction from plot center to fixed objects; sketch fixed objects in relation to plot center)

Plot address=
Notes:

Plot contact info:
Name and Title:_____
Phone #_____

LOCATING REFERENCE OBJECTS/LANDMARKS (Identify at least 1 object)
Measure Reference Object (1) description_____
Distance to Reference Object (1)_____
Direction to Reference Object (1)_____
Measured Reference Object (2) description_____
Distance to Reference Object (2) _____
Direction to Reference Object (2)_____
Tree Measurement Point (TMP): Reference Object (1) used Y/N
Reference Object (2) used Y/N
Measurement Unit: M/E

Percent Measured_____

ACTUAL LAND USE=	PERCENT IN=	PLOT TREE COVER (%)=	SHRUB COVER (%)=	PLANTABLE SPACE (%)=
ACTUAL LAND USE=	PERCENT IN=			
ACTUAL LAND USE=	PERCENT IN=			
ACTUAL LAND USE=	PERCENT IN=			

GROUND COVER	%BLDG	%CMNT	%TAR	%ROCK	%SOIL	%DUFF/ MULCH	%HERB/ IVY	%MAIN. GRASS	%UNMAIN GRASS	%H2O

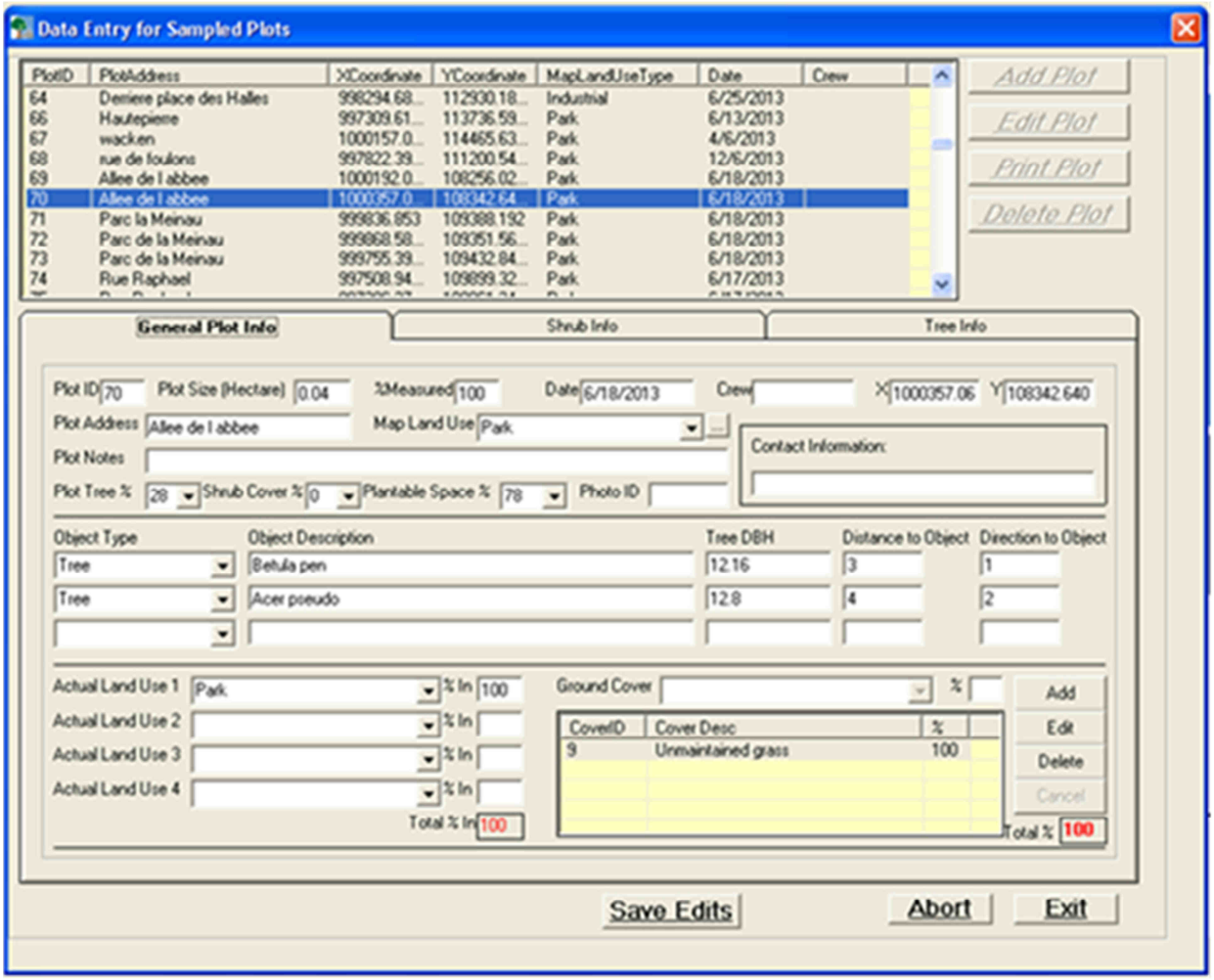
	SPECIES	HEIGHT	% AREA	% MISSING	SPECIES	HEIGHT	% AREA	% MISSING	SPECIES	HEIGHT	% AREA	% MISSING
SHRUBS												

[148] http://www.itreetools.org/resources/manuals/Eco_Manual_v5.pdf (01/09/2012).

PLOT ID=				TREE SPECIES			DBH						HEIGHT			CROWN WIDTH								TREES NEAR BUILDINGS						
TREE ID	STAT	DR	DS	LAND	USE	HT DBH	1	2	3	4	5	6	TOT	LIVE TOP	CROWN BASE	N-S	E-W	% MISS	DB	% IMP	% SHRUB	CLE	D1	S1	D2	S2	D3	S3	TREE SITE

Annexe n°8 : Saisie des données (i-Tree Eco)

Données générales



Données dendrométriques

Land use class	PLOT ID: 2						DBH:						HEIGHT:			CROWN WIDTH:		CROWN:			TREES NEAR BUILDINGS				TREE SITE
	Tree ID	STAT	DR	DS	TREE SPECIES	LAND USE	HT DBH	1	2	3	4	5	6	TOT	LIVE TOP	CROWN BASE	N-S	E-W	%MISS	%DB	%MP	%SHRUB	CLE	D1	S1	D2	S2	D3	S3	
Residential	1	P	n.d	1	Robinia pseudoacacia	Residential	1.37	16						15	15	4.8	7	6	8	0	88		8	5	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	S
	2	P	n.d	7	Robinia pseudoacacia	Residential	1.37	40						18	18	8	10	7	13	0	88		8	4	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	S
	PLOT ID: 3																													
	1	P	n.d	4	Liriodendron tulipifera	Residential	1.37	7						8	8	7	2.8	2	58	0	0		0	5	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	N
	2	P	n.d	7.5	Carpinus betulus 'Fastigiata'	Residential	1.37	6						7	6.5	0	1	1	8	0	0		0	5	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	N
	3	P	n.d	7	Carpinus betulus 'Fastigiata'	Residential	1.37	6						6.8	6	0.5	1	1	8	0	0		0	5	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	N
	PLOT ID:70																													
Park	1	P	n.d	3	Betula pendula	Park	1.37	12.16						12	10.7	4	3	3	23	18	0		0	4						N
	2	P	n.d	5	Betula pendula	Park	1.37	8						7	7	3	3	4	8	0	0		0	4						N
	3	P	n.d	7	Betula pendula	Park	1.37	11.2						10	10	4	3	4	0	0	0		0	4						N
	4	P	n.d	8	Acer pseudoplatanus	Park	1.37	8						10	10	3.8	3	4	0	0	0		0	4						N
	5	P	n.d	7.5	Pinus sylvestris	Park	1.37	10.56						9	9	3	3	3	0	0	0		0	4						N
	6	P	n.d	4	Acer pseudoplatanus	Park	1.37	12.8						8	8	3	5	5	0	0	0		0	4						N

Annexe n°9 : Liste des espèces échantillonnées pendant la campagne d'échantillonnage (Strasbourg, 2013)

Espèces				
Abies nordmanniana		Fraxinus angustifolia		Populus x canescens
Acer campestre		Fraxinus excelsior		Prunus avium
Acer negundo		Fraxinus ornus		Prunus cerasifera
Acer platanoides		Ginkgo biloba		Prunus fruticosa
Acer pseudoplatanus		Gleditsia triacanthos		Prunus serrulata
Acer saccharinum		Hardwood species		Prunus serrulata 'amanogawa
Aesculus hippocastanum		Juglans nigra		Prunus subhirtella
Ailanthus altissima		Juglans regia		Pterocarya fraxinifolia
Alnus glutinosa		Ligustrum vulgare		Pyrus calleryana 'chanticleer
Betula nigra		Liquidambar styraciflua		Quercus robur
Betula pendula		Liriodendron tulipifera		Quercus robur 'fastigiata'
Betula pubescens		Magnolia kobus		Robinia pseudoacacia
Calocedrus decurrens		Magnolia x soulangiana		Robinia pseudoacacia umbracu
Carpinus betulus		Malus floribunda		Salix alba
Carpinus betulus 'fastigiata'		Malus sylvestris		Salix babylonica pekinensi
Castanea sativa		Metasequoia glyptostroboides		Salix caprea
Catalpa bignonioides		Morus nigra		Sambucus nigra
Cedrus atlantica glauca		Nyssa sylvatica		Softwood species
Cedrus deodara		Parrotia persica		Sophora japonica
Cedrus libani		Paulownia tomentosa		Sorbus aria
Ceratonia siliqua		Picea abies		Sorbus aucuparia
Cornus mas		Pinus nigra		Taxodium distichum
Cornus sanguinea		Pinus sylvestris		Taxus baccata
Corylus avellana		Platanus x acerifolia		Thuja plicata
Crataegus monogyna		Populus alba		Tilia cordata
Crataegus x lavallei		Populus euramericana x nigra		Tilia cordata 'greenspire'

Cupressocyparis leylandii		Populus nigra		Tilia euchlora
Elaeagnus angustifolia		Populus nigra 'italica'		Tilia platyphyllos
Fagus sylvatica		Populus simonii		Tilia tomentosa
Fagus sylvatica 'purpurea'		Populus tremula		Ulmus minor
				Viburnum opulus

Annexe n°10 : Stockage et séquestration du carbone par espèce dans chaque classe d'occupation du sol à l'échelle de la ville de Strasbourg (résultats issus de i-Tree : extrapolation)

		Number of Trees		Carbon ([1]mt)		Gross Seq		Net Seq ([1]mt/yr)		Leaf Area		Leaf Biomass	
Land Use	**Species**	**Val**	**SE**	**Val**	**SE**	**Val**	**SE**	**Val**	**SE**	**Val**	**SE**	**Val**	**SE**
Agriculture	Acer pseudoplatanus	553	427	111.3	106.4	4.5	4	4.4	3.9	0.2	0.2	12.7	10.5
Agriculture	Robinia pseudoacacia	277	276	3.2	3.2	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	0.5	0.5
Agriculture	Salix alba	277	188	371.9	304.4	7.7	5.7	7.5	5.5	0.2	0.1	12.1	8.4
Agriculture	Betula pendula	138	138	50.3	50.1	1.6	1.6	1.3	1.3	0	0	2	2
Agriculture	Pinus nigra	138	138	19.4	19.3	0.8	0.8	0.7	0.7	0	0	2.4	2.4
Agriculture	Acer campestre	277	276	483.8	482	8.1	8.1	7.8	7.7	0.3	0.3	14.3	14.3
Agriculture	Platanus x acerifolia	553	377	352.5	322.9	9.4	7.7	9.1	7.4	0.6	0.4	27	20.2
Agriculture	Aesculus hippocastanum	1,107	854	1,312.40	1,237.40	28.6	25.6	27.7	24.8	0.4	0.3	29.6	24.3
Agriculture	Alnus glutinosa	692	559	149.2	127.7	6.8	5.7	6.7	5.6	0.3	0.2	18.6	14.5
Agriculture	Populus nigra	138	138	64.6	64.4	2.1	2	2	2	0	0	1.5	1.5
Agriculture	Juglans regia	277	276	30.9	30.8	1.9	1.9	1.9	1.9	0.1	0.1	5	5
Agriculture	Salix babylonica pekinensis	830	565	223.3	191.8	6.6	5	5.2	3.6	0.1	0.1	7	5.1
Agriculture	Populus simonii	277	188	349.6	246	7.4	5.1	7.1	4.9	0.2	0.1	13.9	9.8
Agriculture	Prunus serrulata	138	138	44	43.9	1.9	1.9	1.9	1.8	0.1	0.1	5	5

Agriculture	Abies nordmanniana	138	138	29.8	29.7	0.9	0.9	0.8	0.8	0.1	0.1	7.9	7.8
Agriculture	Populus x canescens	138	138	252.4	251.4	4.6	4.6	4.4	4.4	0.2	0.2	12.2	12.2
Agriculture	Catalpa bignonioides	138	138	10.8	10.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0	0	0.3	0.3
Agriculture	Total	6,086	818	3,859.40	1,221.90	93.8	23.7	89.6	23	2.7	0.4	172	26.5
Forest	Fagus sylvatica	68,428	13,220	17,501.80	3,399.40	673.1	125.8	656.4	122.9	11.1	2.2	557.7	108.6
Forest	Corylus avellana	70,042	9,545	1,641.70	276.3	172.7	25.3	171.4	25.1	3.3	0.5	229.8	36.2
Forest	Fraxinus excelsior	53,581	6,327	10,518.50	1,852.60	368.1	47.8	353.6	45.5	8.7	1.2	921.4	131.2
Forest	Acer pseudoplatanus	51,321	6,959	8,598.60	2,426.30	304.2	43.6	295	42.2	5.3	0.9	370.2	62.1
Forest	Tilia cordata	30,664	6,464	2,855.50	823.6	123.8	27.8	121.6	27.2	4.4	1	331.5	74.4
Forest	Populus tremula	23,885	7,445	6,307.30	2,949.30	157.8	53.2	151.6	51.3	2.1	0.7	151.2	51.8
Forest	Quercus robur	22,917	4,245	19,095.70	4,557.80	448.6	84.9	429.4	81.3	6	1.2	396.6	82.8
Forest	Acer platanoides	14,525	4,109	1,651.90	503.2	80.9	22.6	79.7	22.2	1.4	0.4	76	23.2
Forest	Hardwood	20,980	3,759	2,062.80	719.4	7.8	5.8	-90.1	36.6				
Forest	Carpinus betulus	17,430	4,784	1,877.30	706.1	92.8	26.1	91.4	25.7	1.9	0.6	115.8	34
Forest	Robinia pseudoacacia	15,170	4,234	690.5	190.8	52	12.7	51.3	12.6	0.9	0.3	50.5	13.5
Forest	Crataegus monogyna	17,430	3,429	265.1	152.9	25.4	6.6	25.2	6.5	0.5	0.1	69.1	15.8
Forest	Cornus sanguinea	15,816	4,427	103.8	36.1	20.3	6.4	20.2	6.3	0.3	0.1	19.4	5.9

Forest	Salix alba	7,424	2,226	2,254.60	1,041.10	69.3	27.3	67.5	26.5	0.9	0.4	56.2	22.3
Forest	Betula pendula	4,519	2,548	409.3	248.3	24.7	13.2	24.4	13	0.4	0.2	22.5	12.6
Forest	Prunus avium	5,487	2,045	567.3	389.3	27.5	13.7	27.1	13.5	0.3	0.1	24	10.3
Forest	Ulmus minor	7,424	2,178	55.8	19.3	9.4	2.9	9.4	2.9	0.3	0.1	20	6.5
Forest	Pinus nigra	2,905	1,836	914.1	660.9	22.4	13.9	21.7	13.4	0.7	0.4	65.9	40
Forest	Picea abies	4,842	4,834	322.3	321.8	17.9	17.9	17.7	17.6	0.2	0.2	31	31
Forest	Acer campestre	4,842	1,605	738.3	457.3	27.5	11.7	26.9	11.4	0.5	0.2	28.4	13.6
Forest	Platanus x acerifolia	1,291	1,016	2,012.90	1,472.80	41.5	31.2	39.2	29.4	0.3	0.2	12	8.6
Forest	Taxus baccata	968	967	315.3	314.8	7.6	7.5	7.3	7.3	0.6	0.6	86.6	86.5
Forest	Sambucus nigra	2,905	1,217	36.7	19.2	4.8	2	4.7	2	0.1	0	6.7	3.4
Forest	Alnus glutinosa	646	645	4.6	4.6	0.9	0.9	0.9	0.9	0	0	2.8	2.8
Forest	Populus nigra	968	717	141.1	114.3	6.6	5	6.4	4.9	0.1	0.1	9	6.5
Forest	Juglans regia	1,291	1,016	69.5	63.9	5.6	4.9	5.5	4.8	0.2	0.2	7.7	6.7
Forest	Ligustrum vulgare	1,937	767	6.7	2.9	1.6	0.6	1.5	0.6	0	0	3.3	1.5
Forest	Salix caprea	1,937	1,435	9.4	7.1	2.1	1.5	2.1	1.5	0	0	1.3	1
Forest	Populus alba	1,291	1,016	153.3	108.8	7.6	5.4	7.3	5.1	0.1	0.1	8.6	6.3
Forest	Cornus mas	646	453	5	3.8	0.9	0.7	0.9	0.7	0	0	1	0.7
Forest	Juglans nigra	646	453	293	291.7	7.9	7.6	7.7	7.4	0.4	0.4	31.4	30.8
Forest	Malus sylvestris	646	453	25.7	22.1	2.3	1.8	2.2	1.7	0.1	0.1	10	8.9
Forest	Softwood	646	645	52.4	52.3			-2.6	2.6				
Forest	Viburnum opulus	646	645	1.8	1.8	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	1.1	1.1

Forest	Ailanthus altissima	323	322	4.9	4.9	0.7	0.7	0.7	0.7	0	0	1.4	1.4
Forest	Betula pubescens	323	322	58.3	58.2	3.2	3.2	3.2	3.2	0	0	1.8	1.7
Forest	Betula nigra	323	322	576.6	575.7	12.4	12.4	12	12	0.2	0.2	15	15
Forest	Castanea sativa	323	322	452.8	452.1	9.8	9.8	9.5	9.5	0.1	0.1	6.9	6.9
Forest	Total	477,384	13,631	82,652.20	6,858.10	2,841.80	133.1	2,660.10	131	51.6	2.8	3,743.50	218.1
Institutional	Fagus sylvatica	616	615	36.6	36.6	3.2	3.2	3	3	0	0	1.9	1.9
Institutional	Acer platanoides	3,390	1,892	1,478.60	1,123.40	38.6	25.3	32.1	20.4	1.2	0.9	67.1	47
Institutional	Betula pendula	2,157	2,154	498.2	497.4	24	24	21.5	21.4	0.4	0.4	26	25.9
Institutional	Tilia euchlora	2,465	1,490	214.1	142	11.3	7.3	10.5	6.8	0.6	0.4	27.2	18.9
Institutional	Platanus x acerifolia	308	308	69.7	69.6	3.2	3.2	2.9	2.9	0.2	0.2	7.4	7.4
Institutional	Tilia tomentosa	1,541	1,538	165.4	165.2	6	6	4.4	4.4	0.1	0.1	4.9	4.9
Institutional	Aesculus hippocastanum	308	308	40	39.9	2.3	2.3	2.1	2.1	0.1	0.1	5.3	5.3
Institutional	Quercus robur 'Fastigiata'	3,082	3,077	411.3	410.6	25.3	25.3	23.7	23.6	0.1	0.1	13.4	13.4
Institutional	Liquidambar styraciflua	1,541	1,538	11.1	11	1.6	1.6	1.5	1.5	0	0	1.2	1.2
Institutional	Tilia cordata 'Greenspire'	616	615	197.3	197	6.3	6.3	5.6	5.6	0.3	0.3	14.2	14.2
Institutional	Ginkgo biloba	616	420	272.3	223.8	9	6.7	7.9	5.8	0.1	0.1	6.2	5.4

Institutional	Sophora japonica	1,233	953	1,042.70	730	27.1	19.7	23.1	16.9	0.6	0.4	70.5	49.2
Institutional	Malus floribunda	924	923	16.1	16.1	2.1	2.1	2.1	2.1	0	0	2.2	2.2
Institutional	Pterocarya fraxinifolia	616	615	462.6	461.8	12.9	12.9	11.1	11.1	0.5	0.5	37	37
Institutional	Abies nordmanniana	616	615	132.3	132.1	3.9	3.9	3.4	3.4	0.2	0.2	31.2	31.2
Institutional	Fagus sylvatica 'Purpurea'	616	615	720.9	719.8	16.7	16.7	13.9	13.9	0.4	0.4	20.3	20.2
Institutional	Metasequoia glyptostroboides	616	615	234.4	234	6.2	6.2	5.3	5.3	0.2	0.2	12.6	12.6
Institutional	Acer negundo	308	308	1.8	1.8	0.4	0.4	0.4	0.4	0	0	0.9	0.9
Institutional	Total	21,571	2,691	6,005.30	1,320.00	200.1	33.1	174.7	28.5	5.2	0.9	349.4	76.4
Industrial	Pinus nigra	1,273	1,272	156.6	156.4	8	8	7.4	7.4	0.2	0.2	18.3	18.3
Industrial	Tilia euchlora	849	555	56.5	44.6	5	3.5	4.8	3.4	0.2	0.2	11.5	8
Industrial	Populus nigra	849	848	531.6	531	19.2	19.2	17.2	17.2	0.1	0.1	7.9	7.9
Industrial	Pyrus calleryana 'Chanticleer'	2,122	1,424	82.6	55.7	11.7	7.7	11.3	7.4	0.1	0.1	9.3	7.3
Industrial	Tilia cordata 'Greenspire'	849	848	65.1	65	5.5	5.5	5.3	5.3	0.4	0.4	17.3	17.2
Industrial	Acer saccharinum	424	424	152.8	152.7	6.6	6.6	6	6	0.2	0.2	8.6	8.6
Industrial	Prunus fruticosa	1,273	1,272	132	131.9	13	13	12.5	12.5	0.1	0.1	9.3	9.3
Industrial	Tilia platyphyllos	1,273	1,272	578	577.3	20.6	20.5	18.3	18.3	0.7	0.7	42	42

Industrial	Salix babylonica pekinensis	424	424	234.2	233.9	9.6	9.6	8.7	8.7	0.3	0.3	17.4	17.4
Industrial	Cedrus libani	849	848	188.4	188.2	6.8	6.8	6.1	6.1	0.7	0.7	107.4	107.2
Industrial	Liriodendron tulipifera	424	424	75.7	75.7	4.5	4.5	4.2	4.2	0.3	0.3	17.6	17.6
Industrial	Total	10,610	1,188	2,253.40	724.1	110.6	23.4	101.8	20.9	3.3	0.7	266.5	89.8
Park	Fagus sylvatica	2,146	1,307	4,552.30	3,034.60	72.5	46.6	55.4	35.8	2.2	1.3	108.4	66.7
Park	Fraxinus excelsior	4,292	1,672	1,950.90	1,217.90	47.7	23.5	43.3	20.9	1.8	0.9	190.8	94.6
Park	Acer pseudoplatanus	6,438	1,807	1,688.30	610.9	60.5	19.5	55.7	18.2	2.3	0.7	157.8	47.1
Park	Tilia cordata	307	306	72.4	72.3	2.7	2.6	2.5	2.5	0.2	0.2	12.8	12.8
Park	Populus tremula	5,211	5,203	121.9	121.7	12.7	12.6	12.4	12.3	0.2	0.2	13.4	13.4
Park	Quercus robur	2,146	864	2,710.90	1,808.70	40.2	19.2	34.2	16.6	1.2	0.6	80.5	39.1
Park	Acer platanoides	3,679	1,176	1,469.70	599.8	43.5	14.9	40.1	13.7	1.8	0.6	97	34.2
Park	Carpinus betulus	2,146	2,142	692	690.9	25.9	25.9	24	23.9	0.8	0.8	50.4	50.4
Park	Robinia pseudoacacia	3,679	1,870	1,118.00	730.7	33.5	18.1	22.7	11.4	0.8	0.4	43.8	21.5
Park	Salix alba	2,146	1,378	3,211.70	1,852.00	60.4	35.1	53.2	30.9	1.6	0.9	103.6	59.2
Park	Betula pendula	1,839	1,033	197	122.7	10.2	5.1	8.3	4.1	0.2	0.1	11.1	6.5
Park	Prunus avium	1,839	1,033	342	173.6	17	8.5	16.2	8.1	0.5	0.3	40.6	19.6
Park	Pinus nigra	1,533	897	167.2	133.5	6.2	4.3	5.7	4	0.2	0.1	18.8	12.6

Park	Picea abies	613	427	156.3	147.1	4.7	4	4.3	3.7	0.1	0.1	15.2	10.6
Park	Acer campestre	307	306	163.4	163.1	4.8	4.8	4.4	4.4	0.1	0.1	3.7	3.7
Park	Tilia euchlora	613	427	204.7	153.4	6.3	4.5	5.9	4.2	0.4	0.2	16.5	11.5
Park	Platanus x acerifolia	1,533	897	1,479.80	1,044.30	35.6	23.3	32.3	21	1.7	1.1	75.9	49.3
Park	Taxus baccata	3,065	1,997	471.3	276.9	15.5	9.1	14.4	8.5	0.8	0.5	133	85.1
Park	Tilia tomentosa	1,839	1,033	493.1	267.7	16.1	8.6	15	8	1.1	0.6	51.3	30
Park	Aesculus hippocastanum	1,839	935	1,906.80	1,577.30	34.3	22.1	30	18.7	1.5	1	108.2	71.3
Park	Alnus glutinosa	1,533	897	217.9	151.6	9.5	6.4	9	6.1	0.2	0.1	14	9.7
Park	Populus nigra	613	612	1,070.70	1,068.90	19.3	19.2	16.9	16.9	0.5	0.5	35.4	35.3
Park	Juglans regia	613	427	281.9	261.7	8.5	7	7.8	6.5	0.6	0.5	24	22.1
Park	Calocedrus decurrens	1,839	1,836	32.8	32.7	2.9	2.9	2.9	2.9	0	0	6.8	6.7
Park	Populus alba	307	306	274.3	273.8	6.7	6.7	6.1	6.1	0.2	0.2	16.5	16.4
Park	Ginkgo biloba	920	677	206	144.7	9.3	6.5	8.8	6.2	0.3	0.2	11.4	8
Park	Acer saccharinum	920	516	1,008.40	756.8	18.5	11.6	16.2	10	1	0.7	50.2	39.2
Park	Magnolia x soulangiana	1,226	1,224	127.1	126.9	7.4	7.4	7.1	7.1	0.2	0.2	10.9	10.8
Park	Populus nigra 'Italica'	1,226	1,224	602.3	601.3	18.6	18.5	17.2	17.2	0.1	0.1	4.2	4.2
Park	Cedrus libani	307	306	201.8	201.4	3.9	3.9	3.4	3.4	0.3	0.3	51.8	51.8
Park	Liriodendron tulipifera	613	427	102	85.8	4.6	3.5	4.3	3.3	0.3	0.2	17.9	12.5

Park	Pterocarya fraxinifolia	307	306	157	156.7	5.1	5.1	4.8	4.8	0.2	0.2	19.8	19.7
Park	Populus simonii	613	427	483.6	432.3	11.3	9	10.2	8.1	0.4	0.4	26.7	26.4
Park	Prunus serrulata	613	612	1.5	1.5	0.5	0.5	0.5	0.5	0.1	0.1	10.3	10.3
Park	Sorbus aucuparia	613	612	7.4	7.4	1.2	1.2	1.1	1.1	0.1	0.1	4.3	4.2
Park	Fraxinus angustifolia	613	612	47.4	47.3	3.1	3.1	3	3	0.1	0.1	9.4	9.4
Park	Populus euramericana x nigra	613	612	1,190.20	1,188.30	21.2	21.1	18.5	18.5	0.6	0.6	43.6	43.6
Park	Prunus cerasifera	613	427	28.7	26.5	2.4	2	2.3	1.9	0.1	0.1	7.1	6.2
Park	Gleditsia triacanthos	307	306	226.4	226.1	6.4	6.4	5.9	5.9	0.1	0.1	13.4	13.4
Park	Cedrus atlantica glauca	307	306	152.8	152.5	3.1	3.1	2.8	2.8	0.5	0.5	76.7	76.6
Park	Cedrus deodara	307	306	112.9	112.8	2.7	2.7	2.4	2.4	0.4	0.4	60	59.9
Park	Ceratonia siliqua	307	306	128.7	128.5	4.5	4.5	4.2	4.2	0.1	0.1	6.6	6.6
Park	Elaeagnus angustifolia	307	306	9.9	9.9	1	1	1	1	0	0	1.6	1.6
Park	Nyssa sylvatica	307	306	42.7	42.6	2.3	2.3	2.2	2.2	0	0	1	1
Park	Parrotia persica	307	306	6.9	6.9	0.8	0.8	0.8	0.8	0	0	3.5	3.5
Park	Pinus sylvestris	307	306	3.4	3.4	0.4	0.4	0.3	0.3	0	0	1.4	1.4
Park	Prunus subhirtella	307	306	2.6	2.6	0.5	0.5	0.5	0.5	0	0	0.3	0.3

Park	Sorbus aria	307	306	14.1	14.1	1.2	1.2	1.2	1.2	0	0	0.5	0.5
Park	Thuja plicata	307	306	1.6	1.6	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0	3	3
Park	Total	64,682	7,348	29,912.40	4,109.70	726.8	68.6	641.3	58.4	25.9	2.8	1,864.80	258.1
Residential	Fraxinus excelsior	34	33	1	1	0.2	0.2	0.2	0.2	0	0	0.2	0.2
Residential	Acer pseudoplatanus	135	105	23.8	22.4	1.6	1.4	1.5	1.3	0	0	2.2	2
Residential	Tilia cordata	34	33	3	3	0.3	0.2	0.2	0.2	0	0	0.8	0.8
Residential	Acer platanoides	305	155	54.5	36	3	1.8	2.8	1.6	0.1	0	3.5	2.3
Residential	Carpinus betulus	68	47	8.6	6	0.7	0.5	0.5	0.4	0	0	0.9	0.6
Residential	Robinia pseudoacacia	271	209	44.1	32.2	3	2.3	2.8	2.2	0.1	0	3.4	2.4
Residential	Betula pendula	135	93	9.9	6.8	1.2	0.8	1.1	0.8	0	0	1.1	0.8
Residential	Prunus avium	169	109	46.8	32.3	2.8	1.8	2.5	1.7	0.1	0	3.9	2.5
Residential	Tilia euchlora	372	179	52.8	27.8	2.8	1.4	2.6	1.3	0.1	0	3	1.5
Residential	Platanus x acerifolia	575	228	476.1	293.7	11	5.4	9.6	4.7	0.1	0.1	4.9	2.3
Residential	Tilia tomentosa	406	279	39.7	26.2	2.5	1.7	2.4	1.6	0.1	0.1	5.6	3.9
Residential	Aesculus hippocastanum	372	229	311.3	175.9	10.8	6	9.6	5.4	0.1	0.1	7.9	5.5
Residential	Alnus glutinosa	34	33	0.3	0.3	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0	0.2	0.2

Residential	Pyrus calleryana 'Chanticleer'	102	100	14.9	14.7	1.2	1.2	1.1	1.1	0	0	1.2	1.2
Residential	Liquidambar styraciflua	237	178	15.1	12.7	1.1	0.7	1	0.7	0	0	1.5	1.1
Residential	Tilia cordata 'Greenspire'	271	152	35.3	25.8	2.1	1.3	1.9	1.2	0.1	0	3	1.8
Residential	Sophora japonica	135	80	37	32	1.7	1.2	1.5	1.1	0.1	0	5.8	4.4
Residential	Liriodendron tulipifera	102	74	44.3	43.5	1.6	1.5	1.4	1.4	0	0	1.3	1.2
Residential	Prunus serrulata	102	56	71.4	42.9	2.8	1.6	2.5	1.4	0	0	2.1	1.2
Residential	Sorbus aucuparia	34	33	0.4	0.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0	0.2	0.2
Residential	Gleditsia triacanthos	34	33	0.8	0.8	0.2	0.2	0.2	0.2	0	0	0.3	0.3
Residential	Carpinus betulus 'Fastigiata'	102	74	7.6	7.2	0.5	0.4	0.5	0.4	0	0	0.8	0.7
Residential	Fraxinus ornus	102	100	7.9	7.8	0.7	0.7	0.7	0.7	0	0	1.3	1.2
Residential	Paulownia tomentosa	102	100	183.7	180.9	4.4	4.3	1	1	0.1	0.1	4.4	4.3
Residential	Crataegus x lavallei	68	67	4	3.9	0.5	0.5	0.5	0.4	0	0	0.4	0.4
Residential	Magnolia kobus	68	67	3.2	3.2	0.4	0.4	0.4	0.4	0	0	0.4	0.4
Residential	Prunus serrulata 'Amanogawa'	68	67	4.9	4.9	0.6	0.6	0.6	0.5	0	0	0.3	0.3

Residential	Robinia pseudoacacia Umbraculisera	68	67	17.3	17.1	0.9	0.9	0.8	0.8	0	0	1.2	1.2
Residential		34	33	28.2	27.8	1	1	0.9	0.9				
Residential	Total	4,534	349	1,548.00	344.5	59.4	7.4	50.9	6	1	0.1	61.4	7.3
Vacant	Fagus sylvatica	18	18	23.9	23.2	0.4	0.4	0.4	0.3	0	0	0.4	0.4
Vacant	Fraxinus excelsior	91	49	70.4	51.5	1	0.7	1	0.6	0	0	3.3	1.9
Vacant	Acer pseudoplatanus	109	56	28.3	24	0.7	0.5	0.6	0.4	0	0	2.2	1.3
Vacant	Populus tremula	18	18	0.8	0.7	0	0	0	0	0	0	0.2	0.2
Vacant	Acer platanoides	36	24	3.7	2.5	0.2	0.1	0.2	0.1	0	0	0.5	0.4
Vacant	Carpinus betulus	54	53	12.1	11.8	0.4	0.4	0.4	0.4	0	0	0.7	0.7
Vacant	Robinia pseudoacacia	18	18	2.9	2.9	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0	0.5	0.5
Vacant	Salix alba	163	61	308	156.3	2.5	1	2.3	0.9	0.1	0	4.8	2.3
Vacant	Betula pendula	91	56	32.1	30.6	0.8	0.7	0.7	0.7	0	0	0.6	0.5
Vacant	Pinus nigra	36	35	4.3	4.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0	0.3	0.3
Vacant	Tilia euchlora	18	18	0.3	0.3	0	0	0	0	0	0	0	0
Vacant	Platanus x acerifolia	18	18	108.7	105.6	0.7	0.6	0.6	0.6	0	0	1.9	1.9
Vacant	Sambucus nigra	36	24	2.5	2.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0	0	0
Vacant	Alnus glutinosa	36	24	3.6	2.7	0.2	0.1	0.2	0.1	0	0	0.7	0.6

Vacant	Sophora japonica	18	18	1.1	1	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0	0.4	0.4
Vacant	Salix babylonica pekinensis	18	18	36.9	35.9	0.5	0.5	0.4	0.4	0	0	0.9	0.8
Vacant	Abies nordmanniana	18	18	1.7	1.7	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0	0.3	0.3
Vacant	Populus x canescens	54	53	39.5	38.4	0.7	0.7	0.7	0.7	0	0	1.7	1.7
Vacant	Morus nigra	73	71	44.3	43	0.9	0.9	0.9	0.9	0	0	1.9	1.8
Vacant	Cupressocyparis leylandii	36	35	4.4	4.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0	1.5	1.5
Vacant	Taxodium distichum	18	18	3.5	3.4	0.1	0.1	0.1	0.1	0	0	1.1	1
Vacant	Total	980	141	732.6	214.1	9.4	2.3	8.9	2.2	0.3	0.1	24	4.6
Water	Fraxinus excelsior	1,488	755	860.1	624.4	14.9	10.4	14.3	9.9	0.7	0.5	71.5	55.2
Water	Acer pseudoplatanus	331	330	9.4	9.4	0.7	0.7	0.7	0.7	0.1	0.1	5.4	5.4
Water	Tilia cordata	331	330	43.6	43.5	1.3	1.3	1.3	1.3	0	0	1	1
Water	Sambucus nigra	331	330	1.7	1.7	0.3	0.3	0.3	0.3	0	0	0.9	0.9
Water	Alnus glutinosa	165	165	17	16.9	0.7	0.7	0.7	0.7	0	0	0.5	0.5
Water	Total	2,645	165	931.7	601.5	17.9	9.2	17.2	8.8	0.8	0.5	79.3	51.1
CITY TOTAL	Total	588,492	15,788	127,895.00	8,258.80	4,059.80	157.4	3,744.50	149.9	90.8	4.2	6,560.80	362.6

Listes des figures

Figure 1. Diagramme de la thèse 8
Figure 2. Problèmes d'environnement résultant de l'absence de marché 24
Figure 3. Cadre conceptuel référentiel proposé par de Groot et al., 2002 : 394 30
Figure 4. Service cascade proposé (Potschin et Haines-Young, 2011 :578) 31
Figure 5. Service cascade inspiré des travaux de Potschin (proposé par de Groot et al., 2010a :264) 31
Figure 6. Cadre conceptuel référentiel (inspiré de MEEDDM, 2010 ; de Groot et al., 2010a ; Haines-Young et Potschin, 2010) 37
Figure 7. Relation entre fonctions de l'écosystème et richesse spécifique (Turcati, 2011 :30) 42
Figure 8. Composantes de l'écosystème et leurs interactions (inspiré de Goudard, 2007) 58
Figure 9. Exemple d'interactions au sein de l'écosystème naturel (Heinrich et Hergt, 1993 : 60) 59
Figure 10. Ilot de chaleur urbain : différence de température entre le centre-ville et le milieu rural 65
Figure 11. Structure de la CLA (Stull, 1988 *in* Vendel, 2011 :40) 67
Figure 12. Panache de pollution 70
Figure 13. Dôme de pollution au-dessus de la ville 70
Figure 14. Strates de la végétation dans les espaces végétalisés urbains (d'après Julien et Julien, 2011) 72
Figure 15. Différents types de diversité pour une même composition floristique (Selmi, 2014) 94
Figure 16. Données d'entrée et résultats du modèle i-Tree (Selmi, 2013) 99
Figure 17. Les sous-modèles de i-Tree Eco (Selmi, 2014) 100
Figure 18. L'évolution diachronique de la place des EVU dans les politiques urbaines strasbourgeoises (Selmi, 2011) 110
Figure 19. Site d'étude (Selmi, 2013 ; source : BD IGN, 2008) 111
Figure 20. Les trois forêts alluviales de la ville de Strasbourg 112
Figure 21. Différentes classes de gestion différenciée appliquées aux espaces végétalisés gérés par le service technique des espaces verts de Strasbourg (Selmi, 2014 ; source : BD EV CUS, 2010). 114
Figure 22. Répartition des arbres en fonction de la typologie des espaces verts publics (Selmi, 2013 ; source : BD EV CUS, 2012) 115

Figure 23. Les essences les plus communes à Strasbourg (Selmi, 2013 ; source : BD EV CUS, 2012)..... 115
Figure 24. Illustration et lecture de la boite moustache 119
Figure 25. Les habitats, les valeurs et les outils d'évaluation (Selmi, 2014) 121
Figure 26. Démarche scientifique 125
Figure 27. Différents questionnements orientés vers l'appréhension des pelouses urbaines. 126
Figure 28. Echelle du suivi..... 129
Figure 29. Représentation schématique des critères de sélection adoptés 130
Figure 30. Les parcs sélectionnés à l'échelle de la ville de Strasbourg 131
Figure 31. Exemple d'occupation du sol autour des quelques parcs sélectionnés (Selmi, 2014) 132
Figure 32. Projection ACP des deux premiers facteurs F1*F2 133
Figure 33. Projection ACP des six espaces végétalisés urbains sur le plan factoriel F1*F2 . 134
Figure 34. Photo d'un transect mis en place pendant la campagne 2013 (Selmi, 2013)..... 137
Figure 35. Schéma montrant la mise en place du protocole de suivi ainsi que les différents niveaux d'étude 138
Figure 36. Mise en place du transect de 20 m de longueur (précampagne 2012, parc de Pourtalès)..... 139
Figure 37. Tableau relevés-espèces pour la campagne d'échantillonnage de 2013..... 140
Figure 38. Classement des espèces présentes selon les spectres biologiques (campagne 2013) 143
Figure 39. Répartition des espèces présentes selon la famille (campagne 2013)..... 143
Figure 40. Présence des espèces dans les quadrats (diagramme rang-fréquence) (campagne 2013)..... 144
Figure 41. Nombre d'espèces par abondance du trèfle blanc (campagne 2013)..... 145
Figure 42. Indice de Shannon par abondance du trèfle blanc (campagne 2013)..... 145
Figure 43. Evolution de la richesse spécifique en fonction des quadrats (campagne 2013).. 146
Figure 44. Evolution de la diversité spécifique en fonction des quadrats (campagne 2013) . 146
Figure 45. Richesse spécifique en fonction des quadrats (campagne 2013) 147
Figure 46. Diversité spécifique en fonction des quadrats (campagne 2013)..... 147
Figure 47. Evolution de l'abondance des espèces résistant au piétinement à travers les quadrats (campagne 2013)..... 148
Figure 48. Evolution de l'abondance des espèces sensibles au piétinement à travers les quadrats (campagne 2013)..... 148

Figure 49. Variation de la richesse spécifique moyenne (A) et la diversité spécifique moyenne (B) en fonction de l'intensité de piétinement (campagne 2013). Les résultats sont issus d'une analyse de la variance (ANOVA) avec des barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard de la moyenne. 149
Figure 50. Variation de la richesse spécifique moyenne (A) et la diversité spécifique moyenne (B) en fonction de l'intensité de piétinement dans chaque parc (campagne 2013). Les résultats sont issus d'une analyse de la variance (ANOVA) avec des barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard de la moyenne. 149
Figure 51. Variation des paramètres de la communauté prairiale (richesse : (A) et diversité spécifique : (B) moyenne) en fonction des parcs (campagne 2013). Les résultats sont issus d'une analyse de la variance (ANOVA) avec des barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard de la moyenne. 150
Figure 52. Les formations végétales à proximité des transects (parc de Pourtalès : (A) et le jardin des deux rives : (B)) 151
Figure 53. Variation de la richesse (A) et de la diversité (B) spécifique en fonction du degré d'artificialisation (campagne 2013). Les résultats sont issus d'une analyse de la variance (ANOVA) avec des barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard de la moyenne ... 151
Figure 54. Indice d'équitabilité selon l'intensité de piétinement (campagne 2013) 153
Figure 55. Représentation par nuage de points de la similarité entre les quadrats (campagne 2013)..... 154
Figure 56. Plan factorielle de l'analyse factoriel des correspondances (AFC). Toutes les espèces ont été prises en compte. L'AFC est lu sous différents angles (B : en fonction de l'intensité du piétinement ; C : en fonction de l'intensité de l'artificialisation et D : selon la distribution des espèces)..... 156
Figure 57. Richesse et diversité spécifique dans les différents parcs étudiés (vu d'ensemble à l'échelle de la ville de Strasbourg 163
Figure 58. Représentation schématique de l'approche suivie pour la modélisation de l'évaluation de la valeur instrumentale de la végétation arborée (Selmi, 2014) 171
Figure 59. Les différentes parties de l'arbre..... 174
Figure 60. Les différents processus effectués entre le sol-la plante et l'atmosphère (Selmi, 2014 ; inspiré de CAUE, 2009 et McPhearson, 2007) 176
Figure 61. Interface d'entrée du modèle (i-Tree Eco, 2005)..... 181
Figure 62. Estimation de la surface imperméable au-dessous de la couronne (Selmi, 2014) 185
Figure 63. Exemple de technique de relevé au sein d'une placette (Selmi, 2014)..... 185

Figure 64. Cas d'un terrain en pente (inspiré de Barcham, *s.d*) 186
Figure 65. Différentes morphologies du tronc (Barcham, *s.d*)..... 186
Figure 66. Les différentes hauteurs à mesurer (Barcham, *s.d*)..... 187
Figure 67. Projection de la canopée (Selmi, 2014) 187
Figure 68. Différentes configurations de la couronne..... 188
Figure 69. Les parties incluses dans la mesure du taux de dépérissement (Barcham, *s.d*) 189
Figure 70. Démarche empruntée par le modèle i-Tree Eco (Selmi, 2014) 190
Figure 71. Le seuil d'erreur en fonction de la taille de l'échantillon (avec des placettes ayant une superficie de 0.04 ha)..... 192
Figure 72. Carte montrant la répartition des classes d'occupation du sol à l'échelle de la ville de Strasbourg..... 194
Figure 73. Superposition de la couche de l'occupation du sol avec la couche du couvert arboré géré par les services techniques pour déterminer le nombre de placettes (Selmi, 2013)..... 195
Figure 74. Répartition des placettes à l'échelle de la ville de Strasbourg..... 196
Figure 75. Mise en place de la première placette au parc (Parc de l'Orangerie, photo prise par Nguessan 16/05/2013)..... 197
Figure 76. Estimation de la hauteur à travers la croix de bûcheron (Selmi, 2014) 198
Figure 77. Densité d'arbres par hectare d'espaces végétalisés au niveau de chaque classe d'occupation du sol à l'échelle de la ville de Strasbourg, les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard (résultats issus de i-Tree) 203
Figure 78. Nombre d'arbres par classe de DBH (résultats issus de i-Tree) 204
Figure 79. Variation de la composition de la végétation, en termes de classes de DBH selon le type d'occupation du sol (résultats issus de i-Tree) 205
Figure 80. Grand arbre (Marronnier commun) dans une zone résidentielle (Placette d'échantillonnage n°15 ; Photo prise le 28/08/2014)..... 205
Figure 81. Densité et taille des arbres dans une zone forestière (Placette n°212 ; Photo prise le 01/07/2013) 205
Figure 82. Etat sanitaire des arbres par classes d'occupation du sol (résultats issus de i-Tree) 206
Figure 83. Les dix premières espèces les plus communes à l'échelle de la ville de Strasbourg, les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard (résultats issus de i-Tree) 207
Figure 84. Classement des espèces les plus communes à l'échelle de la ville de Strasbourg en excluant les zones forestières, les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard (résultats issus de i-Tree)..... 207

Figure 85. Pourcentage des dix espèces dominantes qui composent les arbres d'alignement (résultats issus de i-Tree)..... 208
Figure 86. Surface et biomasse foliaire en fonction des classes d'occupation du sol (résultats issus de i-Tree) 210
Figure 87. Les résultats de l'ANOVA vérifiant l'effet des classes d'occupation du sol sur la surface foliaire (A) et la biomasse foliaire (B), les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard de la moyenne. a, b et c sont les groupes générés à partir de test de Duncan..... 210
Figure 88. Les résultats de l'ANOVA et le test de Duncan vérifiant l'effet des classes d'occupation du sol sur le stockage du carbone (A) et la séquestration du carbone (B) , les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard de la moyenne, a, b et c sont les groupes générés à partir de test de Duncan..... 213
Figure 89. Distribution de la séquestration du carbone en kg par m² de couvert arboré dans les espaces végétalisés gérés par les services techniques de la ville de Strasbourg 216
Figure 90. Variation de stockage et de séquestration du carbone par pied d'arbre en fonction de l'accroissement du diamètre (résultats issus de i-Tree)..... 217
Figure 91. Modèle linéaire suite à une transformation logarithmique montre le changement de séquestration du carbone brut (A) et net (B) en fonction des classes de DBH (variable explicative). 218
Figure 92. Séquestration annuelle moyenne par arbre par classe d'occupation du sol (résultats issus de i-Tree) 218
Figure 93. Variation du taux annuel de séquestration du carbone en fonction du DBH dans le cas des zones résidentielles et des zones. Les droites de régression et les équations correspondantes sont également représentées 219
Figure 94. Régression linéaire suite à une transformation logarithmique d'un modèle puissance montrant la corrélation positive entre le taux stockage du carbone et la surface et la biomasse foliaires (A et B) et entre la séquestration du carbone et la surface et la biomasse foliaire (C et D) 220
Figure 95. Stockage et séquestration du carbone par espèce d'arbres (les plus communes) à l'échelle de la ville de Strasbourg, les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard (résultats issus de i-Tree)..... 221
Figure 96. Elimination annuelle des polluants à Strasbourg, les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard (07/2012-06/2013 : i-Tree)..... 223
Figure 97. Elimination mensuelle des polluants à Strasbourg, les barres d'erreur qui correspondent à l'erreur standard (07/2012-06/2013 : i-Tree)..... 224

Figure 98. Taux d’élimination pendant la saison avec feuillage, les barres d’erreur qui correspondent à l’erreur standard (07/2012-06/2013 : i-Tree) 224
Figure 99. Taux d’élimination des polluants par classe d’occupation du sol (07/2012-06/2013 : i-Tree) 225
Figure 100. Taux d’élimination mensuel par unité de couvert arboré (07/2013-06/2013 : i-Tree) 226
Figure 101. Emissions annuelles des COV (en t/an) par classes d’occupation du sol (résultats issus de i-Tree) 228
Figure 102. Carte représentant les émissions des COV en fonction du couvert arboré des espaces végétalisés gérés par les services techniques. 230
Figure 103. Les espèces les plus émettrices des COV à l’échelle de la ville de Strasbourg résultats issus de i-Tree. 232
Figure 104. Alignement de Copalme d’Amérique (quartier de l’Orangerie, photo prise le 28/08/2014) 233
Figure 105. Représentation des pieds d’arbres renseignés dans une de nos placettes d’échantillonnage. La photo montre qu’il existe uniquement quatre pieds d’arbres alors que nous avons relevé sur le terrain six arbres 235
Figure 106. Comparaison du taux de carbone stocké prédit par le modèle forestier (sans et avec le facteur de conversion (0.8) et le modèle i-Tree. 237
Figure 107. Comparaison de la variation de la moyenne de taux de carbone stocké en fonction des différents modèles, les barres d’erreur qui correspondent à l’erreur standard de la moyenne 238
Figure 108. Approches d’évaluation suivies dans le cadre de ce travail. 250

Liste des tableaux

Tableau 1. Comparaison entre la classification de Costanza et al (1997) et de de Groot et al. (2002) 11
Tableau 2. Divergence de perception chez les économistes (Inspiré de Barnaud et al., 2011) 34
Tableau 3. Type d'indicateurs en fonction de l'échelle 45
Tableau 4. Exemples d'indicateurs biophysiques pour quantifier les SE (Gomez-Baggethun et al, 2013 ; Dobbs et al., 2011) 53
Tableau 5. Quelques exemples de desservices produits par les écosystèmes semi-naturels en ville (Escobedo et al., 2011 :2081)..... 80
Tableau 6. Indices abondance-dominance traduits par le pourcentage de recouvrement moyen (Vanpeene-Bruhier, 1998 : 157)..... 93
Tableau 7 : Explication de la variation de l'indice de Shannon (Inspirée de Vanpeene-Bruhier, 1998) 93
Tableau 8. Les indicateurs biophysiques utilisés pour quantifier les SE de régulation (inspiré de Dobbs et al., 2011 et Gómez-Baggethun et Barton, 2013)..... 96
Tableau 9. Analyse comparative des trois modèles d'évaluation (Sarajevs, 2011) 97
Tableau 10. Facteur d'ajustement de la croissance moyenne du dbh (Nowak et al., 2000) .. 106
Tableau 11. Valeurs des résistances par polluants 108
Tableau 12. Les cinq grands parcs de Strasbourg (CUS, 2013)..... 113
Tableau 13. Classification des espaces verts publics strasbourgeois en fonction de la superficie (Delbaere, 2011 :26)..... 113
Tableau 14. Bases de données spatiales utilisées dans le cadre de ce travail de recherche. .. 117
Tableau 15. Données numériques requises 118
Tableau 16. Eléments caractéristiques des EVUs sélectionnés..... 135
Tableau 17. Paramètres chimiques mesurés dans le cadre de l'étude du sol urbain (Fouvrel, 2013)..... 136
Tableau 18. Les différents spectres biologiques (Vanpeene-Bruhier, 1998) 142
Tableau 19. Classement des dix premières espèces en fonction du nombre des quadrats dans lesquels elles sont présentes (campagne 2013) 144
Tableau 20. Comparaison des similitudes entre les quadrats (campagne 2013). Les cellules surlignées en jaune montrent montre que la similarité entre les quadrats contigus augmente en allant du premier au dernier quadrat..... 153
Tableau 21. Résultats des modèles linéaires mixtes des paramètres de diversité de la végétation herbacée (richesse spécifique, abondance (nombre de pieds par 4 m²) et indice de

Shannon) en fonction de l'intensité de piétinement des pelouses (deux classes) et de la position par rapport aux pistes fréquentées par les promeneurs (gradient de piétinement : cinq classes) comme facteurs fixes, tout en tenant compte de l'identité du parc échantillonné comme facteur aléatoire. 159
Tableau 22. Corrélations de Spearman des paramètres de la végétation avec les caractéristiques des parcs dans le cas des pelouses fortement piétinées et celles peu piétinées. Les corrélations significatives au seuil de 5% sont indiquées en gras (Rsp = richesse spécifique ; Dsp = diversité spécifique, Ab = abondance) 159
Tableau 23. Quelques recommandations issues de l'étude des communautés prairiales des pelouses urbaines strasbourgeoises 166
Tableau 24. Critères pris en considération dans l'approche d'évaluation 179
Tableau 25. Echelle des valeurs du facteur d'exposition à la lumière 189
Tableau 26. Indicateurs utilisés par le modèle i-Tree Eco (d'après Nowak et Crane, 2000). 191
Tableau 27. Classes d'occupation du sol (CIGAL, 2008) 193
Tableau 28. Classes d'occupation du sol (adapté de CIGAL, 2008) 193
Tableau 29. Eléments préliminaires issus de la campagne d'échantillonnage indiquant le nombre des placettes, la surface échantillonnée et le nombre d'arbres relevés dans chaque classe d'occupation du sol 202
Tableau 30. Espèces communes dans chaque classe d'occupation du sol (résultats issus de i-Tree) 209
Tableau 31. Estimation du stockage et de la séquestration du carbone à l'échelle de la ville de Strasbourg (résultats issus de i-Tree). 212
Tableau 32. Stockage et séquestration du carbone par unité de surface d'EVU et par m² de couvert arboré (résultats issus de i-Tree). 215
Tableau 33. Résultats de l'ANCOVA du taux annuel de séquestration du carbone (variable dépendante) en fonction du DBH (variable explicative continue) et du type d'occupation du sol (variable explicative avec deux classes : zones forestières vs zones résidentielles). N = 22 219
Tableau 34. Taux de stockage et de séquestration du carbone par les espèces dominantes dans chaque classe d'occupation du sol (résultats issus de i-Tree) 222
Tableau 35. Émissions annuelles par couvert arboré en fonction des classes d'occupation du sol résultats issus de i-Tree 229
Tableau 36. Les différents paramètres issus de l'analyse de la variance. 238

Tableau 37. Quelques recommandations issues de l’application du modèle i-Tree à l’échelle des arbres gérés par les services techniques de Strasbourg 243

Table de matière

Remerciements **7**

Sommaire **9**

Préambule **1**

Introduction générale **3**

Partie I : Cadre Conceptuel **9**

Chapitre n°1 : Services écosystémiques (SE), définitions et éléments de description **10**

Introduction **10**

1. Services écosystémiques: définitions et typologies **10**

2. Services écosystémiques et disciplines: convergence ou divergence ? **14**

2.1. L'émergence d'une idéologie 16

2.2. Prémices d'une rhétorique chez les biologistes 16

2.3. Les SE comme « avatar » pour certains économistes 17

2.3.1. L'approche systémique à la faveur des SE 19

2.3.2. Vers la médiatisation des services écosystémiques 20

2.3.2.1. L'article de Costanza en 1997 21

2.3.2.2. L'évaluation des écosystèmes pour le millénaire MEA 24

2.4. Retour à la multidisciplinarité et « services cascades » 27

3. Incertitudes associées aux services écosystémiques **33**

3.1. Incertitudes conceptuelles 33

3.2. Incertitudes ontologiques 35

Conclusion : cadre conceptuel référentiel de la thèse **36**

Chapitre n°2 : Valeurs et méthodes d'évaluation **38**

Introduction **38**

1. Evaluation de la valeur intrinsèque : vision écocentrique **39**

1.1. Approche par caractérisation de la biodiversité 40

1.1.1. La richesse spécifique 41

1.1.2. Diversité spécifique (ou taxonomique) 42

1.1.3. Diversité fonctionnelle 43
1.2. Intégrité écologique 44
2. Evaluation de la valeur instrumentale : vision utilitariste 46
2.1. Approche ascendante : Approche par habitat 46
2.2. Approche descendante : Approche par services écosystémiques 47
2.3. Place aux approches d'évaluation 47
2.3.1. Evaluation économique 48
2.3.1.1. Méthodes directes 48
2.3.1.2. Méthodes indirectes 50
2.3.2. Evaluation socioculturelle 51
2.3.3. Evaluation écologique 52
Discussion et conclusion 54
Chapitre n°3 : Services écosystémiques et végétation urbaine 56
Introduction 56
1. Ville et enjeux écologiques : Quelles approches scientifiques ? 57
1.1. L'approche écosystémique ou l'approche par écosystème 57
1.2. Ecologie urbaine : Approche écologique pour appréhender la ville ? 61
2. Caractéristiques de l'écosystème urbain : un socio-écosystème 63
2.1. Climatologie urbaine 64
2.1.1. Ilot de chaleur urbain (ICU) 65
2.1.2. Atmosphère urbaine 66
2.2. Pollution atmosphérique urbaine 68
3. Les espaces végétalisés urbains 70
3.1. Biodiversité urbaine 72
3.2. Forêt urbaine 73
3.3. Interactions de la végétation urbaine 74
3.3.1. Interaction avec les éléments abiotiques : sol-végétation-atmosphère 74

3.3.2. Interaction avec les activités anthropiques 75
3.3.2.1. Un milieu de vie minéralisé 75
3.3.2.2. Piétinement et opération de gestion 76
4. Services écosystémiques et desservices rendus par la végétation urbaine.....77
4.1. Services d'approvisionnement 77
4.2. Services de régulation de l'air 77
4.3. Services culturels 78
4.4. Services de support 79
4.5. Desservices 79
5. Prise en compte de la multifonctionnalité et les SE par les politiques urbaines 80
Conclusion.....82
Chapitre n° 4 : Démarche scientifique 83
Introduction.....83
1. Problématiques 84
2. Objectifs et hypothèses.....85
3. Cheminement de la recherche 86
3.1. Définir le cadre conceptuel..... 86
3.2. Explorer 87
3.3. Contexte..... 88
3.4. Evaluer..... 88
3.4.1. Identifier l'approche d'évaluation 88
3.4.2. Sélectionner les habitats 89
3.4.3. Valeurs et outils d'évaluation..... 89
3.4.3.1. Etudier le fonctionnement des pelouses urbaines 90
3.4.3.2. Evaluer les services et desservices écosystémiques rendus par la végétation arborée 95
3.5. Choix du terrain d'étude : la ville de Strasbourg, pourquoi ? 109
4. Présentation du terrain d'étude : la ville de Strasbourg.....111

5. Acquisition des données 116

5.1. Données spatiales 116

5.2. Données floristiques/dendrométriques 117

5.3. Données numériques locales 117

5.4. Analyses statistiques des données 118

5.4.1. Les analyses uni (bi)variées 118

5.4.2. Analyses multivariées 120

Conclusion 121

Partie II : Cadre pratique 122

Chapitre 5 : Fonctionnement des communautés prairiales urbaines, vers l'appréhension de leur valeur intrinsèque 123

Introduction 123

1. Questionnements 125

2. Le protocole de suivi : quelques éléments de réflexion 127

3. Le protocole de suivi : mise en œuvre dans la ville de Strasbourg 130

3.1. Choix des sites d'étude 130

3.2. Contexte spatio-temporel 134

3.3. Facteurs anthropiques, environnementaux et édaphiques 134

3.4. Le plan d'échantillonnage 137

3.5. Relevés floristiques et création du tableau « relevés-espèces» 139

3.6. Agrégation des données 141

3.7. Interprétation des données 141

4. Résultats 141

4.1. Caractérisation de la flore prairiale des pelouses urbaines 141

4.1.1. Distinction de la végétation prairiale en fonction des spectres biologiques 141

4.1.2. Répartition des espèces prairiales en fonction de la famille 143

4.1.3. Caractérisation des espèces dominantes 143

4.1.4. Effet de l'abondance du Trifolium repens 145

4.2. Calcul des indicateurs de la biodiversité 146
4.2.1. Composition floristique 146
4.2.1.1. Richesse et diversité spécifique 146
4.2.1.2. Indice d'équitabilité 152
4.2.1.3. Indice de Dice 153
4.3. Compositions et structuration des communautés prairiales : qu'en sait-on de plus ? 154
4.4. Communautés prairiales et facteurs déterminants 157
5. Discussions et éléments de réflexion 161
5.1. Synthèses et discussions 161
5.1.1. Caractéristiques générales des pelouses urbaines 161
5.1.2. Les facteurs influençant le fonctionnement dynamique des pelouses urbaines 162
5.2. Que révèle la mise en place du protocole de suivi des communautés prairiales urbaines ? 165
5.2.1. Atouts et apports 165
5.2.2. Les limites et contraintes 167
5.2.2.1. La qualité des données 167
5.2.2.2. Le plan d'échantillonnage 167
5.2.2.3. Le recours aux indices de la biodiversité 168
5.2.3. Perspectives du protocole de suivi 168
Conclusion 169
Chapitre 6 : Evaluation de la valeur instrumentale, approche de modélisation 171
Introduction 171
1. Arbre : éléments historiques, dendrologiques et fonctions écologiques 172
1.1. Compartiments de l'arbre 174
1.2. Fonctions écologiques 174
1.2.1. La photosynthèse 175
1.2.2. La respiration 175

1.2.3. La transpiration 175
1.2.4. Mécanisme d'émission des COV 177
1.2.5. Dépôt sec 178
2. Questionnements 179
2.1. Comment évaluer les services et les desservices écosystémiques rendus par la végétation urbaine ? 179
2.2. Autour de quels critères se construit l'appréhension de la valeur instrumentale de la végétation urbaine ? 179
3. Le modèle i-Tree Eco 180
3.1. Configuration du modèle 180
3.1.1. Contexte espace-temps 181
3.1.2. Variables atmosphériques et météorologiques 181
3.1.3. Mesures de terrain 182
3.1.3.1. Données générales 184
3.1.3.2. Données relatives aux arbres 184
3.1.3.3. Données dendrométriques 186
3.2. Principes de la modélisation 190
4. Application à l'échelle de la ville de Strasbourg 191
4.1. Choix des classes d'occupation du sol 192
4.2. Nombre de placettes 195
4.3. Travail de terrain et saisie des données 197
Conclusion 199
Chapitre 7 : Services de régulation de la qualité de l'air rendus par les arbres urbains, application et validation 201
Introduction 201
1. Caractérisation de la végétation arborée de la ville de Strasbourg 202
1.1. Structure de la végétation arborée 202
1.2. Composition de la végétation arborée strasbourgeoise 206

1.3. Surface et biomasse foliaires 209

2. Les services de régulation de l'air rendus par les arbres urbains de Strasbourg 211

2.1. Stockage et séquestration du carbone 211

2.2. Elimination des polluants atmosphériques 223

3. Desservices: émissions des composés organiques volatils 228

4. Validation du modèle 233

5. Synthèses et Discussions 239

5.1. Synthèses et éléments de réflexion 239

5.2. L'approche mise en place apporte-t-elle des réponses à nos questionnements ? ... 243

5.3. Atouts, limites et perspectives 245

Conclusion 247

Conclusion générale 249

Références bibliographiques 254

Annexes 268

Listes des figures 315

Liste des tableaux 321

Table de matière 324

Wissal SELMI

Services écosystémiques rendus par la végétation urbaine

Application d'approches d'évaluation à la ville de Strasbourg

Résumé
Le défi de ce travail réside dans l'application conjointe de deux approches d'évaluation de la double-valeur des espaces végétalisés urbains (EVU) en s'inscrivant dans une dimension dualiste «éco-anthropocentrique ». Cette posture a permis d'appréhender le fonctionnement de ces espaces et d'en quantifier les services et desservices écosystémiques rendus à la société humaine. Ces deux approches se sont basées sur une démarche ascendante fondée sur la caractérisation de deux types de végétation : les pelouses et les arbres urbains. Le manque de connaissance sur le fonctionnement des pelouses urbaines a imposé la mise en place d'un protocole de suivi permettant d'établir un état des lieux initial sur les communautés prairiales qui s'y installent et sur leur dynamique. Bien qu'il n'ait révélé qu'une partie du fonctionnement de la flore prairiale, le protocole de suivi a eu le mérite d'en déterminer sa composition et sa structuration en précisant l'impact de plusieurs facteurs environnementaux et anthropiques. Quant à la végétation arborée, elle a été étudiée en quantifiant les services et desservices écosystémiques en appliquant le modèle i-Tree Eco. Fondé sur des indicateurs biophysiques le modèle a fourni des informations sur le taux de stockage et de séquestration du carbone, le taux d'élimination des polluants atmosphériques et le taux d'émissions biogéniques par les arbres urbains. Bien que le recours au modèle soit empreint d'incertitude, il a permis de démontrer le rôle des arbres dans l'amélioration de la qualité de l'air. Mais, pour parvenir à rendre efficacement ce service, la plantation et la gestion des arbres peuvent être intégrées dans une réflexion de planification plus globale. L'objectif opérationnel d'une telle thèse ne se conçoit que par l'apport de connaissances concrètes à disposition des acteurs de terrain. Nous avons donc tenté de fournir quelques indications à ce propos, alliant ainsi recherche et dissémination des connaissances acquises.

Mots-clés : espaces végétalisés urbains, fonctions, services écosystémiques, évaluation écologique, protocole de suivi, modèle i-Tree Eco

Abstract
This research work provides two assessment tools based on both ecocentric and anthropogenic approaches. We argued that these approaches are complementary and they lead not only to understand ecological functions of urban green spaces but also to quantify ecosystem services provided to society. Based on bottom up approach, two urban habitats were assessed: lawns and urban forest. Due to the lack of knowledge about ecological functions of urban lawns, it was required to implement a monitoring protocol that helps to provide a baseline and measure the changes of flora composition and structure across urban green spaces. Although monitoring protocol had some limitations, it intended to highlight the response of lawn flora to environmental patterns and to particular human activities such as management techniques and trampling. Urban forest was assessed by quantifying it structure and some ecosystem services and desservices using i-Tree model Eco. Based on biophysical indicators, the model quantify the total carbon stored and the annually carbon sequestered, the annually amount of pollution removal, and the annually amount of biogenic emissions by trees. Although some uncertainty remains about the application of this model, it was shown that urban trees improve local air quality. However, to alleviate air pollution within urban area, planting and managing trees should be associated with an integrative planning strategy that takes into account other factors.
Our study also incorporates operational items, so we have tried to provide some guidance to planners and green spaces managers with reference to our assessment results.
Keywords: urban green spaces, functions, ecosystem services, ecological assessments, monitoring protocol, i-Tree Eco model.