



THÈSE

Pour obtenir le grade de
Docteur

Thèse en cotutelle



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI
DI NAPOLI FEDERICO II

Délivré par **Université Paul Valéry Montpellier 3**

Préparée au sein de l'école doctorale **60**
Et de l'unité de recherche **CEFE - Centre d'Ecologie
Fonctionnelle et Evolutive**

Spécialité : **Biologie des populations et Ecologie**

Présentée par **Vittoria Milano**

**Effets de la mosaïque paysagère proche, de
l'histoire et des pratiques de gestion locale sur les
communautés taxonomiques et fonctionnelles des
collemboles du sol des parcs urbains méditerranéens :
Les cas de Naples (Italie) et Montpellier (France)**

Soutenue le 9 octobre 2017 devant le jury composé de

PR. CORTET Jérôme , Université Paul Valéry Montpellier 3,	Directeur de thèse
PR. Associato MAISTO , Giulia Università degli studi di Napoli Federico II,	Co-directeur de thèse
PR. Ordinario FIORETTO Antonietta , Università degli studi della Campania Luigi Vanvitelli,	Rapporteur
SRSCI MORETTI Marco , Swisse Federal Research Institute WSL,	Rapporteur
Pr. DECAËNS Thibaud , Université Montpellier,	Examineur
RESSCI DE NICOLA Flavia , Università degli studi del Sannio Benevento,	Examineur
RESSCI MONACI Fabrizio , Università degli studi di Siena 1240 Examineur	Examineur
Mcf PERNIN Céline , Université Lille 1,	Examineur





UNIVERSITÀ DEGLI STUDI
DI NAPOLI FEDERICO II

Thèse en cotutelle

Présentée à

Université Paul Valéry Montpellier 3

Ecole Doctorale 60 Territoires, Temps, Sociétés et Développement

Par Vittoria Milano

POUR OBTENIR LE GRADE DE DOCTEUR

SPÉCIALITÉ : Biologie des populations et Ecologie

Effets de la mosaïque paysagère proche, de l'histoire et des pratiques de gestion locales sur les communautés taxonomiques et fonctionnelles des Collemboles du sol des parcs urbains méditerranéens :

les cas de Naples (Italie) et Montpellier (France)

The effects of the neighboring landscape patterns, park history and local management on taxonomic and functional Collembola communities in soils of Mediterranean urban parks:

Naples (Italy) and Montpellier (France) study cases

Devant la commission d'examen formée de :

PR. Ordinario FIORETTO Antonietta, Università degli studi della Campania Luigi Vanvitelli, Rapporteur

SRSCI MORETTI Marco, Swisse Federal Research Institute WSL, Rapporteur

Pr. DECAËNS Thibaud, Université Montpellier, Examineur

RESSCI DE NICOLA Flavia, Università degli studi del Sannio Benevento, Examineur

RESSCI MONACI Fabrizio, Università degli studi di Siena 1240, Examineur

Mcf PERNIN Céline, Université Lille 1, Examineur

PR. CORTET Jérôme, Université Paul Valéry Montpellier 3, Directeur de thèse

PR. Associato MAISTO, Giulia Università degli studi di Napoli Federico II, Co-directeur de thèse

Acknowledgements

This thesis is the result of a long, hard and passionate personal work. But it also resulted from the significant contributions of numerous people I would like to thank. I hope I have not forgotten anyone.

First of all, I would like to thank the **Université Paul Valéry Montpellier 3** for funding my PhD grant.

I would like to thank my two supervisors. I am grateful to **Giulia Maisto** for understanding my desire to live a PhD experience abroad, and for supporting me in the delicate transition period between Italy and France. Equally, I am grateful to **Jérôme Cortet** for hosting me in his research group in Montpellier, and for teaching me how to explore the Springtails' universe.

I would like to thank my steering committee, **Jean-Pierre Lumaret**, **Pierre Jay-Robert**, **Johanne Nahmani**, **Florence Dubs**, **Sandro Strumia**, **Daniela Baldantoni** for proposing interesting scientific questions and suggestions.

I would like to express my sincere gratitude to **Jean-Pierre Lumaret** for his moral support during these years, it was very important to me.

Thanks to **Florence Dubs** for her contribution in my statistical and landscape ecology apprenticeship.

Many thanks to **Johanne Nahmani** for the exchanges we had about species traits and for introducing me to the BETSI project. I also would like to thank all the other BETSI colleagues for allowing me to use their trait data.

Very special thanks to **Sandro Strumia** and **Daniela Baldantoni** for their kindness and generosity, as well as for all the scientific and moral support they provided me during these four years. Your help was priceless. Thank you for the long and frequent discussions we had on skype, and for your contributions which have considerably helped me improving my work.

Thank you to **Cyril Bernard** for the precious guidance during my cartographic work. Thanks as well to **Antonio Croce** who was a great source of comfort to me in Caserta University and via skype, thank you for the unstoppable help in GIS techniques.

Other very special thanks are addressed to **Alessandro Bellino** for passing down to me knowledges, friendly advices and *savoir-faire* in statistics. I own you for the great patience, but I hope you enjoyed the working time spent with me, as much as I did.

I wish to express my sincere thanks to **Bruno Buatois** and **Raphaëlle Leclerc** for their guidance at the PACE platform, facilitating the soil physico-chemical analyses, and for making them running as fast as possible.

I would like to thank **Naples** and **Montpellier municipalities** for showing an interest in my researches and for allowing me to sample soils in their parks. I am especially grateful to **Michel Bonnet** and **Stéphanie Grosset**, in charge of the Montpellier public parks, who shared with me precious data. I would like to thank all the **Naples' park administrators** and **gardeners** for the so kind hospitality they offer me and for sharing important historic and management information. In

particular, I wish to thank **Stefano Ciocchi** and his colleague **Giovanni**, in charge of the Riserva Naturale degli Astroni, as well as people in charge of the parco di villa Letizia at Naples. I really appreciated your efforts, especially for allowing me to sample in periods when these parks are usually closed to public.

Many thanks to **William Perrin** and **Sayuri Kiyota**, very generous and funny friends, who helped me during soil sampling at Montpellier.

I would like to thank **Philippe Chatelet** for your suggestions and help to improve English in my manuscripts.

I would like to thank all current and past members of the team “Ecologie des Systèmes Anthropisés” for the nice moments shared together. In particular, I am using this opportunity to express my gratitude to everyone who kindly supported me throughout the course of this period: **Sylvain Pioch, Nassera Kadiri, Eric De Stordeur, Fredric Baldacchino, Martine Feugray, Prudenciène Agboho, Agnès Mechin, Olivier Bonato, Gérard Duvallet**.

I was very glad and lucky to share most of my PhD time with my dear friends **Céline Jacob** and **Alfonsina Arriga Jimenez**.

I also would like to thank my students: it has always been beautiful to interact with you during these three years, representing my first teaching experience. It always represented for me a very special moment of “escape” from the hard work and all the struggle of my research.

I would like to thank **Olivier Jimenez** for listening and supporting me.

Finally, I wish to express my sincere gratitude to jury members **Marco Moretti, Antonietta Fioretto, Thibaud Decaëns, Flavia De Nicola, Céline Pernin** and **Fabrizio Monaci** for accepting to revise my PhD manuscript.

Cette thèse n’a pas été simplement une expérience de travail, mais surtout une immense expérience de vie. Pour cela, je ne pourrais jamais oublier toutes les belles personnes qui j’ai rencontrées ici à Montpellier depuis mes tous premiers jours, et avec qui j’ai partagé tant de moments très importants pour moi.

Je voudrai remercier du fond du cœur tous mes amis **Pascal, Anna, Timothée, Marie, Nicolas, Clément, Yvan, Nicolas, Julie, Gaël, Diala, Ingrid, Chiara, Romain, Flavio** et **Sandrine** pour leur soutien sincère, leurs conseils et leur gentillesse, mais surtout pour leur capacité à me restaurer de toute la fatigue et des adversités rencontrées pendant la thèse. Jour après jour, vous tous devenez plus importants pour moi.

Je tiens également à remercier tous les membres de la **famille Moisy** qui m’encouragent et m’offrent une belle part de bonheur.

Je remercie les médecins qui j’ai eu la chance de rencontrer et qui m’ont remis sur pied lorsque j’en avais besoin.

Je remercie le Seigneur pour ne m’avoir jamais fait manquer de persévérance et de force mentale pour terminer cette thèse.

Ringrazio i miei cari e vecchi amici **Fabio**, **Mimmo** e **Imma** ogni volta nel rivedervi a Napoli è stato come una sana boccata d'ossigeno dopo un'apnea. Nessun filtro con voi ma solo leggerezza e goliardia!

Concludo ringraziando le mie zie **Aurelia** e **Maria**, mio cognato **Emilio** e la mia bellissima famiglia: mio padre **Enzo**, mia madre **Franca** e mia sorella **Mariantonietta**. Il Signore non poteva darmi ricchezza più grande che avere voi in questa vita. Io ho avuto la fortuna di avere un padre che ha sempre rispettato la mia libertà di pensiero e azione. Io sono stata benedetta dall'avere la più dolce delle madri, disposta a tutto pour di vedere le sue figlie felici. E mia sorella complice perfetta in qualsiasi avventura, migliore amica di sempre. Io vi sarò eternamente grata per aver sempre sostenuto le mie scelte, per avermi sempre incoraggiato ad andare avanti e a tenere duro in questo arduo cammino. Grazie per aver condiviso e capito ogni momento di questo mio stare qui in Francia. Voi siete i miei più fervidi sostenitori. Grazie per non avermi mai fatto sentire lontana da casa, nonostante i lunghi chilometri che ora ci separano, grazie per tutti i sacrifici che voi fate per me, grazie per il vostro inarrestabile aiuto. Anche quello nel lavoro: senza di voi non avrei mai potuto campionare a Napoli e completare le mie ricerche. Vi amo con tutto il mio cuore.

Du fond de mon cœur, je dis merci à mon compagnon **Cédric Moisy**, qui a réussi à être à mes côté chaque jour et à comprendre tous mes besoins. Ton amour inconditionnel, ton soutien, ton aide et ton estime dans le travail que j'ai accompli ont été pour moi fondamentaux. Sans toi, je n'aurai jamais atteint une telle croissance. Surtout, un énorme merci pour tous les efforts que tu as fait en te plongeant avec moi dans la rédaction de la thèse: sans ton aide je n'aurai jamais pu terminer l'écriture de ce manuscrit. Malgré l'éloignement de nos thématiques de recherche, les échanges scientifiques que nous avons eus ont été parmi les plus intéressants, intenses, pertinents et stimulants. Ils m'ont permis d'avancer plus loin dans mes connaissances et d'accroître mes capacités de travail. Merci de ne m'avoir jamais abandonnée. Pour toutes ces raisons, je te remercie infiniment.

L'ultimo pensiero lo rivolgo ad una piccola donna, di tutt'altri tempi, austera e taciturna ma inarrestabile, sempre. Fiera di portare il tuo nome.

Sommaire

Glossaire.....	3
Partie I Introduction	6
Chapitre 1.1: Les parcs urbains, un carrefour entre écologie urbaine et écologie du paysage.....	6
1.1.1 L’urbanisation, un thème qui s’impose.....	6
1.1.2 L’infrastructure verte et les services écosystémiques	7
1.1.3 Les parcs et jardins urbains	9
1.1.4 La connectivité, un concept emprunté à l’écologie du paysage.....	10
1.1.5 Les sols urbains.....	12
1.1.6 La contamination des métaux dans les sols urbains.....	14
Chapitre 1.2: Comment intégrer les connaissances taxonomiques et fonctionnelles de la biodiversité du sol pour mieux la préserver.	17
1.2.1 Les processus intervenant dans l’assemblage des communautés	17
1.2.2 La faune du sol remplit des fonctions majeures	21
1.2.3 Les Collembolles: un modèle biologique pertinent pour étudier les sols	24
1.2.4 Peu de travaux traitant des effets de l’urbanisation sur les communautés de Collembolles	28
1.2.5 Les effets de la mosaïque paysagère sur les communautés de Collembolles	30
Partie II Structure des travaux de la thèse.....	33
Chapitre 2.1: Objectifs, hypothèses et structure de la thèse.....	33
2.1.1 Objectifs et hypothèses de la thèse	33
2.1.2 Structure des travaux scientifiques	35
Chapitre 2.2: Matériels et Méthodes	37
2.2.1 Deux villes, deux scénarios urbains.....	37
2.2.2 Le choix des parcs	38
2.2.3 Le plan d’échantillonnage.....	40
2.2.4 Compte-rendu sur les analyses	41
Partie III Résultats.....	43
Chapitre 3.1: Impact de la mosaïque paysagère urbaine sur les communautés de Collembolles. ..	43
Chapitre 3.2 : Impact de l’histoire des parcs et de leurs pratiques de gestion courantes sur les communautés de Collembolles.....	45

Chapitre 3.3: Réponses taxonomiques et fonctionnelles des communautés de Collemboles face à l'intensification des pratiques courantes des habitats boisés des parcs urbains méditerranéens....	49
Partie IV Discussion générale, conclusions et perspectives	77
Chapitre 4.1 : Discussion générale	77
4.1.1 Quelle échelle d'étude pour les Collemboles	77
4.1.2 Les dynamiques temporelles et les pratiques de gestion courantes	78
4.1.3 Les sols urbains et leurs propriétés abiotiques	81
4.1.4 Les difficultés rencontrées pendant la thèse	83
4.1.5 Conclusions générales	85
Chapitre 4.2 : Perspectives de la thèse	88
4.2.1 Poursuite du travail	88
4.2.2 Les parcs urbains dans une approche plus holistique	89
Références bibliographiques.....	92

Glossaire

Anthrosols. Sols fortement impactés par les activités humaines, en particulier par des pratiques agricoles issues des siècles passés. Il peut avoir pour origine tous les types de sols parentaux (IUSS Working Group WRB, 2014).

Biomagnification. Processus selon lequel un élément ou une molécule xénobiotique (médicament, pesticide, métaux lourds, etc.), une fois entré(e) dans la chaîne trophique, augmente en concentration dans les tissus biologiques, puisque les organismes concernés ne disposent pas d'un mécanisme métabolique permettant son expulsion rapide ou sa dégradation. Par conséquent, à chaque échelon de la chaîne trophique son accumulation devient de plus en plus importante (bioconcentration).

Complementary resource use hypothesis. Les espèces présentes dans un environnement hétérogène profitent d'une meilleure disponibilité en ressources que celles qui vivent dans un environnement simplifié, notamment en raison des différentes niches écologiques propres à chaque espèce. Cela induit une réduction de la juxtaposition des niches (et donc moins de concurrence) entre les espèces au sein de la communauté, et augmente les performances dans un processus écosystémique donné (Tilman *et al.*, 1997).

Composition paysagère. Composante de l'hétérogénéité du paysage qui vise à exprimer la quantité de classes de patches (Mcgarigal, 2014).

Configuration paysagère. Composante de l'hétérogénéité du paysage qui vise à exprimer la disposition spatiale, les formes géométriques, les tailles et les distances entre les classes de patches (Mcgarigal, 2014).

Développement durable. Développement économique (qui n'est pas synonyme de croissance économique) et social qui apporte une amélioration de la qualité de la vie, sans excéder les capacités de support des écosystèmes, sur lesquels il s'appuie (Tiezzi and Marchettini, 1999).

Fitness. Quantification du succès reproductif d'une espèce en fonction de son génotype ou phénotype.

Infrastructure verte. Réseau interconnecté d'espaces verts protégés capables de conserver la biodiversité et de fournir des services écosystémiques. De façon équivalente, ce concept a été appliqué aux eaux et aux zones humides (« infrastructure bleue ») (Benedict and McMahon, 2006).

Mass ratio hypothèses. Au sein d'une communauté, la contribution relative de chaque espèce aux processus écosystémiques serait proportionnelle à son abondance relative. Cela implique que les espèces dominantes impactent davantage les processus écosystémiques, et souligne que la composition en espèces est plus importante que la richesse en espèces pour influencer un processus donné (Grime, 1998).

Métapopulation. Au sein de la même espèce, groupe constitué par plusieurs populations qui vivent séparément mais qui peuvent interagir entre elles à une échelle donnée (Levins, 1969).

Niche potentielle. Plus grande niche écologique qu'une espèce peut théoriquement occuper en l'absence de compétiteurs et de ressources limitantes (Pocheville, 2015).

Niche réalisée. Niche écologique qu'une espèce occupe effectivement, résultant de la compétition inter- et intra-espèces (Pocheville, 2015).

Patch. Unité la plus petite et homogène qui compose un paysage donné (Mcgarigal, 2014).

Paysage. Zone du territoire complexe et hétérogène, caractérisée par une mosaïque de patchs en interaction à une échelle donnée (Mcgarigal, 2014).

Services écosystémiques. Bénéfices rendus directement (services culturels, d'approvisionnement et de régulation) et indirectement (services de support) à l'Homme par la biodiversité, et donc par les écosystèmes. Ils contribuent à la santé, au bien-être et à la qualité de vie des populations, influençant également les relations sociales entre les individus, et la liberté de choix et d'action de l'Homme (MEA, 2005).

SUITMAs (Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and military Areas). Groupement de sols fortement anthropisés, notamment les sols urbains, industriels, routiers, miniers et militaires. Cet acronyme provient de l'activité d'un groupe international de scientifiques qui s'est constitué en 1998 au sein de l'International Union of Soil Sciences (IUSS) à Montpellier. Les vocations principales du groupe sont de favoriser l'interdisciplinarité autour des sols fortement affectés par les activités anthropiques et d'augmenter l'impact des sciences du sol vis-à-vis des processus décisionnels du développement du territoire.

Technosols. Sols dont la pédogenèse a été fortement impactée par des origines techniques. Ils sont composés par une importante quantité d'artefacts (au moins 20% sur les premiers 100 cm du profil) ou ils sont imperméabilisés par une couche d'asphalte ou d'autres matériaux (IUSS Working Group WRB, 2014).

Urban densification (densification urbaine). Modèle d'urbanisation qui privilégie le développement des villes sous une forme compacte, composée par un tissu urbain dense à usage mixte, limitant la consommation du territoire dans les zones périphériques.

Urban heat island (îlots de chaleur urbains). Phénomène qui produit un microclimat typique en ville et qui se caractérise par une augmentation des températures par rapport à celles enregistrées en périphéries ou dans des zones rurales adjacentes. Il est provoqué par: la présence massive de surfaces en ciment et en asphalte, l'intensité des activités anthropiques, la présence de grands bâtiments qui modifient les courants éoliens et réduisent la dispersion de la chaleur créée par le rayonnement thermique. Ses effets deviennent plus importants en été et en hiver ou lorsque le vent est faible.

Urban sprawl (étalement urbain). Modèle d'urbanisation qui se caractérise par une expansion principalement horizontale, avec une faible densité des immeubles résidentiels et commerciaux. Il sous-entend une utilisation souvent inefficace du territoire, des ressources et de l'énergie.

PARTIE I

Introduction

Partie I Introduction

Chapitre 1.1: Les parcs urbains, un carrefour entre écologie urbaine et écologie du paysage

1.1.1 L'urbanisation, un thème qui s'impose

A l'instar des effets du changement climatique, de l'introduction d'espèces invasives, de la pollution ou encore de la surexploitation des ressources naturelles par l'Homme, l'**usage des sols** est désormais cité dans la liste des causes les plus importantes déterminant la perte de biodiversité en cours sur notre Planète (MEA 2005). Depuis la révolution industrielle, le phénomène d'urbanisation a en effet joué un rôle central dans les changements d'usage du sol, conséquence des transferts massifs de populations des habitats ruraux vers les villes. En 2010, les Nations Unies ont notamment estimé que les zones urbaines accueillaient la moitié de la population mondiale, et il a été prédit que cette proportion augmenterait jusqu'à 20% d'ici à 2050 (United Nations, 2013). Face à cette croissance, nous assistons à la fois à une densification et à une expansion des aires urbaines, dont les conséquences environnementales sont le plus souvent néfastes.

Deux modèles d'urbanisation: urban sprawl vs urban densification

L'étalement urbain horizontal, mieux connu sous le nom de « **urban sprawl** », implique une forte consommation du territoire, ainsi qu'une densité des immeubles résidentiels et commerciaux plutôt faible. Très populaire aux Etats-Unis, l'*urban sprawl* présente pourtant plusieurs problèmes découlant de ce type d'urbanisation, notamment une utilisation inefficace des ressources, du territoire et de l'énergie provoquant une dégradation environnementale, une perte de biodiversité et une inégalité sociale (Haaland and van den Bosch, 2015).

A l'inverse, l'« **urban densification** » est une appellation initialement utilisée pour caractériser les « **smart cities** », c'est-à-dire des villes ayant une forme compacte, plus soutenable. Ce modèle d'urbanisme visait au départ à réduire les inconvénients typiques de l'*urban sprawl*, en

encourageant un tissu urbain dense et à usage mixte, efficace dans les transports en commun et qui favorise les déplacements à pied et en vélo. Toutefois, ce type d'urbanisation n'est pas non plus dénué d'inconvénients, et il est régulièrement critiqué pour la faible qualité de vie qu'il propose aux citoyens. En effet, ces villes deviennent rapidement des sites à fort trafic, pollués et proposant une faible surface consacrée aux espaces verts (Haaland and van den Bosch, 2015).

Les effets de l'urbanisation

Les effets de l'urbanisation sur la biodiversité et les écosystèmes ont en général une portée très vaste (Niemelä *et al.*, 2013; Pickett *et al.*, 2011). *De facto*, l'urbanisation modifie les écosystèmes existants et en crée de nouveaux, uniques. Le résultat peut être variable, aboutissant parfois à une homogénéisation biotique, provoquée par l'arrivée d'espèces exogènes opportunistes qui supplantent les espèces locales; mais aussi parfois à un enrichissement local de la biodiversité (Alfsen *et al.*, 2013; McKinney, 2002; Pickett *et al.*, 2011). Longtemps ignorés par la communauté scientifique, les systèmes urbains sont aujourd'hui perçus comme des sites dans lesquels il est possible de conserver la biodiversité par des mesures de gestion mieux adaptées. Pour ce faire, il est fondamental de comprendre les relations entre les schémas spatio-temporels déterminés par l'urbanisation et les processus écologiques (Wu, 2008). Cela reste actuellement un grand défi à relever, notamment pour imaginer des solutions qui favoriseraient un développement durable (Wu, 2008). En effet, les systèmes urbains sont particulièrement complexes, puisqu'une multitude de perturbations interviennent au cours du temps à une petite échelle. L'histoire du site et les pratiques de gestion sont deux facteurs importants permettant parfois d'expliquer la présence d'une richesse locale en espèces élevée, malgré la perte d'habitats et l'augmentation des surfaces imperméabilisées (Sattler *et al.*, 2011).

1.1.2 L'infrastructure verte et les services écosystémiques

Au cours de l'urbanisation, des zones agricoles ou semi-naturelles (forêts, landes, milieux ouverts) peuvent être parfois épargnées par la construction et devenir des îlots verts, pourtant entourés d'une matrice urbaine qui est hostile à la survie de la plupart des organismes végétaux et animaux. Dans ce cas, ces îlots verts peuvent avoir une nouvelle vocation et faire partie d'une ***infrastructure verte***. Apparue aux Etats-Unis à la fin des années 90', cette notion fait référence à un réseau interconnecté d'espaces verts protégés capables de conserver la biodiversité et de fournir des ***services***

écosystémiques (Benedict and McMahon, 2006). Les jardins potagers, les parcs, les pelouses, les parterres de fleurs, les berges et les zones en friche sont tous potentiellement des composants de l'infrastructure verte. La biodiversité présente dans ces habitats urbains nous fournit certains services écosystémiques qui améliorent considérablement le bien-être et la santé des citoyens (Nowak *et al.*, 2008). Les bénéfices que ces derniers peuvent tirer de la présence d'une infrastructure verte multifonctionnelle sont les suivants:

1) Services culturels

- *Fournir des espaces récréatifs*: l'augmentation du nombre et de la surface des espaces verts urbains encourage les citoyens vivant dans le voisinage à pratiquer des activités physiques régulières, au bénéfice des populations les plus sensibles, comme les personnes âgées et les enfants (Ellaway *et al.*, 2007; Gong *et al.*, 2014).
- *Améliorer le bien-être mental et réduire le stress*: il a été prouvé que regarder un paysage vert depuis la fenêtre de leur bureau peut augmenter les performances des travailleurs en restaurant leurs capacités d'attention et de production, tout en réduisant le stress (Bird, 2007).
- *Eduquer les citoyens à la nature*: Une gestion participative des espaces verts urbains sensibilise les citoyens à l'environnement et aux services écosystémiques. Elle favorise également une diversité humaine à travers l'engagement des personnes issues de milieux sociaux différents (Lovell and Taylor, 2013).

2) Service de production

- *Production vivrière*: Les fermes communautaires, jardins et toits potagers et autres milieux productifs permettent le développement d'une agriculture urbaine (Lovell, 2010).

3) Services de régulation

- *Améliorer la qualité de l'air,*
- *Contrôler le ruissellement des eaux pluviales,*
- *Amortir la pollution sonore,*
- *Absorber l'excessive production de CO₂,*
- *Régler le microclimat,*

La composante végétale, surtout arborée, peut filtrer les polluants atmosphériques, amortir le phénomène d'« *urban heat island* », réduire les inondations en ralentissant et en retenant les eaux pluviales, mais également séquestrer le carbone (Nowak *et al.*, 2008; Ozer *et al.*, 2008).

1.1.3 Les parcs et jardins urbains

Les parcs et les jardins urbains constituent les surfaces vertes les plus importantes en ville, où les citoyens expérimentent souvent leurs premiers contacts avec la nature (Standish *et al.*, 2013). Toutefois, leur intérêt écologique passe parfois au second plan, puisque ces surfaces sont le plus souvent créées dans un but purement esthétique, à la manière d'un « *mobilier* » urbain.

Généralement, les parcs et les jardins urbains sont composés par de nombreuses variétés végétales à très faible densité par rapport à des milieux naturels ou semi-naturels. Ces variétés sont sélectionnées principalement pour leurs qualités ornementales (couleur des fleurs, durée de floraison, etc.), généralement sans considérer leur intérêt botanique, écologique ou horticole (Quigley, 2013). Les pratiques de gestion pourraient aboutir à une simplification du couvert végétal et pourraient réduire la quantité de matière organique morte qui retourne au sol (Norton, 2011). L'élimination du sous-bois et le remplacement des zones boisées par des pelouses pourrait occasionner des changements drastiques, non seulement sur la quantité et la qualité des matières organiques, mais aussi sur le processus de régulation du microclimat. En effet, une surface arborée peut filtrer la plupart de la radiation ultraviolette avant qu'elle atteigne le sol. Elle provoque donc une diminution de la température plus importante qu'une simple prairie. Ainsi, la présence de parcelles arborées, plus que celle des pelouses ou d'autres milieux ouverts, contribue à amortir plus efficacement le phénomène des *îlots de chaleur* typiquement rencontré en ville (Gill *et al.*, 2007; Pickett *et al.*, 2011).

Puisqu'un parc urbain doit généralement proposer un certain nombre d'activités ludiques, il en dérive une composition très diversifiée de son espace. Nous y retrouvons régulièrement des aires de jeux pour les enfants, des zones destinées aux sportifs, des aires de pique-nique ou encore des espaces consacrés aux animaux domestiques, etc. En conséquence, l'aménagement des espaces (le renouvellement des plantations ornementales, le remaniement du sol et la création de surfaces bétonnées, etc.) peut perturber la fonctionnalité du site. Par exemple, une instabilité du substrat est observée lorsque des travaux de remaniement du sol ont lieu, avec des conséquences importantes pour la faune du sol (Devigne *et al.*, 2016). Inévitablement, la fréquentation et les activités

humaines modifient ces habitats, à la fois en termes de propriétés du sol (hydratation, compaction, contenu en matières organiques) et de caractéristiques de la couverture végétale (richesse en espèces, hauteur des strates végétales) (Sarah *et al.*, 2015).

Pourtant, de récentes études ont mis en évidence qu'il existe des méthodes de gestion de la végétation qui peuvent garantir ou augmenter la conservation de la biodiversité dans les espaces verts urbains (Fontana *et al.*, 2011; Politi Bertoncini *et al.*, 2012; Threlfall *et al.*, 2016). Ainsi, Threlfall *et al.* (2016) assurent pouvoir augmenter la richesse en chauves-souris et en oiseaux dans les parcs urbains de Melbourne en accroissant la proportion de végétation indigène, ainsi que la densité des arbres et la complexité du sous-bois.

En outre la diversité biologique peut être restaurée à travers des mesures précises qui se concilient, aux exigences humaines. Par exemple, une couverture herbeuse peut assurer une richesse en espèces d'aranéides et d'insectes assez élevée si cet habitat est bien diversifié et caractérisé par une fréquence de fauche faible (Sattler *et al.*, 2010). Ces espaces verts ayant des structures de végétation plus complexes et diversifiées, et moins de surfaces imperméables, sont beaucoup plus appréciés par les citoyens que les espaces présentant une couverture végétale plus simple et fragmentée (Home *et al.*, 2009).

1.1.4 La connectivité, un concept emprunté à l'écologie du paysage

L'urbanisation provoque la fragmentation du paysage, imposant des surfaces imperméables et hostiles à la survie de la plupart des espèces (Clergeau and Blanc, 2013). Pourtant, la continuité des espaces verts représente une nécessité écologique fondamentale pour atteindre une planification durable du territoire urbain et faire des villes des réservoirs de biodiversité (Opdam *et al.*, 2006). Ce concept est au cœur de l'écologie du paysage, discipline qui vise à réaliser, restaurer ou améliorer la dispersion des espèces et à supporter les dynamiques des métapopulations.

Quelques définitions, d'après McGarigal (2014)

En ville la *matrice* est constituée par les surfaces artificielles, car correspondent au type de *patch* le plus abondant et le plus connecté du le *paysage* urbain. Elle joue donc un rôle déterminant dans la fonctionnalité du paysage considéré. Ce dernier correspond à une zone du territoire complexe et hétérogène, caractérisée par une mosaïque de *patches* en interaction à une échelle donnée.

Un *patch* est une unité relativement discrète et homogène du paysage, détectable à une certaine échelle, pour le phénomène écologique que nous souhaitons évaluer. Par exemple, dans une carte

d'usage du sol, un polygone ou un pixel, quel que soit le format des données, représente un patch. Le but de cette représentation est de pouvoir décrire la structure paysagère en termes de *composition* et *configuration* de la mosaïque des patchs. Les types de patchs sont généralement identifiés à travers un travail de photo-interprétation réalisé à partir d'images aériennes.

Comment quantifier l'hétérogénéité du paysage

En ville, la mosaïque paysagère peut être très complexe. Quantifier cette hétérogénéité du paysage en termes de *composition* et de *configuration*, et en étudier ensuite les effets sur les structures des communautés ou sur les dynamiques des populations d'un organisme est devenu aujourd'hui une étape importante en matière d'écologie urbaine et de développement durable.

Grâce à l'amélioration croissante des technologies SIG (Systèmes d'Informations Géographiques) et au développement des techniques de quantification de la mosaïque paysagère, une multitude de métriques a été mise au point. Leur choix oriente l'étude des relations entre la mosaïque paysagère et les processus écologiques considérés. Ces métriques permettent de quantifier des caractéristiques spatiales spécifiques des patchs, des classes de patchs ou de toute la mosaïque paysagère considérée. Nous pouvons distinguer deux catégories d'algorithmes différentes: celles qui mesurent la composition du paysage et celles qui quantifient la configuration spatiale du paysage.

- La **composition** consiste à mesurer la quantité de chaque classe de patch qui est présente dans le paysage. La plupart de ces métriques sont dérivées des indices de biodiversité utilisés en écologie des communautés. Dans ce domaine, nous retrouverons donc des mesures de richesse, de diversité et d'équitabilité, ainsi que le pourcentage d'abondance pour chaque classe de patch.
- La **configuration** est la prise en compte de la forme et de la taille des patchs dans le paysage, de leur arrangement dans l'espace et de leur orientation. Il est également possible de mesurer les relations entre les patchs et les différentes classes de patchs.

La vision multi-échelle du paysage

Toutefois, la perception de la fragmentation du paysage n'est pas la même selon l'espèce considérée, puisque chacune possède sa propre vision du paysage qui l'entoure. La Figure 1 illustre la vision multi-échelle du paysage selon ces diverses perspectives. Chaque espèce mesure l'environnement selon la disponibilité des habitats et des ressources, et selon ses propres capacités cognitives et de déplacement dans l'environnement. Ainsi, ce qui constitue un patch d'habitat

simple pour l'aigle est au contraire une mosaïque d'habitats pour un passereau, voire une mosaïque encore plus grande à l'échelle du papillon. Par ailleurs, plus les capacités de dispersion d'une espèce sont limitées, plus les effets des barrières présentes sur le territoire deviennent limitantes pour celle-ci.

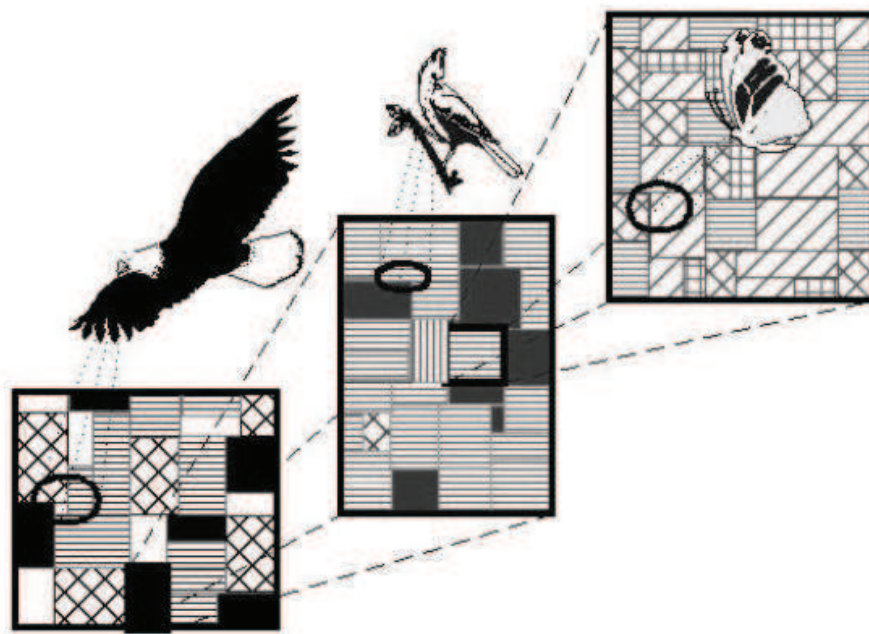


Figure 1: La vision multi-échelle du paysage par différentes des espèces (McGarical and Marks, 1994). Les différentes capacités de dispersion et les exigences écologiques d'un aigle, d'un passereau et d'un papillon leur permettent d'exploiter des patches d'habitats de tailles différentes.

Par conséquent, les schémas environnementaux conditionnent les schémas écologiques pour chaque espèce. Autrement dit, la structure spatiale est une contrainte pour les dynamiques des populations et pour la structure des communautés (McGarigal, 2014).

1.1.5 Les sols urbains

Des sols très variés

En ville, il existe une gamme d'usages des sols très variée, dont quelques exemples sont illustrés dans la Figure 2. Cette gamme s'étend des sols pseudo-naturels très végétalisés, tels que les sols des parcs et des jardins urbains, jusqu'aux sols entièrement bétonnés, en passant par les sols

artificialisés qui sont utilisés pour créer des toits verts ou des substrats pour décharges.

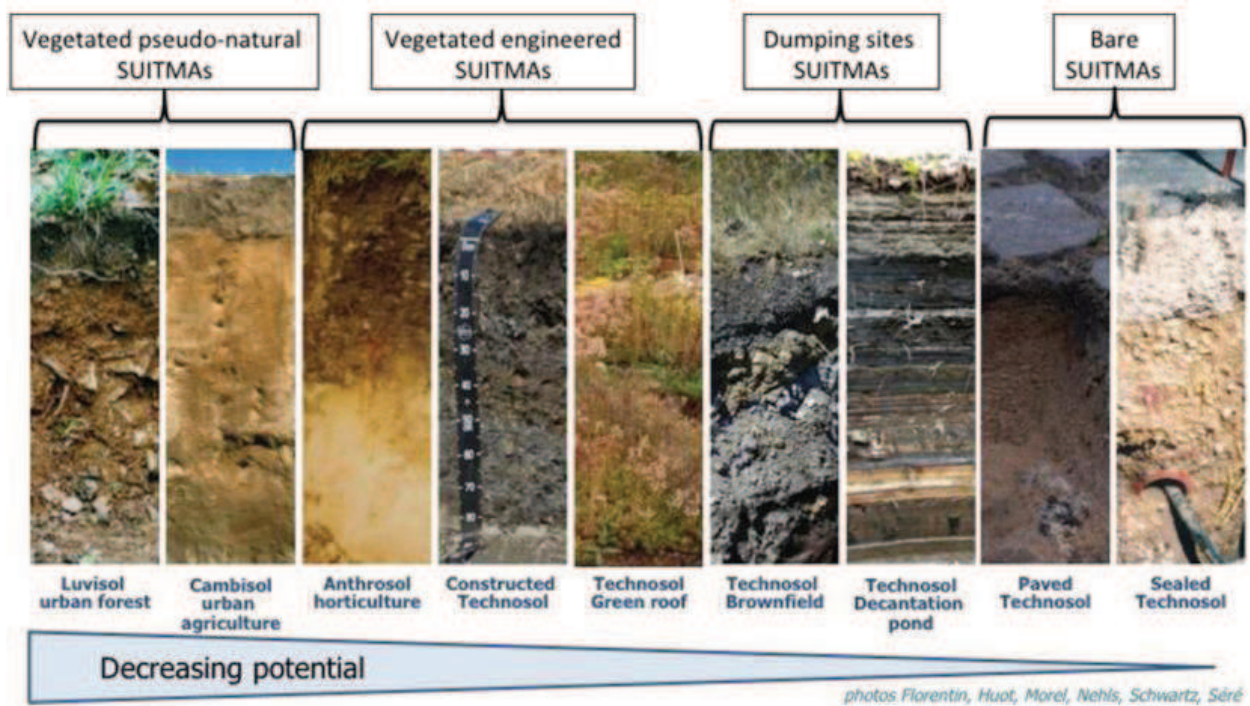


Figure 2: Les différents usages possibles des sols SUITMAS (Morel *et al.*, 2015). Potentiel décroissant, allant des sols végétalisés pseudo-naturels, vers les sols artificialisés et végétalisés, les sols consacrés aux décharges, et finalement les sols totalement imperméabilisés avec du béton ou d'autres matériaux.

Des actions humaines comme l'imperméabilisation, l'excavation et la relocation des matériaux parents impactent profondément les échanges de matière et d'énergie avec l'atmosphère, l'hydrosphère, la lithosphère et la biosphère. Les dynamiques de développement du sol et le stockage des substances, comme l'humus et les polluants, sont aussi affectées (Pickett *et al.*, 2011). Par conséquent, au cours de cette intensification des usages, le sol perd peu à peu sa structure originelle et ses fonctions, compromettant ses capacités à rendre des services écosystémiques (Morel *et al.*, 2015).

Des particularités physico-chimiques

Bien que les sols urbains soient des systèmes particulièrement hétérogènes, aussi bien verticalement qu'horizontalement (Sauerwein, 2013), certaines particularités physico-chimiques sont souvent présentes. Ils apparaissent très compactés, enrichis en matières organiques et en polluants par rapport à des sols non urbains (Devigne *et al.*, 2016; Joimel *et al.*, 2016; Pouyat *et al.*, 2015). De

plus, ils présentent des valeurs de pH proches de la neutralité, en raison notamment de la présence de carbonates dérivés des matériaux issus des bâtiments (Sauerwein, 2013).

Une classification basée sur l'origine des sols urbains

La « World Reference Base for Soil Resources » (WRB) est une classification internationale des sols proposée par la Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Elle définit deux catégories permettant de différencier les sols urbains: les *Anthrosols* et les *Technosols* (IUSS Working Group WRB, 2014) :

1) Couvrant environ 500 000 ha dans le monde, les **Anthrosols** sont caractérisés par des contenus élevés en matière organique. Ils ont généralement subi une intense activité agricole avant d'être soumis à l'urbanisation.

2) En revanche, les **Technosols** ont la particularité d'avoir une couche bétonnée, ou de contenir des *artéfacts* (matériaux techniques, compost et boues d'épuration) qui occupent au moins 20% des premiers 100 cm du profil du sol. L'origine des Technosols peut être *autochtone* (lorsque le sol provient du même site) ou *allochtone* (de sites éloignés).

Quelle que soit la catégorie du sol, sa pédogenèse, c'est-à-dire le processus qui a déterminé sa formation, peut être caractérisée par l'action humaine au moins au même titre que par d'autres facteurs: la roche mère, la topographie du territoire, le climat et les organismes (Leguédois *et al.*, 2016).

Pour conclure, les villes se construisent sur un « paysage des sols », autrement dit une « pédosphère à mosaïque », ayant une origine anthropique. Leurs paramètres physico-chimiques sont le résultat d'une interaction complexe entre l'usage passé, et donc les caractéristiques pré-urbaines des sols, l'âge, et les activités urbaines actuelles (Pickett *et al.*, 2011; Sauerwein, 2013).

1.1.6 La contamination des métaux dans les sols urbains

La pollution métallique dans les sols urbains a été richement documentée dans la littérature (e.g. Capozzi *et al.*, 2016; De Nicola *et al.*, 2003; Maisto *et al.*, 2004; Pouyat *et al.*, 2015). En effet, les environnements urbains sont généralement soumis à des pressions anthropiques plus fortes que les

milieux ruraux qui les entourent. Un gradient de pollution métallique a été observé entre les forêts et les parcs situés dans la ville et ceux situés en périphérie (Pouyat *et al.*, 2008).

Les principaux contaminants

Les éléments métalliques polluants retrouvés en quantités les plus importantes dans les sols urbains sont le plomb (Pb), le cuivre (Cu) et le zinc (Zn), et dans une moindre mesure l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr) et le nickel (Ni). Ce type de pollution est strictement lié à la qualité de l'air des zones urbaines (Capozzi *et al.*, 2016). Quel que soit leur origine (voir ci-dessous), ces éléments ont en effet été relâchés dans l'atmosphère, sont restés enfermés dans les aérosols ou dans les suies, et se sont ensuite accumulés dans le sol suite à des dépôts atmosphériques secs ou humides. Les risques de contamination sont importants puisqu'ils résistent à la dégradation (De Nicola *et al.*, 2003; Maisto *et al.*, 2004; Pouyat *et al.*, 2015).

Origines et nature des émissions

Les émissions de métaux peuvent être de différentes natures, diffuses et relativement continues, ou ponctuelles et de courtes durées. Elles peuvent impacter uniquement les premiers centimètres du sol ou au contraire atteindre potentiellement tous les horizons du sol. Les émissions ponctuelles sont parfois consécutives à des accidents et liées à des usages spécifiques (Sauerwein, 2013). Mais l'accumulation excessive de métaux dans les sols urbains est surtout due aux émissions véhiculaires (Manta *et al.*, 2002; Werkenthin *et al.*, 2014; Yesilonis *et al.*, 2008). A ce propos, la proximité du sol avec les bords des routes supportant un trafic routier intense est sans doute un facteur très impactant. Les métaux sont vraisemblablement beaucoup plus concentrés dans des sols proches de leur source d'émission qu'ailleurs. D'autres sources importantes d'émission de polluants métalliques en ville sont les fumées de cheminées, les peintures extérieures et intérieures (Trippler *et al.*, 1988), l'usage spécifique du sol, ainsi que l'ancienneté des matériaux de construction (Mao *et al.*, 2014; Schwarz *et al.*, 2012).

Cas particulier du plomb

Un gradient de pollution métallique entre les sols des espaces verts en centre-ville et ceux de la périphérie a été particulièrement documenté dans le cas de l'accumulation du Pb (Datko-Williams

et al., 2014; Pouyat *et al.*, 2015). Massivement utilisé pendant les dernières décennies comme additif dans l'essence et les peintures, le Pb présente un risque d'intoxication élevé par « **biomagnification** » (Pouyat *et al.*, 2015). Pour étudier le transfert du Pb le long de la chaîne trophique du sol, les vers de terre ont été ciblés car ils constituent une portion importante du régime alimentaire de nombreux oiseaux urbains (Pouyat *et al.*, 2015). En suivant la concentration du Pb dans les sols, dans les vers de terre et dans le sang des oiseaux, une étude a démontré que le risque d'accumulation le long de la chaîne trophique est beaucoup plus élevé dans des zones très urbanisées qu'en périphérie, principalement en raison du temps prolongé d'accumulation des métaux dans le sol (Pouyat *et al.*, 2015).

Chapitre 1.2: Comment intégrer les connaissances taxonomiques et fonctionnelles de la biodiversité du sol pour mieux la préserver.

1.2.1 Les processus intervenant dans l'assemblage des communautés

Comprendre les règles d'assemblage des espèces au sein d'une communauté a depuis toujours constitué une question de recherche centrale en écologie (Cody and Diamond, 1975; Götzenberger *et al.*, 2012; Hubbell, 2001; Keddy, 1992; Pielou, 1972; Weiher *et al.*, 2011). En effet, l'assemblage des espèces a été discuté de façon très contrastée, par la proposition de visions déterministes ou stochastiques.

La théorie des filtres environnementaux

La théorie des « **filtres environnementaux** » s'est développée à partir des années 1970-80, suite à des travaux portant sur les dynamiques et les assemblages des communautés végétales (e.g. Bazzaz, 1991; Valk, 1981). Cette théorie considère l'habitat comme un tamis capable de « filtrer » le pool régional des espèces, permettant à un sous-ensemble seulement de s'établir. Ainsi, selon les conditions rencontrées, certaines espèces échouent et d'autres réussissent à s'implanter dans un environnement donné.

Les conditions *abiotiques* (température, pH, exposition, polluants, UVs etc.) jouent un rôle majeur dans la coexistence des espèces, mais les *interactions biotiques* (compétition, mutualisme, parasitisme, prédation, etc.) filtrent également les assemblages des espèces. Par conséquent, ces deux catégories de *filtres* agissent en même temps sur les communautés. Les premiers filtres imposent la niche écologique potentielle tandis que les seconds, constituant le milieu interactif entre les individus co-occurents, déterminent la niche réalisée (Keddy, 1992; Weiher *et al.*, 1998).

Souvent, l'hétérogénéité du paysage est aussi évoquée comme un filtre agissant à une plus large échelle, et elle est considérée comme un facteur qui contraint les filtres actifs à plus petite échelle (Poff, 1997).

Une théorie alternative... et complémentaire

Une vision opposée à la théorie des filtres a été proposée par Hubbell (2001) à travers la « *unified neutral theory of biodiversity and biogeography* ». Elle attribue un poids inéluctable au hasard comme facteur déterminant l'assemblage des espèces, considérant les espèces du même niveau trophique comme équivalentes entre elles (leurs différences¹ sont « neutres ») pour leurs chances de survie. Bien que cette théorie ait été fortement débattue pour son hypothèse de base (*i.e.* les espèces sont écologiquement équivalentes), la majorité des écologistes reconnaît qu'elle est complémentaire à la théorie des filtres environnementaux, qui propose pourtant une approche exclusivement déterministe (Chave, 2004; Götzenberger *et al.*, 2012; Weiher *et al.*, 2011).

Je partage cette idée, car je pense qu'au-delà de tous les filtres sélectifs, le hasard intervient aussi dans la formation des communautés. De plus, j'adhère à une vision plus globale récemment proposée par Gotzenberger *et al.*, (2012), selon laquelle les processus précédemment mentionnés (les filtres abiotiques, les interactions biotiques et le hasard) s'intègrent avec d'autres processus phylogéographiques (spéciation, extinction et migration), qui agissent en amont sur le pool global déterminant le pool régional d'espèces (Figure 3).

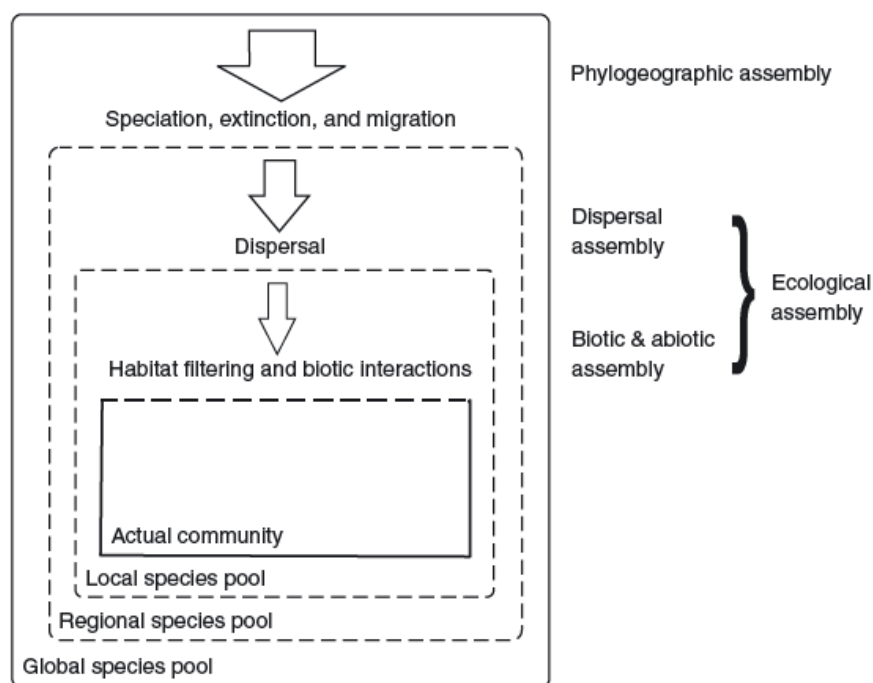


Figure 3: Les règles d'assemblages des communautés (Gotzenberger *et al.* 2012). Les processus possibles, et les échelles d'action relatives, qui pourraient interagir pour déterminer l'assemblage d'une

¹ Différences entre les taux de natalité, mortalité, capacité reproductives et taux de spéciations.

communauté donnée. Les processus d'extinction, spéciation et migration font l'objet de la phylogéographie. En revanche, le champ de l'écologie s'intéresse aux processus de dispersion, de l'habitat et des interactions biotiques. D'abord, le pool régional d'espèces se forme à partir d'un pool global d'espèces, suite à la dispersion. Les conditions abiotiques et les interactions inter-espèces filtrent le pool local d'espèces, définissant la communauté observée à l'instant donné.

Notion de traits fonctionnels

Finalement, les espèces membres d'un pool régional ne peuvent appartenir à une communauté locale que si elles possèdent certains attributs, ou *traits*, qui leur permettent de surmonter cette succession de filtres imbriqués. Par conséquent, les espèces peuvent potentiellement coexister en fonction de leur valeur sélective, ou « *fitness* » (Pey *et al.*, 2014; Violle *et al.*, 2007). Les **traits fonctionnels** sont donc des caractéristiques physiologiques, morphologiques, comportementales ou phénologiques, mesurables à l'échelle de l'individu et qui délivrent des fonctions écosystémiques.

L'usage des traits fonctionnels en écologie présente ainsi de nombreux avantages par rapport à l'approche taxonomique. Il permet:

- d'élargir les aires géographiques étudiées, car le turnover des traits est plus lent que celui des espèces (Horrigan and Baird, 2008).
- une meilleure détection des filtres abiotiques qui structurent les communautés (Weiher *et al.*, 2011).
- de mettre en évidence les interactions biotiques sous-jacentes des communautés (Weiher *et al.*, 2011).
- de détecter les interactions existantes entre des niveaux trophiques différents au sein d'un écosystème donné (Ibanez, 2012; Lavorel *et al.*, 2009).

La plupart des concepts présentés ci-dessus a été développée sur les connaissances acquises en écologie des communautés végétales. Actuellement, nous sommes encore loin de comprendre tous les processus écologiques (filtres abiotiques et biotiques) qui gouvernent les assemblages des communautés du sol, si bien que cet écosystème a été comparé aux grands fonds marins et aux forêts tropicales pour leurs potentiels cachés (Decaëns, 2010).

Comment mesurer la diversité fonctionnelle

Il existe différents indicateurs permettant d'évaluer la composante fonctionnelle de la biodiversité (Laliberté *et al.*, 2015). Toutefois, deux indicateurs semblent particulièrement intéressants pour leur

complémentarité et pour leur capacité à mesurer les aspects plus importants de la diversité fonctionnelle (Ricotta and Moretti, 2011).

Il s'agit de la « *Community Weighted Mean* » ou **CWM** (Garnier *et al.*, 2004) et du « *Rao's coefficient* » ou **Q** (Botta-Dukát, 2005), dont les formules sont les suivantes:

$$CWM = \sum_{i=1}^S p_i x_i \qquad Q = \sum_{ij=1}^S d_{ij} p_i p_j$$

où p_i et p_j sont les abondances relatives des espèces i et j ; x_i est l'affinité d'un attribut spécifique pour un trait donné; d_{ij} est une mesure de dissimilarité attendue entre les espèces i et j ; et S est le nombre d'espèces.

La CWM, comme une moyenne ou une médiane, synthétise la classe fonctionnelle la plus représentative d'une communauté donnée. Ceci est important car, selon la « *mass ratio hypothesis* » (Grime, 1998), les traits d'espèces les plus abondants impactent davantage les fonctions écologiques de la communauté. La CWM est ainsi très utile pour interpréter les déviations fonctionnelles des communautés lorsqu'elles subissent des pressions sélectives.

Contrairement à la CWM, le coefficient Q permet de mesurer la dispersion d'un trait fonctionnel au sein d'une communauté, de la même façon qu'une déviation standard ou une variance. Son interprétation écologique est liée à la « *complementarity resource use hypothesis* » (Tilman *et al.*, 1997), selon laquelle des différences écologiques plus importantes au sein de la communauté permettraient une meilleure répartition des ressources (de Bello *et al.*, 2010).

1.2.2 La faune du sol remplit des fonctions majeures

Selon une estimation, la biodiversité du sol correspondrait à un quart des espèces présentes sur la Planète (André *et al.*, 1994). Les principaux protagonistes de cette énorme biodiversité sont les microorganismes, les algues, les invertébrés de petite et de grande taille, les petits mammifères et les racines des plantes.

Comment classer les organismes du sol

Comme illustré dans la Figure 4, les organismes du sol sont souvent regroupés en quatre catégories, définies selon leur taille (Swift *et al.*, 1979):

- 1) la **microflore/faune** se compose essentiellement de bactéries, d'archées, de champignons, de protozoaires et de nématodes, qui présentent tous une gamme de tailles comprises entre 1 et 120 μm ;
- 2) la **mésafaune** est surtout composée de collemboles, d'acariens, de diploures, de protozoaires et de tardigrades, des organismes qui mesurent entre 0.08 et 2 mm;
- 3) la **macrofaune** correspond principalement à des invertébrés tels que les vers de terre, les fourmis, les millepattes ou encore les cloportes, et ayant une taille comprise entre 500 μm et 50 mm;
- 4) finalement, la **megafaune** est quant à elle essentiellement composée de vertébrés présentant une taille supérieure à 20 mm.

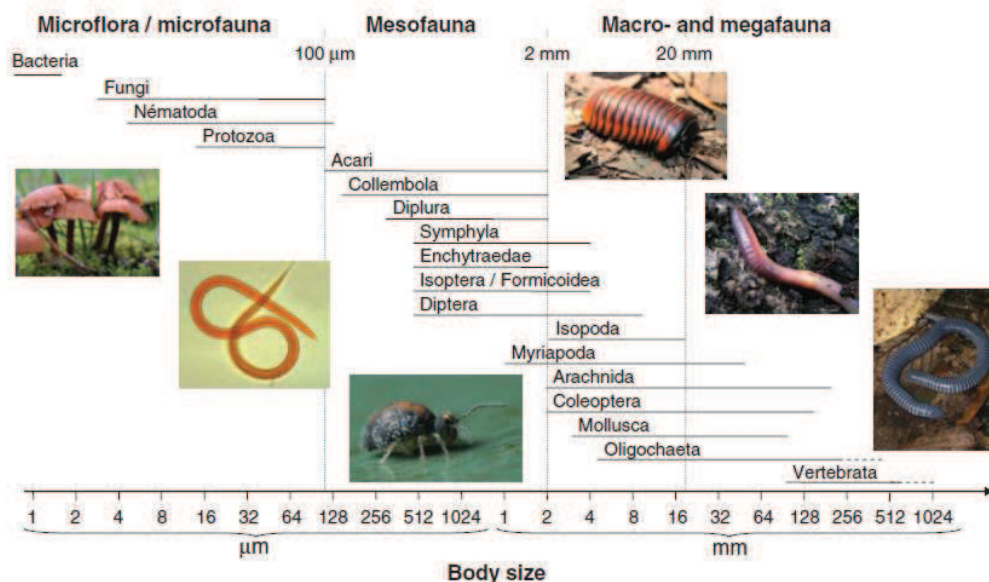


Figure 4: Classification des principaux groupes de la faune du sol et leur taille (Decaëns, 2010).

D'autres systèmes de classification ont été établis pour la faune du sol, certains sans rapport avec les aspects morphologiques, mais plutôt en se focalisant sur les stratégies de vie ou sur des fonctions apportées dans l'écosystème (Lavelle *et al.*, 1997). Pour certains organismes comme les Collemboles, une classification éco-morphologique fait la distinction entre :

- les espèces eu-édaphiques, qui habitent en profondeur dans le sol,
- les héli-édaphiques, qui peuplent la litière,

- et les épi-édaphiques, qui vivent à la surface du sol et sur la végétation (Gisin, 1943).

Chez les Collemboles, ces différentes formes de vie sont fortement corrélées à la présence de certains traits morphologiques comme la taille du corps ou de la *furca*, le nombre d'ocelles ou encore la pigmentation du corps. Il en résulte ainsi des ***patterns fixes*** de ces caractéristiques morphologiques, puisqu'elles sont le résultat de l'adaptation et de la sélection aux différents composante profil du sol.

De la même façon, ces formes de vie ont aussi des caractéristiques physiologiques spécifiques. Par exemple, les espèces eu-édaphiques ont des relations plus fortes avec les racines des plantes que les autres groupes, car ils contribuent activement à leur fonctionnement (Fujii and Takeda, 2012; Fujii *et al.*, 2014). Une étude récente, utilisant les isotopes stables du carbone et de l'azote, a montré que le gradient vertical isotopique de la matière organique présente dans le sol reflète les changements en ressources alimentaires rencontrés par les Collemboles le long des différentes couches d'habitats, mettant ainsi en évidence un lien phylogénétique fort entre les espèces qui occupent des niches écologiques similaires (Potapov *et al.*, 2016).

Quelles fonctions et quels services écosystémiques?

Comme nous l'avons vu, le sol est un écosystème qui se renouvelle très lentement et qui est de plus en plus menacé par les activités anthropiques. Or, outre l'intérêt patrimonial des espèces, la biodiversité du sol rend de nombreux services écosystémiques, comme par exemple la décomposition des matières organiques, le maintien du cycle des nutriments, et donc la fertilité des sols (Lavelle *et al.*, 2006; Pascual *et al.*, 2015; Ponge, 2015).

En particulier, les arthropodes décomposeurs du sol peuvent transformer entre 60 et 90% de la production terrestre et incorporer les éléments dans plusieurs cycles d'énergie (Giller, 1995). La biodiversité du sol contribue activement à la pédogenèse. Certains individus, notamment les vers de terre, les champignons et les termites, modifient constamment l'environnement en produisant une variété de niches qui seront ensuite exploitées par d'autres organismes (Decaëns, 2010). Grâce aux microorganismes capables de dégrader plusieurs molécules de synthèse, il est désormais possible de remettre en état les sols pollués (Boopathy, 2000; Majeau *et al.*, 2010). Des champignons permettent l'épuration de l'eau (Pinto *et al.*, 2012). D'autre part, de nombreux acteurs de cette biodiversité jouent un rôle dans la pollinisation, ou encore dans le contrôle des populations

d'espèces parasites ou vecteurs de maladies à travers les relations trophiques (De Groot *et al.*, 2002).

Néanmoins, pratiquement aucune espèce du sol n'est considérée comme ayant un intérêt patrimonial, ce qui pose un problème pour la conservation des sols. Par conséquent, le débat des experts s'oriente actuellement vers le besoin de conserver les fonctions des sols (et donc leur capacité à livrer des services écosystémiques), plutôt que la biodiversité *per se* (Ponge, 2015).

Le biomonitoring du sol

Pourtant, il est possible de réaliser un suivi de la qualité du sol et donc d'évaluer son état de conservation sur la base des espèces qui l'habitent et de leurs abondances relatives. Le monitoring biologique offre donc un outil intéressant lorsque nous souhaitons protéger la biodiversité et les fonctions qu'elle apporte (Bispo *et al.*, 2010). D'après Bispo *et al.*, (2010), un organisme, pour être éligible comme *indicateur*, doit idéalement:

- Présenter une importante variation de réponses aux changements environnementaux;
- Etre bien connu d'un point de vue biologique et écologique;
- Participer à une ou plusieurs fonctions écosystémiques;
- Présenter une importante variation de réponses aux polluants du sol et aux pratiques de gestion;
- Intégrer des propriétés ou des processus physiques, chimiques et biologiques du sol.

De plus, son échantillonnage doit garantir un minimum de précision, fiabilité et robustesse, ainsi qu'une identification à la fois facile et peu onéreuse.

Nous avons aujourd'hui suffisamment de connaissances sur certains groupes, comme par exemple les nématodes, les collemboles et les vers de terre, qui sont couramment utilisés comme *bioindicateurs*.

1.2.3 Les Collemboles: un modèle biologique pertinent pour étudier les sols

Dans le cadre de cette thèse, les Collemboles ont été choisis comme *proxys*, c'est-à-dire en tant qu'indicateurs de la qualité biologique du sol.

Principales caractéristiques morphologiques des collemboles

Les Collemboles sont des hexapodes aptérygotes, autrement dit des invertébrés portant trois paires de pattes et dépourvus d'ailes.

Ils forment un groupe monophylétique qui s'articule en quatre ordres et qui reflètent quatre morphotypes: *Poduromorpha*, *Entomobryomorpha*, *Symphyleona* et *Neelipleona* (Figure 5). Leur taille peut être très variable, de moins d'un dixième de millimètre jusqu'à 3-4 millimètres pour certaines espèces à l'état adulte. Leur grande variabilité morphologique est la base de la classification taxonomique actuelle dont les principaux aspects sont détaillés ci-dessous (Hopkin, 2007).

Tête: Elle porte une paire d'antennes, divisées en plusieurs segments, qui sont richement dotées en organes sensoriels. A la base des antennes, les Collemboles portent très fréquemment des organes post-antennaires (PAO). Ce sont des organes sensoriels spécifiques pour la détection de la température et de l'humidité. Leur forme est très variable et comprend des vésicules simples ou composées. La tête peut porter deux taches oculaires, chacune composée de 1 à 8 ocelles au maximum. Le nombre d'ocelles augmente généralement si l'espèce vit en surface, tandis que les espèces qui habitent dans le profil du sol sont souvent dépourvues d'ocelles. L'appareil buccal est très complexe et s'articule en lèvres (labrum supérieur et labium inférieur), maxilles, mandibules, et palpes qui sont des organes sensoriels.

Thorax et pattes: Le thorax se compose de 3 segments, chacun portant une paire de pattes. Les pattes sont articulées en 6 éléments: epicoxa, subcoxa, coxa, trochanter, fémur et tibia. Chaque patte se termine par une griffe, sur laquelle se distingue l'unguis, c'est-à-dire la griffe supérieure. Un autre élément est souvent observable, il s'agit de l'empodium, en position opposée à la griffe.

Abdomen: Il peut être composé de 6 segments au maximum. Le premier segment porte le tube ventral, essentiel pour réguler les échanges osmotiques au sein de l'animal. Le troisième segment porte le rétinacle qui permet l'ancrage de la furca. Cette dernière est un organe qui permet aux Collemboles de sauter pour s'échapper en cas de danger (prédation) et qui est attaché au quatrième segment abdominal. Toutefois, la fusion de plusieurs segments de l'abdomen peut être très fréquente chez certains genres de Collemboles.

Les illustrations proposées en Figure 5 permettent de visualiser les détails du plan corporel décrit ci-dessus.

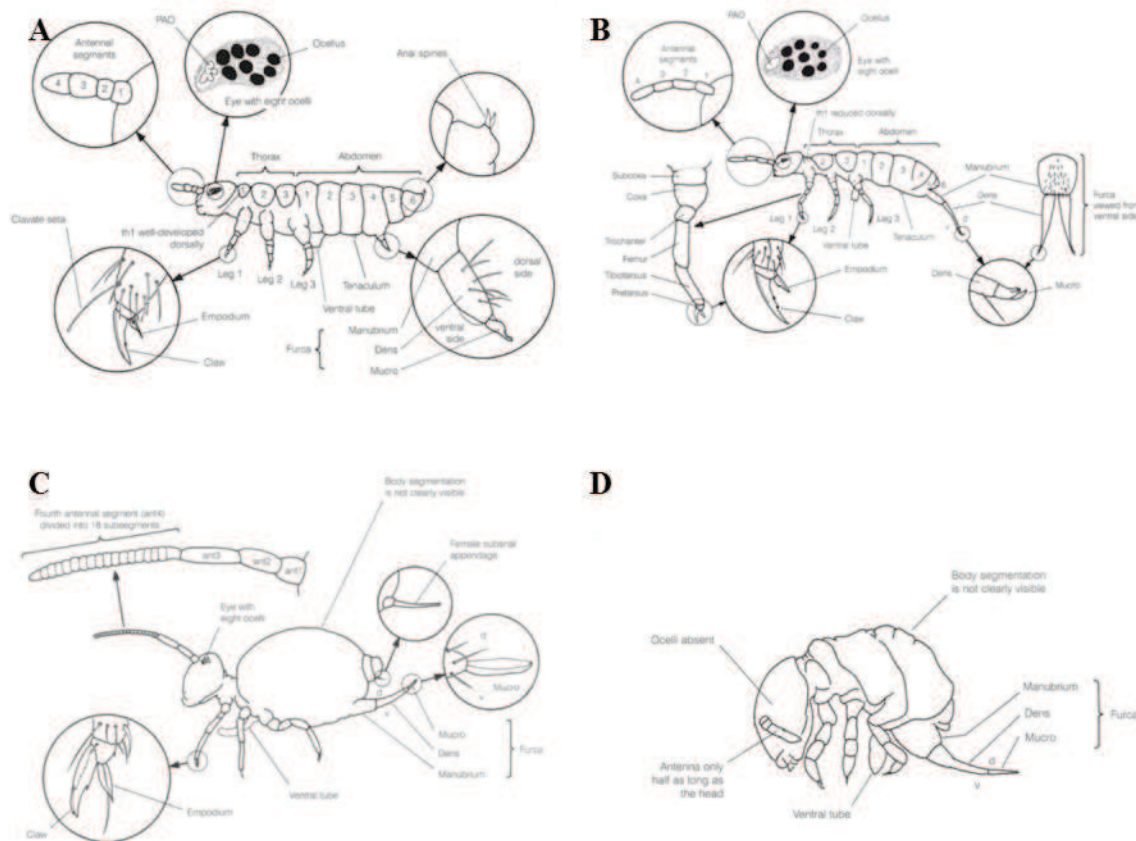


Figure 5: Représentation des principales caractéristiques morphologies des quatre morphotypes de Collemboles (Hopkin, 2007). A- Vue latérale de *Ceratophysella bengtssoni* (Ågren, 1904), un exemplaire de *Poduromorpha* qui mesure environ 1.0 mm de longueur. B- Vue latérale de *Isotoma viridis* (Bourlet, 1839), un exemplaire de *Entomobryomorpha* qui mesure environ 4.0 mm. C- Vue latérale de *Sminthurus viridis* (Linnæus, 1758), un exemplaire de *Symphypleona* de environ 3.0 mm de longueur. D- Vue latérale de *Megalothorax minimus* (Willem, 1900), un petit exemplaire de *Neelipleona* qui mesure à peine 0.4 mm. (Les noms des espèces ont été vérifiés à partir de Janssens, 2003: <http://www.collembola.org>)

Quelques notions sur leur biologie

Les Collemboles sont présents à tous les niveaux de la chaîne trophique du sol. Certaines espèces se nourrissent principalement de la microflore, impactant l'activité d'autres décomposeurs (Marshall, 2000; Neher *et al.*, 2012). D'autres sont des nécrophages, ou encore des détritivores qui consomment la litière en décomposition (Hopkin, 1997). Finalement, certaines espèces consomment la matière organique dérivée de la rhizosphère (Fujii *et al.*, 2014). Par ailleurs, les collemboles sont la proie d'autres animaux du sol comme les Araignées Linyphiides, les Acariens Gamasides, les Coléoptères Staphilinides et Carabides.

En termes de préférences écologiques, les Collemboles s'adaptent à une grande variété d'habitats et de microhabitats². Cela permet de distinguer les espèces *généralistes*, capables de vivre dans une gamme très variée d'habitats et microhabitats, des espèces dites *spécialistes*, qui peuvent être retrouvées uniquement dans un éventail environnemental limité à cause de leurs exigences (Auclerc *et al.*, 2009; Gillet and Ponge, 2003; Hopkin, 1997; Salmon *et al.*, 2014).

La capacité reproductive des collemboles est très variable puisque nous retrouvons à la fois des espèces à reproduction sexuée, des espèces qui pratiquent la parthénogenèse, ou encore certaines capables de se reproduire avec les deux stratégies.

Toutefois, les connaissances actuelles sur les mécanismes physiologiques ne sont pas homogènes sur toutes les espèces, et beaucoup d'efforts restent encore à faire pour corriger cela (Fujii *et al.*, 2014). Il a été démontré que le stockage des contaminants intervenait principalement dans la muqueuse intestinale et que la détoxification, *via* excrétion, était assurée au moment de leur mue (Humbert, 1977). Toutefois, malgré l'existence de ce mécanisme physiologique, une pollution métallique importante des sols peut affecter les communautés de Collemboles, sélectionnant les espèces plus tolérantes (Fiera, 2009; Santorufo *et al.*, 2014).

La disponibilité des ressources trophiques (la qualité et quantité de la litière et de matières organiques) et la qualité physico-chimique du sol sont des facteurs locaux très importants qui influencent les communautés de Collemboles (Detsis, 2009; Devigne *et al.*, 2016; Endlweber *et al.*, 2009; Filser, 2002; Filser *et al.*, 2000; Fujii *et al.*, 2014; Loranger *et al.*, 2001; Potapov *et al.*, 2016).

² Nous distinguons le microhabitat de l'habitat selon les définitions proposés dans le thesaurus de la base de données BETSI (Pey *et al.* 2014). Ici, le microhabitat correspond à la plus petite partie de l'environnement qui compose l'habitat, tandis que l'habitat a été défini comme une aire plutôt homogène (en faisant référence à la liste d'habitats du CORINE Land Cover) de l'environnement où les espèces vivent (<http://betsi.cesab.org/>).

Enfin, ces petits organismes sont aussi sensibles aux changements de l'hétérogénéité du paysage (Heiniger *et al.*, 2014; Martins da Silva *et al.*, 2012; Ponge *et al.*, 2003; Querner *et al.*, 2013).

Des organismes ordinaires qui remplissent des fonctions importantes dans les sols

Jusqu'à aujourd'hui, environ 8000 espèces de collemboles ont été identifiées dans le monde, mais la véritable biodiversité des Collembolles est probablement encore largement sous-estimée (Deharveng, 2004; Cicconardi *et al.*, 2013). Ils sont présents pratiquement dans tous les écosystèmes terrestres (Hopkin, 1997), et représentent, avec les Acariens, environ 95% des microarthropodes du sols (Seastedt, 1984). Les Collembolles atteignent une densité de plusieurs milliers à plusieurs dizaines de milliers d'individus par mètre-carré (Cluzeau *et al.*, 2012) et, en moyenne, ils apparaissent avec une richesse d'environ 50 à 60 espèces dans un écosystème donné (Petersen, 2002).

Puisqu'ils sont pour la plupart détritivores ou prédateurs de bactéries et de champignons, les Collembolles jouent un rôle fondamental dans les processus écologiques de décomposition de la matière organique et du cycle de nutriments. Ils impactent les services écosystémiques tels que la séquestration du carbone, ainsi que la préservation de la fertilité et de la microstructure des sols, (Brennan *et al.*, 2006).

Leur grande variabilité d'espèces et de traits fait des Collembolles des très bons indicateurs (Vandewalle *et al.*, 2010) vis-à-vis de plusieurs types de stress et perturbations environnementales: climat (Makkonen *et al.*, 2011), feux de forêt (Malmström, 2012), urbanisation (Santorufu *et al.* 2015), usage du sol (Salmon *et al.*, 2014), successions végétales dans les marais salants (Widenfalk *et al.*, 2015), etc.

1.2.4 Peu de travaux traitant des effets de l'urbanisation sur les communautés de Collembolles

Il convient de citer les quelques rares études consacrées aux Collembolles en milieux urbains, en soulignant que pratiquement aucune recherche développée jusqu'au présent ne se s'est focalisée sur les parcs urbains ni sur d'autres classes d'espaces verts urbains homogènes.

Les conclusions majeures de la thèse de Santorufu ont posé les bases de la réflexion pour la construction de mon projet de thèse. Santorufu (2013) avait notamment sélectionné plusieurs sites à

Naples, le long d'un gradient d'urbanisation allant de forêts urbaines jusqu'à des milieux agricoles périurbains et des zones industrielles. Son but principal consistait à comprendre si les activités anthropiques liées aux différents usages des sols modifiaient certaines de leurs propriétés physico-chimiques ainsi que leurs réponses biologiques, à travers l'analyse des assemblages d'espèces et des traits fonctionnels des Collemboles.

Santorufò *et al.* (2015) ont montré que les communautés d'espèces présentes dans des sols urbains, périurbains et industriels n'étaient pas différentes de celles identifiées dans les forêts urbaines. Les auteurs ont expliqué ce résultat par le fait que ces sols présentaient des caractéristiques abiotiques proches de celles observées dans les forêts urbaines, avec notamment un stockage important de la matière organique. D'ailleurs, les propriétés qui structuraient le plus fortement les assemblages d'espèces étaient le contenu en matière organique, la densité apparente et le ratio C:N, alors que l'effet des métaux totaux était négligeable. En revanche, leur approche fonctionnelle a permis de distinguer les communautés retrouvées dans les forêts urbaines de celles associées aux autres sites urbains. Cela supportait l'idée que cette approche ne complétait pas simplement la taxonomie mais permettait d'aller plus loin dans l'analyse. Les sols agricoles sont apparus affaiblis, aussi bien du point de vue abiotique que biotique. En effet, ces sols étaient caractérisés par une pollution métallique plus élevée (Cu et Cd); par des communautés pauvres en espèces; et par une prédominance des espèces adaptées aux milieux perturbés/pollués (*Proisotoma minuta* et *Entomobrya multifasciata*, notamment). Il a donc été démontré pour la première fois - bien que l'étude fut circonscrite à Naples - que des sols urbains pouvaient avoir une qualité biologique supérieure à celle des sols agricoles (Santorufò *et al.*, 2015).

Ces résultats ont été récemment confirmés par Joimel *et al.* (2017) qui, en considérant une palette d'usage des sols plus large (incluant forêts, prairies, terres arables, vignobles, SUIITMAs et jardins urbains à potager), ont mis en évidence des différences en termes de qualité biologique au sein des sols français (758 sites). Dans cette étude, il a été constaté que les sols ayant la qualité biologique la plus réduite (en termes de collemboles et d'acariens) sont les terres agricoles (vignobles et sols arables). De leur côté, les sols urbains (SUIITMAs et jardins urbains à potager) ont présenté des niveaux biologiques comparables à ceux des sols forestiers (Joimel *et al.* 2017).

Toutefois, la catégorie SUIITMAs (Soil of Urban Industrial Traffic Military and Mining Areas) regroupe des sols aux usages et propriétés très différentes, et les résultats de Joimel *et al.* (2017), traitant cette catégorie comme un ensemble, ont montré une variance très importante de la densité totale de collemboles, la rendant difficilement interprétable. Ces deux éléments réunis supportent

l'idée qu'il est nécessaire de mieux étudier les sols urbains en prenant mieux en considération chacun de leurs usages spécifiques.

Ainsi, même si les études de Santorufo et de Joimel constituent un point de départ intéressant pour mes travaux de thèse, elles ne concernaient en définitive que relativement peu les espaces verts urbains. A ma connaissance, une seule étude a déjà été conduite sur les Collembolés, et exclusivement dans trois parcs urbains à Bucarest, Roumanie (Fiera, 2009). Celle-ci se focalisait essentiellement sur l'effet de la pollution métallique sur la richesse et l'abondance des espèces. Par exemple, il a été mis en évidence que des espèces tolérantes aux métaux (*Hemisotoma thermophila* et *Protaphorura armata*) étaient plus abondantes dans les sols pollués des parcs caractérisés par un trafic routier intense (Fiera, 2009). Cette étude a également identifié l'espèce *Folsomia fimetaria* comme étant un très bon bioindicateur des sols contaminés.

Pour conclure, aucune étude n'avait été entreprise afin de comprendre précisément les *patterns* des communautés des Collembolés en réponse aux perturbations liées aux pratiques de gestion des parcs urbains.

1.2.5 Les effets de la mosaïque paysagère sur les communautés de Collembolés

Il est nécessaire de s'éloigner un moment du contexte urbain pour mentionner quelques études d'écologie du paysage qui ont cherché à comprendre les réponses des communautés de Collembolés face à l'hétérogénéité des paysages agricoles et forestiers.

En Autriche, Querner *et al.* (2013) ont démontré que la richesse des espèces épi-édaphiques et eu-édaphiques était influencée par la diversité paysagère présente autour des champs de colza, mesurée à différentes échelles. Plus précisément, la *composition* en habitats boisés, l'*isolement* des habitats ouverts et la *richesse* en habitats étaient de bons prédicteurs de la biodiversité en considérant une échelle « moyenne » (c'est-à-dire avec des rayons entre 250 et 1250 m). La *diversité paysagère*, évaluée par l'indice de diversité de Shannon, et la *composition* des champs de colza étaient quant à elles plus explicatives à « grande » échelle (entre 750 et 1750 m).

A l'échelle européenne, mais aussi en région Méditerranéenne, Sousa *et al.* (2006, 2004) ont observé les réponses des communautés de Collembolés soumises à un gradient d'intensification d'usage du sol, faisant suite à des changements paysagers (habitats homogènes forestiers, habitats mixtes, et habitats homogènes agricoles). Leurs principaux résultats ont montré que les

changements dans les assemblages d'espèces étaient liés aux différentes proportions d'usage du sol à l'échelle envisagée (1 km²) ainsi qu'aux différentes pratiques de gestion. De plus, une perte locale en espèces suite à une *fragmentation* conséquente du paysage a été mise en évidence (Sousa *et al.*, 2006).

Martins da Silva *et al.* (2012) ont démontré qu'en considérant une échelle paysagère élevée (c'est-à-dire une aire de 1 km²), la *composition* en habitat boisé et la proximité des patchs boisés influençaient de manière « indirecte » la biodiversité des Collemboles. A l'inverse, l'influence sur les caractéristiques environnementales était considérée comme « directe » aux plus petites échelles. Ils ont utilisé pour cela une approche à triple échelles (plot - patch - paysage) qui évoque une hiérarchisation possible entre les facteurs mis en jeu.

Au cours d'une autre étude portant à la fois sur les Collemboles et sur les Carabidés, Martins da Silva *et al.* (2015) ont constaté que, pour pouvoir analyser les effets de la structure paysagère sur les Collemboles, il faut considérer une échelle d'investigation inférieure à 1 km².

Ainsi, il est important constater que la plupart des travaux évoqués ci-dessus ont utilisé des échelles d'étude assez élevées. Jusqu'au présent, aucune étude n'a été envisagée pour évaluer l'influence de la mosaïque « proche » aux communautés locales des Collemboles. Par ailleurs, l'hétérogénéité paysagère urbaine n'a pas non plus été considérée.

PARTIE II

Structure des travaux de la thèse

Partie II Structure des travaux de la thèse

Chapitre 2.1: Objectifs, hypothèses et structure de la thèse

2.1.1 Objectifs et hypothèses de la thèse

Au cours de cette thèse, j'ai cherché à décortiquer les effets de certains filtres abiotiques qui peuvent potentiellement intervenir sur les communautés de Collemboles présents dans les sols des parcs urbains. Les objectifs de la thèse visent donc à comprendre les effets sur les communautés de Collemboles liés:

- 1- à la mosaïque paysagère urbaine proche des points de prélèvement et des parcs;
- 2- aux facteurs historiques des parcs urbains;
- 3- à certaines pratiques de gestion courantes dans les parcs urbains.

Les travaux qui seront développés dans les chapitres suivants se focalisent sur la compréhension des communautés de Collemboles en Région Méditerranéenne, tout d'abord d'un point de vue taxonomique puis d'un point de vue fonctionnel. Pour cela, plusieurs approches ont été envisagées:

- 1- Pour étudier les effets de la mosaïque paysagère, j'ai posé comme hypothèse que, dans un milieu urbain, le paysage proche des communautés a un effet structurant. Ainsi, des assemblages d'espèces spécifiques doivent être associés aux paysages les plus hétérogènes, et doivent être caractérisés par une biodiversité plus importante que les assemblages observés dans d'un paysage urbain homogène. De la même manière, j'ai supposé que des parcs qui présentent un voisinage moins bâti, c'est-à-dire avec une « *densité urbaine* » plus faible, supportent des assemblages d'espèces plus riches et structurés (**H1**).
- 2- Pour étudier les effets des facteurs historiques, j'ai souhaité explorer les dynamiques temporelles des parcs à travers les facteurs « *précédant usage du sol* » et « *l'âge du parc* » (caractérisée par la date d'ouverture du parc au public). J'ai supposé que la structure taxonomique des communautés est affectée par les dynamiques historiques des parcs. Par conséquent, les parcs qui ont subis des changements récents dans l'usage du sol ou/et qui ont

été mis en place récemment devraient contenir des assemblages d'espèces typiques des environnements perturbés (peu d'espèces, pour la plupart généralistes). Au contraire, les parcs les plus anciens et caractérisés par le maintien du même usage du sol devraient contenir des assemblages plus diversifiés et structurés, comme attendus dans des environnements peu perturbés (**H2**). Un autre facteur historique a été également évalué, il s'agit de « l'origine du sol », c'est-à-dire si un patch d'habitat a été construit à partir d'un sol natif ou d'un Technosol. Sur ce dernier point, je ne pensais pas observer d'effets, sauf si la qualité physico-chimique des Technosols était fortement modifiée: un contenu très élevé en métaux, une forte compaction, ou un contenu très faible en macronutriments (**H3**).

- 3- Pour évaluer l'effet des pratiques de gestion locale, j'ai étudié plus particulièrement le type de « *couverture végétale* » (arborée *versus* pelouse), le ratissage de « *litière* » (présence *vs* absence) et l'entretien du « *sous-bois* » (présence *vs* absence). Mon hypothèse était qu'une simplification de la structure végétale, engendrée par l'intensification des pratiques de gestion, apporte des modifications aux assemblages d'espèces et de traits, en déterminant une réduction des niches écologiques disponibles. En conséquence, je supposais que l'intensification des pratiques constitue un filtre local majeur, qui réduit l'hétérogénéité de l'habitat, impactant la disponibilité des ressources trophiques et des refuges disponibles. Plus précisément, je supposais que des habitats boisés ou des sols couverts par une couche de litière auraient des assemblages d'espèces plus riches et structurés par rapport à ceux qui seraient composés par une simple pelouse et sans litière (**H4**). Du point de vue fonctionnel, tandis que des habitats boisés verticalement plus structurés (par la présence de sous-bois) seraient davantage peuplés par des assemblages d'espèces apigmentées et de petites tailles, d'autres (en l'absence de sous-bois), seraient dominés par des assemblages d'espèces pigmentées et de grandes tailles. De plus, je supposais que cette intensification des pratiques de gestion du sous-bois constitue un filtre local majeur pour les préférences en microhabitats des espèces (**H5**).

Pour finir, en tant que filtres agissant potentiellement à la plus petite échelle pour les Collemboles, j'ai examiné les effets des propriétés physico-chimiques des sols dans chaque axe de travail développé.

2.1.2 Structure des travaux scientifiques

La troisième partie de la thèse se développe en trois chapitres présentés sous la forme d'articles scientifiques (publiés, en révision ou en cours de rédaction) rédigés en anglais. Chaque partie est introduite par un résumé en français.

Chapitre I

Dans le premier chapitre (3.1), l'analyse s'articule autour de l'effet du paysage urbain proche sur les communautés locales d'espèces, et se focalise sur les parcs de Montpellier. Ici, je souhaite explorer pour la première fois, si et comment la mosaïque urbaine proche peut structurer les assemblages d'espèces (H1). En fonction de cela, je souhaite éventuellement proposer des solutions pour un aménagement durable des parcs. Dans ce chapitre, une approche exclusivement taxonomique a été utilisée. Plus précisément, la démarche d'analyse visait à caractériser en amont la mosaïque paysagère dans un rayon de 35 m autour de chaque point d'échantillonnage. Cette première étape m'a permis de cibler ensuite des *schémas* de paysages homogènes, dont les effets sur les données d'abondance d'espèces, sur les indices taxonomiques de biodiversité, sur la structure des communautés et sur les propriétés physico-chimiques des sols, ont été testés. Par la suite, une analyse plus fine a été conduite au sein de chaque assemblage d'espèces associé aux groupes homogènes de paysage. Grâce à cela, j'ai pu identifier quels paramètres physico-chimiques des sols étaient les plus explicatifs au sein de chaque assemblage d'espèces. Ce premier manuscript, intitulé « **Impact of the neighboring cityscape on Collembola biodiversity: a Mediterranean case study** » a été soumis dans le journal *Landscape and Urban Planning*.

Chapitre II

Dans le second chapitre (3.2), j'ai exploité les facteurs historiques des parcs de la ville de Naples (âge des parcs, précédant usage et origine du sol), leurs pratiques de gestion courante (type de couverture végétale et ratissage de litière), et la densité urbaine alentours. Donc les hypothèses H1, H2, H3 et H4 ont été ici partiellement testées, encore une fois par une approche exclusivement taxonomique. Les effets de ces facteurs et les gradients physico-chimiques des sols sur les données d'abondance d'espèces ont été testés. Ensuite, les indices taxonomiques et la structure des communautés ont été analysés en réalisant un focus sur les assemblages de chaque parc. Cet article, intitulé « **Collembolan biodiversity in Mediterranean urban parks: impact of history, urbanization, management and soil characteristics** » est en cours de publication dans le journal *Applied Soil Ecology* (volume 119).

Chapitre III

Dans le dernier chapitre (3.3), une analyse fonctionnelle des communautés de Collemboles a été envisagée, en focalisant cette fois sur l'effet de la gestion du sous-bois au sein des habitats boisés (H5) présents dans les parcs de Naples et Montpellier. Les traits ciblés pour cette étude étaient la longueur et la pigmentation du corps, ainsi que les préférences du microhabitat, tous renseignés au niveau de l'espèce. Ici, la démarche d'analyse visait d'abord à essayer de comprendre l'effet de la gestion du sous-bois sur les propriétés physico-chimiques des sols, pour être successivement vérifié sur l'abondance d'espèces, sur les indices taxonomiques et sur les principales composantes de la diversité fonctionnelle. Pour finir, les réponses des traits aux gradients physico-chimiques des sols ont été analysées.

Cette partie des travaux n'étant pas encore finalisée au moment de la soumission du manuscrit de thèse, elle est présentée sous la forme d'une proposition d'article, que je souhaite soumettre au journal *Urban Forestry & Urban Greening*.

Pour tous les détails sur les techniques d'échantillonnage, d'extraction de la mésofaune, d'identification des espèces, d'analyses abiotiques des sols, du travail cartographique, d'analyses des données ainsi que sur la justification des traits fonctionnels utilisés, le lecteur est renvoyé aux sections « Materials and Methods » de chaque article.

Chapitre 2.2: Matériels et Méthodes

2.2.1 Deux villes, deux scénarios urbains

Deux villes Méditerranéennes, Montpellier (Sud de la France) et Naples (Sud de l'Italie) ont été choisies comme terrains d'étude. Marquées par des dynamiques de développement urbain très différentes, ces deux villes se distinguent en termes de planification et de gestion des espaces verts publics.

Montpellier est une ville ayant une superficie et une population de tailles beaucoup plus modestes que Naples. Elle présente une densité de population d'environ 4783 habitants par km² pour une surface de 56.88 km² (<http://www.insee.fr/fr/>). Mais, dans les dernières décennies, la ville a connu une expansion territoriale galopante, faisant d'elle la 1^{ère} ville de France pour sa croissance. La ville compte plus de 70 parcs et jardins mis à disposition d'environ 257 351 citoyens (INSEE, 2010).

En contraste avec Montpellier, **Naples** est aujourd'hui l'une des métropoles parmi les plus peuplées, non seulement en Italie, mais aussi de toute l'Europe Méditerranéenne. Elle s'étale sur une superficie de plus de 119 km² ayant une très haute densité urbaine (8310 habitants par km²) (<http://www.istat.it/storage/urbes2015/napoli>). Actuellement, la ville est continuellement congestionnée par la circulation automobile, ce qui induit une pollution très marquée, le tout conjugué à une faible présence d'espaces verts. Toutefois, suite au catastrophique tremblement de terre de 1980, la ville s'est engagée dans un important programme de requalification des espaces verts publics existants, de remise en état des zones dégradées, ainsi que de création de nouveaux parcs (<http://www.comune.napoli.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/13115>). Naples compte aujourd'hui environ 50 parcs et jardins pour environ 989 111 habitants (<http://www.istat.it/storage/urbes2015/napoli>).

2.2.2 Le choix des parcs

Critères de sélection des parcs

Puisqu'un axe de recherche de la thèse vise à tester les effets des pratiques de gestion de la végétation, je me suis consacrée à collecter pour les deux villes les informations concernant exclusivement les parcs soumis à une gestion publique.

De cette façon, je me suis premièrement assurée de l'homogénéité de certains aspects de la gestion locale des parcs, comme :

- l'utilisation du même type de compost, qui à Montpellier est produit à partir de la litière ramassée dans les parcs et jardins de la ville,
- l'absence de produits phytosanitaires,
- et la synchronisation des principales pratiques de jardinage.

Deuxièmement, j'ai fait le choix de m'adresser aux parcs accessibles au grand public. Les résultats et conclusions majeurs de la thèse ont donc vocation à être utilisés par les gestionnaires d'espaces verts, afin de permettre la mise en place d'une gestion plus soutenable des parcs.

Liste des parcs retenus à Montpellier

Quatorze parcs ont été ainsi sélectionnés à Montpellier:

Azéma (AZE),

Bois de Montmaur (BOI),

Charpak (CHA),

Edith Piaf (EDI),

Font Colombe (FON),

Grammont (GRA),

Guirlande (GUI),

Grande Lironde (LIR),

Domaine de Méric (MER),

Bonnier de la Mosson (MOS),

Mas de Nouguié (NOU),

Promenade du Peyrou (PEY),

Rachel (RAC)

et Saint Fiacre (FIA).

BOI, EDI, GRA et RAC présentent davantage de surfaces boisées, contrairement à AZE, MOS, PEY et FIA qui sont surtout couverts par des pelouses. Les parcs FON, GUI, LIR, MER, CHA et NOU sont quant à eux caractérisés à la fois par de grandes surfaces boisées et la présence de grandes pelouses.

Liste des parcs retenus à Naples

Ce choix a été fortement contraint par l'inaccessibilité de plusieurs sites qui ont récemment été fermés au grand public suite à divers événements. Deux tornades se sont produites en 2014 et ont provoqué la chute de nombreux arbres. De ce fait, la mise en sécurité de certains parcs était en cours et interdisait l'accès lors de la campagne d'échantillonnage. D'autres parcs ont quant à eux été fermés suite à des actes de vandalisme.

Au final, huit parcs ont été sélectionnés pour poursuivre la recherche à Naples:

la riserva naturale degli Astroni (AST),

Real bosco di Capodimonte (CAP),

villa Letizia (LET),

di via Nicolardi (NIC),

del Poggio (POG),

di Scampia (SCA),

Massimo Troisi (TRO) et

Virgiliano (VIR).

SCA, LET et NIC présentent davantage de pelouses, contrairement à AST qui est recouvert surtout de grandes surface boisées, alors que CAP, POG, TRO et VIR sont caractérisés à la fois par des surfaces boisées et la présence de pelouses.

NB : Dans les deux villes, les parcs ont été sélectionnés exclusivement par rapport au type de couverture végétale rencontré. Notamment, cette sélection a été contrainte par la prévalence d'arbres de *Quercus ilex L.* dans les surfaces boisées, auprès desquels les échantillons de sol ont été prélevés.

2.2.3 Le plan d'échantillonnage

Le plan d'échantillonnage adopté au sein de chaque parc était aléatoire et stratifié (Figure 6). Le facteur contraignant était le type de couverture végétale: à pelouse « ouverte », ou boisée « fermée ».

Pour chaque parc, quatre échantillons ont été prélevés sur les 5 premiers cm du sol, sous chaque couverture végétale; soit quatre ou huit échantillons au total, selon la présence ou l'absence de ces deux types de couvertures.

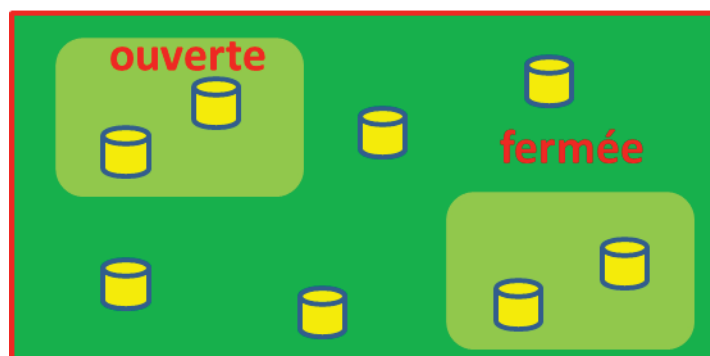


Figure 6: Schéma simplifié illustrant le plan d'échantillonnage. Les zones en vert clair représentent les patches d'habitat ayant une végétation « ouverte ». La région en vert foncé indique les patches d'habitat ayant une végétation « fermée ».

Deux campagnes de prélèvement sur le terrain ont été réalisées: à Montpellier en Novembre 2014 et à Naples en Avril 2015 (Figure 7).



Figure 7: Photos des patches d’habitats sélectionnés comme site d’échantillonnage. En haut à gauche il Real Bosco di Capodimonte à Naples; en haut à droite le parc de la Guirlande, à Montpellier; en bas à gauche le parc Edith Piaf, à Montpellier et en bas à droite le parc de Scampia, à Naples.

2.2.4 Compte-rendu sur les analyses

- Les détails techniques d’échantillonnage, d’extraction de la mésofaune, d’identification des espèces sont présentés dans les chapitres 3.1 et 3.2.
- La caractérisation physico-chimique des sols de Montpellier et Naples est détaillée dans le chapitre 3.2. Elle a été réalisée suite à l’extraction de la mésofaune en récupérant les sols secs, puis en les tamisant et en les broyant. Donc, chaque carotte de sol superficielle a été utilisée à la fois pour l’indentification des espèces de Collembolles, et pour sa caractérisation abiotique. De plus, j’ai effectué simultanément les analyses des sols de Montpellier et Naples, dans le même laboratoire (plateforme PACE au CEFÉ), avec la même instrumentation.
- Le travail cartographique que j’ai effectué pour les quatorze parcs de Montpellier est détaillé dans l’article présenté dans le chapitre 3.1.
- La justification des traits fonctionnels utilisés et leur codage sont détaillés dans l’article du chapitre 3.3. Les analyses multivariées des données sont présentées dans les chapitres 3.1, 3.2, 3.3.

PARTIE III

Résultats

Partie III Résultats

Chapitre 3.1: Impact de la mosaïque paysagère urbaine sur les communautés de Collemboles.

Résumé

La perte en habitats et les changements d'usage du sol sont deux processus exacerbés par l'urbanisation. Dans ce chapitre, nous avons étudié leurs effets sur les communautés locales de collemboles dans les parcs publics de Montpellier. Nous avons pour cela supposé que le paysage urbain proche structure les assemblages d'espèces, c'est-à-dire que les sites les plus hétérogènes favorisent le développement et le maintien de communautés plus complexes et plus riches en espèces, contrairement aux paysages plus homogènes (H1) (voir paragraphe 2.1.1).

Ainsi, l'analyse de l'hétérogénéité du paysage a été circonscrite à une zone ayant un rayon de 35 m à partir des points d'échantillonnage. La **composition** de cette zone a été évaluée en pourcentages de surfaces boisées, ouvertes et imperméables, ainsi qu'à travers l'indice de diversité paysager de Shannon. En revanche, la **fragmentation** (un aspect particulier de la configuration spatiale) a été mesurée en termes de densité des patchs boisés, ouverts et imperméables, ainsi que de l'*edge density*, c'est-à-dire la densité de toutes les bordures qui entourent la surface considérée.

Ainsi, cette quantification de l'hétérogénéité paysagère a permis d'identifier des *schémas homogènes de paysages à proximité* des communautés locales. Les effets de ces schémas paysagers ont été évalués sur les données d'abondance des espèces, de densités totales de Collemboles, de richesse en espèces, ainsi que sur les indices de Shannon et Pielou. Les modèles de rang/abondance des assemblages d'espèces appartenant aux différents schémas paysagers ont été également analysés. Enfin, au sein de ces assemblages d'espèces, des gradients physico-chimiques ayant un effet significativement structurant ont été mis en évidence.

Trois schémas homogènes de paysages proches ont été caractérisés: - le premier se composait de grands patchs constitués principalement de milieux ouverts et entourés par un contexte très hétérogène; - le deuxième était composé par des patchs plutôt boisés et assez fragmentés; - tandis que le troisième se caractérisait par des petits patchs de milieux ouverts très isolés, dans un contexte fortement imperméabilisé. Nous avons montré que chaque schéma paysager accueillait des assemblages d'espèces significativement différents. En outre, toutes les mesures synthétiques de biodiversité (excepté l'indice de Pielou) se différenciaient entre les trois patterns paysagers. Ainsi,

des densités totales de Collemboles plus élevées ont été observées dans le premier schéma paysager, tandis que dans le deuxième figuraient des communautés plus diversifiées, avec de plus fortes richesses en espèces. De plus, en ce qui concernait les courbes de rang/abondance, le modèle *niche préemption* était associé aux communautés des grands milieux ouverts, tandis que les modèles *log-normal* et *Zipf-Mandelbrot* expliquaient mieux les communautés appartenant respectivement aux paysages davantage boisés et aux milieux ouverts isolés et fragmentés.

Nous interprétons ces trois groupes de communautés locales comme correspondant à trois stades de succession écologique. D'un côté, des communautés jeunes résidaient dans les gros patches de milieux ouverts, entourés par d'autres habitats possibles. De l'autre, des communautés plus évoluées ont été observées dans les patches boisés. Le troisième groupe correspondait en revanche à des communautés en situation critique, soumises à un phénomène d'homogénéisation biotique en cours.

Parmi les gradients physico-chimiques des sols, nous avons constaté que différents *drivers* locaux structuraient les communautés au sein de chaque schéma paysager. La densité apparente, le pH, le carbone, l'azote et le nickel étaient explicatifs pour les communautés présentes des grandes pelouses. En revanche, les gradients de phosphore disponible et de pH jouaient un rôle déterminant dans la structuration des communautés des paysages majoritairement boisés. Les gradients en carbone, azote, cuivre, plomb et phosphore disponible expliquaient de manière significative la distribution des espèces dans milieux ouverts isolés et fragmentés.

L'ensemble de ces résultats a confirmé notre hypothèse (H1) de départ. D'abord, aux trois schémas paysagers urbains étaient effectivement associés trois groupes de communautés locales différentes. Ensuite, une paupérisation des caractéristiques taxonomiques suivait bien le gradient d'homogénéité du paysage observé. Finalement, cette étude a pu démontrer que l'augmentation de l'hétérogénéité et de la connexion paysagère étaient des mesures à prendre en considération lors de l'aménagement des parcs urbains, puisqu'elles assurent le maintien de communautés d'espèces locales plus complexes et diversifiées.

Au moment de la soumission de la thèse, cet article était soumis dans le journal *Landscape and Urban Planning*.

Impact of the neighboring cityscape on Collembola biodiversity: a Mediterranean case study

V. MILANO ^{a, b, *}, G. MAISTO ^b, D. BALDANTONI ^c, A. BELLINO ^c, C. BERNARD ^a, A. CROCE ^d, F. DUBS ^f, S. STRUMIA ^d, J. CORTET ^a

^a UMR CEFÉ 5175, University of Montpellier, EPHE, University Paul-Valéry Montpellier, route de Mende, 34199 Montpellier Cedex, FRANCE

^b Department of Biology, University of Naples Federico II, via Cinthia, 80126 Napoli, ITALY

^c Department of Chemistry and Biology “Adolfo Zambelli”, University of Salerno, via Giovanni Paolo II 132, 84084 Fisciano (SA), ITALY

^d Department of Environmental, Biological and Pharmaceutical Sciences and Technologies, University of Campania Luigi Vanvitelli, via A. Vivaldi 43, 81100, Caserta, ITALY

^f Sorbonne Universities, UPMC Univ. Paris 06, IRD, CNRS, INRA, UPEC, Univ Paris Diderot, Institute of Ecology and Environmental Sciences of Paris (UMR iEES-Paris), 32, avenue Henri Varagnat, 93143 Bondy Cedex, FRANCE

*Corresponding author: Vittoria Milano; tel.: +33 04 67 14 23 15; fax: +33 04 67 14 24 59;
e-mail: vittoria.milano@univ-montp3.fr; vickymilano88@gmail.com

g.maisto@unina.it

dbaldantoni@unisa.it

abellino@unisa.it

Cyril.BERNARD@cefe.cnrs.fr

antonio.croce@tin.it

florence.dubs@gmail.com

Sandro.STRUMIA@unicampania.it

jerome.cortet@univ-montp3.fr

Biodiversity indices, save Pielou's evenness, highlight different species communities

Rank-abundance curves display diverse successional stages of species assemblages

Collembola are sensitive to a limited compaction of urban soils

Collembola are sensitive even to low concentrations of available P in soils

Increasing landscape diversity evokes more complex Collembola communities

1 **1. Introduction**

2 During urbanization, cities expand their boundaries and ecological footprint, also increasing
3 landscape patchiness (Wu, 2014), which, together with habitat loss, is a major cause of biodiversity
4 decline (McKinney, 2002). Representing the main green surfaces within cityscapes, urban parks
5 supply benefits to city dwellers (Nowak et al., 2008) and constitute important biodiversity hotspots
6 in cities (Nielsen et al., 2014). Nevertheless, urbanization is usually followed by biotic
7 homogenization, with the replacement of local communities with others constituted by few
8 ubiquitous and opportunist species (McKinney, 2002). Thus, understanding the drivers shaping
9 urban biodiversity is a novel challenge with pivotal implications for conservation plans (Wu, 2014;
10 Nielsen et al., 2014). The fundamental role of habitat diversity and microhabitat heterogeneity in
11 guaranteeing high species richness (whichever taxon is considered) in urban parks has indeed been
12 recently recognized (Nielsen et al., 2014). However, it is also widely accepted that landscape
13 patterns (*i.e.* composition and spatial configuration) affect urban biodiversity of aboveground
14 communities. Therefore, organisms such as plants, birds, bats, butterflies or ground arthropods have
15 frequently been used in the study of how landscape modifications due to urbanization affect
16 ecological processes (e.g. Braaker et al., 2014; Chong et al., 2014; Concepción et al., 2016; Pickens
17 et al., 2017). Conversely, how landscape characteristics affect the assemblage of belowground
18 communities has scarcely been explored.

19 As an important component of soil fauna, Collembola, apterygot hexapods, can represent,
20 together with Acarina, 95% of soil microarthropods (Seastedt, 1984). Colonizing all terrestrial
21 ecosystems, Collembola play fundamental roles in several ecosystem processes (e.g. Endlweber et
22 al., 2009; Seastedt, 1984; Wardle, 1999). They exhibit various feeding strategies, dispersal abilities
23 and habitat specialization levels (Hopkin, 1997). Besides, communities vary according to vegetation
24 and microhabitat characteristics, as well as to soil physico-chemical quality (e.g. Gillet and Ponge,
25 2003; Heiniger et al., 2015; Loranger et al., 2001). Hence, Collembola are valued indicators (Van

26 Straalen, 1998) and routinely used in biomonitoring programs (Bispo et al., 2010). Nevertheless,
27 Collembola have remained hardly studied in urban habitats (e.g. Devigne et al., 2016; Milano et al.,
28 in press) and, to our knowledge, very little information is available on how the urban patch mosaic
29 affects their biodiversity (Milano et al., in press.). Indeed, the little information presently available
30 on how landscape patterns affect Collembola biodiversity mostly results from studies in agricultural
31 or forested areas (Martins da Silva et al., 2012, 2015; Querner et al., 2013; Sousa et al., 2004,
32 2006). Correspondingly, Querner et al. (2013) suggested that landscape diversity could explain
33 Collembola biodiversity at different spatial scales. In the Mediterranean region, as well as along a
34 pan European transect, Sousa et al. (2004, 2006) observed variations in Collembola communities in
35 relation to landscape patterns (from forested to agricultural landscapes). Using a multi-scale
36 approach, Martins da Silva et al. (2012) showed that, at landscape level, changes in Collembola
37 communities were indirectly caused by the increase in woody surface, since the latter shaped
38 environmental characteristics at a smaller scale. Finally, a recent study ascertained that the analysis
39 of Collembola community via landscape characterization would indeed require being led at finer
40 scales (Martins da Silva et al., 2015).

41 The aim of our study was to evaluate the effects of landscape patterns on the assemblages of
42 collembolan species in urban parks, taking into account the neighboring patch mosaic. Since
43 belowground dwellers are characterized by more limited home ranges and dispersal abilities than
44 aboveground ones, we hypothesized that the abrupt landscape changes that occur in the urban patch
45 mosaic may affect collembolan communities (H1). We also hypothesized that urban patterns
46 characterized by high landscape diversity will correspondingly host more complex species
47 assemblages (H2), in relation to the ecological niches available, as demonstrated in agricultural and
48 forested areas (Martins da Silva et al., 2015; Querner et al., 2013). Finally, within homogeneous
49 landscape groups, the effects of soil properties on collembolan community assemblages were also
50 investigated.

51

2. Materials and methods

2.1 Study area

The city of Montpellier (Southern France, 43°36'39" N, 03°52'38" E; 27 m a.s.l.), extends over 56.88 km² and is characterized by a Mediterranean climate, with hot-dry summers and moderate-wet winters. Currently, it counts 257,351 inhabitants, with a population density of 4,524 inhabitants.km⁻² (INSEE, 2010) and has the highest national population growth of all French cities (<http://www.montpellier.fr/188-la-population-et-la-geographie-de-montpellier.htm>). Although its urbanization is accompanied by drastic land use changes, Montpellier engaged in an eco-friendly development policy, with more than 10 km² of green infrastructure, including forty-eight public urban parks (<http://www.montpellier.fr/3763-environnement.htm>). The present study was carried out in fourteen of these public parks.

2.2 Park thematic maps and landscape patterns

Fourteen thematic maps of the selected public parks were produced, aiming to perform a landscape pattern analysis, which allows investigating the composition (amount of land cover types) and spatial configuration (shape and relative spatial disposition of land cover types) of the patch mosaic (McGarigal et al., 2002). In particular, fourteen vector maps have been produced by photointerpretation, using the 2013 aerial photographs of Montpellier (data from National Geographical Institute), digitalized using a Geographical Information System (GIS) software (QGIS Development Team, 2014). Land cover types have been defined through an expansion of the 3rd level CORINE Land Cover nomenclature (Bossard et al., 2000), in which parks are coded as Green Urban Area (code 1.4.1). Five land cover classes, specific to this project, have been defined to code the different cover types observed from aerial photographs and validated in the field: 1.4.1.1 “open vegetation” (turf); 1.4.1.2 “closed vegetation” (evergreen and deciduous woods); 1.4.1.3 “impervious surfaces” (paved parkways, cobblestone paths, buildings, fountains, playgrounds);

1.4.1.4 “other vegetation” (hedgerows, shrubs, tree-lined rows, orchards, vegetated dog park zones);
1.4.1.5 “single tree” (few sparse trees). Land cover information was supplied for each digitalized polygon and stored in the attribute table. The perimeter and area of each polygon were calculated by GIS and used to compute the selected landscape metrics. Open and closed vegetation classes were selected for soil sampling.

The neighboring landscape included in a buffer area centered on the geographical coordinates of each sampled point was described. To choose the buffer dimension, mean areas of 1.4.1.1 and 1.4.1.2 patches (2493.6 and 3662.4 m², respectively) were used as references for the minimal circle size, with a 35 m radius. The thematic maps and buffers were overlaid to analyze the neighboring landscape patterns for each sampling point. Finally, in the case of buffers extending beyond park boundaries, the thematic map was expanded to neighboring lands, identifying new landscape items: 5.1.1 “water courses”, 3.3.3 “sparsely vegetated areas” and 2.2.1 “vineyards” (Bossard et al., 2000). This cartographic work is illustrated in Figure 1.

2.3 Landscape metrics

Landscape composition was described by the percentage of each land cover (PLAND) and Shannon’s Diversity Index (SHDI), the latter calculated on all classes with the exception of impervious surfaces (1.4.1.3) and water courses (5.1.1), as these are not considered suitable habitats for Collembola. SHDI equals to the sum, across all land cover, of the proportional area of each patch type multiplied by that proportion. Landscape fragmentation, which is a spatial configuration component, refers to the degree to which the landscape is broken up into disjointed fragments (Mcgarigal et al., 2002). It was quantified by the patch density (PD), *i.e.* the patch number of each land cover divided by the total landscape area, and edge density (ED), *i.e.* the length sum of all boundaries divided by the total landscape area (McGarigal et al., 2002).

Since what can be measured and the patterns that are ecologically relevant to the phenomenon under investigation can differ (Gustafson, 1998), metrics at class level were only calculated for the

104 most abundant land cover types in the investigated parks: open and closed vegetation, as well as
105 impervious surfaces (*i.e.* PLAND1411, PLAND1412, PLAND1413 and PD1411, PD1412,
106 PD1413); whereas, SHDI and ED are metrics at landscape level.

107

108 2.4 Sampling design

109 Soil sampling was carried out on November 20th, 21st and 22nd 2014; during the week before
110 sampling, mean air temperature was 13.7 °C ([http://www.meteofrance.com/climat/meteo-date-](http://www.meteofrance.com/climat/meteo-date-passee)
111 [passee](http://www.meteofrance.com/climat/meteo-date-passee)). In each park, 4 or 8 sampling areas (4 m² each) were identified, depending on the presence
112 of only one - open or closed - or both land cover types (Table 1), corresponding to 1.4.1.1 and
113 1.4.1.2 sections in the park thematic maps, respectively. Each sampling area was situated in a patch
114 of minimum 60 m² (for both land cover types). From each sampling area, a core of surface soil (0-5
115 cm depth, diameter 5 cm) was collected after the removal of litter (when present), according to ISO
116 23611-2 (2006). To allow data comparison, soil cores in closed areas were collected under *Quercus*
117 *ilex* L. only, the most frequent native evergreen species in these parks. Here, the litter layer was
118 mainly constituted by *Q. ilex* leaves. By contrast, in open areas, soil cores were collected under turf,
119 where the litter layer was mainly composed of thatch and turf clippings mixed with leaves from
120 neighboring trees. To avoid a potential “edge effect” on collembolan communities, each soil core
121 was sampled at a distance of at least 2 m from patch borders. Overall, 40 surface soil cores in open
122 areas and 32 ones in closed ones were collected (Table 1). Each sampling point was geo-referenced
123 (Holux, TwoNav sportiva GPS) and soil samples were used for the analysis of collembolan
124 communities and their physico-chemical characteristics.

125

126

127 2.5 Collembola identification

128 Microarthropods were extracted from soil samples through dry extraction for a week, according
129 to Macfadyen (1961). The temperature above the samples was increased during extraction from 35
130 °C (2 days) to 45 °C (2 days) and then to 60 °C (3 days), while the temperature below the samples
131 was kept at 5 °C. Animals were then preserved in 70% ethanol. For each sample, Collembola were
132 counted and identified at morpho-species level under a binocular stereo-microscope (Kyowa
133 optical, SDZ-TR-PL, 7 to 45X magnification). Specimens were whitened in a Marc André solution
134 I and mounted in a Marc André solution II (André, 1946). Species identification was verified using
135 phase-contrast microscopy (Zeiss, Axio Scope A1, 200 to 630X magnification) according to
136 various dichotomous keys (Bretfeld, 1999; Dunger and Schlitt, 2011; Hopkin, 2007; Jordana, 2012;
137 Potapow, 2001; Thibaud et al., 2004; Zimdars and Dunger, 1994). When more than ten specimens
138 were counted for each morpho-species, a subsample of ten specimens was randomly selected for
139 species identification.

140 Total density (total number of Collembolans/m², D) was calculated for each sample. Likewise,
141 different biodiversity indices were computed: richness (total number of species, S), Shannon
142 diversity index (H'; Shannon, 1948) and Pielou's evenness index (J'; Pielou, 1969). The Shannon
143 and Pielou indices were calculated according to the following equations:

$$144 \quad H' = -\sum P_i \log_2 P_i$$

$$145 \quad J' = H' / \log_2 S$$

146 where P_i = ratio between the abundance of species i and the total number of organisms.

147

148 2.6 Soil physico-chemical characterization

149 To evaluate soil porosity, bulk density (BD, g cm⁻³) was measured as described in Baize (2000),
150 on 100 cm³ soil cores, taken from the top 5 cm of soil after the removal of litter (if present).
151 Specifically, cores were dried at 105 °C for 24 h, and BD was calculated as the ratio dry weight to
152 core volume.

153 Soils sieved (at 2 mm) and oven-dried (at 75 °C up to constant weight) were characterized for:

- pH (ISO 10390, 2005) with a soil:water ratio of 1:5 v:v;
- total nitrogen (N, g kg⁻¹ d.w.) concentration (ISO 13878, 1998);
- total carbon (C, g kg⁻¹ d.w.) concentration (ISO 10694, 1995);
- dissolved organic carbon (DOC, mg kg⁻¹ d.w.) (Thurman, 1985);
- available phosphorous (P, g kg⁻¹ d.w.) according to the Olsen method (ISO 11263, 1994);
- metal concentrations (U.S. Environmental Protection Agency, 1996).

In particular, total copper (Cu, mg kg⁻¹ d.w.), nickel (Ni, mg kg⁻¹ d.w.), lead (Pb, mg kg⁻¹ d.w.) and zinc (Zn, mg g⁻¹ d.w.) concentrations were measured on 0.5 g pulverized (in pulverizer mills) and dried soil, digested in 10 ml HNO₃ (65%, Sigma-Aldrich, Germany), 5.5 ml H₂O₂ (AnalaRNormapur, France) and 5 ml HCl (37%, Carlo Erba, Italy) at 95 °C for 4 h. Metal concentrations were measured using an ICP-OES spectrometer (iCAP duo 6000 Series, ThermoScientific). Accuracy was checked through a concurrent analysis of a standard reference material from the EU Community Bureau of Reference (BCR No. 142R: sandy loam soil) and metal recoveries ranged from 86 to 98%. All analyses were performed as 3 replications per soil sample.

2.7 Data analysis

To identify homogeneous groups of the neighboring landscapes around sampling points, a Hierarchical Ascendant Classification (HAC) was performed on the first 5 principal components (accounting for the 97% of the total variance) of a Principal Component Analysis (PCA) (Husson et al., 2017) based on the landscape variables (PLAND1411, PLAND1412, PLAND1413, PD1411, PD1412, PD1413, SHDI and ED). A Ward's minimum variance clustering, based on Euclidean distances among sites, was performed. The number of retained clusters (Q) was chosen according to the "inertia growth" among clusters, selecting Q in order to maximize the difference in inertia between ($Q-1$, Q) and (Q , $Q+1$). To evaluate differences among the neighboring landscape clusters based on biodiversity indices (D , S , H' and J'), a Kruskal-Wallis test, followed by Nemenyi's post-hoc test (Pohlert, 2016) were employed. Collembola community structure for each neighboring

landscape cluster was evaluated through Whittaker's curves (Magurran, 2004). The most widely used community structure models (*i.e.* brokenstick, pre-emption, log-Normal, Zipf and Zipf-Mandelbrot) were fitted to the data and the best model chosen according to Akaike and Bayesian Information Criteria. Differences in species abundance among the neighboring landscape clusters were evaluated using a permutational multivariate analysis of variance (PERMANOVA; Anderson, 2001), based on Bray-Curtis distances and 9999 permutations. The multivariate homogeneity of group variances was evaluated using a PERMDISP test (Anderson, 2006). A non-metric multidimensional scaling (NMDS) based on 2 axes and Bray-Curtis distances, with the superimposition of their confidence ellipses ($\alpha = 0.05$), was then employed to evaluate the separation of the neighboring landscape clusters. To evaluate their differences based on environmental variables (C, N, DOC, P, BD, pH, Cu, Ni, Pb, Zn), a Kruskal-Wallis test, followed by Nemenyi's post-hoc test, were employed. NMDSs, based on the same distances and number of axes, were obtained separately for each neighboring landscape cluster and employed in evaluating the relations between environmental variables and species assemblages. To this end, Generalized Additive Models (GAMs) were fitted *a posteriori* on the NMDS spaces (Marra and Wood, 2011), using restricted maximum likelihood estimation (REML) for the smooth component selection. Finally, the Spearman's rank correlation between each pair of numeric environmental variables was calculated (Supplementary Material), according to their non-normal distribution, evaluated with the Shapiro-Wilk normality test.

All analyses were performed with the R 3.0.1 programming environment (R Core Team, 2013) using functions from the "FactoMineR", "lmtest", "PMCMR" and "vegan" packages (Hothorn et al., 2017; Housson et al., 2017; Oksanen, 2016; Pohlert, 2016).

3. Results

3.1 Neighboring landscape patterns

The first and second PCs explained 77.5% of the total variance (Fig. 2). In particular, the first

axis (46%) was negatively correlated to landscape heterogeneity (SHDI) and positively correlated to landscape fragmentation (ED), composition and configuration of the impervious surfaces (PLAND1413 and PD1413, respectively). The second axis (31.5%) was negatively correlated to the composition of the open vegetation (PLAND1411) and positively correlated to the closed vegetation composition (PLAND1412), and to a lesser extent to its configuration (PD1412) (Fig. 2). The sampled patches were allocated in three clusters. Cluster I was composed of 25 patches whose neighboring landscape was characterized by large open vegetation areas, with little closed vegetation and few impervious surfaces. Conversely, cluster II comprised 33 patches whose neighboring landscape was mostly occupied by closed vegetation and only few little-fragmented open areas. Finally, 11 patches belonged to cluster III, which was characterized by homogenous neighboring landscape, mainly comprising impervious surfaces.

217

3.2 Differences in Collembola communities among the neighboring landscape patterns

Species richness (S), total density (D) and Shannon diversity index (H') differed (p - value < 0.05 for S and H', p - value < 0.01 for D) among the three neighboring landscape patterns (Table 2). In particular, the highest values of D were found in cluster I, which significantly differed from those observed in cluster III, whereas S and H' values in cluster II were significantly higher than those in cluster III (Table 2).

Among the abundance-diversity models, the niche pre-emption model was associated with the lowest AIC and BIC values in cluster I (Fig. 3). By contrast, community structures in cluster II and III were respectively best described by a log-Normal and a Zipf models (Fig. 3).

Collembolan communities significantly (p - value < 0.001; no over dispersion) differed among the neighboring landscape patterns. In particular, the confidence ellipses for clusters II and III were clearly separated, whereas the confidence ellipse for cluster I partially overlapped with the other two ellipses in the NMDS space (Fig. 4). In cluster I, 22 species were recorded, out of which only 2

231 were found specific to this cluster (9%). The most frequent species were *Cryptopygus thermophilus*
 232 (Axelson, 1900), *Isotomiella minor* (Schaffer, 1896) and *Protaphorura aurantiaca* (Ridley, 1880),
 233 while the most abundant ones were *C. thermophilus* and *I. minor* (Table 3). The greatest percentage
 234 of idiosyncratic species (34%) was found in cluster II, in which 32 species were observed. The most
 235 frequent species were: *C. thermophilus*, *Folsomia similis* (Bagnall, 1939), *I. minor*, *Paratullbergia*
 236 *callipygos* (Börner, 1902), *Parisotoma notabilis* (Schäffer, 1896) and *Pseudosinella alba* (Packard,
 237 1873). *C. thermophilus* and *Folsomides parvulus* (Stach, 1922) reached the highest densities (Table
 238 3). Only 13 species, with 3 idiosyncratic (23%), were found in cluster III. The most frequent species
 239 were *Proisotoma minuta* (Tullber, 1871) and *C. thermophilus* which, together with *P. callipygos*,
 240 also reached the highest densities (Table 3). Finally, *C. thermophilus*, *I. minor*, *P. callipygos*, *P.*
 241 *minuta*, *P. aurantiaca* and *Schoettella ununguiculata* (Tullberg, 1869) were the only species
 242 common to all the landscape clusters.

243

244 3.3 Differences in soil physico-chemical properties among the neighboring landscape patterns

245 Except for available P and total Ni concentrations, all soil physico-chemical properties differed
 246 (p-value < 0.001 for pH, BD, DOC, total C, N, Pb and Zn concentrations; p-value < 0.05 for total
 247 Cu concentrations) among landscape clusters (Table 4). In particular, pH, BD, C and N showed the
 248 same variation trend: the highest pH and BD values, as well as the lowest C and N concentrations
 249 were found in soils of clusters I and III, which significantly differed from those observed in cluster
 250 II (Table 4). The highest DOC concentrations were found in cluster II soils, which significantly
 251 differed from those in cluster I. As regards metals, Cu concentrations were statistically higher (p-
 252 value < 0.05) in soils of cluster III than in soils of cluster II (Table 4). Pb values in cluster I were
 253 statistically lower (p-value < 0.001) in respect of the other two clusters, whereas the highest Zn
 254 concentrations (p-value < 0.001) were measured in cluster III soils (Table 4).

255

3.4 Species – environment relationships

The GAMs significantly explaining the point distributions in the NMDS space for each of the neighboring landscape pattern are reported in Table 5.

Cluster I. Soil pH, BD, total C, N, and Ni concentrations, were significant in describing species distribution in the NMDS space (Table 5). C, N and pH showed similar gradients, although with opposite directions between C or N and pH (Fig. 5). Most species were associated with soils with the lowest C and N concentrations as well as to soils with the highest pH values. Ni and BD showed similar gradients: *Paratullbergia macdougalli* (Bagnall, 1936), *P. alba*, *Schoettella ununguiculata* (Tullberg, 1869), *Arrhopalites caecus* (Tullberg, 187) and *Ceratophysella gibbosa* (Bagnall, 1941) were found in soils with the lowest BD values and Ni concentrations, while *Willemia denisi* (Mills, 1932), *P. callipygos*, *F. similis* and *Folsomides* sp. were identified in soils with opposite characteristics (Fig. 5).

Cluster II. Available P and pH were significant in describing species distribution in the NMDS space (Table 5). *Folsomia sexoculata* (Tullber, 1871), *P. aurantiaca*, and *Proctostephanus stuckeni* (Börner, 1902) were preferentially found in soils with the lowest concentrations of available P, whereas *S. ununguiculata*, *W. denisi*, *Proisotoma ripicola* (Linnaniemi, 1912), *P. minuta*, *C. thermophilus* and *Pseudachorutella asigillata* (Börner, 1901) were associated with soils with the highest concentrations of available P (Fig. 6). *Parisotoma* sp., *Cryptopygus bipunctatus* (Axelson, 1903), *Lepidocyrtus cyaneus* (Schille, 1908), *C. thermophilus*, *P. minuta*, *P. ripicola*, *I. minor* and *Isotomurus maculatus* (Schäffer, 1896) were found in soils with the highest pH values, whereas the opposite was observed for *P. aurantiaca*, *C. gibbosa*, *P. stuckeni* and *Mesaphorura* sp (Fig. 6).

Cluster III. The GAMs for soil total C, N, Cu, Pb and available P concentrations were significant in describing species distribution in the NMDS space (Table 5). *Entomobrya lanuginosa* (Nicolet, 1842), *I. minor*, *S. parvulus* and *P. aurantiaca* were associated with soils with the lowest C

280 concentrations, whereas *P. callipygos*, *Neotullbergia staudacheri* (Kos, 1940) and *P. minuta* were
 281 preferentially observed in soils with the highest C concentrations (Fig. 7). *Parisotoma* sp. and *C.*
 282 *albinus* were preferentially observed in soils with the lowest N concentrations, whereas *P. minuta*
 283 was found in soils with the highest N concentrations. The gradient of available P had its direction of
 284 maximum variation coincident with the second NMDS axis (Fig. 7). *P. callipygos*, *N. staudacheri*,
 285 *C. thermophilus*, *E. lanuginosa* and *Cryptopygus* sp. were found in soils with the lowest available P
 286 concentrations, whereas the opposite was observed for *S. ununguiculata* and *P. armata*. *Sminthurus*
 287 *parvulus* (Ritter, 1911), *P. callipygos*, *S. ununguiculata*, *Parisotoma* sp. and *C. albinus* were
 288 preferentially observed in soils with the lowest Cu concentrations, whereas the opposite was found
 289 for *E. lanuginosa* and *I. minor*. In addition, *P. armata*, *P. aurantiaca*, *E. lanuginosa* and *I. minor*
 290 belonged to soils with the lowest Pb concentrations, whereas *P. minuta*, *N. staudacheri* and *P.*
 291 *callipygos* were associated to soils with the highest Pb concentrations (Fig. 7).

292

293 4. Discussion

294 To our knowledge, this is the first study examining the effects of urban landscape patterns,
 295 especially the neighboring patch mosaic, in shaping soil Collembola communities. Findings
 296 fulfilled the first hypothesis, as different communities were associated to diverse neighboring
 297 landscape patterns. The biodiversity indices, except Pielou's evenness, were also meaningful for
 298 highlighting differences in species communities. Besides, the Whittaker's curves displayed different
 299 abundance-diversity patterns within the three types of local landscapes (Magurran, 2004), possibly
 300 highlighting different successional stages.

301 Cluster I, comprising a neighboring patch mosaic with wide open vegetation surfaces within
 302 heterogeneous landscapes, was characterized by the highest total Collembola density. In this urban
 303 environment, either a few species with high dispersal abilities or opportunist ones proliferated,

probably embracing an r-strategy, as in early successional stages. This scenario is also supported by the abundance-diversity pattern, which was best described by a niche preemption model, typical of early successional stages, with little niche overlap and a few dominant species (Magurran, 2004). Soil pH, BD and C, N and Ni were the physico-chemical drivers that shaped the Collembola community within cluster I, as also reported in other studies (e.g. Loranger et al., 2001; Devigne et al., 2016; Milano et al., in press). In particular, most species were associated with low soil C and N concentrations, corresponding to a community which was likely adapting to a hostile environment with scarce nutrient resources. Moreover, although these soils were only little compacted - as urban soils can reach BD values of 1.5 g cm^{-3} (Schueler, 2000) - this community was sensitive to such a microhabitat characteristic, as also highlighted by Devigne et al. (2016).

The presence of fragmented woody patches in cluster II was associated with the highest species richness, diversity and number of idiosyncratic species, although some of them are considered eurytopic, such as *C. succinea* and *Folsomia quadrioculata* (Tullber, 1871), common in both open and closed habitats, as well as in disturbed sites (Potapow, 2001; Thibaud et al., 2004). Others, such as *F. similis*, *C. bipunctatus*, *I. maculatus* and *Lathriopyga longiseta* (Caroli, 1910), are ruderal species, commonly recorded in urban and organically fertilized soils, restored caves and gardens (Hopkin, 2007; Potapow, 2001). The presence of woody habitats is probably paramount in explaining the high number of idiosyncratic species within this type of urban environments. Indeed, in accordance with a recent study on Collembola in Naples (Italy) urban parks, the canopy cover, together with litter presence, is one of the most important management factors in determining complex community structures (Milano et al., in press). Usually, woody habitats display greater microhabitat heterogeneity (*i.e.* presence of the understory, leaf litter and woody debris) than open ones, providing more shelters and a diversity of feeding niches. As a consequence, assorted species adapt themselves to microhabitat heterogeneity and locally coexist as a result of habitat partitioning (Martins da Silava et al., 2012). The log-Normal distribution of Collembola abundances supports

329 this rationale, implying a diversification of ecological niches usually associated with late
330 successional stages (Magurran, 2004). Hence, our findings corroborate the hypothesis that urban
331 green areas hosting high plant diversity should host high diversity of other taxa as well (Bräuniger
332 et al., 2010). This is true not only for Collembola, but also for many other animals such as
333 hedgehogs, which favor complex urban gardens or structured parks over lawn and pastures without
334 structures, since the former provide shelters and abundant food resources (Braaker et al., 2014).
335 Among environmental variables, pH and available P played a role in shaping this collembolan
336 community, as also observed in Naples urban parks in the case of pH (Milano et al., in press.).
337 Albeit anthropogenic inputs may drastically affect P concentrations in urban soils (Huang et al.,
338 2013), no accumulation of available P was observed in the soils studied. To our knowledge, this is
339 the first study showing that local Collembola communities are influenced by soil concentration in
340 available P, suggesting that further research should be performed to understand how P inputs may
341 impact urban soil fauna even at low concentrations.

342 The Zipf model best described the abundance-diversity pattern of the Collembola community in
343 the cluster III, where the neighboring landscape was characterized by small and isolated open
344 vegetation patches within a dense impervious matrix. This model assumes a sequential built-up of
345 the ecological community based on environmental constraints, with early-arriving species subjected
346 to fewer constraints than later species (Magurran, 2004). Moreover, this urban environment
347 exhibited the lowest values of species richness, total density and diversity. Hence, the landscape
348 characteristics, jointly to the habitat simplification - *i.e.* plant cover reduction -, could explain the
349 dramatic biodiversity depletion in respect to the other types of urban landscapes. These findings
350 showed that this type of urban refuges probably suffered the homogenization of species
351 assemblages (Concepción et al., 2016; McKinney, 2002). Indeed, only ubiquitous species survived,
352 such as *E. lanuginosa*, *P. aurantiaca*, *N. staudacheri* and *C. albinus* (Duger and Schlitt, 2011;
353 Jordana, 2012; Hopkin, 2007). Moreover, the association of most species with the lower end of the

354 C, N and available P gradients may indicate species adaptation to few soil inputs of organic matter
355 (Milano et al., in press). By contrast, the role of Cu and Pb gradients in shaping the collembolan
356 community may suggest an adaptation to other anthropogenic constraints, such as the previous land
357 use of the area and the urban density surrounding the park boundaries (Milano et al., in press). In
358 this respect, *P. minuta*, a species very tolerant to slurry pollution, and *I. minor*, a truly sensitive one,
359 opposed themselves along the Pb gradient, confirming their role as bioindicators in metal polluted
360 soils (Potapow, 2001). Finally, it is relevant to note that some sites of cluster III had been subjected
361 to agricultural practices during the last decades (data not shown); as a consequence, the legacy of
362 land use change can still be observed in the local pool of species (Cortet et al., 2002).

363 The evidences fulfilled our hypothesis on the presence of more complex Collembola
364 communities with increasing landscape diversity. The clearest transition was observed between the
365 neighboring landscapes comprising wide surfaces of open vegetation surrounded by a highly
366 diversified urban context, and, on the other side, neighboring landscapes with small, fragmented
367 and isolated surfaces of open vegetation. Whilst the first ones can guarantee species turnover,
368 chances for successful colonization would be quite low within the second ones.

369

370 **5. Conclusions**

371 Within a perspective of urban park landscaping, fragmentation limitation and maintenance of
372 landscape diversity, as well as the woody vegetation, are the main factors ensuring diverse and
373 structured Collembola communities. The neighboring landscapes typified by wide turfs, nearly to
374 other green habitats, should be considered in a grass restoration perspective. Whereas, neighboring
375 landscapes with small and isolated turfs should be avoided, as highlighted by the severe losses of
376 Collembola communities. Considering their usefulness as bioindicators, this study highlighted for
377 the first time, the potential role of Collembola in urban planning and in orienting and evaluating

378 restoration strategies.

379

380 **References**

381 André, M., 1946. Halacariens marins, Faune de France. Lechevalier, Paris, 46.

382 Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance, *Austral.*
383 *Ecol.* 26, 32–46.

384 Anderson, M.J., 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions, *Biometrics*
385 62, 245–253.

386 Baize, D., 2000. Guide des analyses en pédologie 2ème édition revue et augmentée, INRA Editi. ed.

387 Bispo, A., Cluzeau, D., Creamer, R., Dombos, M., Graefe, U., Krogh, P. H., Sousa, J. P., Pérès, G.,
388 Rutgers, M., Winding, A., and Römbke, J., 2010. Indicators for monitoring soil biodiversity.
389 *Integr. Environ. Assess. Manag.* 5, 717–719.

390 Bossard, M., Feranec, J., Otahel, J., 2000. CORINE land cover technical guide - Addendum 2000,
391 Technical Report.

392 Braaker, S., Moretti, M., Boesch, R., Ghazoul, J., Obrist, M.K., Bontadina, F., 2014. Assessing
393 habitat connectivity for ground-dwelling animals in an urban environment. *Ecol. Appl.* 24,
394 1583–1595. doi:10.1890/13-1088.1

395 Bräuniger, C., Knapp, S., Kühn, I., Klotz, S., 2010. Testing taxonomic and landscape surrogates for
396 biodiversity in an urban setting. *Landsc. Urban Plan.* 97, 283–295.
397 doi:10.1016/j.landurbplan.2010.07.001

398 Bretfeld, G., 1999. Synopses on paleoartic collembola Symphleona, vol. 2. Staatliches Museum
399 für Naturkunde Görlitz.

400 Chong, K.Y., Teo, S., Kurukulasuriya, B., Chung, Y.F., Rajathurai, S., Tan, H.T.W., 2014. Not all
401 green is as good: different effects of the natural and cultivated components of urban vegetation
402 on bird and butterfly diversity. *Biol. Conserv.* 171, 299–309. doi:10.1016/j.biocon.2014.01.037

403 Concepción, E.D., Obrist, M.K., Moretti, M., Altermatt, F., Baur, B., Nobis, M.P., 2016. Impacts of
404 urban sprawl on species richness of plants, butterflies, gastropods and birds: not only built-up
405 area matters. *Urban Ecosyst.* 19, 225–242. doi:10.1007/s11252-015-0474-4

406 Cortet, J., Ronce, D., Poinot-Balaguer, N., Beaufreton, C., Chabert, A., Viaux, P., Cancela de
407 Fonseca, J.P., 2002. Impacts of different agricultural practices on the biodiversity of
408 microarthropod communities in arable crop systems. *Eur. J. Soil Biol.*, 33, 239-244.

409 Devigne, C., Mouchon, P., Vanhee, B., 2016. Impact of soil compaction on soil biodiversity – does
410 it matter in urban context?, *Urban Ecosyst.*, 19, 1163-1178.

411 Dunger, W., Schlitt, B., 2011. Synopses on paleoartic collembola Tullbergiidae, vol.6/1.
412 Senckenberg Museum of Natural History Görlitz.

413 Endlweber, K., Ruess, L., Scheu, S., 2009. Collembola switch diet in presence of plant roots
414 thereby functioning as herbivores. *Soil Biol. Biochem.* 41, 1151–1154.
415 doi:10.1016/j.soilbio.2009.02.022

416 Gillet, S., Ponge, J.F., 2003. Changes in species assemblages and diets of Collembola along a
417 gradient of metal pollution. *Appl. Soil Ecol.* 22, 127–138. doi:10.1016/S0929-1393(02)00134-8

418 Gustafson, E.J., 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art.
419 *Ecosystems*:143-156.

420 Heiniger, C., Barot, S., Ponge, J.F., Salmon, S., Meriguet, J., Carmignac, D., Suillerot, M., Dubs,
421 F., 2015. Collembolan preferences for soil and microclimate in forest and pasture communities.
422 *Soil Biol. Biochem.* 86, 181–192. doi:10.1016/j.soilbio.2015.04.003

423 Hopkin, S.P., 2007. A key to the Collembola (Springtails) of Britain and Ireland. London.

424 Hopkin, S.P., 1997. Biology of the springtails: (insecta: Collembola). Oxford Univ. Press.

425 Hothorn, T., Zeileis, A., Farebrother, R.W., Cummins, C., Millo, G., 2017. Package ‘lmtest’.
426 Testing Linear Regression Models. 0.9-35 in R on February 11, 2017. Huang, L., Wang, H., Li,
427 Y., Lu, S., 2013. Spatial distribution and risk assessment of phosphorus loss potential in urban-
428 suburban soil of Lishui, China. *Catena*, 100, 42-49.

429 Husson, F., Josse, J., Le, S., Mazet, J., 2017. FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis
430 and Data Mining. 1.35 in R on February 20, 2017.

431 ISO 11263, 1994. Soil quality. Determination of phosphorus. Spectrometric determination of
432 phosphorus soluble in sodium hydrogen carbonate solution. International Organization for
433 Standardization, Geneva

434 ISO 10694, 1995. Soil quality. Determination of organic and total carbon after dry combustion
435 (elementary analysis). International Organization for Standardization, Geneva.

436 ISO 13878, 1998. Soil quality. Determination of total nitrogen content by dry combustion
437 (elementary analysis). International Organization for Standardization, Geneva

438 ISO 10390, 2005. Soil quality. Determination of pH. International Organization for Standardization,
439 Geneva

440 ISO 23611-2, 2006. Soil quality. Sampling of soil invertebrates. Part2. Sampling and extraction of
441 micro-arthropods (Collembola and Acarina). International Organization for Standardization,
442 Geneva.

443 Jordana, R., 2012. Synopses on paleoartic collembola Capbryinae & Entomobryini, vol. 7/1.
444 Senckenberg Museum of Natural History Görlitz.

445 Loranger, G., Bandyopadhyaya, I., Razaka, B., Ponge, J.F., 2001. Does soil acidity explain
446 altitudinal sequences in collembolan communities? *Soil Biol. Biochem.* 33, 381–393.
447 doi:10.1016/S0038-0717(00)00153-X

448 Macfadyen, A., 1961. Improved Funnel-Type Extractors for Soil Arthropods. *J. Anim. Ecol.* 30,
449 171–184. doi:10.2307/2120

- 450 Magurran, A.E., 2004. Measuring biological diversity. *Biological Diversity*, Blackwell; Oxford.
- 451 Marra, G.P., Wood, S.N., 2011. Practical variable selection for generalized additive models,
452 *Comput. Stat. Data Analysis*. 55, 2372–2387.
- 453 Martins da Silva, P., Berg, M.P., da Silva, A.A., Dias, S., Leitão, P.J., Chamberlain, D., Niemelä, J.,
454 Serrano, A.R.M., Sousa, J.P., 2015. Soil fauna through the landscape window: factors shaping
455 surface-and soil-dwelling communities across spatial scales in cork-oak mosaics. *Landsc. Ecol.*
456 30, 1511–1526. doi:10.1007/s10980-015-0206-4
- 457 Martins da Silva, P., Berg, M.P., Serrano, A.R.M., Dubs, F., Sousa, J.P., 2012. Environmental
458 factors at different spatial scales governing soil fauna community patterns in fragmented forests.
459 *Landsc. Ecol.* 27, 1337–1349. doi:10.1007/s10980-012-9788-2
- 460 McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C., Ene, E., 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis
461 Program for Categorical Maps. Analysis.
- 462 McKinney, M.L., 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *Bioscience* 52, 883.
463 doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2
- 464 Milano, V., Cortet, J., Baldantoni, D., Bellino, A., Dubs, F., Nahmani, J., Strumia, S., Maisto, G.,
465 2017. Collembolan biodiversity in Mediterranean urban parks: impact of history, urbanization,
466 management and soil characteristics. *Appl. Soil Ecol.*, in press.
- 467 Nielsen, A.B., van den Bosch, M., Maruthaveeran, S., van den Bosch, C., K., 2014. Species
468 richness in urban parks and its drivers: A review of empirical evidence. *Urban Ecosyst.* 17, 305-
469 327. doi:10.1007/s11252-013-0316-1
- 470 Nowak, J.D., Crane, D.E., Stevens, J.C., Hoehn, R.E., Walton, J.T., Bond, J., 2008. A G-B Method
471 of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services. *Arboric. Urban For.*, 347-358.
- 472 Oksanen J., 2016. Vegan: ecological diversity. Processed with vegan 2.4-1 in R Under development
473 (unstable) (2016-09-06 r71220) on September 7, 2016.
- 474 Pickens, B.A., Marcus, J.F., Carpenter, J.P., Anderson, S., Taillie, P.J., Collazo, J.A., 2017. The
475 effect of urban growth on landscape-scale restoration for a fire-dependent songbird. *J. Environ.*
476 *Manage.* 191, 105–115. doi:10.1016/j.jenvman.2017.01.005
- 477 Pielou, E.C., 1969. An introduction to mathematical ecology, Wiley; New York.
- 478 Pohlert, T., 2016. Package ‘PMCMR’. Calculate Pairwise Multiple Comparisons of Mean Rank
479 Sums. 4.1 in R on January 1, 2016,
- 480 Potapow, M., 2001. Synopses on paleoarctic collembola Isotomidae, vol. 3. Staatliches Museum für
481 Naturkunde Görlitz.
- 482 QGIS Development Team, 2014. QGIS Geographic Information System 2.2.0 - Valmiera. qgis.org.
- 483 Querner, P., Bruckner, A., Drapela, T., Moser, D., Zaller, J.G., Frank, T., 2013. Landscape and site
484 effects on Collembola diversity and abundance in winter oilseed rape fields in eastern Austria.
485 *Agric. Ecosyst. Environ.* 164, 145–154. doi:10.1016/j.agee.2012.09.016
- 486 R Core Team, 2013. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for

487 Statistical Computing, Vienna.

488 Schueler, T., 2000. The compaction of urban soil: the practice of watershed protection. Center for
489 Watershed Protection, Ellicott City, pp. 210–214.

490 Seastedt, T.R., 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes.
491 *Annu. Rev. Entomol.* 29, 25–46. doi:10.1146/annurev.en.29.010184.000325

492 Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication, *Tech. J.* 27, 379–423.

493 Sousa, J.P., Bolger, T., da Gama, M.M., Lukkari, T., Ponge, J.F., Simón, C., Traser, G., Vanbergen,
494 A.J., Brennan, A., Dubs, F., Ivtis, E., Keating, A., Stofer, S., Watt, A.D., 2006. Changes in
495 Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: A pan European study.
496 *Pedobiologia (Jena)*. 50, 147–156. doi:10.1016/j.pedobi.2005.10.005

497 Sousa, J.P., Da Gama, M.M., Pinto, C., Keating, A., Calh a, F., Lemos, M., Castro, C., Luz, T.,
498 Leitão, P., Dias, S., 2004. Effects of land-use on Collembola diversity patterns in a
499 Mediterranean landscape. *Pedobiologia (Jena)*. 48, 609–622. doi:10.1016/j.pedobi.2004.06.004

500 Thibaud, J.M., Schulz, H.J., da Gama M.M., 2004. Synopses on paleoartic collembola
501 Hypogastruridae, vol. 4. Staatliches Museum f r Naturkunde Görlitz.

502 Thurman, E.M., 1985. Organic geochemistry of natural waters. Junk, The Hague.

503 U. S. Environmental Protection Agency, 1996. Acid digestion of sediments, sludges and soils, in:
504 test methods for evaluating solid waste, physical/chemical methods (SW-846). pp. 1–12.

505 Van Straalen N.M., 1998. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod
506 communities, *Appl Soil Ecol. Soil Ecol.* 9, 429–437.

507 Wardle, D.A., 1999. How soil food webs make plants grow. *Trends Ecol. Evol.* 14, 418–420.
508 doi:10.1016/S0169-5347(99)01640-7

509 Wu, J., 2014. Urban ecology and sustainability: The state-of-the-science and future directions.
510 *Landsc. Urban Plan.* 125, 209–221. doi:10.1016/j.landurbplan.2014.01.018

511 Zimdars, B., Dunger, W., 1994. Synopses on paleoartic collembola, in: W. Dunger (Ed.),
512 *Tullbergiidae*, vol. 1. Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums Görlitz.

513

514 **Table captions**

515 **Table 1.** Geographical coordinates (RGF93/Lambert93; EPSG:2154), land cover type and relative
516 cluster for each sampled point in the 14 public parks in Montpellier: Azéma (*aze*), Bois de
517 Montmaur (*boi*), Charpak (*cha*), Edith Piaf (*edi*), Font Colombe (*fon*), Grammont (*gra*), Guirlande
518 (*gui*), Grande Lironde (*lir*), Domaine de Meric (*mer*), Bonnier de la Mosson (*mos*), Mas de
519 Nouguier (*nou*), Promenade du Peyrou (*pey*), Rachel (*rac*) and Saint Fiacre (*fia*). NA indicates
520 samples where no Collembolans were found.

521 **Table 2.** Mean, median (*italic*) and standard deviation (in parentheses) values for species Richness
522 (S), total density (D), Shannon diversity (H') and Pielou's evenness (J') indices for each landscape
523 cluster. Asterisks indicate p-values: * 0.05 and ** 0.01. Letters indicate significant differences
524 among pairwise comparisons of clusters.

525 **Table 3.** List of the species collected in soils of the 14 Montpellier parks. For each species, the
526 relative frequency (%) and mean density (D, *italic*) in each cluster are also reported.

527 **Table 4.** Mean, median (*italic*) and standard deviation (in parentheses) values for soil physico-
528 chemical properties of each landscape cluster.

529 **Table 5.** Significant GAM predictors for each cluster. Asterisks indicate p-values: * 0.05, ** 0.01
530 and *** 0.001.

531

Sampling points	Latitude	Longitude	Land Cover	Clusters
aze_1	43°61'58.77"	03°82'87.78"	Open	III
aze_2	43°61'60.32"	03°82'82.80"	Open	III
aze_3	43°61'61.85"	03°82'86.18"	Open	III
aze_4	43°61'61.05"	03°82'89.98"	Open	III
boi_1	43°64'23.03"	03°86'89.03"	Closed	II
boi_2	43°64'13.62"	03°86'61.35"	Closed	II
boi_3	43°64'04.70"	03°86'68.03"	Closed	II
boi_4	43°64'11.63"	03°86'83.12"	Closed	II
cha_5	43°36'02.96"	03°54'16.64"	Open	I
cha_6	43°36'02.79"	03°54'13.94"	Open	I
cha_7	43°36'02.26"	03°54'11.77"	Open	I
cha_8	43°36'00.93"	03°54'12.02"	Open	I
edi_1	43°37'20.07"	03°53'18.49"	Closed	II
edi_2	43°37'19.49"	03°53'17.43"	Closed	II
edi_3	43°37'17.79"	03°53'17.39"	Closed	II
edi_4	43°37'16.66"	03°53'17.28"	Closed	II
fia_1	43°63'24.87"	03°83'16.93"	Open	I
fia_2	43°63'22.17"	03°83'17.83"	Open	I
fia_3	43°63'28.90"	03°83'21.63"	Open	III
fia_4	43°63'37.62"	03°83'31.65"	Open	NA
fon_1	43°59'78.82"	03°83'27.24"	Closed	II
fon_2	43°59'84.32"	03°83'06.18"	Closed	II
fon_3	43°59'73.50"	03°83'01.18"	Closed	II
fon_4	43°59'74.90"	03°82'91.33"	Closed	II
fon_5	43°59'81.58"	03°82'96.97"	Open	I
fon_6	43°59'79.50"	03°83'01.23"	Open	I
fon_7	43°59'77.58"	03°83'04.40"	Open	II
fon_8	43°59'75.80"	03°83'10.23"	Open	I
gra_1	43°36'53.94"	03°54'47.96"	Closed	NA
gra_2	43°36'54.49"	03°54'45.89"	Closed	II
gra_3	43°36'53.87"	03°54'44.50"	Closed	II
gra_4	43°36'57.96"	03°54'43.45"	Closed	II
gui_5	43°60'71.82"	03°85'99.88"	Open	III
gui_6	43°60'75.23"	03°85'99.80"	Open	III
gui_7	43°60'75.28"	03°86'07.45"	Open	III
gui_8	43°60'73.63"	03°86'09.43"	Open	II
lir_1	43°36'29.09"	03°54'28.47"	Closed	II
lir_2	43°36'30.33"	03°54'32.40"	Closed	II
lir_3	43°36'29.01"	03°54'28.89"	Closed	II
lir_4	43°36'29.73"	03°54'31.97"	Closed	II
lir_5	43°36'26.80"	03°54'27.72"	Open	I
lir_6	43°36'29.47"	03°54'25.95"	Open	I
lir_7	43°36'31.80"	03°54'33.49"	Open	II
lir_8	43°36'30.76"	03°54'37.09"	Open	I
mer_1	43°37'49.69"	03°53'34.66"	Closed	II
mer_2	43°37'47.50"	03°53'34.65"	Closed	II
mer_3	43°37'45.92"	03°53'35.50"	Closed	II
mer_4	43°37'44.73"	03°53'32.57"	Closed	II
mer_5	43°37'45.05"	03°53'29.48"	Open	I
mer_6	43°37'47.39"	03°53'29.17"	Open	I
mer_7	43°37'49.27"	03°53'27.27"	Open	I
mer_8	43°37'52.64"	03°53'27.64"	Open	NA
mos_1	43°61'32.12"	03°81'99.48"	Open	I
mos_2	43°61'15.78"	03°81'97.10"	Open	I
mos_3	43°61'23.85"	03°81'92.97"	Open	I
mos_4	43°61'31.17"	03°81'91.62"	Open	I
nou_1	43°34'59.44"	03°51'14.41"	Closed	II
nou_2	43°34'58.58"	03°51'13.24"	Closed	II
nou_3	43°34'56.69"	03°51'16.88"	Closed	I
nou_4	43°34'58.71"	03°51'13.48"	Closed	II
nou_5	43°34'55.61"	03°51'15.40"	Open	II
nou_6	43°34'55.62"	03°51'15.04"	Open	II
nou_7	43°34'53.95"	03°51'15.87"	Open	I
nou_8	43°34'53.07"	03°51'17.09"	Open	I
pey_1	43°36'43.12"	03°52'7.43"	Open	NA
pey_2	43°36'41.85"	03°52'7.11"	Open	III
pey_3	43°36'40.71"	03°52'6.96"	Open	III
pey_4	43°36'39.24"	03°52'6.72"	Open	III
rac_1	43°63'34.90"	03°85'63.37"	Closed	II
rac_2	43°63'39.27"	03°85'57.73"	Closed	II
rac_3	43°63'37.33"	03°85'59.55"	Closed	II
rac_4	43°63'80.05"	03°85'68.90"	Closed	II

534 **Table 2**

CLUSTER I						CLUSTER II			CLUSTER III				
S	*	3.818	3.000	(1.435)	ab	4.273	4.000	(1.842)	a	2.545	3.000	(1.128)	b
D	**	58992.472	24203.822	(70880.625)	a	19193.206	13248.408	(18222.647)	ab	9681.529	5605.096	(11871.627)	b
H'	*	0.825	0.909	(0.319)	ab	1.054	1.091	(0.468)	a	0.601	0.736	(0.445)	b
J'		0.652	0.651	(0.209)		0.767	0.837	(0.177)		0.740	0.809	(0.192)	

535

536

Species	Label	CLUSTER I		CLUSTER II		CLUSTER III	
<i>Arrhopalites caecus</i> (Tullberg, 187)	A_cae	4.5	347.423	3.0	15.441		
<i>Ceratophysella gibbosa</i> (Bagnall, 1941)	C_gib	31.8	1436.016	15.2	77.205		
<i>Ceratophysella succinea</i> (Gisin, 1949)	C_suc			3.0	617.641		
<i>Cyphoderus albinus</i> (Nicolet, 1842)	C_alb					9.1	277.939
<i>Cryptopygus bipunctatus</i> (Axelson, 1903)	C_bip			6.1	15.441		
<i>Cryptopygus thermophilus</i> (Axelson, 1900)	C_the	86.4	28951.940	42.4	5790.388	54.5	1065.431
<i>Cryptopygus</i> sp.	Cry_sp			6.1	478.672	18.2	1065.431
<i>Entomobrya lanuginosa</i> (Nicolet, 1842)	E_lan					9.1	92.646
<i>Folsomia agrelli</i> (Gisin, 1944)	F_agr			6.1	386.026		
<i>Folsomia quadrioculata</i> (Tullber, 1871)	F_qua			6.1	61.764		
<i>Folsomia sexoculata</i> (Tullber, 1871)	F_sex			6.1	447.790		
<i>Folsomia similis</i> (Bagnall, 1939)	F_sim	4.5	903.301	33.3	185.292		
<i>Folsomides parvulus</i> (Stach, 1922)	F_par	4.5	277.939	6.1	2022.776		
<i>Folsomides</i> sp.	Fol_sp	4.5	23.162				
<i>Isotomiella minor</i> (Schaffer, 1896)	I_min	40.9	6230.457	39.4	15.441	9.1	277.939
<i>Isotomurus maculatus</i> (Schäffer, 1896)	I_mac			3.0	1250.724		
<i>Lathriopyga longiseta</i> (Caroli, 1910)	L_lon			3.0	61.764		
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> (Schille, 1908)	L_cya	13.6	231.616	6.1	447.790		
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Linneaus in Gmelin, 1788)	L_lan	9.1	301.100	27.3	61.764		
<i>Lepidocyrtus lignorum</i> (Fabricius, 1775)	L_lig	4.5	138.969				
<i>Mesaphorura</i> sp.	Mes_sp			3.0	185.292		
<i>Neotullbergia staudacheri</i> (Kos, 1940)	N_sta					9.1	185.292
<i>Paratullbergia callipygos</i> (Börner, 1902)	P_cal	9.1	69.485	30.3	524.995	18.2	92.646
<i>Paratullbergia macedougalli</i> (Bagnall, 1936)	P_mac	18.2	46.323	18.2	77.205		
<i>Parisotoma notabilis</i> (Schäffer, 1896)	P_not			36.4	1065.431		
<i>Parisotoma</i> sp.	Par_sp			3.0	30.882	9.1	741.170
<i>Proisotoma minuta</i> (Tullber, 1871)	P_min	31.8	3752.171	9.1	1621.309	36.4	92.646
<i>Proisotoma ripicola</i> (Linnaniemi, 1912)	P_rip	4.5	741.170	3.0	123.528		
<i>Proctostephanus stuckeni</i> (Börner, 1902)	P_stu	18.2	4655.472	18.2	308.821		
<i>Protaphorura armata</i> (Tullber, 1871)	P_arm	4.5	6207.296			9.1	5002.895
<i>Protaphorura aurantiaca</i> (Ridley, 1880)	P_aur	40.9	3613.202	9.1	277.939	27.3	46.323
<i>Pseudachorutella asigillata</i> (Börner, 1901)	P_asi			6.1	1188.960		
<i>Pseudanurophorus binocularatus</i> (Kseneman, 1934)	P_bin			3.0	30.882		
<i>Pseudosinella alba</i> (Packard, 1873)	P_alb	4.5	46.323	30.3	1158.078		
<i>Pseudosinella immaculata</i> (Lie-Pettersen, 1896)	P_imm	27.3	856.977	9.1	30.882		
<i>Schoettella ununguiculata</i> (Tullberg, 1869)	S_unu	9.1	23.162	9.1	92.646	18.2	324.262
<i>Sminthurus parvulus</i> (Ritter, 1911)	S_par	4.5	115.808			18.2	416.908
<i>Willemia denisi</i> (Mills, 1932)	W_den	4.5	23.162	24.2	540.436		

538

539

540 **Table 4**

		CLUSTER I				CLUSTER II				CLUSTER III			
pH	***	7.392	7.460	(0.284)	a	7.262	7.270	(0.226)	b	7.4900	7.4900	(0.078)	a
BD (g cm ⁻³)	***	1.131	1.087	(0.260)	a	0.744	0.696	(0.306)	b	1.1616	1.1485	(0.120)	a
C _{tot} (g kg ⁻¹ d.w.)	***	89.438	76.716	(44.851)	b	134.918	126.549	(53.639)	a	75.1190	71.9830	(11.802)	b
N _{tot} (g kg ⁻¹ d.w.)	***	4.037	2.983	(3.440)	b	8.042	8.123	(3.549)	a	4.0889	4.1736	(0.887)	b
DOC (mg kg ⁻¹ d.w.)	***	638.220	596.700	(182.050)	b	1023.207	926.400	(345.861)	a	830.4300	795.3000	(152.426)	ab
P _{available} (g kg ⁻¹ d.w.)		0.010	0.004	(0.013)		0.025	0.024	(0.026)		0.0186	0.0067	(0.024)	
Cu _{tot} (mg kg ⁻¹ d.w.)	*	82.266	57.873	(80.933)	ab	49.613	39.948	(29.509)	b	64.0003	62.5833	(7.904)	a
Ni _{tot} (mg kg ⁻¹ d.w.)		13.314	13.600	(3.703)		14.067	12.600	(6.720)		15.6000	15.6000	(1.633)	
Pb _{tot} (mg kg ⁻¹ d.w.)	***	41.862	26.779	(31.654)	b	81.276	66.431	(53.329)	a	87.5637	77.1854	(41.525)	a
Zn _{tot} (mg g ⁻¹ d.w.)	***	190.007	81.668	(257.434)	b	92.120	76.734	(52.373)	b	320.0908	240.9959	(262.860)	a

541

542

543 **Table 5**

CLUSTER I		CLUSTER II		CLUSTER III	
total C	***	available P	*	total C	**
total Ni	***	pH	*	total N	*
pH	**			available P	*
BD	**			total Cu	*
N	*			total Pb	*

544

545

546 **Figure captions**

547 **Figure 1.** In panels: a) localization of the city of Montpellier; b) the fourteen public parks on the
548 CORINE Land Cover map (first level). Soil cores were sampled from open (yellow), closed (green)
549 or both vegetation types (red). Parks labels are reported in Table 1. In panels: c) an example (*fon*
550 park) of thematic map analyses: the white dot indicates a sampling point from which a buffer area
551 of 35 m radius was considered for the analysis of the neighbor landscape; d) a zoom on the patch
552 mosaic within the buffer area.

553 **Figure 2.** Principal Component Analysis and Hierarchical Ascendant Classification plots. Black
554 (cluster I), red (cluster II) and green (cluster III) points represent the groups of sites according to the
555 neighbor landscape.

556 **Figure 3.** Abundance-diversity (Whittaker's) curves for the Collembola communities of the three
557 landscape clusters. Species are represented by circles, whereas predicted abundance based on the
558 niche pre-emption (cluster I), the log-Normal (cluster II) and the Zipf (cluster III) models are
559 represented by black lines.

560 **Figure 4.** NMDS based on Collembola abundance with the superimposition of the confidence
561 ellipses (for $\alpha = 0.05$) relative to cluster I (black), II (red) and III (green). Species labels are reported
562 in Table 4.

563 **Figure 5.** Gradients, indicated by blue lines, of soil a) total C, b) total Ni, c) pH, d) BD and e) total
564 N, superimposed on the NMDS based on cluster I Collembola abundance. Details of GAMs are
565 reported in Table 5. Species labels are reported in Table 4.

566 **Figure 6.** Gradients, indicated by blue lines, of soil a) available P and b) pH superimposed on the
567 NMDS based on cluster II Collembola abundance. Details of GAMs are reported in Table 5.
568 Species labels are reported in Table 4.

569 **Figure 7.** Gradients, indicated by blue lines, of soil a) total C, b) total N, c) available P, d) total Cu
570 and e) total Pb, superimposed on the NMDS based on cluster III Collembola abundance. Details of
571 GAMs are reported in Table 5. Species labels are reported in Table 4.

572

Figure 1

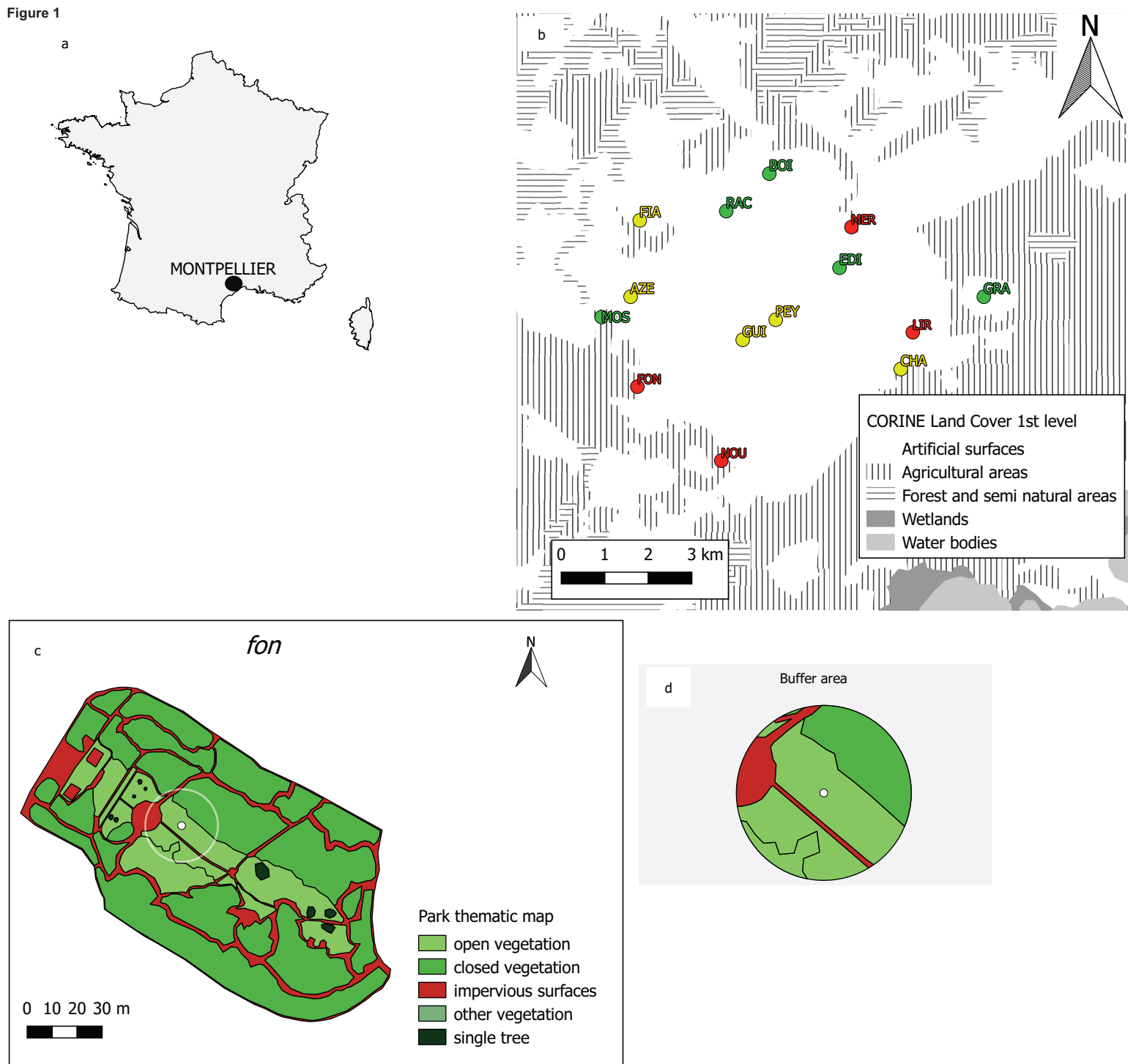


Figure 2

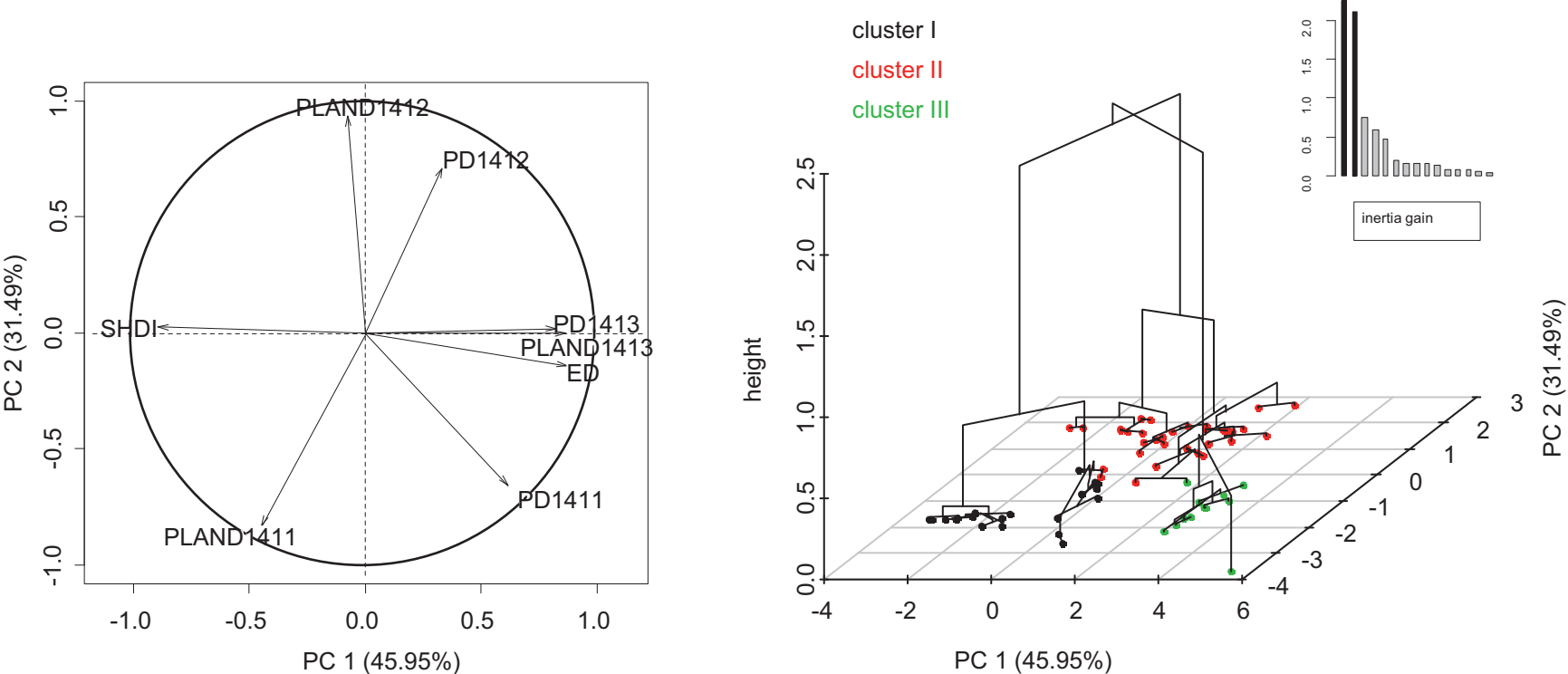


Figure 3

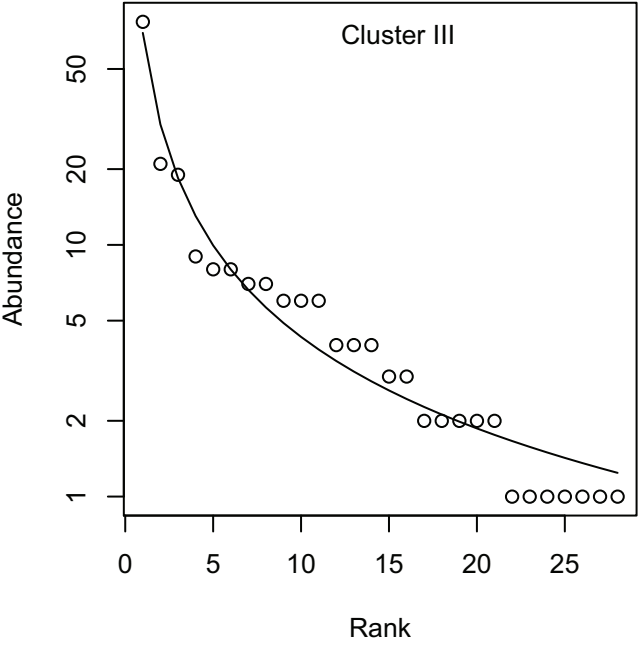
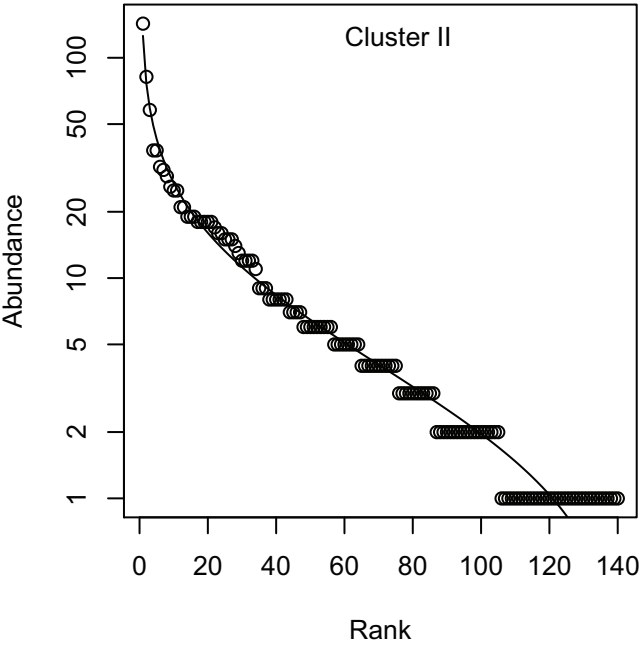
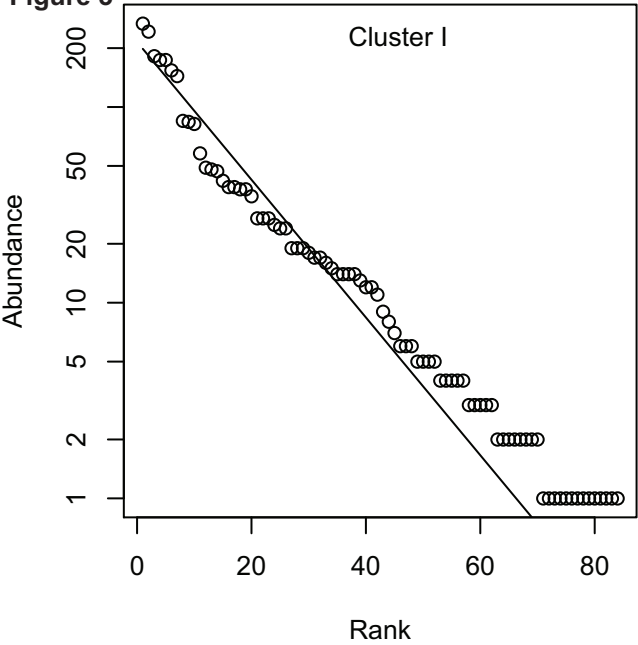


Figure 4

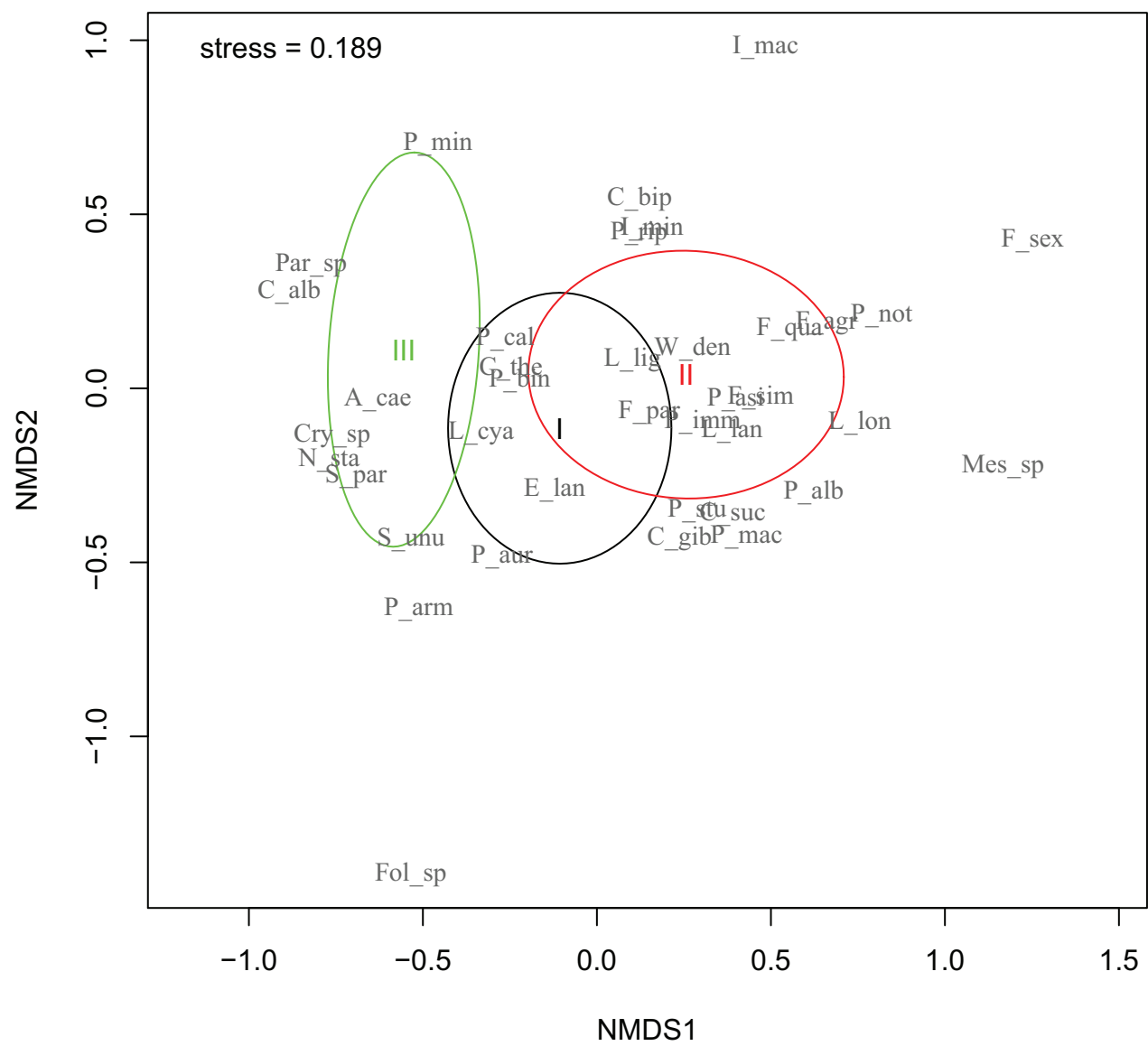


Figure 5

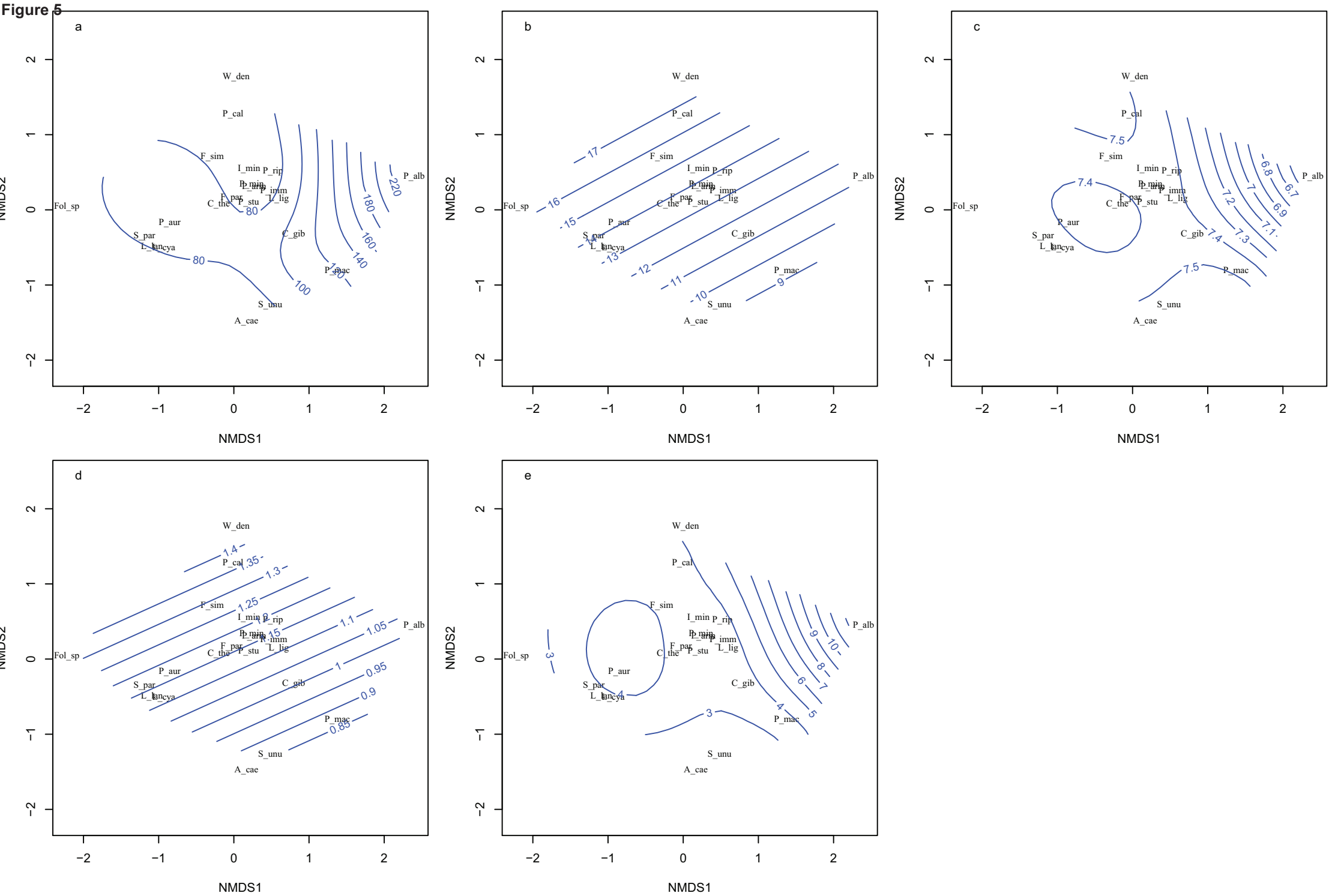
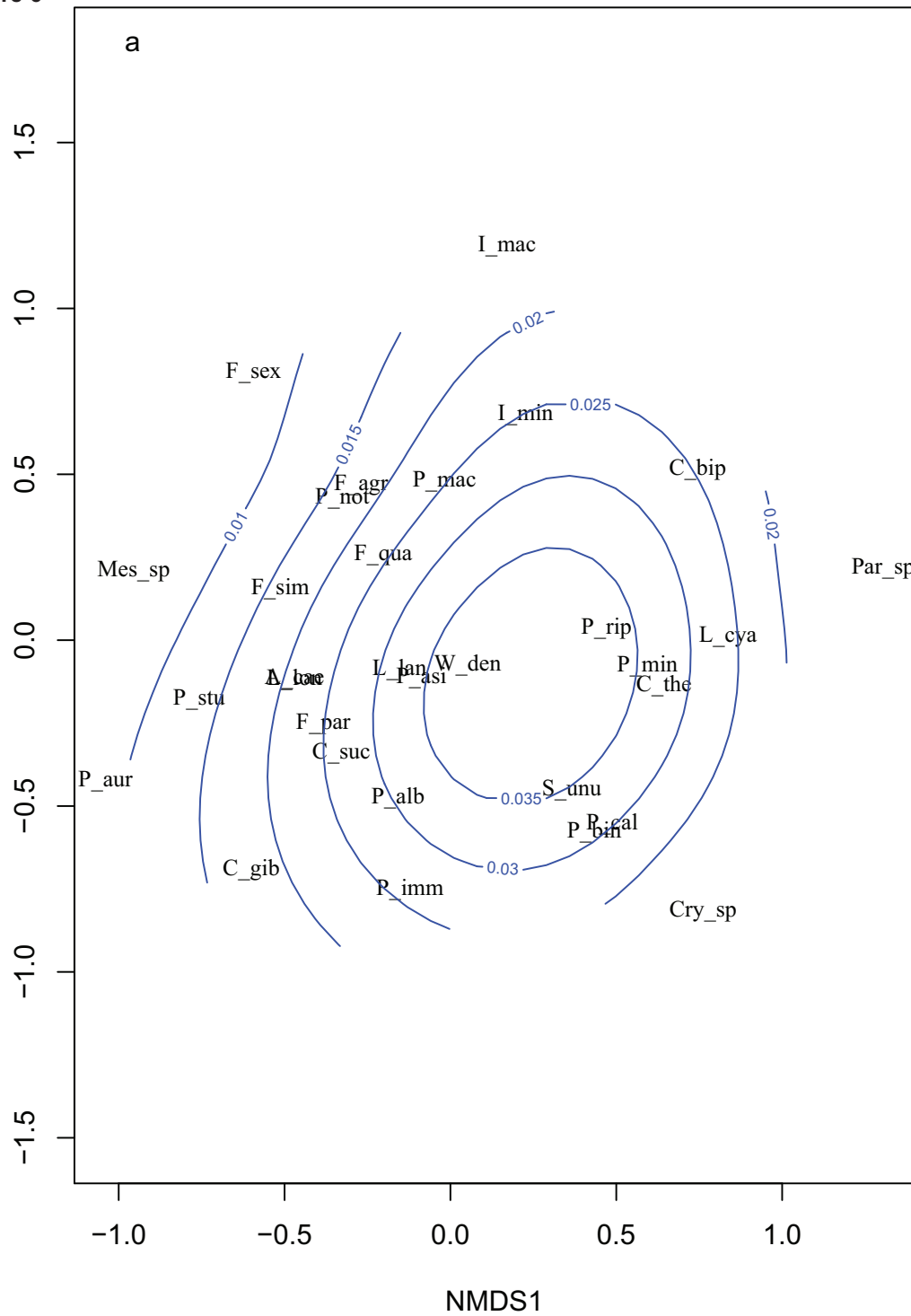


Figure 6

NMDS2



NMDS2

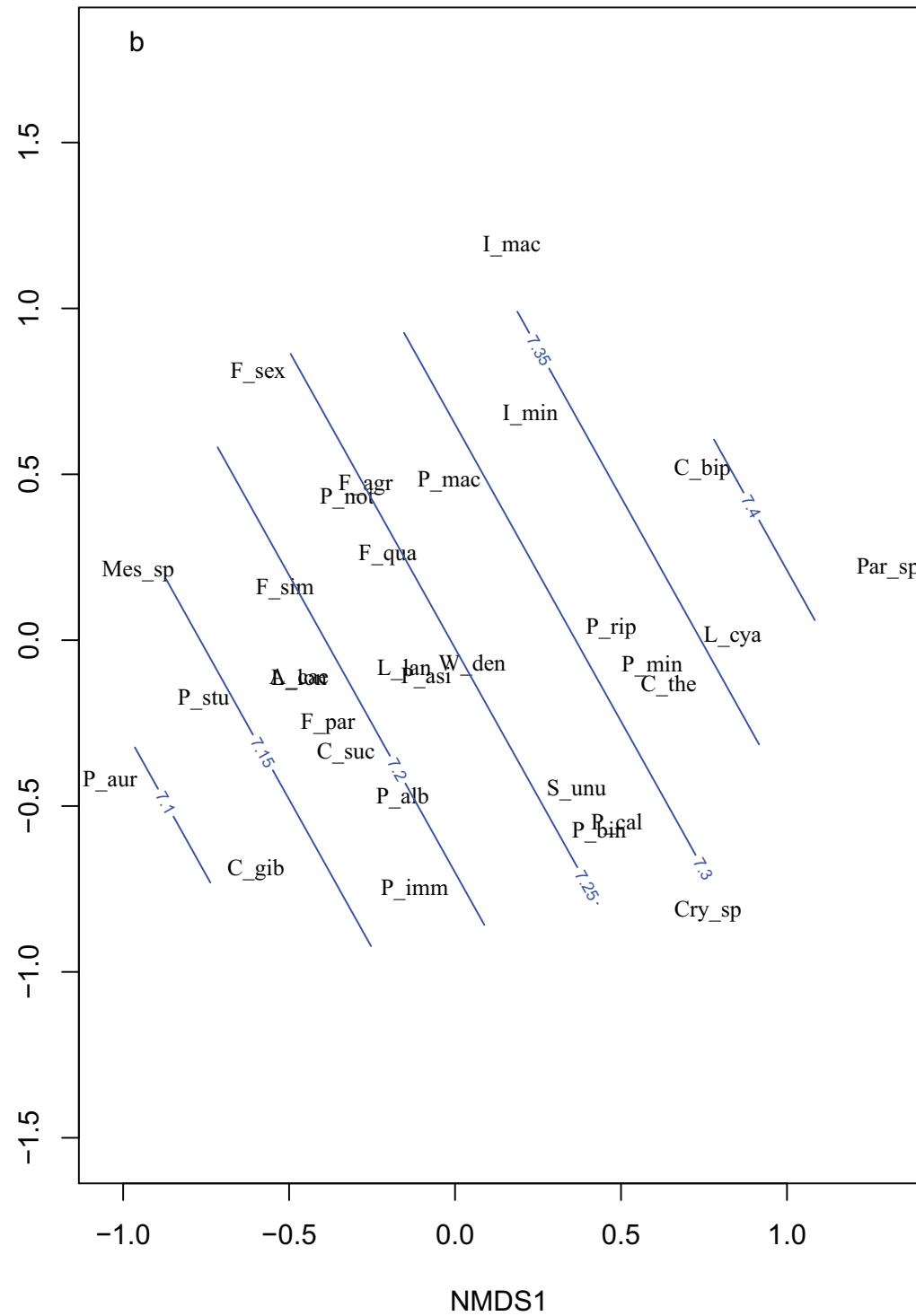
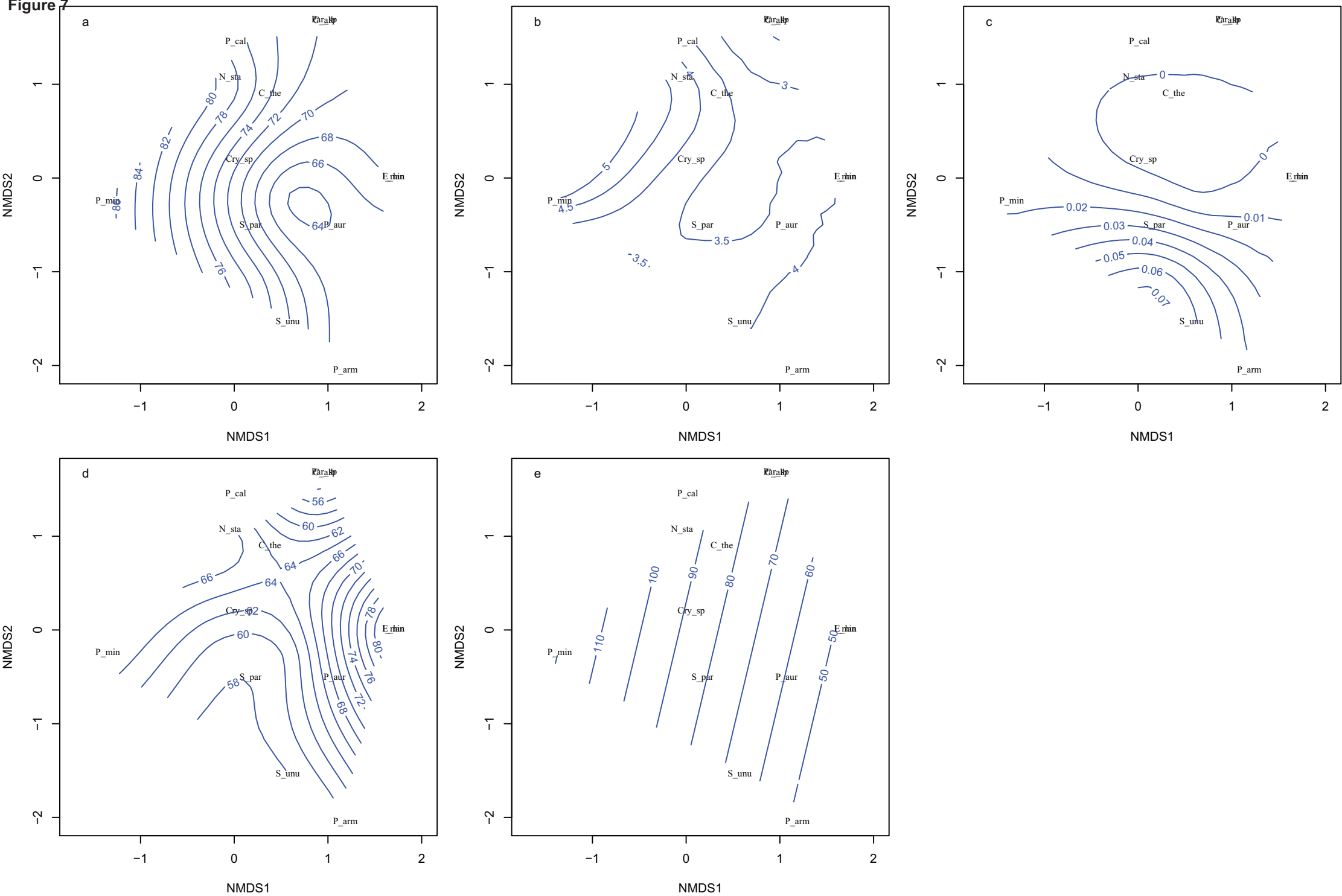


Figure 7



Acknowledgements

The authors would like to thank Dr Bruno Buatois and Dr Raphaelle Leclerc of the PACE platform (Montpellier, France) for facilitating physico-chemical analyses, Dr Michel Bonnet and Dr Stéphanie Grosset of Montpellier municipality for providing cadastral data and Dr Philippe Chatelet for the language editing service. This work was funded by the University Paul Valéry in Montpellier, France.

Chapitre 3.2 : Impact de l'histoire des parcs et de leurs pratiques de gestion courantes sur les communautés de Collemboles.

Résumé

Les dynamiques temporelles et les pratiques de gestion courantes des parcs, en tant que facteurs potentiellement capables de modifier la biodiversité des Collemboles, n'ont pas été étudiées jusqu'à présent. Dans cette article, centré sur les parcs urbains de Naples, nous avons analysé conjointement les effets de la *densité urbaine* située autour des parcs; de l'*âge*, de l'*origine* et du *précédant usage du sol* dans les patches échantillonnés; ainsi que de deux types de gestion, le type de *couverture végétale* et la présence de la *litière*.

Nous avons donc testé les hypothèses H2, H3 et H4 (voir paragraphe 2.1.1) en supposant que les pratiques de gestion aient des effets sur les communautés de Collemboles, puisqu'elles modifient profondément la qualité des microhabitats et les ressources trophiques entrantes. Par ailleurs, les effets des gradients physico-chimiques des sols ont été évalués. De même, les communautés de chaque parc ont été investiguées à travers la richesse en espèces, les indices taxonomiques de Shannon et Pielou, ainsi que à travers les courbes de rang/abondance.

Les facteurs que nous avons pris en compte ont été définis par différentes classes, présentées ci-dessous:

- **l'âge** du parc (3 classes): *jeune* (ayant moins de 50 ans), *ancien* (51 à 300 ans), et *très ancien* (plus de 300 ans);
- **le précédent usage du sol** (4 classes): *forestier*, *agricole*, *terrain abandonné* ou *carrière de tuf*;
- **la densité urbaine**, soit le pourcentage de la surface recouverte par des routes et des bâtiments dans une zone de 200 m autour des parcs (4 classes): *très faible* (< 20%), *faible* (entre 21 et 40%), *moyenne* (entre 41 et 60%), *élevée* (> 61%);
- **l'origine du sol** (2 classes): *natif* ou *Technosol*;
- **le type de couverture végétale** (2 classes): milieux *boisés* ou *prairies/pelouses*;
- **le ratissage de litière au sol** (2 classes): litière *présente* ou *absente*.

Nous avons constaté que les parcs les plus anciens constituaient des vestiges de forêts « englouties » par l'urbanisation, et restaient malgré tout localisés dans des zones à faible ou très faible densité urbaine. *A contrario*, les parcs les plus jeunes présentaient des dynamiques historiques plus complexes et se situaient dans des zones à plus forte densité urbaine. L'origine du sol dans les parcelles échantillonnées était également très hétérogène. Ainsi, la totalité des échantillons prélevés dans les parcs NIC, POG, LET était constituée de sols technogéniques (Technosols). En effet, NIC et POG sont des parcs construits sur d'anciennes carrières de tuf restaurées dans les années 1980', tandis que LET était anciennement consacré à l'agriculture. Six des huit parcelles du parc VIR et deux des huit parcelles du parc TRO étaient constituées de Technosols, alors que les échantillons de sol prélevés sur les autres parcelles étaient natifs. Le parc VIR, malgré son origine forestière, a subi des travaux conséquents de renouvellement, TRO était un terrain de floriculture, alors que SCA était un terrain à l'abandon.

Nos analyses ont révélé que les assemblages d'espèces observées en milieux ouverts et boisés étaient statistiquement différents entre eux; tout comme l'étaient ceux observés en présence et en absence de litière. Les parcs construits sur d'anciennes carrières de tuf abritaient des communautés de Collemboles significativement différentes par rapport aux parcs ayant d'autres précédents usages des sols.

A l'échelle du microhabitat, les *drivers* locaux des communautés de Collemboles étaient les gradients en carbone et azote totaux, la teneur en eau, le carbone organique en solution et le pH. Nous avons notamment mis en évidence des différences en termes de qualité abiotique et biotique entre les parcs AST et NIC qui représentaient deux situations opposées dans cette étude. Ainsi, des biotopes typiques de stades pionniers ont été trouvés là où il y avait les plus faibles concentrations en carbone, azote, carbone organique en solution, et les plus faibles teneurs en eau, avec des valeurs de pH proches de la neutralité (typiquement à NIC). Au contraire, d'autres biotopes caractérisés par une tendance opposée ont été trouvés typiquement à AST. Ceux-ci présentaient une plus grande richesse en espèces, avec une composition caractéristique des milieux forestiers. Nous pensons que l'observation de ce gradient d'espèces doit être reliée à l'histoire des parcs ainsi qu'aux pratiques de gestion courantes. En effet, NIC est un parc créé depuis à peine huit ans, tandis que AST est une très ancienne réserve naturelle dans laquelle une gestion plus soutenable est pratiquée.

Nous avons pu associer différents modèles de rang/abondance aux communautés de Collemboles des parcs: le modèle *log-normal* expliquait mieux les patterns d'espèces retrouvés dans les parcs de AST, CAP, SCA et TRO, tandis que le modèle de *niche preemption* s'adaptait mieux à la structure

des communautés des parcs LET et NIC. En revanche, le modèle de *Zipf-Mandelbrot* caractérisait les communautés des parcs POG et VIR.

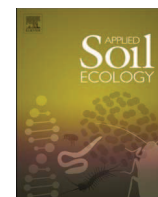
Nous avons ainsi confirmé que le maintien d'un couvert végétal spécifique et principalement boisé, conjointement à la présence de litière au sol, apparaissent comme les facteurs les plus importants pour permettre des assemblages d'espèces plus complexes et mieux structurés. Dans une moindre mesure, l'âge des parcs et le précédant usage du sol étaient également déterminants.

Ces résultats ont été réunis dans l'article qui est présenté dans la suite de ce chapitre. Cet article a été accepté par le journal *Applied Soil Ecology*, et sera publié dans le prochain volume n°119.



Contents lists available at ScienceDirect

Applied Soil Ecology

journal homepage: www.elsevier.com/locate/apsoil

Collembolan biodiversity in Mediterranean urban parks: impact of history, urbanization, management and soil characteristics

V. Milano^{a,b,*}, J. Cortet^a, D. Baldantoni^c, A. Bellino^c, F. Dubs^d, J. Nahmani^a, S. Strumia^e, G. Maisto^b

^a UMR CEFE 5175, University of Montpellier, EPHE, University Paul-Valéry Montpellier, route de Mende, Montpellier Cedex F-34199, Napoli, France

^b Department of Biology, University of Naples Federico II, via Cinthia, I-80126 Napoli, Italy

^c Department of Chemistry and Biology “Adolfo Zambelli”, University of Salerno, via Giovanni Paolo, II 132, I-84084 Fisciano (SA), Italy

^d IRD – Institute of Ecology and Environmental Sciences of Paris (UMR iEES-Paris), 32, avenue Henri, Varagnat, F-93143 Bondy Cedex, France

^e Department of Environmental, Biological and Pharmaceutical Sciences and Technologies, Second University of Naples, via A. Vivaldi 43, I-81100 Caserta, Italy

ARTICLE INFO

Keywords:

Collembola community

Soil quality

Dominance/diversity analysis

Urban green spaces

Park management

ABSTRACT

Urban parks provide esthetic and recreational services and improve the quality of life in cities. Sometimes considered as biodiversity hot-spots in cities, they are subjected to different management practices which may affect soil biological quality. This is the first study – performed in urban parks of Naples (southern Italy) – aiming to evaluate the effects of park history (age, previous land use of the area and soil origin), urbanization (sealed surface density of park neighborhood), current management (land cover type and litter presence/absence) or soil physico-chemical properties on collembolan communities diversity, as indicators of soil biological quality. Our results showed that the maintenance of specific land cover types and the presence of a litter layer were crucial factors in favoring high collembolan richness in urban parks, likely by ensuring adequate trophic resources and spatial niches. In addition, park age, urban density and previous land use of areas may be involved in shaping collembolan communities. Indeed, the most diverse and structured communities inhabit soils of the oldest urban park, with the lowest surrounding urban density and mild land use change.

1. Introduction

Urbanization is a major driver in the disappearance of green areas (Boyko and Cooper, 2011; Dallimer et al., 2011; Tratalos et al., 2007), disrupts ecosystem integrity and contributes to the degradation of environmental quality (Alberti and Marzluff, 2004). In this context, urban parks provide esthetic and recreational services, improve citizens' health and quality of life (Gómez-Baggethun et al., 2013) and maintain species biodiversity (Francis and Chadwick, 2012; McKinney, 2008). Even though urban parks are considered as biodiversity hot-spots within cities, they are usually still far from reaching this status (Brown, 2003). On the one hand, the conversion of natural areas into man-made ecosystems is accompanied by a decrease in biodiversity with slow recovery, if any (Santorufu et al., 2015). On the other hand, the transformation of urban areas into parks, and land use legacies, may affect ecosystem structure and functioning in the long term.

In order to match people needs and maintain biodiversity in cities, local stakeholders have to plan more green spaces and adopt more conservation programs and urban greening initiatives. Nonetheless,

there is still little information available about the best management methods or vegetation features to maintain biodiversity in urban parks (Politi Bertoncini et al., 2012), especially in the case of soil fauna. For example, as highlighted by Norton (2011), the sanitization of urban parks provokes a decline of ground-dwelling arthropod communities, through the simplification of the vegetation structure and leaf litter and woody debris removal. In addition, urban parks may be constituted by very heterogeneous areas strongly affected by anthropogenic activities (Sarah et al., 2015). For example, picnicking or simply passing visitors cause changes in soil properties (i.e. soil compaction, moisture, organic matter content) and vegetation characteristics (i.e. vegetation height and species diversity) (Politi Bertoncini et al., 2012; Sarah and Zhevelev, 2007; Sarah et al., 2015). The soils of urban man-made green areas, falling into SUITMAs (Soils in Urban, Industrial, Traffic and Military areas; Morel et al., 2015), are often constituted by Technosols (IUSS, 2014), which can affect soil biodiversity. Indeed, these soils are often considered to be almost devoid of life (Leguédou et al., 2016), mainly because of their potential organic and inorganic contamination or their hostile physical properties (Eijsackers, 2010; Hafeez et al.,

* Corresponding author. Tel.: +33 04 67 14 23 15; fax: +33 04 67 14 24 59.

E-mail addresses: vittoria.milano@univ-montp3.fr, vickymilano88@gmail.com (V. Milano).

<http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.03.022>

Received 5 January 2017; Received in revised form 27 March 2017; Accepted 29 March 2017
0929-1393/ © 2017 Elsevier B.V. All rights reserved.

Table 1

Geographical coordinates, number of sampled plots, park age, urban density of parks, previous land use, park size, as well as number of sampled plots for soil origin and for each land cover type crossed with litter presence/absence of eight public urban parks in Naples (southern Italy).

Park	Total number of sampled plots	Age [‡]	Urban Density [§]	Previous Land Use	Park size (m ²)	Soil Origin		Land Cover [†]			
						native	Technosols	open		closed	
								absent	present	absent	present
Astroni 40° 50' 39.6"N 14° 9' 16.2"E	AST 4	very old	very low	Forest	25,00,000	4	0	0	0	0	4
Capodimonte 40° 52' 25.9"N 14° 14' 25.6"E	CAP 8	old	low	Forest	13,00,000	8	0	4	0	0	4
Virgiliano 40° 47' 55.3"N 14° 10' 46.5"E	VIR 8	old	low	Forest	70,000	2	6	3	1	2	2
Nicolardi 40° 52' 30.0"N 14° 14' 16.3"E	NIC 4	young	low	Tuff quarry	12,000	0	4	4	0	0	0
Poggio 40° 51' 59.0"N 14° 14' 24.8"E	POG 8	young	medium	Tuff quarry	40,000	0	8	2	2	3	1
Scampia 40° 52' 24.2"N 14° 11' 48.6"E	SCA 4	young	medium	Abandoned area	1,40,000	4	0	4	0	0	0
Letizia 40° 50' 20.0"N 14° 19' 21.4"E	LET 4	young	high	Abandoned area	20,000	0	4	0	4	0	0
Troisi 40° 50' 0.7"N 14° 18' 48.6"E	TRO 8	young	high	Agricultural area	1,20,000	6	2	2	2	0	4

[†] In each park, 4 or 8 plots were sampled, depending on the presence of only one - open or closed - or both land cover types. "Open vegetation" means habitats mainly composed by lawn or grassland, whereas "closed vegetation" implies woody and bushy habitats.

[‡] Park age was determined using the date when parks were first opened to the public, and classified as "young" (1–50 years), "old" (51–300 years), and "very old" (> 300 years).

[§] The percentage of urban density was classified as "very low" (< 20%), "low" (21–40%), "medium" (41–60%) and "high" (> 60%), since there was no occurrence in the 80–100% range.

2012; Huot et al., 2014; Lucisine et al., 2015). Nevertheless, it has been reported that Technosols can evolve into biologically active soils even when they are polluted (Frouz et al., 2013; Lucisine et al., 2015).

Even if soils host an extremely rich fauna (André et al., 1994), they are still largely unexplored (Coleman et al., 2004). Some soil invertebrates have been used as indicators of soil quality since the early 1960s (Cortet et al., 1999; Volz, 1962). For example, the use of Collembola is recommended in monitoring programs as they have been selected at the European level as indicators of soil biological quality (Bispo et al., 2010). Nevertheless, their use in biomonitoring of urban ecosystems still remains poorly developed (Fiera, 2009; Santorufo et al., 2015). Collembola are a proxy for soil biodiversity because: (1) they are abundant in many ecosystems and differ in microhabitat preferences and vegetation types (Gillet and Ponge, 2003; Heiniger et al., 2015; Vanbergen et al., 2007); (2) species exhibit different specialization levels, ranging from strictly specialist to generalist species (Auclerc et al., 2009); (3) many soil physico-chemical characteristics are crucial for species survival (Berg et al., 1998; Loranger et al., 2001; Ponge, 1993) and (4) collembolan local biodiversity is inversely related to landscape temporal heterogeneity (Ponge et al., 2003), especially if habitat patches are isolated (Heiniger et al., 2014).

In this study, we aimed to investigate whether collembolan communities diversity was driven by park history (age, previous land use of the area and soil origin), urban density (sealed surfaces in the neighborhood), local management (land cover type and presence of litter), or soil physico-chemical properties, using total metal concentrations as proxies for airborne pollutants (Pouyat et al., 2015). To this end, we compared, using community analysis and different biodiversity metrics, the structure of collembolan communities collected in several urban parks in Naples (southern Italy). We expected vegetation management to be the main factor modifying collembolan structure of communities by affecting niche parameters such as trophic resources and microhabitat quality.

2. Materials and methods

2.1. Study area and sampling design

The study was carried out in eight public urban parks in Naples (40°50'N; 14°15'E), the main metropolis of the Campania region (southern Italy), extending for about 119.02 km² (<http://www.istat.it/storage/urbes2015/napoli>) and representing the third largest metropolitan area in Italy after Rome and Milan. Moreover, Naples is nowadays also one of the most densely populated (8310.23 inhabitants km⁻²) (<http://www.istat.it/storage/urbes2015/napoli>) European metropolises in the Mediterranean area, concentrating in its urban area more than half of the regional population (Scaramella, 2003). The area is characterized by a Mediterranean climate with warm-dry summers, and mild-wet winters (<http://www.dst.unina.it/clima-di-napoli>).

Information on the urban parks (i.e. age, previous land use of the area and soil origin) was obtained from municipality park offices (Table 1). The age of the parks was determined using the date when they were first opened to the public, and they were classified as "young" (1–50 years), "old" (51–300 years) and "very old" (> 300 years). Four classes of previous land use of the park area have been defined: forest, tuff quarry, agricultural or abandoned area. The urban context around each park was also characterized. To this end, the percentage of sealed surfaces (i.e. streets and buildings), in an area extending for 200 m from the perimeter of each park, was calculated with a Geographical Information System platform (QGIS Development Team, 2014), using vector maps of streets, buildings and public parks (<http://sit.regione.campania.it/portale/default/Download>) and aerial Photo 2011 AGEA (Agenzia per le Erogazioni in Agricoltura), at the scale of 1:10,000 (data retrieved June 4, 2014). The calculated percentage was then classified into four classes (Table 1): 1 – "very low" (< 20%), 2 – "low" (21–40%), 3 – "medium" (41–60%) 4 – "high"

Table 2
Mean values $\pm$ standard deviations of pH, bulk density (BD), water content (WC), total C and N concentrations, dissolved organic carbon (DOC), available P and total concentrations of Cu, Ni, Pb and Zn in the soils collected at the eight public urban parks in Naples (southern Italy).

Park [†]	AST	CAP	LET	NIC	POG	SCA	TRO	VIR
pH	6.023	± 0.296	± 0.814	± 0.373	± 0.238	± 0.193	± 0.136	± 0.310
BD (g cm ⁻³)	0.342	± 0.169	± 0.115	± 0.092	± 0.055	± 0.084	± 0.195	± 0.119
WC (g g ⁻¹ d.w.)	1.032	± 0.201	± 0.165	± 0.038	± 0.057	± 0.087	± 0.102	± 0.166
Ctot (g Kg ⁻¹ d.w.)	153.359	± 25.458	± 45.698	± 3.756	± 15.79	± 11.931	± 41.337	± 12.41
Ntot (g Kg ⁻¹ d.w.)	11.303	± 1.975	± 3.001	± 0.133	± 1.333	± 1.474	± 3.809	± 1.359
DOC (mg Kg ⁻¹ d.w.)	2262.675	± 604.094	± 373.975	± 233.721	± 330.928	± 249.467	± 393.593	± 150.918
POLsen (g Kg ⁻¹ d.w.)	0.024	± 0.012	± 0.035	± 0.002	± 0.035	± 0.012	± 0.023	± 0.029
Catot (mg Kg ⁻¹ d.w.)	27.511	± 7.207	± 21.535	± 10.559	± 55.051	± 16.395	± 45.493	± 13.4022
Nitot (mg Kg ⁻¹ d.w.)	5.100	± 1.915	± 1.669	± 1.915	± 1.155	± 2.605	± 2.828	± 4.132
Pbtot (mg Kg ⁻¹ d.w.)	51.944	± 13.280	± 36.988	± 12.517	± 14.965	± 61.792	± 56.343	± 51.706
Zntot (mg g ⁻¹ d.w.)	92.473	± 21.688	± 46.060	± 21.434	± 2.774	± 101.243	± 100.948	± 64.819

[†] Park labels are reported in Table 1. Minimum and maximum values of pH, BD, WC, C, N, DOC and P are reported in bold. Total metal concentrations higher than the threshold values defined by Italian law (D.M. 471/99) are also reported in bold.

(> 60%), since there was no occurrence in the 80–100% range. In each park, four or eight plots (4 m² each) were identified, depending on the presence of only one – open or closed – or both land cover types. Each plot was situated in a homogeneous (open or closed) parcel of minimum 225 m². More specifically, habitats composed by lawn or grassland were classified in the “open vegetation” class, whereas woody and bushy habitats were placed into the “closed vegetation” class. Each plot was characterized for soil origin (native or Technosol) and for the presence or absence of a continuous litter layer on the soil when sampling was performed (Table 1). For closed vegetation plots, the continuous litter layer was mainly constituted by *Quercus ilex* leaves, whereas in open vegetation plots, the litter layer was mainly composed by thatch and turf clippings mixed to leaves from tree species in the neighborhood. From each plot, a core of surface soil (0–5 cm depth, diameter 5 cm) was collected after litter removal (if present), according to ISO 23611-2 (2006) as also reported by Cluzeau et al. (2012) and Ponge et al. (2013). For avoiding a potential “edge effect” on collembolan communities, each soil core was sampled at a distance of at least 2 m to parcel borders. To enable data comparisons, samples in closed vegetation plots were always collected under *Q. ilex* L., the dominant native evergreen species in these parks; similarly, samples for open vegetation plots were always collected under turf.

Soil sampling was carried out on April 20th and 21st 2015, as springtime is considered as the period of highest microarthropod species richness in Mediterranean areas (Cortet and Poinot-Balaguer, 1998; Renaud et al., 2004; Sousa et al., 2004). During the week before sampling, mean temperature was 16 °C and relative humidity was 70% (<http://archivio-meteo.distile.it>) (retrieved October 13, 2016). Finally, 48 soil samples have been collected and used for the analysis of collembolan communities, as well as for physical and chemical analyses.

2.2. Collembola identification

Microarthropods were extracted from soil samples, through dry extraction for a week (Macfadyen, 1961). Temperature above the samples was increased during extraction from 35 °C (2 days) to 45 °C (2 days) and then to 60 °C (3 days), while temperature below the samples was kept at 5 °C. Animals were then preserved in 70% ethanol. For each sample, Collembola were counted and identified at morpho-species level under a binocular stereo-microscope (Kyowa optical, SDZ-TR-PL, 7–45 $\times$ magnification). The specimens have been whitened in a Marc André I solution and mounted in a Marc André II solution (André, 1946). Species identification was verified under an optical phase-contrast microscope (Zeiss, Aaxio Scope A1, 200–630 $\times$ magnification) according to various dichotomous keys (Bretfeld, 1999; Dunger and Schlitt, 2011; Hopkin, 2007; Jordana, 2012; Potapow, 2001; Thibaud et al., 2004; Zimdars and Dunger, 1994). When more than 10 specimens were counted for each morpho-species, a subsample of 10 specimens was randomly selected for species identification.

For each sample, collembolan density (number of Collembola per m²) and richness (total number of species, S) were recorded and used to calculate the Shannon diversity index, H' (Shannon, 1948):

$$H' = - \sum P_i \log_2 P_i$$

where P_i is the ratio between the abundance of species i and the total number of organisms.

Moreover, evenness was evaluated according to the Pielou index, J' (Pielou, 1969):

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S}$$

Collembola community structure for each urban park was evaluated through Whittaker's curves (Magurran, 2004). The most widely used models of community structure (i.e. brokenstick, pre-emption, log-Normal, Zipf and Zipf-Mandelbrot) were fitted to the data and the best

Table 3Mean values $\pm$ standard deviations of the Collembola species density (individuals m^{-2}) in the eight public urban parks in Naples (southern Italy).

Species [†]	AST			CAP		VIR		NIC		POG		SCA		LET		TRO	
	Frequency																
<i>Anurida</i> sp.	1	6	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	3694 ± 8668
<i>Brachystomella parvula</i> (Schäffer, 1896)	2	28	764	± 1529	1019	± 2327	0	± 0	2166	± 3040	1783	± 3008	1656	± 3312	0	± 0	446 ± 921
<i>Cyphoderus albinus</i> (Nicolet, 1842)	3	2	127	± 255	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Ceratophysella denticulata</i> (Bagnall, 1941)	4	2	4841	± 9681	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Ceratophysella gibbosa</i> (Bagnall, 1941)	5	28	1401	± 1831	1656	± 4482	1747	± 4190	0	± 0	382	± 893	127	± 255	255	± 510	828 ± 1963
<i>Cryptopygus thermophilus</i> (Axelson, 1900)	6	70	0	± 0	10,892	± 15,872	7570	± 9952	29,554	± 40,493	26,051	± 47,087	10,191	± 12,008	7261	± 9805	2484 ± 3216
<i>Desoria tigrina</i> (Nicolet, 1842)	7	4	0	± 0	64	± 180	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	191 ± 540
<i>Entomobrya</i> sp.	8	15	382	± 764	0	± 0	0	± 0	15,29	± 2162	191	± 540	0	± 0	127	± 255	255 ± 545
<i>Folsomia fimetaria</i> (Linnaeus, 1905)	9	2	764	± 1529	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Folsomia inocultata</i> (Stach, 1946)	10	4	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	1656	± 1924	0 ± 0
<i>Folsomides parvulus</i> (Stach, 1922)	11	9	255	± 510	64	± 180	0	± 0	0	± 0	573	± 1621	0	± 0	0	± 0	573 ± 1621
<i>Folsomia penicula</i> (Bagnall, 1939)	12	6	3694	± 4311	0	± 0	0	± 0	0	± 0	127	± 360	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Folsomia quadrioculata</i> (Tullber, 1871)	13	6	764	± 976	0	± 0	0	± 0	127	± 255	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Folsomia sexoculata</i> (Tullber, 1871)	14	4	0	± 0	955	± 2702	0	± 0	0	± 0	191	± 540	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Friesea truncata</i> (Cassagnau, 1958)	15	2	0	± 0	764	± 2162	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Heteromurus major</i> (Moniez, 1889)	16	2	0	± 0	0	± 0	73	± 193	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Isotomurus maculatus</i> (Schäffer, 1896)	17	6	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	318	± 901	0	± 0	0	± 0	637 ± 1606
<i>Isotomiella minor</i> (Schaffer, 1896)	18	17	255	± 510	5223	± 6996	437	± 1156	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Isotomodes templetoni</i> (Bagnall, 1939)	19	30	15,032	17377	4076	± 8024	291	± 578	0	± 0	0	± 0	1911	± 2644	11,974	± 15,845	2420 ± 6444
<i>Isotomodes trisetosus</i> (Axelson, 1907)	20	2	0	± 0	0	± 0	146	± 385	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Lepidocyrtus curvicolis</i> (Bourlet, 1839)	21	2	2293	± 4586	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Linnaeus in Gmelin, 1788)	22	4	637	± 1274	191	± 540	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Lepidocyrtus lignorum</i> (Fabricius, 1775)	23	4	255	± 294	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Lathriopyga longiseta</i> (Caroli, 1910)	24	4	382	± 488	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Mesaphorura</i> sp.	25	6	0	± 0.00	892	± 2522	1820	± 3139	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Protaphorura armata</i> (Tullber, 1871)	26	6	0	± 0	2420	± 4083	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Protaphorura aurantica</i> (Ridley, 1880)	27	15	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	5732	± 7483	0	± 0	4076	± 8153	0 ± 0
<i>Paratullbergia caroli</i> (Lucianez Ortega and Simón, 1991)	28	68	4076	± 5061	2293	± 2984	23439	± 35,590	15,796	± 15,439	4204	± 8521	1783	134 ± 8	1529	± 1951	9873 ± 11,073
<i>Pseudosinella immaculata</i> (Lie-Pettersen, 1896)	29	6	1401	± 1577	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Proisotoma minuta</i> (Tullber, 1871)	30	11	0	± 0	0	± 0	0	± 0	1019	± 2038	0	± 0	1656	± 3312	6624	10,002	0 ± 0
<i>Parisotoma notabilis</i> (Schäffer, 1896)	31	13	6242	± 7698	1146	± 3243	510	± 1348	5478	± 10,955	0	± 0	0	± 0	0	± 0	2420 ± 6846
<i>Pseudosinella petterseni</i> (Börner, 1901)	32	2	0	± 0	0	± 0	218	± 578	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0
<i>Proisotoma ripicola</i> (Linnaniemi, 1912)	33	2	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	1146	± 2293	0	± 0	0 ± 0
<i>Sminthurinus elegans</i> (Fitch, 1862)	34	15	0	± 0	127	± 236	146	± 249	0	± 0	127	± 360	0	± 0	0	± 0	255 ± 545
<i>Sminthurus viridis</i> (Linnaeus, 1758)	35	9	0	± 0	0	± 0	73	± 193	0	± 0	127	± 360	255	± 510	127	± 255	0 ± 0
<i>Tomocerus minor</i> (Lubbock, 1862)	36	2	255	± 510	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0	± 0	0 ± 0

[†] Park labels are reported in Table 1. Species are labeled by Arabic numerals. Species name information are available on <http://www.collembola.org/taxa/collembola.htm> - Last updated on 2017.03.31 by Frans Janssens.

Table 4

Mean values $\pm$ standard deviations of species richness (S), Shannon (H') and Pielou (J') diversity indices for each Collembola community in the eight public urban parks in Naples (southern Italy).

Park	S		H'		J'	
AST	7.750	± 1.500	1.421	± 0.165	0.702	± 0.081
CAP	4.250	± 1.488	1.021	± 0.389	0.723	± 0.158
VIR	3.429	± 0.787	0.651	± 0.256	0.579	± 0.278
NIC	4.000	± 0.816	0.812	± 0.174	0.617	± 0.233
POG	4.000	± 2.160	0.704	± 0.452	0.566	± 0.154
SCA	3.500	± 1.291	0.791	± 0.290	0.719	± 0.138
LET	4.750	± 1.500	1.113	± 0.178	0.740	± 0.144
TRO	3.750	± 1.669	0.741	± 0.402	0.632	± 0.180

model in each case was chosen according to Akaike and Bayesian Information Criteria (Oksanen, 2016) using the “vegan” package within the R 3.0.1 programming environment (R Core Team, 2013).

2.3. Soil physico-chemical characterization

Water content (WC, g^{-1} d.w.) was gravimetrically determined after soil drying at 105 °C until constant weight. To evaluate soil porosity, bulk density (BD, g cm^{-3}) was calculated as described in Baize (2000) on 100 cm^3 soil cores, taken from the top 5 cm of soil after litter removal (if present). Specifically, cores were dried at 105 °C for 24 h, and BD was calculated as the ratio between dry weight and core volume.

Soils sieved (at 2 mm) and oven-dried (at 75 °C) were characterized for:

- pH (ISO 10390, 2005) with a soil:water ratio of 1:5 v:v;
- total nitrogen (N, g kg^{-1} d.w.) concentration (ISO 13878, 1998);
- total carbon (C, g kg^{-1} d.w.) concentration (ISO 10694, 1995);
- dissolved organic carbon (DOC, mg kg^{-1} d.w.) (Thurman, 1985);
- available phosphorous (P, g kg^{-1} d.w.) according to the Olsen method (ISO 11263, 1994);
- metal concentrations (United States Environmental Protection Agency, 1996).

In particular, total copper (Cu, mg kg^{-1} d.w.), nickel (Ni, mg kg^{-1} d.w.), lead (Pb, mg kg^{-1} d.w.) and zinc (Zn, mg kg^{-1} d.w.) concentrations were measured on an aliquot of 0.5 g pulverized and dried soil sample digested with 10 ml HNO_3 (65%, Sigma-Aldrich, Germany), 5.5 ml H_2O_2 (AnalaR Normapur®, France) and 5 ml HCl (37%, Carlo Erba, Italy) at 95 °C for 4 h. Total metal concentrations were measured using an ICP spectrometer (iCAP duo 6000 Series, ThermoScientific). Accuracy was checked through a concurrent analysis of standard reference material from the EU Community Bureau of Reference (BCR No. 142R: sandy loam soil) and metal recoveries ranged from 86 to 98%.

2.4. Statistical analyses

A multivariate analysis was performed to evaluate the effects of environmental parameters (C, N, DOC, P, BD, pH, WC, Cu, Ni, Pb, Zn, land cover type, soil origin, park age, previous land use, urban density, litter presence) on collembolan communities. In particular, non-metric multidimensional scaling (NMDS) was carried out on the collembolan data set, based on two axes, a Bray-Curtis distance metric and 9999 iterations. NMDS is commonly regarded as the most valuable unconstrained ordination method in community ecology (Minchin, 1987), while Bray-Curtis' algorithm is deemed adequate for the detection of underlying ecological gradients (Faith et al., 1987). To evaluate the effects of these gradients (C, N, DOC, P, BD, pH, WC, Cu, Ni, Pb, Zn), they were fitted, a posteriori, on the NMDS space with generalized additive models (GAMs). To achieve better results in the component

selection within GAMs, the restricted maximum likelihood estimation (REML) method was used as the smoothing parameter estimation, which is in line for unknown scales and preferred when the primary purpose of the analysis is to carry out smooth component selection (Marra and Wood, 2011). To evaluate the effects of the categorical variables (land cover type, soil origin, park age, previous land use, urban density, litter presence), the associated confidence ellipses (for $\alpha = 0.05$) were superimposed on the NMDS biplot, and the significance of the differences between collembolan communities were tested using permutational multivariate analyses of variance (PERMANOVAs) (number of permutations = 999,999) (Anderson, 2001). PERMANOVA is a non-parametric test, extremely robust and applicable to any situation where the simultaneous responses of many dependent variables (i.e. usually abundances of species in an assemblage) have been measured in samples from a one-factor or multifactor ANOVA design (Anderson, 2001). The multivariate homogeneity of group variances for each PERMANOVA model was tested through the PERMDISP test (Anderson, 2006). Since the effect of the different environmental parameters was tested separately through GAMs in the NMDS space or through PERMANOVA, the collinearity among predictors did not affect results, but should be considered in their interpretation. Thus, a correlation matrix (i.e. the Spearman's, interclass' and Cramer's V coefficients of correlation) among the environmental parameters was illustrated in the Supplementary Material. All the analyses were performed with the R 3.0.1 programming environment (R Core Team, 2013) using functions from the “vegan” package.

3. Results

3.1. Park characteristics and soil physico-chemical properties

All parks falling into the “very old” (AST) and “old” (CAP and VIR) classes were built on previously forested areas and are located in “very low” and “low” urban density areas (Table 1). In particular, AST park was characterized by the lowest urban density (9.4%). Among these, AST and CAP had native soil, whereas in six out of eight sampling areas at VIR the soil was a Technosol (Table 1). “Young” parks differed either in previous land use or in the urban density of the surrounding area (Table 1). NIC park is 7 years old and was built with Technosols, as POG and LET parks, whereas in TRO and SCA parks, most or all of the sampling areas were on native soils (Table 1). Among these parks, TRO is located in a densely populated district, reaching the highest urban density value (64.0%).

Soil pH values ranged between 6.023 and 7.075, values measured at AST and LET, respectively (Table 2). The lowest soil water content (0.190 g g^{-1} d.w.) was found at NIC and the highest one (1.032 g g^{-1} d.w.) at AST (Table 2). The soils richest in C, N and DOC were found at AST park, whereas VIR (C and N) and SCA (DOC) parks had the soils with the lowest values of these parameters (Table 2). On average, the highest soil metal concentrations were observed in TRO and LET parks, located in high urban density areas (Table 2).

3.2. Collembolan community

Total collembolan density per sample ranged from 0 to 153,374 individuals per m^2 (detected at POG). A total of 33 taxa have been identified at the species level and 3 at the genus level (Table 3). The most frequently observed species were *Cryptopygus thermophilus* and *Paratullbergia caroli*, with frequencies of 70% and 68% of the total observations, respectively (Table 3). Both species were observed in all the parks (with the exception of *C. thermophilus*, absent from AST) with the highest density in NIC and VIR, respectively (Table 3). Many species have been observed at one site only: *Friesia truncata* at CAP, *Heteromurus major* at VIR, and *Ceratophysella denticulata*, *Cyphoderus albinus*, *Folsomia fimetaria*, *Lathriopyga longiseta*, *Lepidocyrtus lignorum*, *Lepidocyrtus curvicolis*, and *Tomocerus minor* at AST (Table 3).

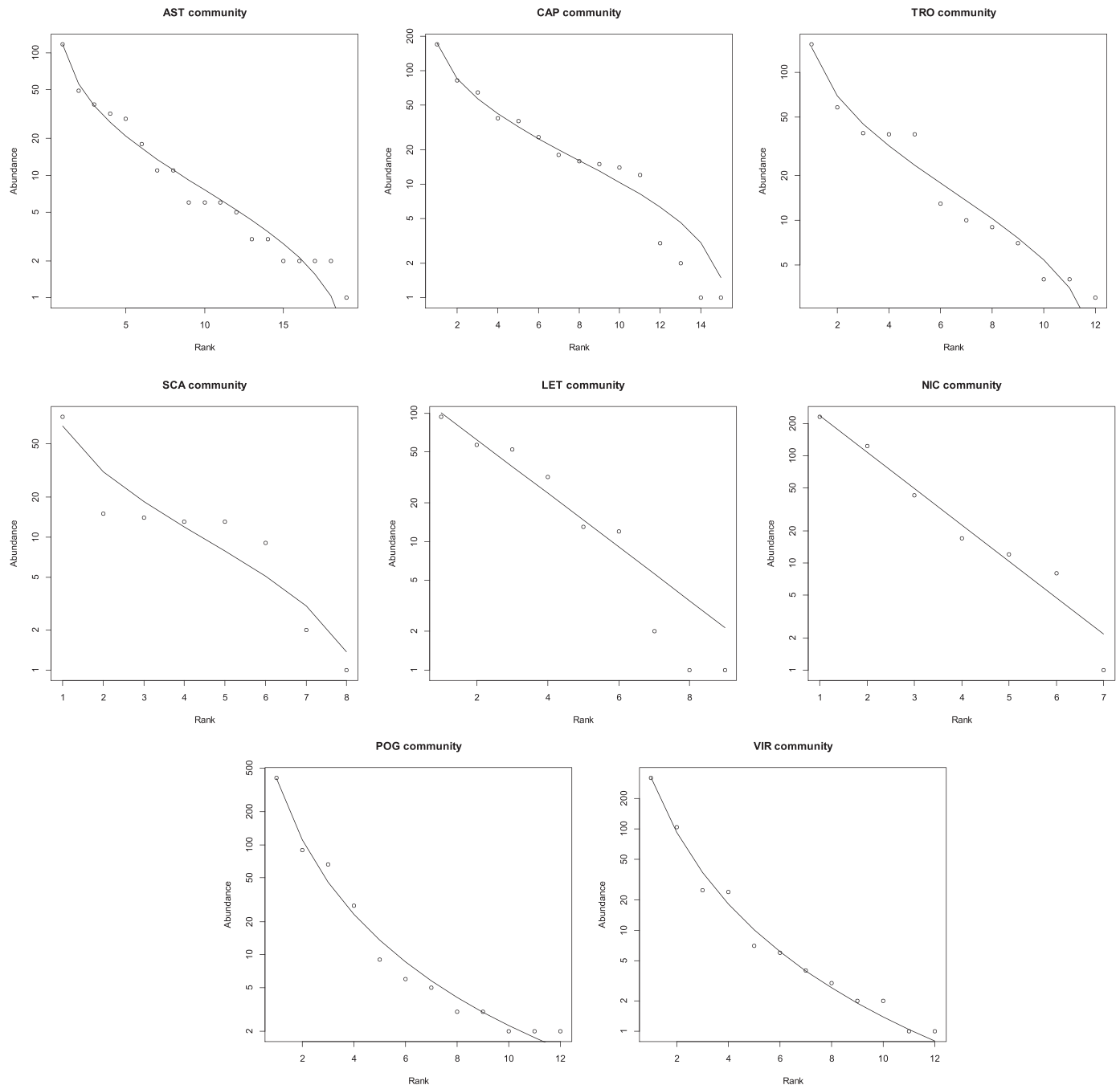


Fig. 1. Whittaker's curves concerning data for collembolans from urban parks in Naples (southern Italy). Species in the rank-abundance space are plotted as circles, whereas predicted abundances based on log-normal (AST, CAP, TRO and SCA), niche preemption (LET and NIC) and Zipf-Mandelbrot (POG and VIR) models are plotted as black lines. Park labels are reported in [Table 1](#).

The least species-rich collembolan communities were observed in VIR soils (3.43), whereas the richest one was found at AST (7.75) ([Table 4](#)). The Shannon index per sample ranged between 0.65 (VIR) and 1.42 (AST), whereas the Pielou index ranged between 0.57 (POG) and 0.74 (LET) ([Table 4](#)).

Among the abundance-diversity models, the log-normal model was associated to the lowest AIC and BIC (Akaike and Bayesian Information Criteria) values in AST, CAP, SCA and TRO parks ([Fig. 1](#)). By contrast, the niche preemption model described better the community structures of LET and NIC, and the Zipf-Mandelbrot model those of POG and VIR parks ([Fig. 1](#)).

3.3. Relationships between collembolan communities and physico-chemical variables

Among the physico-chemical variables, GAMs based on soil C, N, DOC, WC and pH were significant ($p < 0.001$; REML scores: 225.75; 110.82; 348.41; -1.64 ; 29.52, respectively) in modeling the distribution of collembolan species in the NMDS space ([Fig. 2](#)). In particular, these GAMs explained 46% (C), 44% (WC), 33% (DOC), 30% (N) and 28% (pH) of the observed deviance. All gradients were parallel to the first NMDS axis, although their direction varied, with pH showing a direction of maximum variation opposite to all the others. Overall, a clear species gradient was recognizable, with *P. aurantiaca*, *P. petterseni*, *F. truncata*, *C. thermophilus*, *P. ripicola*, *I. trisetosus*, *B. parvula* and *S.*

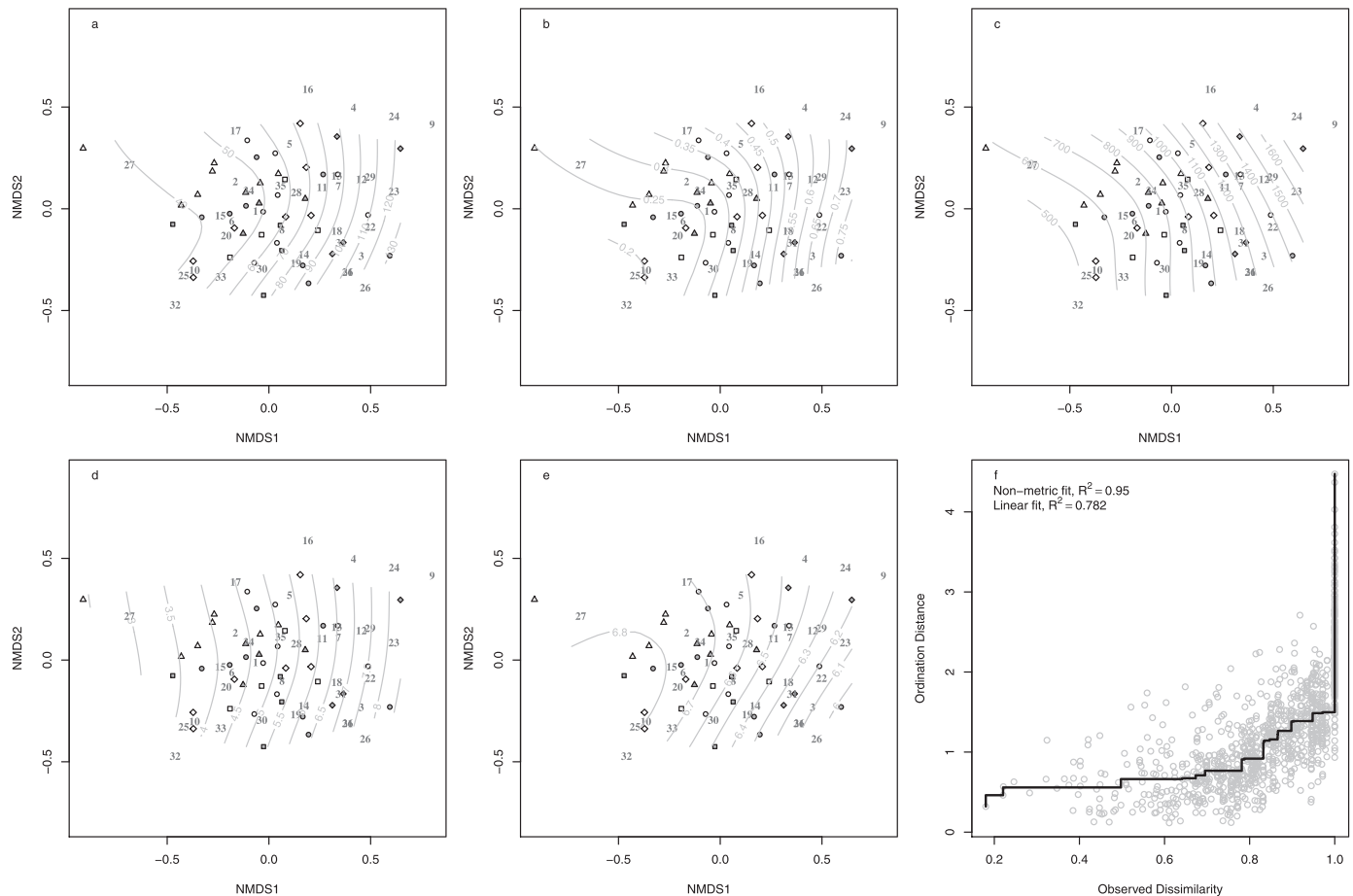


Fig. 2. Gradients, indicated by gray isolines, of soil (a) total C concentration, (b) water content, (c) dissolved organic C, (d) total N concentration and (e) pH on the 2d NMDS space concerning data for collembolans from urban parks in Naples (southern Italy). The stress plot with the linear and non-linear fits is also reported on panel (f). Different parks are coded with different symbols (AST: gray diamonds; CAP: gray circles; LET: gray squares; NIC: gray triangles; POG: white triangles; SCA: white squares; TRO: white circles; VIR: white diamonds). Park labels are reported in Table 1. Species are labeled by Arabic numerals defined in Table 3.

elegans all associated to soils with low C, DOC, N, WC, and with neutral pH values, and *P. immaculata*, *P. armata*, *C. albinus*, *L. curvicolis*, *L. la-nuginosus*, *L. longiseta*, *L. lignorum* and *F. fimetaria* on the opposite end of the spectrum for these variables (Fig. 2).

3.4. Relationships between collembolan communities and categorical variables

Collembolan communities significantly differed ($p < 0.001$) between open and closed habitats, although confidence ellipses partially overlapped in the NMDS space (Fig. 3a). Confidence ellipses related to previous land use and the absence of litter overlapped (Fig. 3c, e), but the groups were nevertheless clearly distinguished (both $p < 0.05$) based on PERMANOVA. In particular, parks built on previous tuff quarry sites had different collembolan communities in respect to the others. Finally, urban density and park age showed a similar distribution of confidence ellipses (Fig. 3), with those related to very low urban densities and to the very old park clearly separated from the others and associated to the same species, a differentiation also highlighted by PERMANOVA (both $p < 0.01$). All the categorical variables showed data not overdispersed, except for the litter presence/absence ($p < 0.01$).

4. Discussion

Our study on collembolan communities of Naples urban parks highlighted wide variations in relation to environmental characteristics. Land cover type and litter presence were the main drivers of

collembolan community diversity (even if litter results may be linked to a minor overdispersion of data), probably because they largely contribute to soil DOC, C and N inputs and affect water content and pH. It is well known that litter fall in forest ecosystems is the main pathway of carbon transfer from plant to soil (Berg and McClaugherty, 2014; Campos et al., 2017; Koehler and Tranvik, 2015; Prescott, 2010), mediated by detritivore and decomposer activities. This is evident at AST, a World Wild Fund for Nature reserve established in an ancient volcano, where detrimental management practices such as repeated litter removal and soil poaching are avoided. As a consequence, AST soils were covered by a thick litter layer, partially in an advanced stage of decomposition (personal observation), and exhibited the highest number of rare and forest-specific species. Among these were found: *C. denticulata*, a species commonly living in damp environments and abundant in habitats rich in organic matter (Hopkin, 2007), *F. fimetaria*, a nitrophilous species (Potapow, 2001), and *F. truncata*, *L. curvicolis*, *L. lignorum*, *L. longiseta*, *P. immaculata*, *T. minor* and *H. major*, which are known to live in feces, mosses, roots, under rocks, in dead wood and litter (Fjellberg, 2007; Hopkin, 2007). The maintenance of both canopy cover and litter layer, coupled with an evolution in low anthropogenic pressure conditions, seems thus to positively affect collembolan biodiversity in terms of community composition (Devigne et al., 2016). Conversely, the regular litter removal performed in other parks with closed vegetation or built on previously forested areas may be responsible for the observed substitution of forest-specific species with others, typical of more open habitats (Sattler et al., 2011). The increase in arthropod species richness together with the age of green urban areas was also reported by Sattler et al. (2010); this increase can likely be

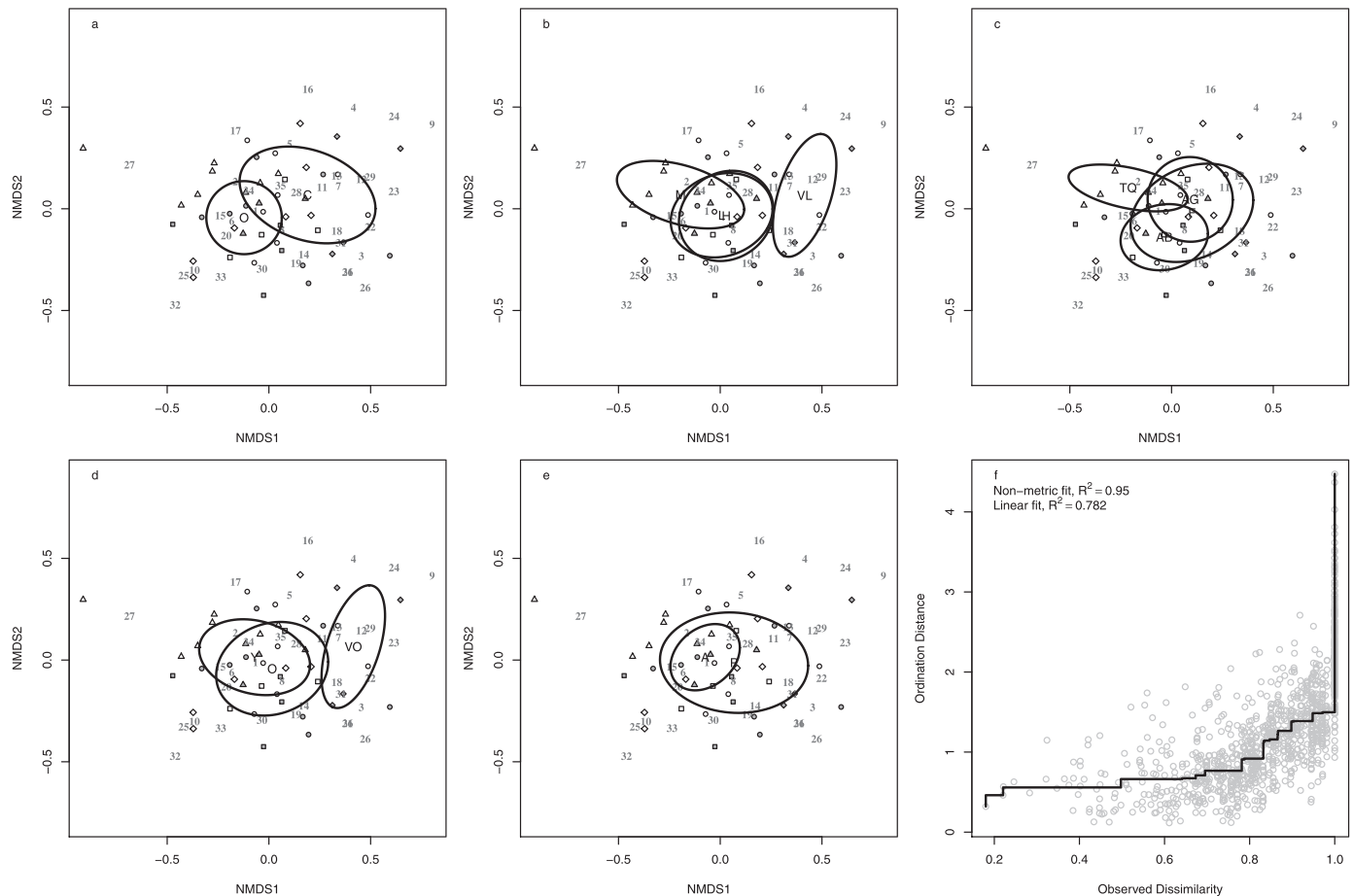


Fig. 3. Confidence ellipses (for $\alpha = 0.05$), relative to (a) land cover (O: open, C: closed), (b) urban density (VL: very low, L: low, M: medium, H: high), (c) previous land use (AB: abandoned area, TF: tuff quarry, F: forest, AG: agricultural area), (d) park age (Y: young, O: old, VO: very old), (e) litter (P: present, A: absent), superimposed on the 2d NMDS space concerning data for collembolans from urban parks in Naples (southern Italy). The stress plot with the linear and non-linear fits is also reported on panel (f). Different parks are coded with different symbols (AST: gray diamonds; CAP: gray circles; LET: gray squares; NIC: gray triangles; POG: white triangles; SCA: white squares; TRO: white circles; VIR: white diamonds). Park labels are reported in Table 1. Species are labeled by Arabic numerals as defined in Table 3.

attributed to the combination of a progressive occupation of new species-specific ecological niches consequently to advancing succession, and a species accumulation over time caused by successful stochastic immigrations.

In our study, AST represents one extreme in the spectrum of the environmental variables measured, the opposite position being occupied by NIC, the youngest park, characterized by the lowest soil DOC, C and N concentrations, as well as by the highest soil compaction. Accordingly, NIC was characterized by species with low resource requirements, which are usually pioneer species, such as *P. minuta*, tolerant to unfavorable conditions (Potapow, 2001), or *C. thermophilus*, *P. caroli*, and *P. notabilis*, which are typically found in early and medium successional stages of decaying soil improvers (Potapow, 2001). Furthermore, many generalist species have been observed in NIC soils. For example, *C. thermophilus* is a nitrophilous species, typically eurytopic in southern Europe; it reaches high densities in various open and closed habitats, usually disturbed ones, such as sites near highways or industries and in metal-polluted soils (Potapow, 2001). *P. caroli* is a species known to live in either open or closed habitats, preferring dryer substrates in southern Europe. *P. notabilis* also generally reached high abundance, but this could be explained by the fact that this species is in fact a complex of different cryptic species, the populations of which may respond differently to their environment (Porco et al., 2012).

The biodiversity indices employed in the present study showed a low sensitivity in detecting differences among collembolan communities, as already pointed out (Devigne et al., 2016; Van Straalen, 1998). Conversely, the Whittaker's curves approach proved to be

especially useful, allowing the analysis of community structure in terms of dominance/diversity (Whittaker, 1965) and its variations among urban parks. The log-normal distribution of species abundance in AST, CAP, SCA and TRO parks suggests complex communities with a dominance structure nearing equilibrium (Wilson, 1991). On the opposite, the communities of LET and NIC, two young parks, described by a niche preemption model of species abundance, appear to be in their early stages of evolution (Motomura, 1932, 1947; Whittaker, 1965). Indeed, the niche preemption model assumes that communities build up sequentially, with incoming species accessing a fraction of the unallocated resources, and has been suggested to be characteristic of resource-poor environments (Whittaker, 1965). Similar to the preemption model, the Zipf-Mandelbrot model, which best described communities in POG and VIR parks, assumes a sequential build-up of the ecological community, although the focus here is on environmental constraints rather than on available resources: early-arriving species are subjected to few constraints and will be more abundant, whereas those arrived later will be rare (Wilson, 1991).

In our study, the absence of any relationship between collembolan biodiversity and soil metal concentrations could be caused by low concentrations in respect to the threshold values defined by Italian law (D.M. 471/99) for urban green areas. Indeed, only CAP and TRO soils exceeded the threshold values (120, 120, 100 and 150 mg kg⁻¹, for Cu, Ni, Pb and Zn, respectively): CAP for Pb and TRO for Cu, Pb and Zn. However, it should be considered that these threshold values have been defined with a view to human health and are probably lower than values really impacting soil fauna. These high Pb and Zn concentrations

were likely due to the high urban density and vehicular traffic along the TRO park borders (El Khalil et al., 2008; Wong et al., 2006), whereas the high Cu concentrations could result from the agricultural practices to which the area had been previously subjected (Belon et al., 2012; Saby et al., 2011). An interesting observation in this context was the exclusive presence in these two parks of *D. tigrina*, a nitrophilous and anthropophilous species (Grinbergs, 1958; Ponge, 1993; Potapow, 2001; Solnzeva, 1967), whose potential use as a bioindicator of metal pollution deserves further investigations.

5. Conclusions

To our knowledge, this is the first study aiming to evaluate the effects of park history, urbanization, management and soil properties on soil collembolan communities in Mediterranean urban parks. Our study clearly shows that maintaining a canopy cover and a litter layer are crucial factors favoring high collembolan biodiversity in urban parks, likely by ensuring adequate trophic resources and spatial niches. Conversely, low soil metal concentrations do not affect collembolan communities. Finally, an array of park characteristics, including park age, the urban context surrounding each park and the previous land use, may be in some way involved in shaping collembolan communities in terms of diversity and structure. The related functional characteristics require further investigations, but this study is one step toward the confirmation that Collembola can also be used as relevant bioindicators of soil biological quality in urban contexts.

Acknowledgments

This work was funded by the University Paul Valéry in Montpellier, France. The authors would like to thank Drs Bruno Buatois and Raphaëlle Leclerc of the PACE platform (Montpellier, France) for facilitating physico-chemical analyses, Dr Francesca Pignataro of Naples municipality for providing cadastral data, the gardeners of Naples parks for kindly sharing precious information, Dr Philippe Chatelet for useful suggestions on the text and Dr Cedric Moisy for comments on earlier versions.

Appendix A. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found, in the online version, at <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.03.022>.

References

- Alberti, M., Marzluff, J.M., 2004. Ecological resilience in urban ecosystems: linking urban patterns to human and ecological functions. *Urban Ecosyst.* 7, 241–265.
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral. Ecol.* 26, 32–46.
- Anderson, M.J., 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics* 62, 245–253.
- André, M., 1946. Halacariens marins. Faune de France. Lechevalier, Paris. pp. 46.
- André, H.M., Noti, M.I., Lebrun, P., 1994. The soil fauna – the other last biotic frontier. *Biodivers. Conserv.* 3, 45–56.
- Auclerc, A., Ponge, J.F., Barot, S., Dubs, F., 2009. Experimental assessment of habitat preference and dispersal ability of soil springtails. *Soil Biol. Biochem.* 41, 1596–1604.
- Baize, D., 2000. Guide des analyses en pédologie, 2ème édition revue et augmentée. INRA, Paris.
- Belon, E., Boisson, M., Deportes, I.Z., Eglin, T.K., Feix, I., Bispo, A.O., Galsomies, L., Leblond, S., Guellier, C.R., 2012. An inventory of trace elements inputs to French agricultural soils. *Sci. Total Environ.* 439, 87–95.
- Berg, M.P., Kniese, J.P., Bedaux, J.J.M., Verhoef, H.A., 1998. Dynamics and stratification of bacteria and fungi in the organic layers of a Scots pine forest soil. *Biol. Fertil. Soils* 26, 268–284.
- Berg, B., McClaugherty, C., 2014. Plant Litter: Decomposition, Humic Substances Formation, Carbon Sequestration, Third ed. Springer-Verlag, Berlin.
- Bispo, A., Cluzeau, D., Creamer, R., Dombos, M., Graefe, U., Krogh, P.H., Sousa, J.P., Pérès, G., Rutgers, M., Winding, A., Römbke, J., 2010. Indicators for monitoring soil biodiversity. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 5, 717–719.
- Boyko, C.T., Cooper, R., 2011. Clarifying and re-conceptualising density. *Prog. Plann.* 76, 1–61.
- Bretfeld, G., 1999. Synopses on paleoartic collembola *Symphleona* Staatliches Museum für Naturkunde. Görlitz 2.
- Brown, A.L., 2003. Increasing the utility of urban environmental quality information. *Landsc. Urban Plan.* 65, 85–93.
- Campos, A.C., Lourdes, C.H., Rocha, S.A., 2017. Mass, nutrient pool, and mineralization of litter and fine roots in a tropical mountain cloud forest. *Sci. Total Environ.* 575, 876–886.
- Cluzeau, D., Guernion, M., Chaussod, R., Martin-Laurent, F., Villenave, C., Cortet, J., Ruiz-Camacho, N., Pernin, C., Mateille, T., Philippot, L., Bellido, A., Rougé, L., Arrouays, D., Bispo, A., Pérès, G., 2012. Integration of biodiversity in soil quality monitoring: baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. *Eur. J. Soil Biol.* 49, 63–72.
- Coleman, D.C., Crossley Jr., D.A., Hendrix, P.F., 2004. *Fundamentals of Soil Ecology*, 2nd ed. Elsevier, San Diego.
- Cortet, J., Poinot-Balaguer, N., 1998. Collembola populations under sclerophyllus copices in Provence (France): comparison between two types of vegetation *Quercus ilex* L. and *Quercus coccifera* L. *Acta Oecol.* 19, 413–424.
- Cortet, J., Gomot-De Vaulflery, A., Poinot-Balaguer, N., Gomot, L., Texier, C., Cluzeau, D., 1999. The use of invertebrate soil fauna in monitoring pollutant effects. *Eur. J. Soil Biol.* 35, 115–134.
- Dallimer, M., Tang, Z., Bibby, P.R., Brindley, P., Gaston, K.J., Davies, Z.G., 2011. Temporal changes in greenspace in a highly urbanized region. *Biol. Lett.* 7, 763–766.
- Devigne, C., Mouchon, P., Vanhee, B., 2016. Impact of soil compaction on soil biodiversity – does it matter in urban context? *Urban Ecosyst.* 19, 1163–1178.
- Dunger, W., Schlitt, B., 2011. Synopses on paleoartic collembola Tullbergiidae. Senckenberg Museum of Natural History, Görlitz 6/1.
- Eijsackers, H., 2010. Earthworms as colonisers: primary colonisation of contaminated land, and sediment and soil waste deposits. *Sci. Total Environ.* 408, 1759–1769.
- El Khalil, H., Schwartz, C., Elhamiani, O., Kubiniok, J., Morel, J.L., Boularbah, A., 2008. Contribution of technic materials to the mobile fraction of metals in urban soils in Marrakech (Morocco). *J. Soils Sediments* 8, 17–22.
- Faith, D.P., Minchin, P.R., Belbin, L., 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio* 69, 57–68.
- Fiera, C., 2009. Biodiversity of Collembola in urban soils and their use as bioindicators for pollution. *Pesq. Agropec. Bras.* 44, 868–873.
- Fjellberg, A., 2007. *The Collembola of Fennoscandia and Denmark*, Brill. Boston.
- Francis, R., Chadwick, M., 2012. What makes a species synurbic? *Appl. Geogr.* 32, 514–521.
- Frouz, J., Jílková, V., Cajthaml, T., Pižl, V., Tajovský, K., Hněl, L., Burešová, A., Šimáčková, H., Kolářková, K., Franklin, J., Nawrot, J., Groninger, J.W., Stahl, P.D., 2013. Soil biota in post-mining sites along a climatic gradient in the USA: simple communities in shortgrass prairie recover faster than complex communities in tall-grass prairie and forest. *Soil Biol. Biochem.* 67, 212–225.
- Gillet, S., Ponge, J.F., 2003. Changes in species assemblages and diets of Collembola along a gradient of metal pollution. *Appl. Soil Ecol.* 22, 127–138.
- Gómez-Baggethun, E., Gren, A., Barton, D.N., Langemeyer, J., McPhearson, T., O'Farrell, P., Andersson, E., Hamstead, Z., Kremer, P., 2013. Urban Ecosystem Services. In: Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., Wilkinson, C. (Eds.), *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities*. Springer, Dordrecht, pp. 175–251.
- Grinbergs, A., 1958. Forschungen über die Collembolen Lettlands. *Trudy Inst. Biol. Ak. Nauk Latv. SSR* 5, 187–218.
- Hafeez, F., Spor, A., Breuil, M.-C., Schwartz, C., Martin-Laurent, F., Philippot, L., 2012. Distribution of bacteria and nitrogen-cycling microbial communities along constructed Technosol depth-profiles. *J. Hazard. Mater.* 231–232, 88–97.
- Heiniger, C., Barot, S., Ponge, J.F., Salmon, S., Botton-Divet, L., Carmignac, D., Dubs, F., 2014. Effect of habitat spatiotemporal structure on collembolan diversity. *Pedobiologia* 57, 103–117.
- Heiniger, C., Barot, S., Ponge, J.-F., Salmon, S., Meriguet, J., Carmignac, D., Suillerot, M., Dubs, F., 2015. Collembolan preferences for soil and microclimate in forest and pasture communities. *Soil Biol. Biochem.* 86, 181–192.
- Hopkin, S.P., 2007. *A key to the Collembola (Springtails) of Britain and Ireland*. Field Studies Council, Telford.
- Huot, H., Simonnot, M.O., Watteau, F., Marion, P., Yvon, J., De Donato, P., Morel, J.L., 2014. Early transformation and transfer processes in a Technosol developing on iron industry deposits. *Eur. J. Soil Sci.* 65, 470–484.
- ISO 11263, 1994. Soil quality. Determination of phosphorus. Spectrometric determination of phosphorus soluble in sodium hydrogen carbonate solution. International Organization for Standardization, Geneva.
- ISO 10694, 1995. Soil quality. Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis). International Organization for Standardization, Geneva.
- ISO 13878, 1998. Soil quality. Determination of total nitrogen content by dry combustion (elementary analysis). International Organization for Standardization, Geneva.
- ISO 10390, 2005. Soil quality. Determination of pH. International Organization for Standardization, Geneva.
- ISO 23611-2, 2006. Soil quality. Sampling of soil invertebrates. Part 2. Sampling and extraction of micro-arthropods (Collembola and Acarina). International Organization for Standardization, Geneva.
- IUSS, 2014. World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. FAO, Working Group WRB, Rome.
- Jordana, R., 2012. Synopses on palaeartic Collembola. Capryinae & Entomobryini. Senckenberg Museum of Natural History, Görlitz 7/1.
- Koehler, B., Tranvik, L.J., 2015. Reactivity continuum modeling of leaf, root, and wood decomposition across biomes. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 120. <http://dx.doi.org/10.1002/jgrb.12010>

- 1002/2015JG002908.
- Leguédois, S., S  r  , G., Auclerc, A., Cortet, J., Huot, H., Ouvrard, S., Watteau, F., Schwartz, C., Morel, J.L., 2016. Modelling pedogenesis of Technosols. *Geoderma* 262, 199–212.
- Loranger, G., Bandyopadhyaya, I., Razaka, B., Ponge, J.F., 2001. Does soil acidity explain altitudinal sequences in collembolan communities? *Soil Biol. Biochem.* 33, 381–393.
- Lucisine, P., Lecerf, A., Danger, M., Felten, V., Aran, D., Auclerc, A., Gross, E.M., Huot, H., Morel, J.-L., Muller, S., Nahmani, J., Maunoury-Danger, F., 2015. Litter chemistry prevails over litter consumers in mediating effects of past steel industry activities on leaf litter decomposition. *Sci. Total Environ.* 537, 213–224.
- Macfadyen, A., 1961. Improved funnel-type extractors for soil arthropods. *J. Anim. Ecol.* 30, 171–184.
- Magurran, A.E., 2004. *Measuring Biological Diversity*. Blackwell, Oxford.
- Marra, G.P., Wood, S.N., 2011. Practical variable selection for generalized additive models. *Comput. Stat. Data Anal.* 55, 2372–2387.
- McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urban Ecosyst.* 11, 161–176.
- Minchin, P.R., 1987. An evaluation of relative robustness of techniques for ecological ordinations. *Vegetatio* 69, 89–107.
- Morel, J.L., Chenu, C., Lorenz, K., 2015. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *J. Soils Sediment* 15, 1659–1666.
- Motomura, I., 1932. A statistical treatment of associations (in Japanese). *Jap. J. Zool.* 44, 379–383.
- Motomura, I., 1947. Further notes on the law of geometrical progression of the population density in animal association (in Japanese). *Physiol. Ecol.* 1, 55–60.
- Norton, B.A., 2011. The sanitisation of urban ecosystems: simplification of the ground layer in eucalypt woodlands and the effects on arthropod communities. PhD Thesis, Science – Botany, The University of Melbourne.
- Oksanen, J., 2016. Vegan: ecological diversity. Processed with vegan 2.4-1 in R Under development (unstable) (2016-09-06 r71220) on September 7, 2016.
- Pielou, E.C., 1969. *An Introduction to Mathematical Ecology*. Wiley, New York.
- Politi Bertoncini, A., Machon, N., Pavoine, S., Muratet, A., 2012. Local gardening practices shape urban lawn floristic communities. *Landsc. Urban Plan.* 105, 53–61.
- Ponge, J.F., 1993. Biocenoses of Collembola in atlantic temperate grass-woodland ecosystems. *Pedobiologia* 37, 223–244.
- Ponge, J.F., Gillet, S., Dubs, F., Fedoroff, E., Haese, L., Sousa, J.P., Lavelle, P., 2003. Collembolan communities as bioindicators of land use intensification. *Soil Biol. Biochem.* 35, 813–826.
- Ponge, J.F., Pérès, G., Guernion, M., Ruiz-Camacho, N., Cortet, J., Pernin, C., Villenave, C., Chaussod, R., Martin-Laurent, F., Bispo, A., Cluzeaud, D., 2013. The impact of agricultural practices on soil biota: a regional study. *Soil Biol. Biochem.* 67, 271–284.
- Porco, D., Potapov, M., Bedos, A., Busmachiu, G., Weiner, W.M., Hamra-Kroua, S., Deharveng, L., 2012. Cryptic diversity in the ubiquitous species *Parisotoma notabilis* (Collembola Isotomidae): long-used chimeric species? *PLoS ONE* 7, e46056.
- Potapow, M., 2001. Synopses of Palaearctic Colembola. III. Isotomidae. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums. Görlitz*.
- Pouyat, R.V., Szlavecz, K., Yesilonis, I.D., Wong, C.P., Murawski, L., Marra, P., Casey, R.E., Lev, S., 2015. Multi-scale assessment of metal contamination in residential soil and soil fauna: a case study in the Baltimore-Washington metropolitan region. *USA. Landsc. Urban Plan.* 142, 7–17.
- Prescott, C.E., 2010. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry* 101, 133–149.
- QGIS Development Team, 2014. QGIS Geographic Information System 2.2.0 - Valmiera. www.qgis.org.
- R Core Team, 2013. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Renaud, A., Poinso-Balaguer, N., Cortet, J., Le Petit, J., 2004. Influence of four soil maintenance practices on Collembola communities in Mediterranean vineyard. *Pedobiologia* 48, 623–630.
- Saby, N.P.A., Marchant, B.P., Lark, R.M., Jolivet, C.C., Arrouays, D., 2011. Robust geostatistical prediction of trace elements across France. *Geoderma* 162, 303–311.
- Santoruf  , L., Cortet, J., Nahmani, J., Pernin, C., Salmon, S., Pernot, A., Morel, J.L., Maisto, G., 2015. Responses of functional and taxonomic collembolan community structure to site management in Mediterranean urban and surrounding areas. *Eur. J. Soil Biol.* 70, 46–57.
- Sarah, P., Zhevelev, H.M., 2007. Effect of visitors' pressure on soil and vegetation in several different micro-environments in urban parks in Tel Aviv. *Landsc. Urban Plan.* 83, 284–293.
- Sarah, P., Zhevelev, H.M., Oz, A., 2015. Urban park soil and vegetation: effects of natural and anthropogenic factors. *Pedosphere* 25, 392–404.
- Sattler, T., Duelli, P., Obrist, M.K., Arlettaz, R., Moretti, M., 2010. Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. *Landsc. Ecol.* 25, 941–954.
- Sattler, T., Obrist, M.K., Duelli, P., Moretti, M., 2011. Urban arthropod communities: added value or just a blend of surrounding biodiversity? *Landsc. Urban Plan.* 103, 347–361.
- Scaramella, M., 2003. *Urban Slums Reports: The Case of Naples, Italy*. (retrieved 13 October 2016).
- Shannon, C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *Tech. J.* 27, 379–423.
- Solnzeva, L.E., 1967. The species composition and seasonal population dynamics of Collembola in arable soils of non-chernozem zone of the European part of the USSR. *Zool. Zhurn* 46, 1058–1061.
- Sousa, J.P., da Gama, M.M., Pinto, C., Keating, A., Calhoa, F., Lemos, M., Castro, C., Luz, T., Leitao, P., Dias, S., 2004. Effect of land-use on Collembola diversity patterns in a Mediterranean landscape. *Pedobiologia* 48, 609–622.
- Thibaud, J.M., Schulz, H.J., da Gama Assalino, M.M., 2004. Synopses on palaearctic Collembola Hypogastruridae. *Staatliches Museum f  r Naturkunde Görlitz* 4.
- Thurman, E.M., 1985. *Organic Geochemistry of Natural Waters*. Junk, The Hague.
- Tratalos, J., Fuller, R.A., Warren, P.H., Davies, R.G., Gaston, K.J., 2007. Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landsc. Urban Plan.* 83, 308–317.
- United States Environmental Protection Agency, 1996. Acid digestion of sediments, sludges, and soils, in: *Test Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods (SW-846)*. United States Environmental Protection Agency, Washington, D.C. pp. 1–12.
- Van Straalen, N.M., 1998. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. *Appl. Soil Ecol.* 9, 429–437.
- Vanbergen, A.J., Watt, A.D., Mitchell, R., Truscott, A.M., Palmer, S.C.F., Ivits, E., Eggleton, P., Jones, T.H., Sousa, J.P., 2007. Scale-specific correlations between habitat heterogeneity and soil fauna diversity along a landscape structure gradient. *Oecologia* 153, 713–725.
- Volz, P., 1962. Beiträge zu einer pedozoologischen Standortslehre. *Pedobiologia* 1, 242–290.
- Whittaker, R.H., 1965. Dominance and diversity in plant communities. *Science* 147, 250–260.
- Wilson, J.B., 1991. Methods for fitting dominance/diversity curves. *J. Veg. Sci.* 2, 35–46.
- Wong, C.S.C., Li, X., Thornton, I., 2006. Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environ. Pollut.* 142, 1–16.
- Zimdars, B., Dunger, W., 1994. Synopses on palaearctic Collembola, Volume 1, *Tullbergiinae*. Staatliches Museum f  r Naturkunde. Görlitz.

Supplementary Material.

Spearman's (continuous vs continuous variables), interclass' (categorical vs continuous ones), as well as Cramer's V (categorical vs categorical ones) correlation coefficients.

	Cu	Ni	Pb	Zn	DOC	C	N	P	pH	WC	BD	Litter	Land Cover	Soil Origin	Prevoius Land Use	Park Age	UD
Cu	1.000																
Ni	0.724	1.000															
Pb	0.747	0.565	1.000														
Zn	0.684	0.588	0.728	1.000													
DOC	0.120	0.053	0.263	0.110	1.000												
C	0.311	0.134	0.445	0.417	0.529	1.000											
N	0.287	0.146	0.408	0.400	0.429	0.952	1.000										
P	0.116	-0.073	0.162	0.155	0.273	0.326	0.302	1.000									
pH	0.010	0.234	0.044	0.101	-0.435	-0.329	-0.337	-0.190	1.000								
WC	0.098	-0.010	0.220	0.149	0.476	0.501	0.495	0.348	-0.407	1.000							
BD	0.322	0.423	0.209	0.252	-0.308	-0.204	-0.201	-0.072	0.422	-0.473	1.000						
Litter	0.111	0.211	0.097	0.053	0.188	0.218	0.073	-0.044	0.049	0.174	0.017	1.000					
Land Cover	-0.038	-0.047	0.068	-0.024	0.290	0.411	0.246	-0.045	0.184	0.224	0.150	0.500	1.000				
Soil Origin	0.066	-0.040	0.205	0.098	0.329	0.434	0.458	0.194	0.275	0.400	0.000	0.087	0.178	1.000			
Previous Land Use															1.000		
Park Age															0.707	1.000	
UD															0.666	0.914	1.000

Chapitre 3.3: Réponses taxonomiques et fonctionnelles des communautés de Collemboles face à l'intensification des pratiques courantes des habitats boisés des parcs urbains méditerranéens

Résumé

Les résultats présentés dans les chapitres 3.1 et 3.2 ont montré que les habitats boisés des parcs urbains peuvent accueillir des communautés de Collemboles mieux structurées et riches en espèces. Il serait alors intéressant d'explorer aussi les caractéristiques fonctionnelles de ces communautés vis-à-vis de l'intensification des pratiques de gestion dans les habitats boisés. Pour cela, nous avons utilisé deux traits renseignés dans la bibliographie. Nous avons choisi la *taille du corps* et la *pigmentation*, car ceux sont des caractéristiques morphologiques valables dont la réponse aux changements des usages des sols est déjà connue. En outre, nous avons choisi les préférences en microhabitats comme de possibles indicateurs des diverses niches trophiques. Ainsi, nous avons supposé que: 1) des habitats caractérisés par des arbres et des arbustes seraient davantage habités par des espèces de petites tailles et apigmentées, tandis que les habitats exclusivement arborés seraient habités par des espèces plus grandes et pigmentées; et que 2) nous pourrions identifier des changements en termes de préférences de microhabitats en fonction de l'intensification des pratiques de gestion (H5).

Pour tester cela, nous avons réalisé une analyse prenant en compte les jeux de données des deux villes à la fois, puisque il est reconnu qu'une convergence des traits des communautés géographiquement éloignées peut se produire si elles sont soumises à des conditions environnementales similaires.

D'abord, un gradient abiotique clair a été observé en fonction de l'intensification des pratiques de gestion. En effet, les sols couverts par une couche de sous-bois étaient plus riches en carbone et azote totaux, ainsi qu'en phosphore disponible. Ces sols étaient également caractérisés par des valeurs de densité apparente et de pH plus faibles. Au contraire, une tendance opposée a été observée dans les sols dépourvus de sous-bois.

Les communautés d'espèces étaient différentes entre les deux milieux examinés, mais nous n'avons pas observé de différence significative en termes de richesse en espèces et de diversité de Simpson.

En ce qui concerne les réponses fonctionnelles des communautés, les analyses de la composition des traits et de la redondance fonctionnelle n'ont pas révélé les différences attendues, alors que nous avons trouvé des différences significatives dans la divergence des traits. Toutefois, certains gradients environnementaux, comme ceux de la densité apparente, du phosphore disponible et de l'azote total, semblaient être des *drivers* dans la variation des traits observés.

Ces résultats rejettent l'hypothèse H5. Il semblerait donc que l'intensification de la gestion du sous-bois ne soit pas un filtre environnemental imposant des changements dans les patterns des traits. D'autres facteurs que nous n'avons pas pris en compte dans cette thèse sont probablement responsables de la plus grande richesse en espèces présente dans les habitats boisés des parcs urbains.

Le manuscrit présenté dans ce chapitre n'est pas finalisé pour une soumission. Diverses considérations et d'autres analyses sont proposées dans la discussion à la fin de ce chapitre.

Taxonomic and functional responses of Collembola communities to brushwood management intensification in Mediterranean urban parks

V. MILANO ^{a, b, *}, G. MAISTO ^b, D. BALDANTONI ^c, A. BELLINO ^c, J. CORTET ^a

^a UMR CEFE 5175, University of Montpellier, EPHE, University Paul-Valéry Montpellier, route de Mende, 34199 Montpellier Cedex, FRANCE

^b Department of Biology, University of Naples Federico II, via Cinthia, 80126 Napoli, ITALY

^c Department of Chemistry and Biology “Adolfo Zambelli”, University of Salerno, via Giovanni Paolo II 132, 84084 Fisciano (SA), ITALY

Keywords: Springtails, soil physico-chemical properties, community weight means, Rao quadratic entropy, functional redundancy.

Introduction

Nowadays, cities rely on multifunctional green infrastructure to address climate change and the global biodiversity crisis (Opdam *et al.*, 2006). From this point, urban parks (UPs) have an important ecological value, providing with their vegetation relevant ecosystem services, such as C sequestration and climate mitigation (Nowak *et al.*, 2008). UPs may furnish habitats for rich belowground communities (Milano *et al.*, 2017; Milano *et al.*, submitted), which also contribute to soil C sequestration, since involved in organic matter decomposition and nutrient cycles processes (de Vries *et al.*, 2003; Lavelle, *et al.*, 2006; Rusek, 1989). Numerous findings on diverse biological models (Bräuniger *et al.*, 2010; Huang *et al.*, 2015; Threlfall *et al.*, 2016), support the hypothesis that urban habitats with complex plant canopies are potentially able to host rich animal communities. For example, Milano *et al.* (2017; submitted) highlighted that preserving a canopy cover with consistent litter inputs to soil, or promoting high heterogeneity in neighboring landscapes, ensure the development of diverse and complex collembolan communities in Mediterranean UPs. Nevertheless, management practices may alter or suppress ecological successions, leading to distinct community patterns (Milano *et al.*, 2017).

Studies on forest management practices (Chauvat *et al.*, 2003; Farska *et al.*, 2014; Poinso-Balaguer, 1996) indicated that brushwood clear-cutting decreases soil organic matter inputs, modifying nutrient fluxes and influencing decomposition dynamics (Chauvat *et al.*, 2003). Moreover, as specifically shown in Mediterranean semi-natural systems, brushwood clear-cutting directly increases soil compaction and dryness, magnifying Mediterranean climate characteristics since it allows more light to reach soil surface (Poinso-Balaguer, 1996). In Collembola communities, this management practice modify species composition and abundance (Poinso-Balaguer, 1996), increasing in surface-dweller forms (Chauvat *et al.*, 2003; Petersen, 2002).

Functional traits are morphological, physiological or behavioral characteristics measurable for each organism with a straightforward link to their fitness (Pey *et al.*, 2014; Violle *et al.*, 2007), which show complementary community characteristics to taxonomy. Therefore, monitoring Collembola communities, at both taxonomic and functional levels, is a relevant indication for soil biodiversity and functions conservation (Deharveng, 1996; Vandewalle *et al.*, 2010). However, their functional traits are still scarcely explored in urban environments (Santorufu *et al.*, 2015, 2014), and to date insufficient efforts have been deployed in trait-based analyses in UPs.

The aim of this work was to explore taxonomic and functional characteristics of urban soil collembolan communities under different local conditions. We investigated woody management practices in UPs at two Mediterranean cities, Naples (southern Italy) and Montpellier (southern France), on the basis of the “community convergence” hypothesis, proposing that distant communities will be similar in their species trait composition when undergoing similar environmental constraints (Ricklefs, 2006). We hypothesized that the intensification of woody management would be a filter for species traits. Hence, we expected that surface-dwelling species, constituted by pigmented organisms and with a bigger body size, would dominate woody habitats without brushwood; while soil-dwelling species, apigmented organisms and with a smaller body size, would mainly occupy woody habitats with brushwood, illustrating also shifts in species microhabitat preferences (H1). *In fine*, we supposed that Collembola communities living in presence of brushwood would occupy more breadth ecological niches (H2), since this environmental condition should provide more trophic resources and available microhabitats.

Materials and Methods

Study area and sampling design

Naples (40°50' N; 14°15' E) is an old metropolis mainly lying on Andosols (IUSS Working Group WRB, 2014), characterized by an uninterrupted urban tissue, whereas Montpellier (43°36' N, 03°52' E;) is a recent expanded city mainly lying on Calcisols (IUSS Working Group WRB, 2014). According to the climate Köppen classification both sites are classified as Csa (hot climate with drought summer). At Naples mean temperatures range from 9.7 °C in winter and 25.7 °C in summer, with a mean annual temperature of 17.4 °C and the recorded annual precipitation is about 865 mm (<http://www.meteo.unina.it/clima-di-napoli>). Whereas, at Montpellier mean temperatures range from 5.9 °C in winter and 22.3 °C in summer, with a mean annual temperature of 13.9 °C and the recorded annual precipitation is about 745 mm (<https://fr.climate-data.org/location/1126/>).

For this study, five and nine public UPs were considered in Naples and Montpellier, respectively (Table 1). See Milano *et al.* (2017) and Milano *et al.* (submitted) for detailed description of these parks. In general, woody habitats were mostly dominated by *Quercus ilex* L. and, to a lesser extent, by *Quercus petraea* (Matt.) Lielb., *Platanus occidentalis* L. and *Pinus pinaster* (Aiton). Brushwood layer, when present, was mostly represented by *Laurus nobilis* L., *Nerium oleander* L. and *Ruscus aculeatus* L. Soil samplings were carried out in November 2014 at Montpellier UPs and in April 2015 at Naples UPs, according to norm ISO 23611-2 (2006). From each UP, soil samples were collected always under *Quercus ilex*, after litter removal (if present) from four different woody plots (one sample per plot), and noted for the presence/absence of brushwood (Table 1). Soil samples were stored at 4 °C until microarthropod extraction (Macfadyen, 1961). Collembola specimens were counted and identified at species level; whereas dried soil of each core was then retrieved and used for soil physico-chemical characterization (available P, total C and N concentrations, pH and BD values). See Milano *et al.* (2017) for details on Collembola species identification and soil physico-chemical characterization.

Species traits

Collembola species traits were obtained from an on-line database for soil invertebrates (<http://betsi.cesab.org/>, Pey *et al.*, 2014) or, if not available, from various dichotomous keys (Bretfeld, 1999; Dunger and Schlitt, 2011; Hopkin, 2007; Jordana, 2012; Potapow, 2001; Thibaud *et al.*, 2004; Zimdars and Dunger, 1994), and then coded according to the Betsi rules. Each species was described based on: (1) morphological proxies of life-form *sensu* Gisin (1943), such as body pigmentation, which is a protective features against light and UV radiation, and body length, which is linked to drought tolerance (Makkonen *et al.*, 2011; Salmon *et al.*, 2014; Winck *et al.*, 2017) (Hopkin, 1997; Makkonen *et al.*, 2011); (2) microhabitat preferences, as the variation of this parameter is correlated to dietary sources (Malcicka *et al.*, 2017). Table 2 shows attributes for the selected traits. Species singletons were removed from the trait matrix, as well as the species *Folsomia agrelli*, *Isotomodes templetoni* and *Lathriopyga longiseta* since no available information was found in literature concerning their microhabitat preferences.

Following the fuzzy code, a trait affinity distribution matrix was produced (Chevenet *et al.*, 1994), and used for calculate functional diversity indices in conjunction with the species abundance matrix, using the dbFD function of FD package (Laliberté *et al.*, 2015) within the R 3.4.1 programming environment (R Core Team, 2017). In particular, the community weighted mean (CWM) for each trait attribute (Garnier *et al.*, 2004) and Rao's quadratic entropy (Q) for each trait (Botta-Dukát, 2005) were calculated as follow (Eq. 1 and 2):

$$CWM = \sum_{i=1}^S p_i x_i \quad (\text{Eq. 1})$$

$$Q = \sum_{ij=1}^S d_{ij} p_i p_j \quad (\text{Eq. 2})$$

where p_i and p_j correspond to the relative abundances of species i and j , x_i is the trait attribute affinity of species i , d_{ij} is a Gower metric distance between species i and j , and S the number of species (see Podani, 1999 for more details on the Gower metric distance used for calculating functional diversity indices). The CWM, a functional composition index, represents traits of dominant species in the community, considered as those that primarily determine community function on the basis of the mass ratio hypothesis (Grime, 1998). The Q , a functional divergence measure, expresses the expected trait dissimilarity between two specimens randomly selected in a community. The interpretation of trait divergence is linked to the complementarity resource use hypothesis (Tilman *et al.*, 1997), which claims that to a high functional divergence within a community corresponds a more complete resource exploitation (de Bello *et al.*, 2010). The Q index allows to explore trait divergence/convergence within a community (Ricotta and Moretti, 2011). A multi-trait Q is commonly accepted as a community-level functional diversity (FD). Functional redundancy (FR) at community level (de Bello *et al.*, 2007) is easily shown by:

$$FR = FD - D \quad (\text{Eq. 3})$$

where D is the diversity Simpson index. FR standardizes the observed functional diversity on the basis of its expected maximal value (for a community with the same abundance distribution, de Bello *et al.*, 2007). This index expresses the portion of species which are functionally interchangeable in a community (de Bello *et al.*, 2007).

Statistical Analyses

The effects of brushwood removal on soil physico-chemical properties, on species abundance data, and on functional composition divergence, were evaluated using permutational multivariate analyses of variance (PERMANOVAs) with 10^5 permutations and Bray-Curtis distances (Anderson, 2001). Similarly, the effects of brushwood removal on functional divergence were evaluated via PERMANOVA with 10^5 permutations and Kulczynski distance. For each PERMANOVA model,

the multivariate homogeneity of group dispersion was analyzed through the PERMDISP test (Anderson, 2006). On the same matrices, non-metric multidimensional scaling (NMDS) was carried out based on two axes, Bray-Curtis distances (Kulczynski distance for functional divergence) and 10^4 iterations. The confidence ellipses (for $\alpha = 0.05$) relative to the presence/absence of brushwood were then superimposed on the NMDS biplots to evaluate group differentiation. To test brushwood removal effects on species richness, Simpson dominance index and functional redundancy, Kruskal-Wallis tests were employed. Trait responses to soil physico-chemical gradients were assessed combining RLQ and fourth-corner analysis (Dray *et al.*, 2014; Dolédec *et al.*, 1996; Legendre *et al.*, 1997). The Shapiro-Wilk normality test was employed in order to verify the distribution of all variables, whereas the Hellinger transformation was applied as a standardization method for species abundance data (Legendre and Gallagher, 2001). All the analyses were performed using functions of packages “lme4”, “vegan” and “ADE-4” (Dray and Dufour, 2007; Hothorn *et al.*, 2017; Oksanen, 2016.) within the R 3.4.1 software (R Development Core Team, 2017).

Results

Brushwood removal effect on soil properties

Total C and N concentrations were 49% and 94% higher respectively in soils covered by a brushwood layer than ones without brushwood (Table 3). Available P increased nearly 3-fold in soils covered by a brushwood layer, conversely to BD values which decreased about 17.5% (Table 3). These abiotic patterns were significantly different ($p < 0.01$; data not overdispersed) even though their relative confidence ellipses slightly overlapped in the NMDS space (Fig. 1).

Brushwood removal effect on collembolan species assemblages

A total of 44 and 5 taxa have been identified at species and genus levels, respectively (Table 4). In particular, *Cryptopygus thermophilus*, *Paratullbergia caroli*, *Paratullbergia aurantiaca*, *Isotomiella minor* and *Paratullbergia callipygos* were the dominant species in soils of UPs without brushwood. Conversely, *P. caroli*, *Parisotoma notabilis*, *I. templetoni* and *Folsomia similis* species reached the highest total densities in soils covered by a brushwood layer (Table 4). Albeit confidence ellipses associated to brushwood presence and absence partially overlapped in the NMDS space (Fig. 2), species assemblages significantly differed ($p < 0.05$; data not overdispersed). Species richness (S) and Simpson's diversity index (D) did not significantly varied in relation to brushwood presence or absence (Table 4).

Brushwood removal effect on collembolan trait assemblages

No significant difference was observed in CWM assemblages in relation to the presence or absence of a brushwood layer in UPs (Fig. 3). Whereas, functional dissimilarities were significant between groups related to brushwood presence and absence (Fig. 4). Indeed, body pigmentation and microhabitat preferences reached higher Q values in sites without brushwood, while body length showed an opposite trend (Table 5). No significant difference was observed in FR values in relation to the presence or absence of a brushwood layer (Table 5).

Relationships between species traits and soil properties

The first and the second RLQ axes accounted for 51.9% and 36.0% of the total variance, respectively (Fig. 5). Soil pH and available P influenced body length species traits. In particular, the biggest body size was negatively correlated to pH ($p < 0.05$), by contrast, the smallest body size

was positively correlated to available P ($p < 0.05$) (Fig. 5c,d; Table 6). The jointed RLQ and fourth corner analyses showed significant associations between soil BD, pH ($p < 0.01$) and total N ($p < 0.05$) with the first axis, whereas available P ($p < 0.05$) with the second axis (Table 6).

Discussion

Our study highlighted an indirect effect of brushwood management intensification on Collembola communities in Mediterranean UPs.

This environmental stressor basically induced changes in soil physico-chemical properties in Mediterranean UPs. Indeed, in our study, soils covered by a brushwood layer were mostly characterized by the highest total C, N and available P concentrations, as well as by the lowest pH and BD values. Conversely, without a brushwood layer, soils showed an opposite trend. Moreover, these changes would seem to be responsible for the variation in collembolan species traits. As displayed by combining RLQ and fourth corner analyses, soil BD and pH values, as well as total N and available P concentrations seemed to be the local drivers for species traits.

In a mixed Mediterranean forest, a gamma irradiation activates a range of effects on soil ecosystem, simulating effects of silvicultural practices (because of the destruction of shrubs, Poinso-Balaguer *et al.*, 1991). For instance, Poinso-Balaguer *et al.*, (1991) explained the reduction of the total N flux as a direct gamma irradiation effect, and changes in edaphic community structures as an indirect one, highlighting a long-term stress in soil. Nevertheless, despite an important variation in species composition has been observed, we did not highlighted significant differences in species diversity and richness, nor in trait composition, based on PERMANOVA models. Thus, the presence of brushwood vegetation was not relevant in determining shifts in species trait assembly.

By measuring functional divergence, it is possible to elucidate which ecological mechanisms (environmental filtering or biologic interactions) may cause community assembly processes (de

Bello *et al.*, 2010). An important variation was observed in functional divergence since body pigmentation and microhabitat preferences showed surprisingly higher divergence values in woody habitats without brushwood compared with those with brushwood. On the opposite, body size showed a higher divergence under a more closed canopy. A low functional divergence is related to trait convergence, thus to species niches overlap. Environmental filtering is responsible for trait convergence by applying an important selection to the community. High functional divergence is related to trait divergence, thus to a species niche differentiation. Biologic interactions (interspecies competition) favor trait divergence, limiting species similarities and allowing their coexistence. Our findings seem in contrast with the hypothesis that urban habitats with complex plant canopies are potentially able to host rich animal communities (Bräuniger *et al.*, 2010; Huang *et al.*, 2015; Threlfall *et al.*, 2016). Brushwood presence or absence, as a proxy for woody habitat complexity, was likely not sufficient to test the habitat heterogeneity hypothesis (Macarthur and Wilson, 1967), suggesting that it should be better characterized from both taxonomic and functional points of view. Indeed, it has been reported that urbanization may cause diverse ecological patterns between plant and animal assemblages, since the seconds are indirectly affected by changes in the vegetation cover (Concepción *et al.*, 2015). For instance, urbanization may determine plant ecological divergence by selecting specific traits which make certain plant species advantageous in new urban habitats. Simultaneously it may drive fauna ecological convergence, filtering out most of animals after a depletion of their semi-natural habitats. (Conception *et al.*, 2015). Thus, although we did not study functional patterns of the aboveground component, we may suspect that this process is undergoing in our studied sites.

Studies investigating the effects of forest management intensification on Collembola communities usually highlighted alterations in functional characteristics (Chauvat *et al.*, 2003; Farská *et al.*, 2014; Winck *et al.*, 2016). Brushwood clear-cutting modifies the life-form dynamics (Chauvat *et al.*, 2003), selecting pigmented and bigger organisms (Winck *et al.*, 2016). However, this trait pattern

did not occur in our woody systems and the explanation might be in the differences between woody semi-natural habitats and woody UPs. A pigmented body and a bigger size are important morphological adaptations which increase species fitness in more open and drier habitats. Collembola are highly sensitive to dryness because they are not protected by a hard tegument (Hopkin, 1997). Therefore, a bigger body size, which means a reduction in surface/volume ratio, saves organisms from an excessive body water dissipation (Makkonen *et al.*, 2011). The body pigmentation allows organisms to survive to UV radiation and high luminosity (Winck *et al.*; 2016; Salmon *et al.*, 2014).

Moreover, we did not observe significant differences in functional redundancy, a crucial community property informing on ecosystem resilience (de Bello *et al.*, 2007). Regardless of brushwood management practices, we measured low values of functional redundancy on the basis of collembolan body pigmentation, size and microhabitat preferences. This could mean that both urban soil systems are presumably prone to a biotic erosion with possibly impacts on ecosystem functioning (Ricotta *et al.*, 2016). Therefore, these urban soil systems might not host a sufficient number of functionally interchangeable species and therefore might not mitigate the stochastically species losses on functions provided (Ricotta *et al.*, 2016).

The choice of species and traits we considered likely influenced our results as well. Due to a lack of knowledge on microhabitat preferences, we could not consider some species possibly dominant, such as *I. templetoni*, and perhaps created a bias in the definition of functional characteristics. In this study, we mainly focused on the collembolan adaptations to environmental physical changes (light and UV protection, as well as drought resistance). Another aspect we would previously investigate concerning Collembola trophic characteristics in relation to brushwood management intensification, as a factor potentially able to affect their trophic resources. For this purpose, the Collembola mouth type is a valid trait to study (Malcicka *et al.*, 2017). However, this trait was not explicitly available (*i.e.* illustrations on which we could measure it) for most of our species in the

dichotomous keys, or its coding (in Betsi database) was useless for our purpose. Considering their importance in understanding the ecosystem functioning, much effort should be devoted to enhance both the quality and quantity of data available on Collembola traits upon which such studies can be performed.

Conclusion

This study showed that soils of Mediterranean UPs were strongly affected in their abiotic properties by brushwood management intensification. Biological responses, *via* taxonomic and functional properties of Collembola community, were less obvious than changes in abiotic properties. Our findings suggested that UPs woody habitats, regardless of their brushwood management, did not guarantee diverse and rich Collembola communities from both species and trait point of view. Nevertheless, this study represents one of the first attempts to report Collembola species traits in urban context. Both analyzed soil systems are presumably suffering a biologic erosion and, new researches will be necessary to understand which management practices may increase soil functions furnished by its biodiversity.

References

- Anderson, M.J., 2006. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Mar. Ecol.* 32–46. doi:10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x
- Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Aust. Ecol.* 26, 32–46. doi:10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x
- Botta-Dukát, Z., 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *J. Veg. Sci.* 16, 533–540. doi:10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x
- Bräuniger, C., Knapp, S., Kühn, I., Klotz, S., 2010. Testing taxonomic and landscape surrogates for biodiversity in an urban setting. *Landsc. Urban Plan.* 97, 283–295. doi:10.1016/j.landurbplan.2010.07.001
- Bretfeld, G., 1999. Synopses on paleoartic collembola *Symphleona* Staatliches Museum für Naturkunde. Görlitz 2.

- Chauvat, M., Zaitsev, A.S., Wolters, V., 2003. Successional changes of Collembola and soil microbiota during forest rotation. *Oecologia* 137, 269–276. doi:10.1007/s00442-003-1310-8
- Chevenet, F., Doledec, S., Chessel, D., 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshw. Biol.* 31, 295–309. doi:10.1111/j.1365-2427.1994.tb01742.x
- Concepción, E.D., Moretti, M., Altermatt, F., Nobis, M.P., Obrist, M.K., 2015. Impacts of urbanisation on biodiversity: The role of species mobility, degree of specialisation and spatial scale. *Oikos* 124, 1571–1582. doi:10.1111/oik.02166
- de Bello, F., Leps, J., Lavorel, S., Moretti, M., 2007. Importance of species abundance for assessment of trait composition: an example based on pollinator communities. *Community Ecol.* 8, 163–170.
- de Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J.H.C., Bardgett, R.D., Berg, M.P., Cipriotti, P., Feld, C.K., Hering, D., Martins da Silva, P., Potts, S.G., Sandin, L., Sousa, J.P., Storkey, J., Wardle, D.A., Harrison, P.A., 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodivers. Conserv.* 19, 2873–2893. doi:10.1007/s10531-010-9850-9
- de Vries, S., Verheij, R. a, Groenewegen, P.P., Spreeuwenberg, P., 2003. Natural environments...healthy environments? An exploratory analysis of the relationship between greenspace and health. *Environ. Plan. A* 35, 1717–1731. doi:10.1068/a35111
- Deharveng, L., 1996. Soil Collembola Diversity, Endemism, and Reforestation: A Case Study in the Pyrenees (France). *Conserv. Biol.* 10, 74–84. doi:10.1046/j.1523-1739.1996.10010074.x
- Dray, S., Choler, P., Dolédec, S., Peres-Neto, P.R., Thuiller, W., Pavoine, S., ter Braak, C.J.F., 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental variation. *Ecology* 95, 14–21.
- Dray, S., Dufour, A.-B., 2007. The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *JSS J. Stat. Softw.* 22.
- Dunger, W., Schlitt, B., 2011. Synopses on paleoartic collembola Tullbergiidae. *Senckenberg Museum of Natural History, Görlitz* 6/1.
- Farská, J., Prejzková, K., Rusek, J., 2014. Management intensity affects traits of soil microarthropod community in montane spruce forest. *Appl. Soil Ecol.* 75, 71–79. doi:10.1016/j.apsoil.2013.11.003
- Garnier, E., Cortez, J., Bill S, G., Navas, M.-L., Roumet, C., Debussche, M., Laurent, G.R., Blanchard, A., Aubry, D., Bellmann, A., Neill, C., Toussaint, J.-P., 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Notes* 2630 *Ecol.* 85, 2630–2637.
- Gisin, H., 1943. Okologie und Lebensgemeinschaften der Collembolen im schweizerischen Exkursionsgebiet Basels. *Revue Suisse de Zoologie* 50, 131–224.
- Grime, J.P., 1998. Benefits of Plant Diversity to Ecosystems: Immediate, Filter and Founder Effects. *J. Ecol.* doi:10.2307/2648655
- Hopkin, S.P., 2007. A key to the Collembola (Springtails) of Britain and Ireland. Field Studies Council, Telford.
- Hopkin, S.P., 1997. Biology of the Springtails (Insecta: Collembola). Oxford University Press, Oxford.
- Hothorn, T., Zeileis, A., Farebrother, R.W., Cummins, C., Millo, G., 2017. Package ‘lmtest’. Testing Linear Regression Models. 0.9-35 in R on February 11, 2017.
- Huang, Y., Zhao, Y., Li, S., von Gadow, K., 2015. The Effects of Habitat Area, Vegetation Structure and Insect Richness on Breeding Bird Populations in Beijing Urban Parks. *Urban For. Urban Green.* 14, 1027–1039. doi:10.1016/j.ufug.2015.09.010

- ISO 23611-2, 2006, Soil quality. Sampling of soil invertebrates. Part 2. Sampling and extraction of microarthropods (Collembola and Acarina). International Organization for Standardization, Geneva
- IUSS Working Group WRB, 2014. World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, World Soil Resources Reports No. 106. doi:10.1017/S0014479706394902
- Jordana, R., 2012. Synopses on palaearctic Collembola. Capryinae & Entomobryini. Senckenberg Museum of Natural History, Görlitz 7/1.
- Laliberté, E., Legendre, P., Bill Shipley, 2015. Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology 1–28. doi:http://cran.r-project.org/web/packages/FD/FD.pdf
- Lavelle, P., Decaëns, T. Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie P., Mora, P., 2006. Soil Invertebrates and Ecosystem Services, European Journal of Soil Biology.
- Legendre, P., Gallagher, E.D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271–280. doi:10.1007/s004420100716
- Macarthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press, Princeton, NJ.
- Makkonen, M., Berg, M.P., van Hal, J.R., Callaghan, T. V., Press, M.C., Aerts, R., 2011. Traits explain the responses of a sub-arctic Collembola community to climate manipulation. *Soil Biol. Biochem.* 43, 377–384. doi:10.1016/j.soilbio.2010.11.004
- Macfadyen, A., 1961. Improved funnel-type extractors for soil arthropods. *J. Anim. Ecol.* 30, 171–184.
- Malcicka, M., Berg, M.P., Ellers, J., 2017. Ecomorphological adaptations in Collembola in relation to feeding strategies and microhabitat. *Eur. J. Soil Biol.* 78, 82–91. doi:10.1016/j.ejsobi.2016.12.004
- Milano, V., Cortet, J., Baldantoni, D., Bellino, A., Dubs, F., Nahmani, J., Strumia, S., Maisto, G., 2017. Collembolan biodiversity in Mediterranean urban parks: impact of history, urbanization, management and soil characteristics. *Appl. Soil Ecol.*, 119, *in press*.
- Milano, V., Maisto, G., Baldantoni, D., Bellino, A., Bernard, C., Croce, A., Dubs, F., Strumia, S., Cortet, J. Impact of the neighboring cityscape on Collembola biodiversity: a Mediterranean case study. *Landsc. Urban Plan.* *Under review*.
- Nowak, D.J., Crane, D.E., Stevens, J.C., Hoehn, R.E., Walton, J.T., 2008. A Ground-Based Method of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services 34, 347–358.
- Oksanen J., 2016. Vegan: ecological diversity. Processed with vegan 2.4-1 in R Under development (unstable) (2016-09-06 r71220) on September 7, 2016.
- Opdam, P., Steingrover, E., Rooij, S. Van, 2006. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 75, 322–332. doi:10.1016/j.landurbplan.2005.02.015
- Petersen, H., 2002. General aspects of collembolan ecology at the turn of the millennium. *Pedobiologia (Jena)*. 46, 246–260. doi:10.1078/0031-4056-00131
- Pey, B., Nahmani, J., Auclerc, A., Capowiez, Y., Cluzeau, D., Cortet, J., Decaëns, T., Deharveng, L., Dubs, F., Joimel, S., Briard, C., Grumiaux, F., Laporte, M.A., Pasquet, A., Pelosi, C., Pernin, C., Ponge, J.F., Salmon, S., Santorufo, L., Hedde, M., 2014. Current use of and future needs for soil invertebrate functional traits in community ecology. *Basic Appl. Ecol.* 15, 194–206. doi:10.1016/j.baae.2014.03.007
- Podani, J., 1999. Extending Gower's General Coefficient of Similarity to Ordinal Characters. *Taxon* 48, 331. doi:10.2307/1224438

- Poinsot-Balaguer, N., Castet, R., Tabone, E., 1991. Impact of chronic gamma irradiation on a Mediterranean forest ecosystem in Cadarache (France). *J. Environ. Radioactivity*. 14, 23-36.
- Poinsot-Balaguer, N., 1996. Effect of undergrowth-clearing on evergreen leaf litter decomposition and colonization by microarthropods. *Pedobiologia*, 40, 289-301.
- Potapow, M., 2001. Synopses of Palaearctic Colembola. III. Isotomidae. *Abhandlungen und Berichte des Naturkundemuseums. Gorlitz*.
- Ricklefs, R.E., 2006. Evolutionary diversification and the origin of the diversity-environment relationship. *Ecology* 87, S3–13.
- R Development Core Team, 2017. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Ricotta, C., Moretti, M., 2011. CWM and Rao's quadratic diversity: a unified framework for functional ecology. *Oecologia*, 167, 181–188.
- Ricotta, C., de Bello, F., Moretti, M., Caccianiga, M., Cerabolini, B.E.L., Pavoine, S., 2016. Measuring the functional redundancy of biological communities: a quantitative guide. *Methods Ecol. Evol.* 7, 1386–1395. doi:10.1111/2041-210X.12604
- Rusek, J., 1989. Ecology of collembola. In: Dallai, R. (Ed.), 3rd International Seminar on Apterygota. University Siena Press, Siena, pp. 271–281.
- Salmon, S., Ponge, J.F., Gachet, S., Deharveng, L., Lefebvre, N., Delabrosse, F., 2014. Linking species, traits and habitat characteristics of Collembola at European scale. *Soil Biol. Biochem.* 75, 73–85. doi:10.1016/j.soilbio.2014.04.002
- Santorufu, L., Cortet, J., Arena, C., Goudon, R., Rakoto, A., Morel, J.L., Maisto, G., 2014. An assessment of the influence of the urban environment on collembolan communities in soils using taxonomy- and trait-based approaches. *Appl. Soil Ecol.* 78, 48–56. doi:10.1016/j.apsoil.2014.02.008
- Santorufu, L., Cortet, J., Nahmani, J., Pernin, C., Salmon, S., Pernot, A., Morel, J.L., Maisto, G., 2015. Responses of functional and taxonomic collembolan community structure to site management in Mediterranean urban and surrounding areas. *Eur. J. Soil Biol.* 70, 46–57. doi:10.1016/j.ejsobi.2015.07.003
- Thibaud, J.M., Schulz, H.J., da Gama Assalino, M.M., 2004. Synopses on palaearctic Collembola Hypogastruridae. *Staatliches Museum für Naturkunde Görlitz* 4.
- Threlfall, C.G., Williams, N.S.G., Hahs, A.K., Livesley, S.J., 2016. Approaches to urban vegetation management and the impacts on urban bird and bat assemblages. *Landsc. Urban Plan.* 153, 28–39. doi:10.1016/j.landurbplan.2016.04.011
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E., 1997. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes.
- Vandewalle, M., de Bello, F., Berg, M.P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., Feld, C.K., Harrington, R., Harrison, P. A., Lavorel, S., da Silva, P.M., Moretti, M., Niemelä, J., Santos, P., Sattler, T., Sousa, J.P., Sykes, M.T., Vanbergen, A.J., Woodcock, B. A., 2010. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodivers. Conserv.* 19, 2921–2947. doi:10.1007/s10531-010-9798-9
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116, 882–892. doi:10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x
- Winck, B.R., Saccol de Sá, E.L., Rigotti, V.M., Chauvat, M., 2017. Relationship between land-use types and functional diversity of epigeic Collembola in Southern Brazil. *Appl. Soil Ecol.* 109, 49–59.

doi:10.1016/j.apsoil.2016.09.021

Zimdars, B., Dunger, W., 1994. Synopses on palaearctic Collembola, Volume 1, Tullbergiinae. Staatliches Museum für Naturkunde. Görlitz.

Table 1. List of public urban parks at Naples (N) and Montpellier (M), and total number of superficial soil cores collected in absence or presence of brushwood. See Milano *et al. in press* and Milano *et al. submitted* for a detailed park characterization.

Park	Label	City	Brushwood	
			Absence	Presence
Bois de Montmaur	Boi	M	1	3
Charpak	Cha	M	4	0
Edith Piaf	Edi	M	4	0
Font Colombe	Fon	M	0	4
Chateau de Grammont	Gra	M	0	4
Grande Lironde	Lir	M	0	4
Domaine de Meric	Mer	M	0	4
Mas de Nouguier	Nou	M	3	1
Rachel	Rac	M	4	0
Astroni	Ast	N	0	4
Capodimonte	Cap	N	1	3
Poggio	Pog	N	4	0
Massimo Troisi	Tro	N	2	2
Virgiliano	Vir	N	2	2

Table 2. Functional attributes of Collembola morphological traits and microhabitat preferences.

Trait	Attribute	Attribute label
Pigmentation	With	PIG_1
	Without	PIG_0
Body length	0-1 mm	BL_0.1
	1-1.5 mm	BL_1.15
	1.5-2.00mm	BL_15.2
	2.01-3.00mm	BL_2.3
	3.01-10.00 mm	BL_3.10
Ecological Preference		
Microhabitat	Anthropic detritus	A_Detritus
	Decaying trunk	D_trunk
	Faeces	Faeces
	Herb	Herb
	Litter	Litter
	Living tree	L_tree
	MHABI_nest	Nest
	Moss	Moss
	Mushroom	Mushroom
	Mineral surfaces; natural anthropic	Mineral_surf
	Root	Root
	Soil response	Soil_response
	Under rock	Under_rock

Table 3. Mean, median (in italic) and $\pm$ standard deviation of total carbon (C), total nitrogen (N) and available phosphorus (P) concentrations, as well as pH and bulk density (BD) values of soils collected in brushwood absence and presence.

	Brushwood Absence			Brushwood Presence		
C _{tot} (g kg ⁻¹ d.w.)	102.947	<i>89.280</i>	± 55.825	142.689	<i>133.044</i>	± 55.111
N _{tot} (g kg ⁻¹ d.w.)	5.982	<i>4.629</i>	± 3.689	9.106	<i>8.996</i>	± 3.269
P _{Olsen} (g kg ⁻¹ d.w.)	0.023	<i>0.008</i>	± 0.029	0.020	<i>0.022</i>	± 0.018
pH	7.093	<i>7.090</i>	± 0.327	6.772	<i>7.165</i>	± 0.689
BD (g cm ⁻³)	0.741	<i>0.696</i>	± 0.339	0.629	<i>0.574</i>	± 0.264

Table 4. Total density (number of individualsm⁻²) of Collembola species observed under brushwood absence and presence in soils of public urban parks at Naples (N) and Montpellier (M).

Species	Label	City	Brushwood absence	Brushwood presence
<i>Arrhopalites caecus</i> (Tullberg, 187)	A_cae	M	0.00	509.55
<i>Brachystomella parvula</i> (Schäffer, 1896)	B_par	N	1528.66	3057.32
<i>Ceratophysella denticulata</i> (Bagnall, 1941)	C_den	N	0.00	19363.06
<i>Ceratophysella gibbosa</i> (Bagnall, 1941)	C_gib	M, N	22420.38	22420.38
<i>Ceratophysella succinea</i> (Gisin, 1949)	C_suc	M	509.55	0.00
<i>Cryptopygus bipunctatus</i> (Axelson, 1903)	C_bip	M	509.55	2038.22
<i>Cryptopygus sp.</i>	Cryptopygus_sp	M	15796.18	0.00
<i>Cryptopygus thermophilus</i> (Axelson, 1900)	C_the	M, N	159490.45	51464.97
<i>Cyphoderus albinus</i> (Nicolet, 1842)	C_albi	N	0.00	509.55
<i>Desoria tigrina</i> (Nicolet, 1842)	D_tig	N	0.00	1528.66
<i>Entomobrya sp.</i>	Entomobrya_sp	N	0.00	3057.32
<i>Folsomia agrelli</i> (Gisin, 1944)	F_agr	M	3057.32	9681.53
<i>Folsomia fimetaria</i> (Linneaus, 1905)	F_fim	N	0.00	3057.32
<i>Folsomia penicula</i> (Bagnall, 1939)	F_pen	N	1019.11	14777.07
<i>Folsomia quadrioculata</i> (Tullber, 1871)	F_qua	M, N	0.00	17834.39
<i>Folsomia sexoculata</i> (Tullber, 1871)	F_sex	M, N	1528.66	13757.96
<i>Folsomia similis</i> (Bagnall, 1939)	F_sim	M	4076.43	62675.16
<i>Folsomides parvulus</i> (Stach, 1922)	F_par	M, N	6114.65	6624.20
<i>Folsomides sp.</i>	Folsomides_sp	M	21401.27	0.00
<i>Heteromurus major</i> (Moniez, 1889)	H_maj	N	509.55	0.00
<i>Isotomiella minor</i> (Schäffer, 1896)	I_min	M, N	43821.66	50955.41
<i>Isotomodes templetoni</i> (Bagnall, 1939)	I_tem	N	21401.27	71847.13
<i>Isotomurus maculatus</i> (Schäffer, 1896)	I_mac	N	509.55	0.00
<i>Lathriopyga longiseta</i> (Caroli, 1910)	L_lon	M, N	0.00	3566.88
<i>Lepidocyrtus curvicolis</i> (Bourlet, 1839)	L_cur	N	0.00	9171.97
<i>Lepidocyrtus cyaneus</i> (Schille, 1908)	L_cya	M	1019.11	0.00
<i>Lepidocyrtus lanuginosus</i> (Linneaus in Gmelin, 1788)	L_lan	M, N	9681.53	9681.53
<i>Lepidocyrtus lignorum</i> (Fabricius, 1775)	L_lig	N	0.00	1019.11
<i>Mesaphorura sp.</i>	Mesaphorura_sp	M	6114.65	0.00
<i>Mucrosomia garretti</i> (Bagnall, 1939)	M_gar	M	0.00	1019.11
<i>Paratullbergia callipygos</i> (Börner, 1902)	P_cal	M	36687.90	4076.43
<i>Paratullbergia caroli</i> (Lucianez Ortega & Simón, 1991)	P_car	N	126369.43	146242.04
<i>Paratullbergia macdougalli</i> (Bagnall, 1936)	P_mac	M	2038.22	8662.42
<i>Parisotoma notabilis</i> (Schäffer, 1896)	P_not	M, N	19872.61	82038.22
<i>Parisotoma sp.</i>	Parisotoma_sp	M	1019.11	0.00
<i>Proctostephanus stuckeni</i> (Börner, 1902)	P_stu	M	21401.27	18343.95
<i>Proisotoma minuta</i> (Tullber, 1871)	P_min	M	8662.42	0.00
<i>Proisotoma ripicola</i> (Linnaniemi, 1912)	P_rip	M	1019.11	0.00
<i>Protaphorura armata</i> (Tullber, 1871)	P_arm	N	2547.77	16815.29
<i>Protaphorura aurantiaca</i> (Ridley, 1880)	P_aur	M, N	50445.86	35159.24
<i>Pseudachorutella asigillata</i> (Börner, 1901)	P_asi	M	0.00	2547.77
<i>Pseudosinella alba</i> (Packard, 1873)	P_alb	M	8662.42	10191.08
<i>Pseudosinella immaculata</i> (Lie-Pettersen, 1896)	P_imm	M, N	1019.11	9171.97
<i>Schoettella ununguiculata</i> (Tullberg, 1869)	S_unu	M	3057.32	0.00
<i>Sminthurinus elegans</i> (Fitch, 1862)	S_ele	N	2038.22	509.55
<i>Sminthurus viridis</i> (Linneaus, 1758)	S_vir	N	1528.66	0.00
<i>Tomocerus minor</i> (Lubbock, 1862)	T_min	N	0.00	1019.11
<i>Willemia denisi</i> (Mills, 1932)	W_den	M	10700.64	5605.10
<i>Willemia intermedia</i> (Mills, 1934)	W_int	M	1019.11	0.00

Table 5. Mean, median (in italic) and $\pm$ standard deviation of Species richness (S), Simpson diversity index (D), functional divergence (Q) of morphological traits and microhabitat preferences, as well as functional redundancy (FR) of Collembola assemblages under brushwood absence and presence. For S, D and FR numbers followed by the same letter do not differ significantly ($p > 0.05$). Differences in functional divergence (Q) has been tested by PERMANOVA model.

	Brushwood Absence			Brushwood Presence		
S	4.901	<i>5.000</i> a	± 1.774	4.452	<i>4.000</i> a	± 2.111
D	0.535	<i>0.597</i> a	± 0.236	0.541	<i>0.619</i> a	± 0.214
Q Pigmentation	0.525	<i>0.657</i>	± 0.352	0.434	<i>0.464</i>	± 0.278
Q Body length	0.212	<i>0.168</i>	± 0.182	0.285	<i>0.268</i>	± 0.159
Q microhabitat	0.169	<i>0.161</i>	± 0.124	0.134	<i>0.067</i>	± 0.136
FR	0.325	<i>0.426</i> a	± 0.397	0.249	<i>0.272</i> a	± 0.294

Table 6. Results of the RLQ, fourth-corner, and combining both analyses of soil physico-chemical properties (variables R) and Collembola trait attributes (variables Q) from public urban parks at Naples and Montpellier. Species labels are showed in Table 4, whereas trait attributes in Table 2. Asterisks indicate significant p-values: * 0.05 and ** 0.01.

RLQ analysis		
	Axis 1	Axis 2
Eigenvalues	0.382	0.265
Covariance	0.618	0.515
Projected inertia (%)	51.9	36.0
Correlation	0.354	0.303
Monte Carlo test (999 perm)	0.043 *	0.703

Fourth corner analysis														
R	vs	Q	Statistic	p-value	R	vs	Q	Statistic	p-value	R	vs	Q	Statistic	p-value
C		PIG_0	r	0.351	N		PIG_0	r	0.406	P		PIG_0	r	0.656
		A_Detritus	r	0.436			A_Detritus	r	0.309			A_Detritus	r	0.561
		D_trunk	r	0.482			D_trunk	r	0.627			D_trunk	r	0.798
		Faeces	r	0.906			Faeces	r	0.553			Faeces	r	0.604
		Herb	r	0.671			Herb	r	0.334			Herb	r	0.943
		Litter	r	0.792			Litter	r	0.706			Litter	r	0.373
		L_tree	r	0.631			L_tree	r	0.647			L_tree	r	0.873
		Nest	r	0.571			Nest	r	0.272			Nest	r	0.86
		Moss	r	0.681			Moss	r	0.896			Moss	r	0.567
		Mushroom	r	0.18			Mushroom	r	0.172			Mushroom	r	0.552
		Mineral_surf	r	0.966			Mineral_surf	r	0.844			Mineral_surf	r	0.406
		Root	r	0.439			Root	r	0.201			Root	r	0.983
		Soil_response	r	0.365			Soil_response	r	0.488			Soil_response	r	0.147
		Under_rock	r	0.057			Under_rock	r	0.116			Under_rock	r	0.203
		BL_0.1	r	0.235			BL_0.1	r	0.457			BL_0.1	r	0.020 *
		BL_1.15	r	0.458			BL_1.15	r	0.772			BL_1.15	r	0.168
		BL_15.2	r	0.569			BL_15.2	r	0.376			BL_15.2	r	0.633
		BL_2.3	r	0.563			BL_2.3	r	0.726			BL_2.3	r	0.114
		BL_3.10	r	0.971			BL_3.10	r	0.733			BL_3.10	r	0.307
BD		PIG_0	r	0.159	pH		PIG_0	r	0.603					
		A_Detritus	r	0.072			A_Detritus	r	0.44					
		D_trunk	r	0.286			D_trunk	r	0.51					
		Faeces	r	0.465			Faeces	r	0.525					
		Herb	r	0.064			Herb	r	0.289					
		Litter	r	0.976			Litter	r	0.855					
		L_tree	r	0.667			L_tree	r	0.694					
		Nest	r	0.219			Nest	r	0.288					
		Moss	r	0.701			Moss	r	0.601					
		Mushroom	r	0.566			Mushroom	r	0.434					
		Mineral_surf	r	0.153			Mineral_surf	r	0.118					
		Root	r	0.068			Root	r	0.983					
		Soil_response	r	0.513			Soil_response	r	0.907					
		Under_rock	r	0.344			Under_rock	r	0.656					
		BL_0.1	r	0.889			BL_0.1	r	0.871					
		BL_1.15	r	0.659			BL_1.15	r	0.907					
		BL_15.2	r	0.569			BL_15.2	r	0.157					
		BL_2.3	r	0.679			BL_2.3	r	0.418					
		BL_3.10	r	0.06			BL_3.10	r	0.018 *					

Combining RLQ and fourth corner analyses									
Q variables		Statistic	p-value	adj p-value	Q variables		Statistic	p-value	adj p-value
Axis 1	vs PIG_0	r	0.88	0.969	Axis 2	vs PIG_0	r	0.354	0.841
	A_Detritus	r	0.236	0.694		A_Detritus	r	0.854	0.958
	D_trunk	r	0.823	0.958		D_trunk	r	0.414	0.874
	Faeces	r	0.493	0.937		Faeces	r	0.919	0.969
	Herb	r	0.193	0.694		Herb	r	0.893	0.958
	Litter	r	0.746	0.958		Litter	r	0.699	0.958
	L_tree	r	0.809	0.958		L_tree	r	0.743	0.958
	Nest	r	0.113	0.584		Nest	r	0.969	0.969
	Moss	r	0.911	0.958		Moss	r	0.709	0.958
	Mushroom	r	0.714	0.958		Mushroom	r	0.114	0.584
	Mineral_surf	r	0.156	0.659		Mineral_surf	r	0.211	0.694
	Root	r	0.113	0.584		Root	r	0.944	0.969
	Soil_response	r	0.816	0.958		Soil_response	r	0.269	0.694
	Under_rock	r	0.07	0.584		Under_rock	r	0.096	0.584
	BL_0.1	r	0.463	0.926		BL_0.1	r	0.123	0.584
	BL_1.15	r	0.793	0.958		BL_1.15	r	0.386	0.863
	BL_15.2	r	0.266	0.694		BL_15.2	r	0.914	0.969
	BL_2.3	r	0.917	0.969		BL_2.3	r	0.274	0.694
	BL_3.10	r	0.057	0.584		BL_3.10	r	0.106	0.584
R variables		Statistic	p-value	adj p-value	R variables		Statistic	p-value	adj p-value
Axis 1	vs C	r	0.093	0.155	Axis 2	vs C	r	0.065	0.13
	N	r	0.015	0.037 *		N	r	0.149	0.166
	P	r	0.667	0.667		P	r	0.012	0.024 *
	BD	r	0.001	0.010 **		BD	r	0.115	0.164
	pH	r	0.002	0.010 **		pH	r	0.145	0.166

Figure Captions

Fig. 1. NMDS biplot (a) for the soil physico-chemical properties (total C, N available P, pH and BD) with the superimposition of the confidence ellipses (for $\alpha = 0.05$) relative to brushwood management (P: present, A: absent); soil samples collected in presence of a brushwood layer are illustrated with white triangles, those collected without a brushwood layer are illustrated with gray triangles. Stress plot (b) with the linear and non-linear fits.

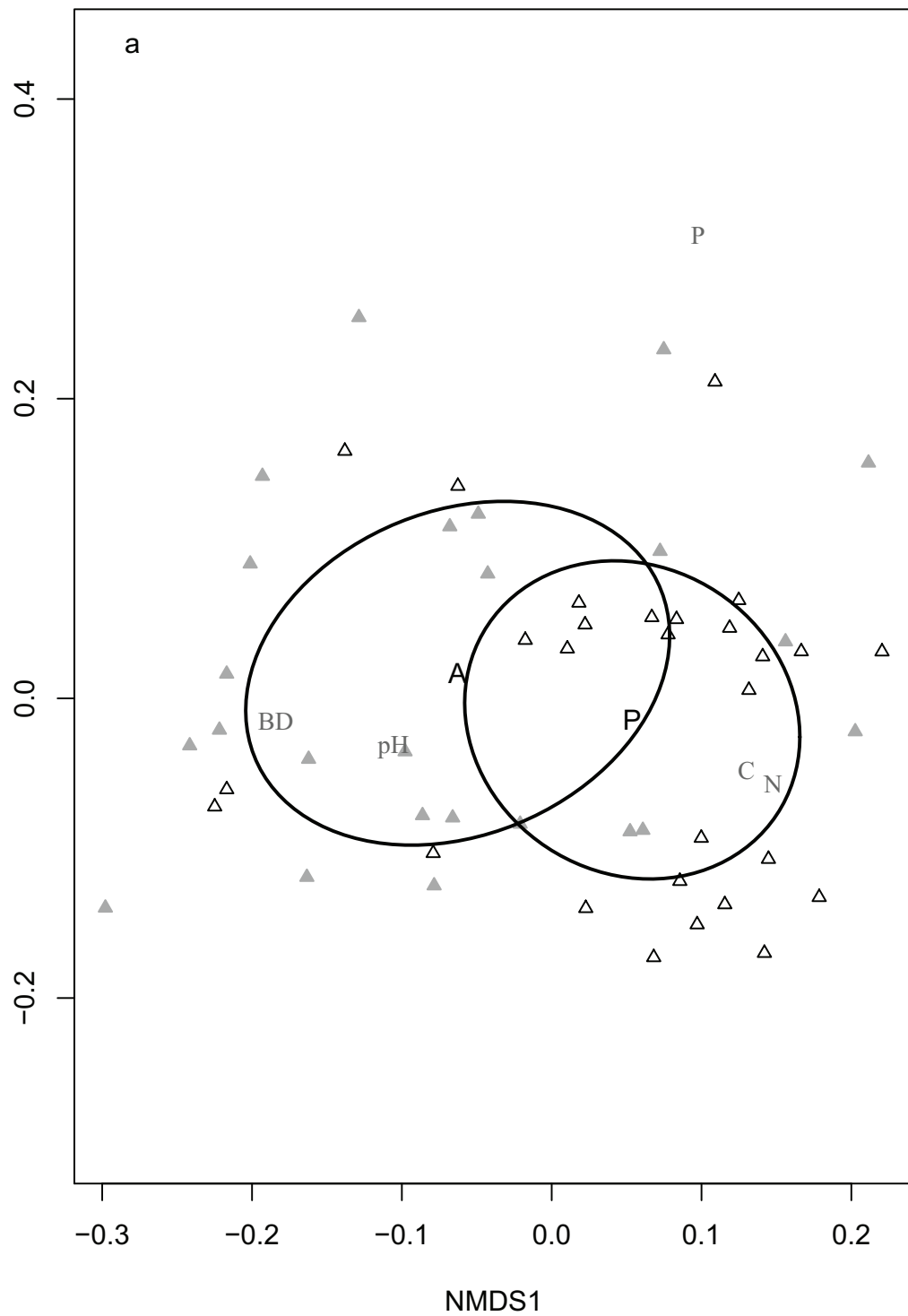
Fig. 2. NMDS biplot (a) for the collembolan community with the superimposition of the confidence ellipses (for $\alpha = 0.05$) relative to brushwood management (P: present, A: absent); soil samples collected in presence of a brushwood layer are illustrated with white triangles, those collected without a brushwood layer are illustrated with gray triangles. Stress plot (b) with the linear and non-linear fits. Species labels are reported in Table 4.

Fig. 3. NMDS biplot (a) for the CWMs with the superimposition of the confidence ellipses (for $\alpha = 0.05$) relative to brushwood management (P: present, A: absent); soil samples collected in presence of a brushwood layer are illustrated with white triangles, those collected without a brushwood layer are illustrated with gray triangles. Stress plot (b) with the linear and non-linear fits. Attribute labels for each species trait are reported in Table 2.

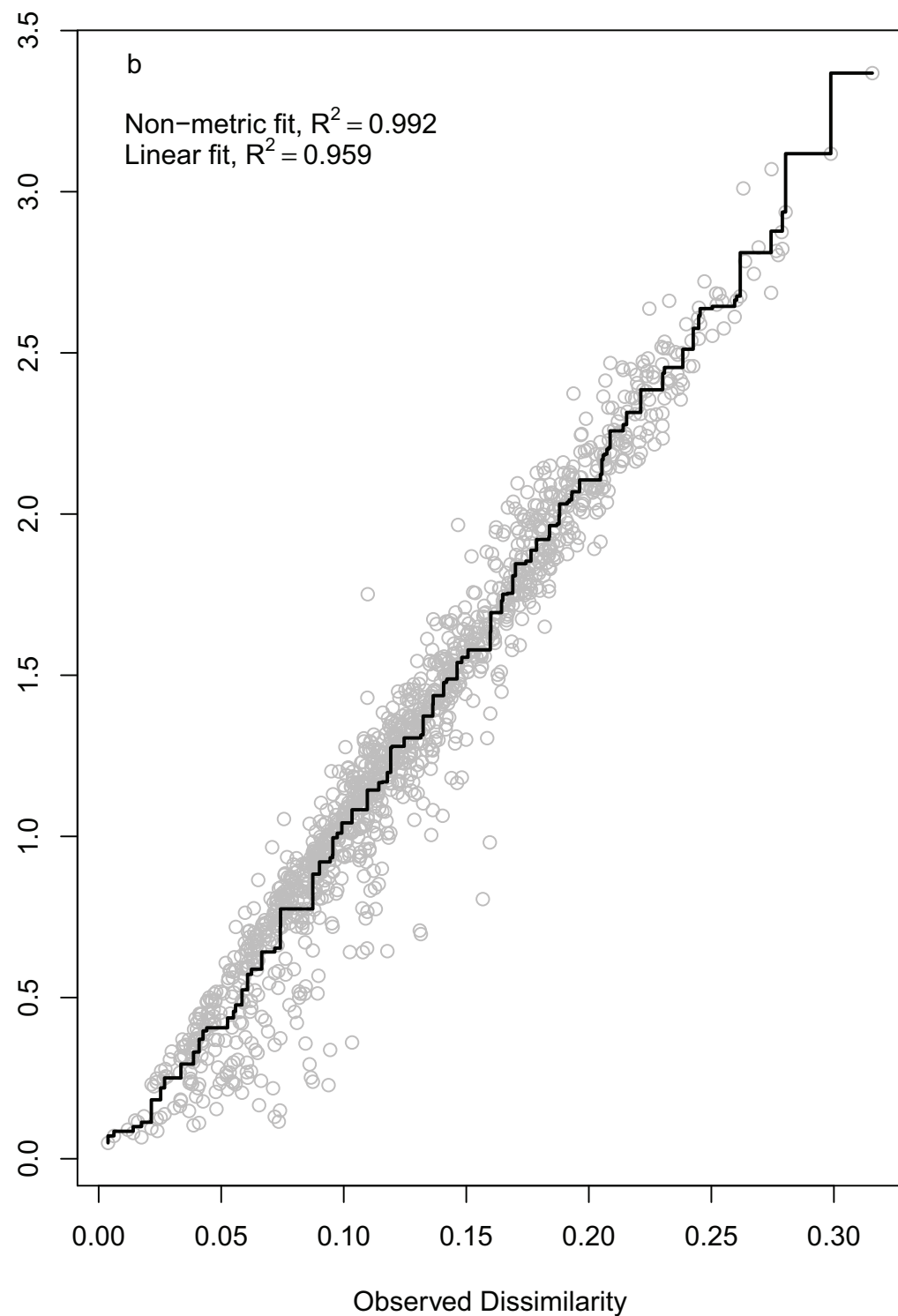
Fig. 4. NMDS biplot (a) for the Q data with the superimposition of the confidence ellipses (for $\alpha = 0.05$) relative to brushwood management (P: present, A: absent); soil samples collected in presence of a brushwood layer are illustrated with white triangles, those collected without a brushwood layer are illustrated with gray triangles. Stress plot (b) with the linear and non-linear fits. Labels for each species trait are reported in Table 2.

Fig. 5. Ordination of sampling sites (a), species (b), soil physico-chemical properties (c) and functional species traits (d) resulting from the RLQ analysis. Sampling sites (in a) have been coded as follow: the first letter (M or N) refers to city, the second one refers to park and numbers indicate replicates. Park names are showed in Table 1. Species (in b), and trait attribute (in d) labels are reported in Table 4, 2, respectively. More details of RLQ analysis are reported in Table 6.

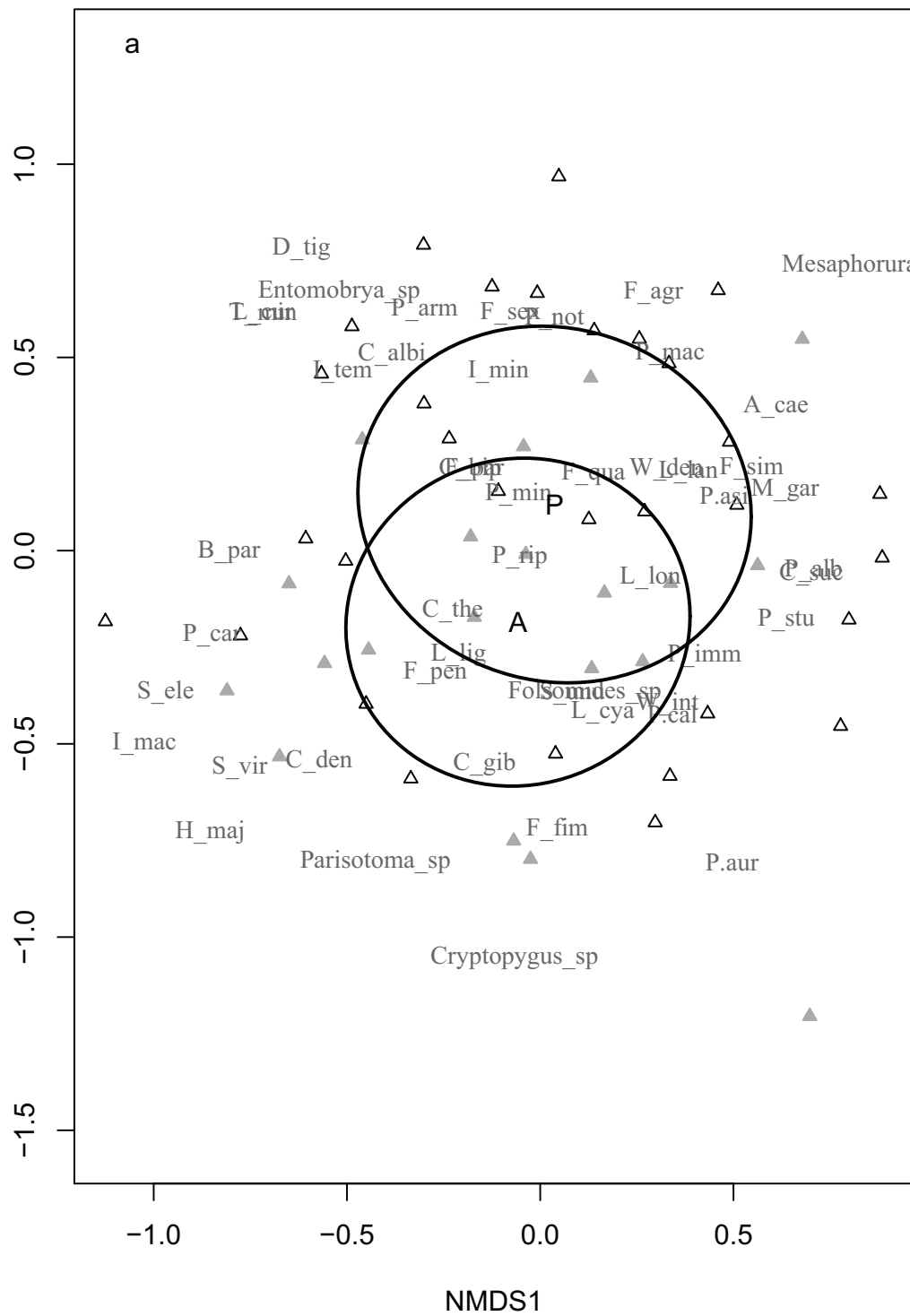
NMDS2



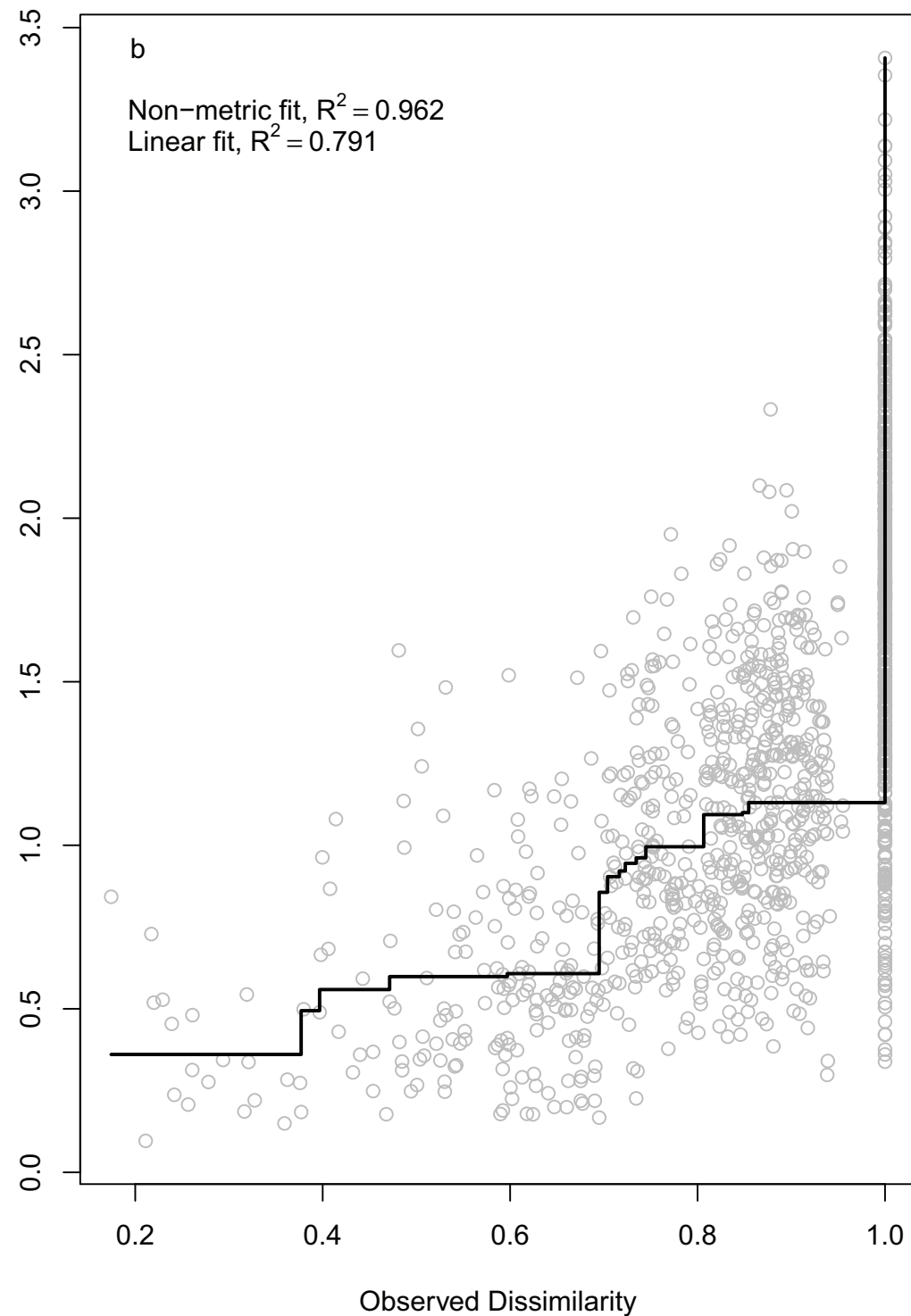
Ordination Distance

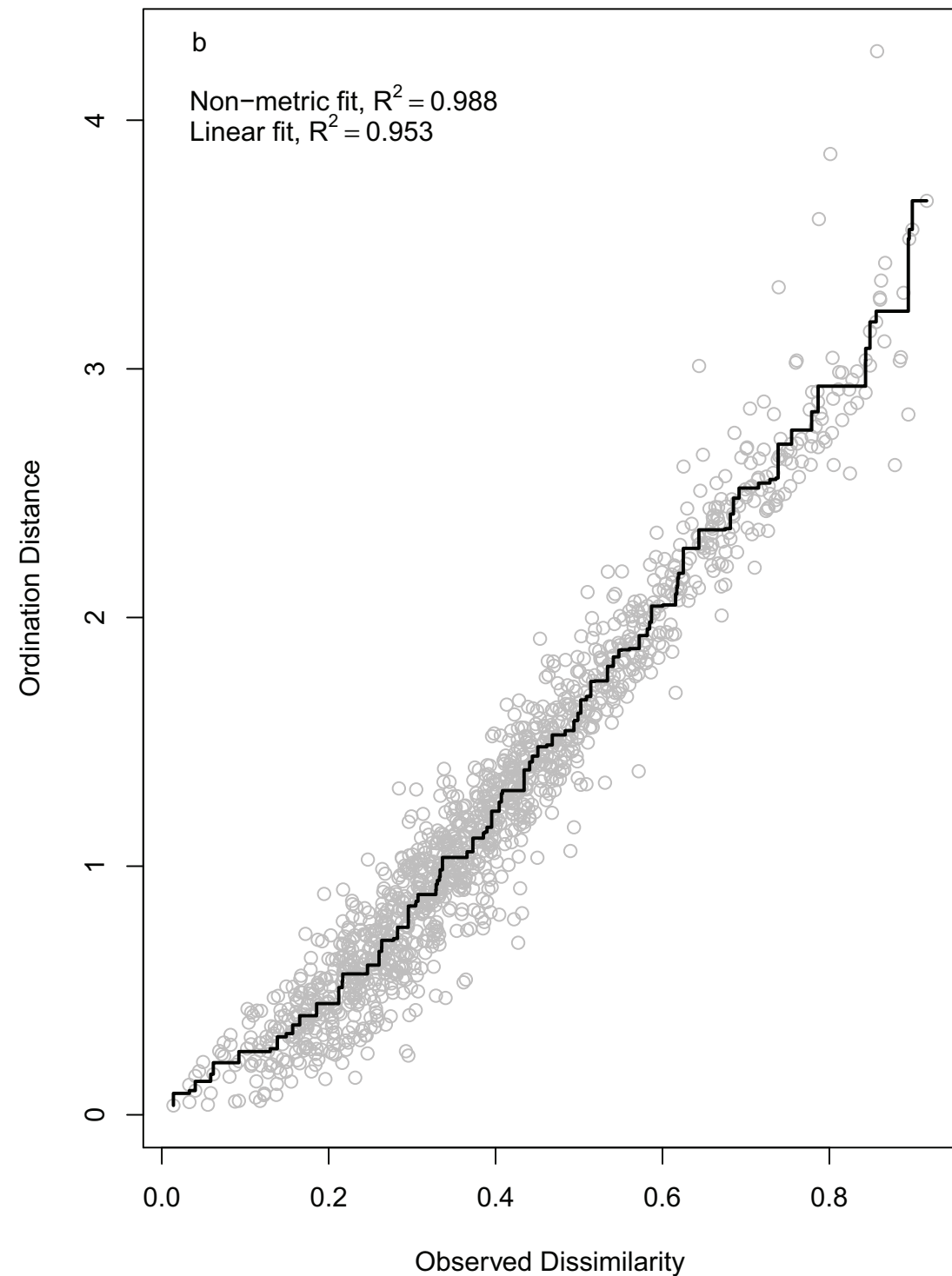
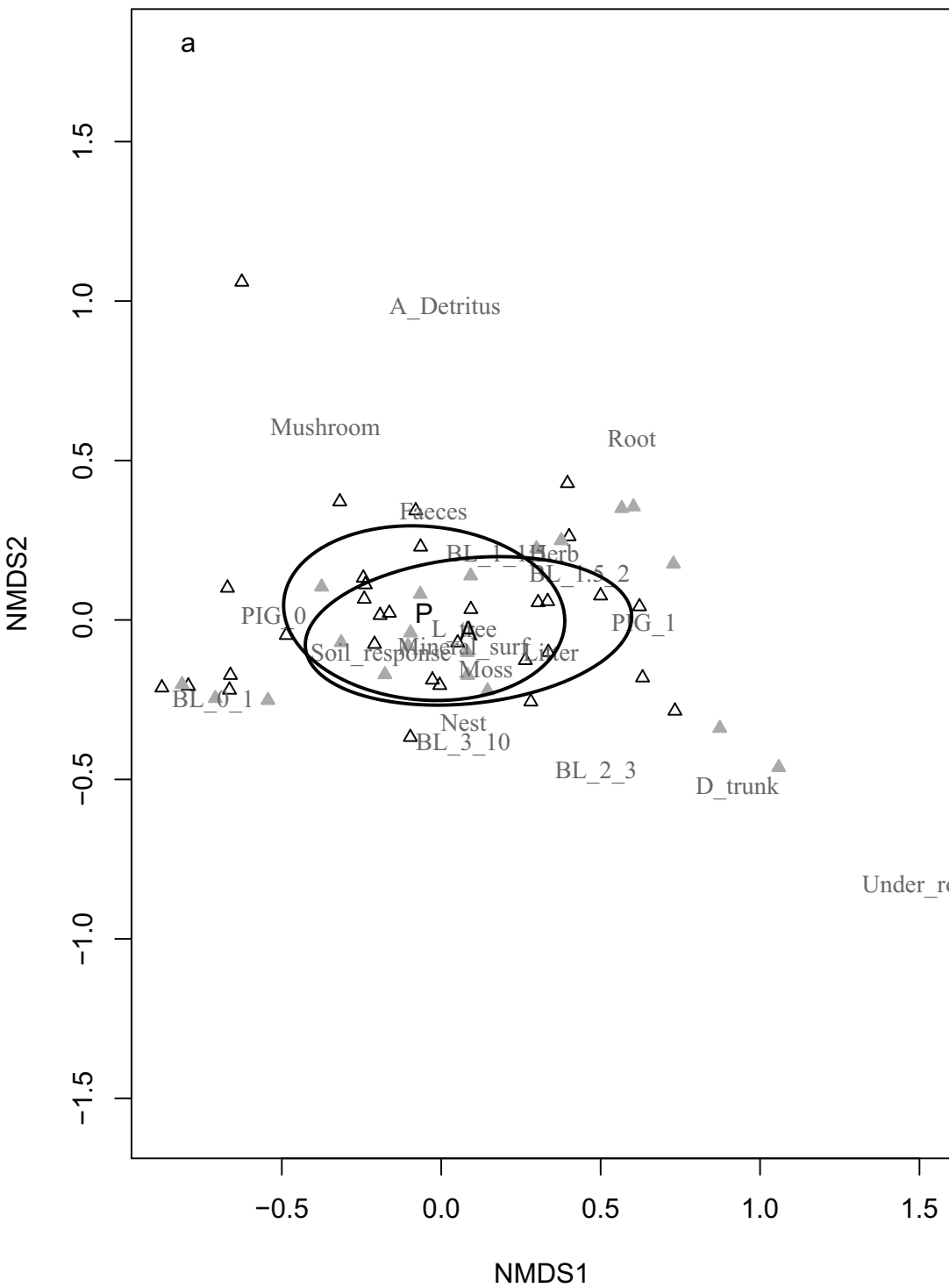


NMDS2

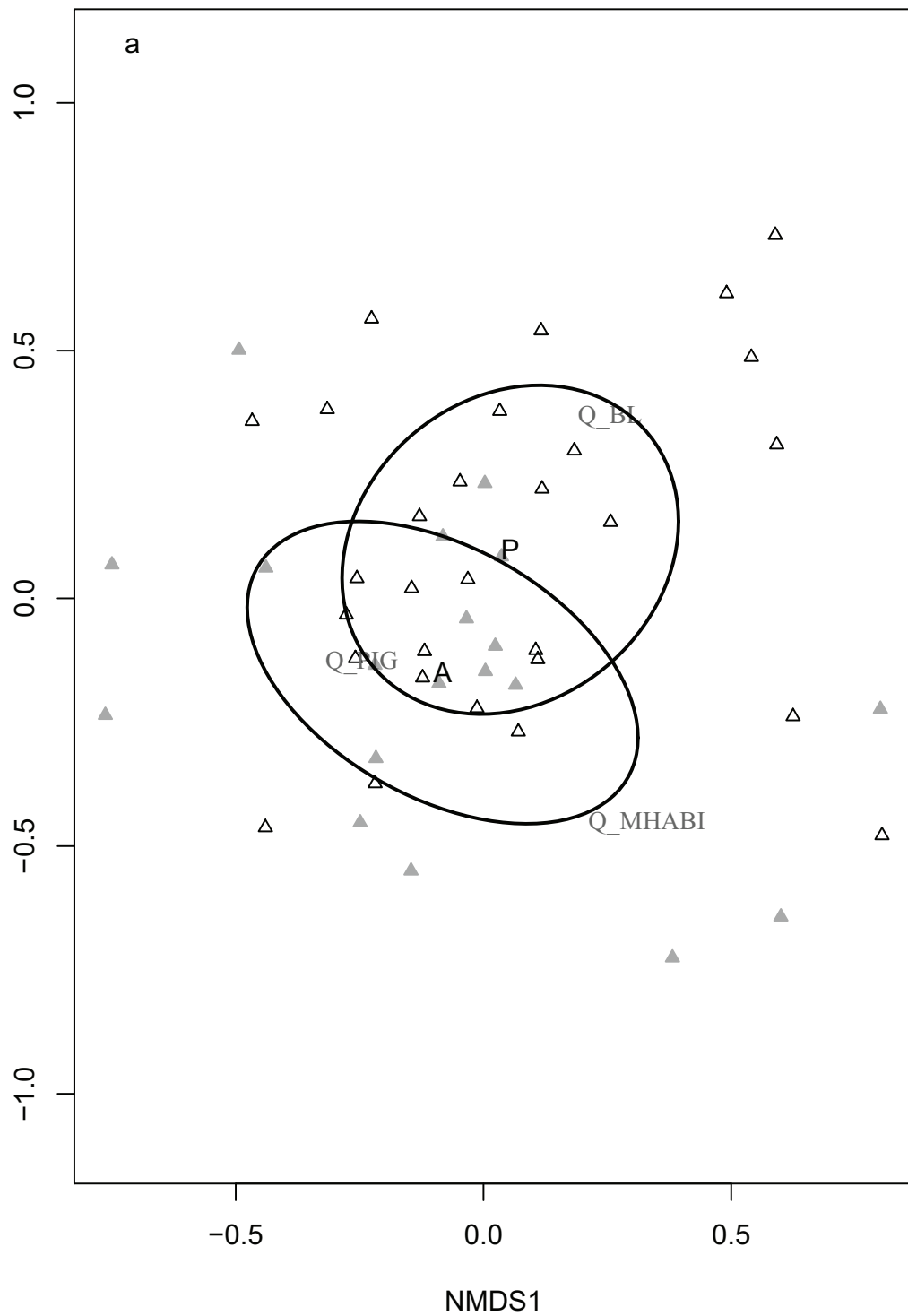


Ordination Distance

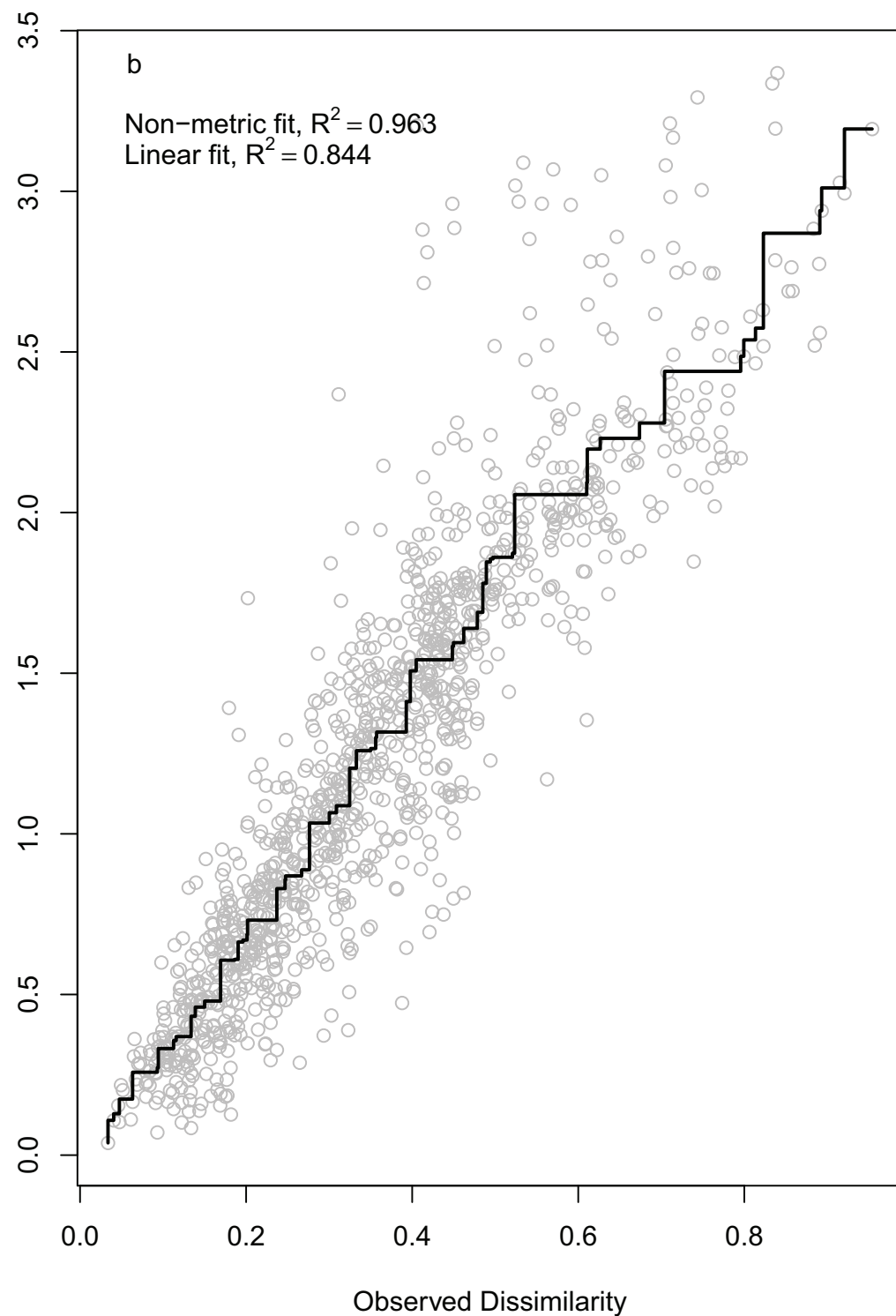


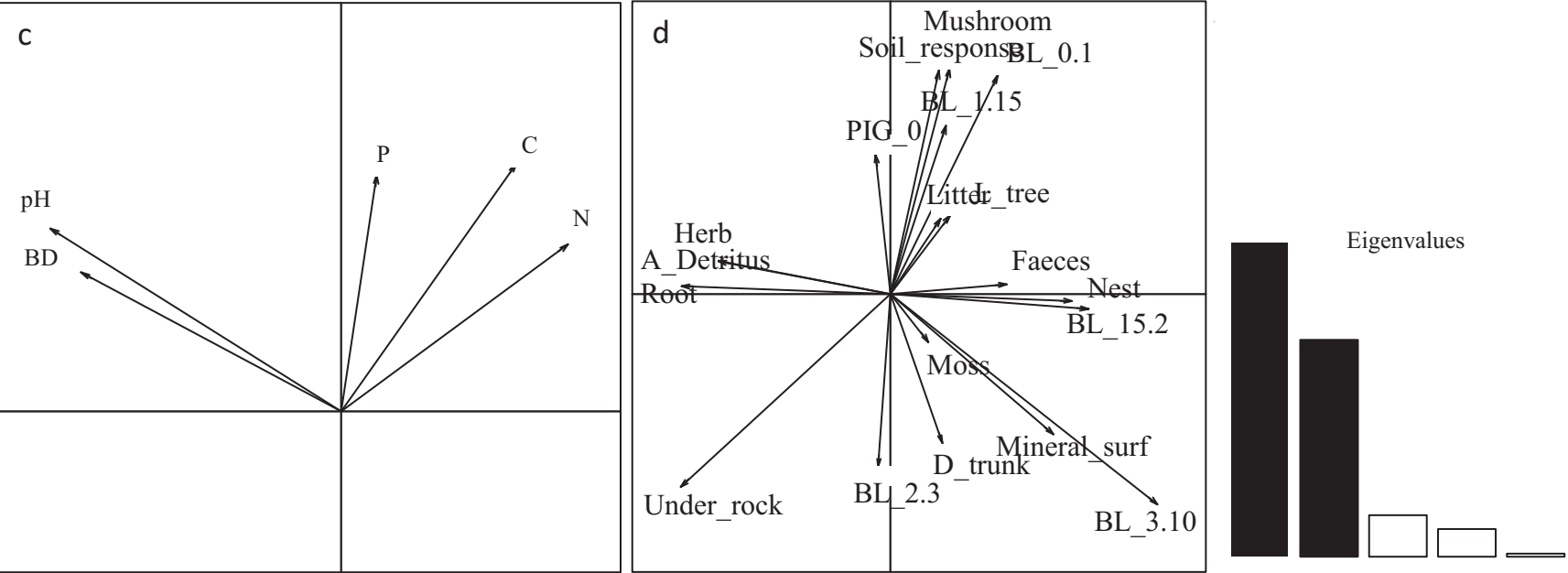
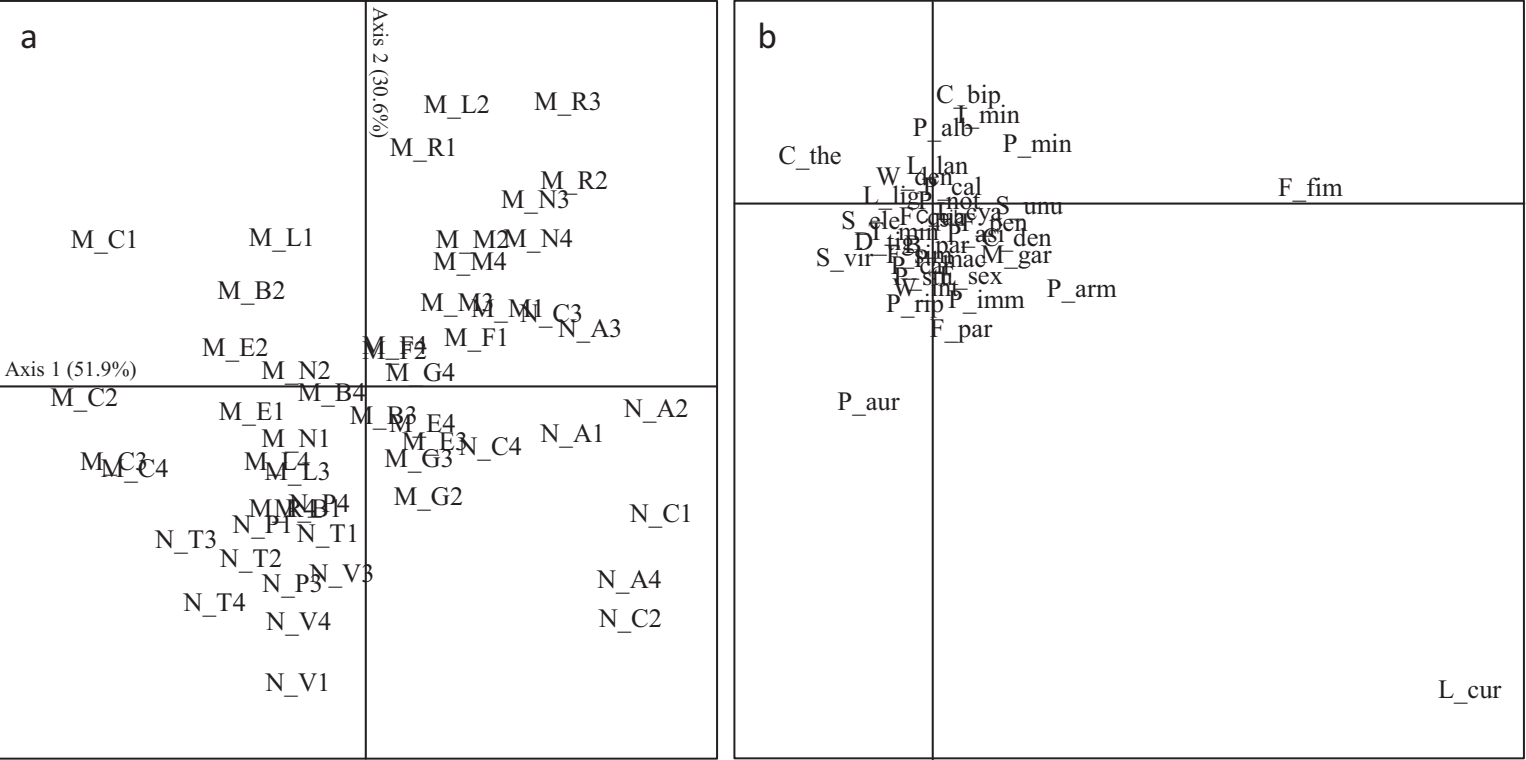


NMDS2



Ordination Distance





PARTIE IV

**Discussion générale, conclusions
et perspectives**

Partie IV Discussion générale, conclusions et perspectives

Chapitre 4.1 : Discussion générale

Les études présentées dans ce manuscrit portent sur la compréhension des effets possibles de plusieurs filtres environnementaux qui agiraient dans les parcs urbains sur les communautés d'espèces et des traits de Collemboles. Ici, j'ai étudié les effets potentiels de la mosaïque paysagère située à proximité des communautés, ceux de la dynamique temporelle de parcs et des pratiques de gestion courantes conduites sur la végétation, ainsi que ceux de l'intensification de la gestion du sous-bois. Ce projet de thèse novateur a permis de développer une nouvelle approche des Collemboles, et mériterait d'être poursuivi pour acquérir de nouvelles connaissances fondamentales et pour ses répercussions pratiques, notamment pour la gestion des parcs. Mes études s'insèrent ainsi dans une démarche globale visant à rendre les espaces verts urbains aptes à héberger une biodiversité importante et ainsi assurer des fonctions et services essentiels, participant à une meilleure qualité de vie.

4.1.1 Quelle échelle d'étude pour les Collemboles

La *perception* qu'a la faune du sol *du paysage* qui l'entoure reste actuellement méconnue. Cela s'explique en partie par le fait que les écologistes du sol ne s'intéressent que rarement à la compréhension des effets de l'hétérogénéité du paysage sur leurs modèles biologiques. Ils ont en effet plutôt tendance à étudier les effets de certaines propriétés abiotiques des sols, tels que le pH, le contenu en matière organique, ou encore les polluants. Pourtant, en écologie du paysage, d'autres organismes sont davantage étudiés, comme par exemple les plantes vasculaires, les petits mammifères, les oiseaux et certains arthropodes (scarabées, araignées et papillons).

A l'échelle d'un organisme dont le corps mesure environ 0.5 mm, sa perception du paysage environnant serait de l'ordre de 10^{-2} m (Querner, 2008). Ainsi, les carottes de sols superficiels que j'ai échantillonnées et dont le volume est d'environ 98 cm³ sont potentiellement de véritables mosaïques en trois dimensions du paysage à l'échelle des Collemboles!

Au cours de mes recherches bibliographiques, j'ai constaté un biais potentiellement important dans de nombreuses études, qui consistait à transposer quasi systématiquement l'échelle de *notre propre*

perception du paysage à nos modèles biologiques. Ainsi, à partir d'un rayon de 10^3 m ou plus, nous définissons une mosaïque paysagère et nous essayons ensuite de comprendre les effets de sa fragmentation et de sa composition sur de petits organismes dont la perception environnementale est extrêmement plus réduite. Ainsi, un patch d'habitat sur lequel j'ai échantillonné et qui constitue l'unité de base de la carte thématique d'un parc donné, offre potentiellement un vaste choix de paysages *sensu stricto* qui n'ont pas été pris en compte.

Ceci étant dit, le chapitre 3.1 de cette thèse représente l'une des rares études d'écologie du paysage conduites sur la mesofaune. Il est aussi singulier pour avoir réuni et abordé deux aspects jusqu'à présent oubliés dans ce domaine: le contexte urbain et le *paysage à proximité* des communautés locales. Ici, l'approche utilisée pour cibler l'échelle d'étude (un rayon de 35 m choisi à partir de la taille moyenne des patches d'habitat ouverts et fermés) s'est révélée pertinente puisqu'assez représentative des quatorze parcs montpelliérains. En outre, le fait d'avoir analysé les sites en premier lieu selon leurs caractéristiques paysagères nous a permis d'identifier trois schémas de paysages urbains homogènes sans aucun *a priori* sur le parc ou sur le type d'échantillonnage stratifié mis en place. Cette étude a pu montrer qu'une échelle adaptée au contexte à évaluer peut être plus indiquée pour notre modèle biologique.

4.1.2 Les dynamiques temporelles et les pratiques de gestion courantes

Pendant plusieurs siècles, certaines régions du globe telles que les pays du pourtour méditerranéen ont subi des modifications de leur paysage provoquées par l'Homme, jusqu'au point où le *paysage naturel* a été converti quasiment totalement en un *paysage culturel* (Sauerwein, 2013). Toutefois, cette métamorphose n'a pas affecté de manière homogène toutes les régions, et elles présentent aujourd'hui une grande diversité parmi les paysages modelés par l'Homme. Nous pouvons également observer cette diversité au sein des villes qui, comme de véritables « laboratoires » d'expérimentation, fournissent un riche éventail de situations issus du passé et d'aménagement des espaces verts publics, notamment des parcs.

Dans les chapitres 3.2 et 3.3, nous avons vu que des perturbations actuelles et passées affectaient la biodiversité des Collembolés. Puisqu'il s'agit d'une pression constante et régulière exercée par l'Homme sur la structure de la végétation et sur la litière, les pratiques de gestions courantes et leur intensification constituent une nouvelle forme de sélection qui aboutit à une homogénéisation biotique des espèces et de leurs traits (McKinney, 2002). Alors, dans les meilleurs cas, les parcs

urbains deviennent des réceptacles d'espèces opportunistes et rudérales, plus fortes compétitrices par rapport à celles qui seraient moins adaptées à des perturbations sur le long terme.

Une succession écologique bloquée

Les travaux ayant une approche exclusivement taxonomique (tels que développés dans les chapitres 3.1 et 3.2) soutiennent l'hypothèse selon laquelle une diversité animale plus importante est souvent liée à une plus grande diversité végétale (notamment des habitats boisés) (Braaker *et al.*, 2017; Huang *et al.*, 2015; Norton, 2011). Cette hypothèse est apparue évidente lorsque j'ai comparé les habitats boisés et les habitats à pelouses ou prairies. En effet, en observant des espaces verts semi-naturels qui ont subi l'urbanisation et qui ont maintenant la vocation de parcs urbains, il nous semble assister au blocage d'une succession écologique (Alfesen *et al.*, 2013). Par ses interventions répétées et en éliminant la litière du sol, c'est comme si l'Homme empêchait la composante végétale d'évoluer. Par conséquent, je me suis intéressée à comprendre si l'intensification des pratiques de gestion courantes dans les habitats boisés constituait ou non un stade intermédiaire de ce processus (chapitre 3.3). En effet, des actions au niveau du sous-bois engendrent d'importants changements de l'environnement physique et chimique du sol, mais les changements intervenant dans les communautés de Collemboles sont moins évidents. Toutefois, l'article présenté dans le chapitre 3.3 n'est pas encore finalisé, et des réflexions plus approfondies pour comprendre pourquoi l'hypothèse H5 semble être rejetée méritent d'être conduites. Au-delà des arguments fournis dans la discussion de cet article, d'autres analyses devraient probablement être envisagées. Par exemple, je n'ai pas pu tester directement l'effet « ville » puisque les jeux de données de Montpellier et Naples sont issus des campagnes d'échantillonnages conduites dans des saisons différentes. Par conséquent, le facteur « ville » serait probablement totalement confondu par celui de « saison ». Pour éviter cela, il serait donc intéressant de répéter la démarche statistique sur les deux jeux de données des deux villes séparément.

Les perturbations passées

Les organismes du sol ont été décrits comme «une mémoire du sol à long terme » (Dunger, 1975). En effet, les changements d'usage des sols impactent directement la végétation, et les organismes vivant sur la surface du sol sont censés changer et s'adapter plus rapidement par rapport à ceux qui vivent dans les sols. Ainsi il était intéressant de voir l'effet des actions passées telles que l'âge des

parcs, le précédant usage des sols, l'âge des parcs et l'origine du sol sur les communautés d'espèces de Collemboles.

J'ai essayé d'étudier ces anciennes perturbations dans l'article présenté dans le chapitre 3.2. Les communautés les plus diversifiées et les plus structurées ont été retrouvées dans les parcs urbains les plus anciens, généralement situés au sein d'une matrice urbaine moins dense et construite sur d'anciens sites forestiers. Ce travail aurait gagné à bénéficier d'un plan d'échantillonnage complet, avec un nombre de répliques égal pour chacun des facteurs rencontrés. Mais pour des raisons qui sont détaillées dans le paragraphe 4.1.5, cela n'a malheureusement pas pu être réalisé. Pourtant, il semble que seule une vision intégrative de tous les facteurs mis en jeu, qu'ils soient passés ou présents, puisse permettre de comprendre réellement la structure des communautés observées dans un sol à un instant donné.

Ainsi, j'ai rencontré à Naples deux exemples de parcs aux antipodes des gradients de perturbations, et dont les communautés d'espèces en reflétaient les conséquences. Il s'agit des parcs *Astroni* et *Nicolardi*.

Le premier, *Astroni*, est le parc le plus ancien de la ville (plus de 300 ans). Il est caractérisé à la fois par des perturbations passées de faibles fréquences, et par des pratiques de gestions durables. Nous y avons retrouvé les communautés d'espèces de Collemboles les plus riches et structurées.

Le second, *Nicolardi*, est le plus jeune parc étudié. Il a été aménagé il y a seulement huit ans dans le but de requalifier une ancienne carrière de tuf. Nous y avons observé des communautés plus affaiblies ou typiques des stades pionniers.

Les différences d'âges entre ces deux parcs sont sans doute très importantes pour interpréter leurs différentes réponses biotiques, puisque la continuité temporelle en termes d'usage du sol favorise la préservation et la stabilité du pool local d'espèces.

Toutefois la séquence chronologique de création des parcs présentés reste liée aux autres facteurs évalués (notamment la densité urbaine autour des parcs). D'ailleurs, le fait d'assurer un certain niveau de « vert » aux alentours des parcs permet également de favoriser la colonisation et les échanges en espèces entre les patches d'habitats proches.

Enfin, les parcs urbains et les communautés des espèces de Collemboles qui habitent sont la résultante de perturbations passées auxquelles s'ajoutent des pratiques de gestion courantes souvent intensives.

4.1.3 Les sols urbains et leurs propriétés abiotiques

Les facteurs favorisant une extrême parcellisation

Les travaux conduits dans ce projet de thèse ont montré que des analyses physico-chimiques et biologiques plus fines des sols SUTMAs étaient nécessaires afin de mieux comprendre la variabilité qui les caractérise (Joimel *et al.*, 2016 ; 2017). D'ailleurs, au sein de la même catégorie d'espaces verts, les parcs, j'ai constaté une diversité considérable qui est principalement attribuable:

- 1) aux activités spécifiques qui se réalisent sur les parcelles des parcs,
- 2) à la couverture végétale,
- 3) à l'usage précédant des sols.

J'ai également constaté qu'essayer de contrôler ces facteurs causatifs reste quasiment impossible en milieu urbain. Ceux-ci induisent d'abord des modifications physiques, chimiques, et par conséquence aussi biologiques, aboutissant à une parcellisation extrême des sols urbains (Pickett *et al.*, 2011; Sarah *et al.*, 2015; Sauerwein, 2013). Les paramètres utilisés dans ces travaux ont été pour la plupart pertinents (pH, densité apparente, teneur en eau, carbone et azote totaux, carbone organique en solution et phosphore disponible), car tous leurs gradients structuraient potentiellement les communautés de Collemboles.

En effet, une analyse « *parc-centrée* » comme celle utilisée à Naples (chapitre 3.2) a mis en évidence que les sols étaient plus ou moins variables en fonction de leur site d'appartenance, et donc a souligné l'importance des événements historiques qui ont caractérisé l'endroit. En revanche, l'analyse « *paysage-centrée* » proposée à Montpellier (chapitre 3.1) a exhibée une divergence majeure des possibles *drivers* locaux qui structuraient les communautés. Cela souligne l'existence de mécanismes abiotiques locaux complexes que les sites ou les pratiques de gestion courantes pourraient dissimuler. L'analyse « *intensification du management-centrée* » (chapitre 3.3) va dans ce sens puisqu'elle a mis en lumière les *profils* généraux des propriétés abiotiques des sols issus de l'intensification d'usage des sols.

Tout cela signifie que l'hétérogénéité des sols urbains n'est pas négligeable et qu'elle mériterait la même attention que celle portée à l'hétérogénéité de la végétation urbaine, reconnue importante dans une optique d'infrastructure verte (Niemelä *et al.*, 2013). Comme cela a été déjà mis en

évidence par Pickett *et al.* (2011), l'hétérogénéité des sols urbains devrait donc être légitimée dans une optique d'« *infrastructure brune* », pour tous les processus et les services que ces sols accomplissent. Ils contribuent au déroulement des cycles biogéochimiques, hydriques et de la décomposition de la matière organique. Ils sont à la fois une source et un réservoir d'éléments et de polluants. Ils sont le substrat pour la flore et la faune, et ils fournissent des espaces de vie aux citoyens. Malgré tout cela, l'importance de ces sols est encore largement sous-estimée (Pickett *et al.*, 2011).

Monitorer la densité apparente et la teneur en eau des sols urbains

Le long du gradient d'intensification des pratiques de gestion, j'ai observé une augmentation de la densité apparente des sols (chapitre 3.3). De plus, ce paramètre de densité apparente du sol semblait être responsable d'une variation des traits au sein des espèces. A Montpellier, la structuration des communautés des espèces est expliquée par les gradients de densité apparente (chapitre 3.1).

Je pense que ce paramètre est un indicateur de la qualité abiotique des sols à ne pas négliger, et qui mériterait un suivi temporel régulier. Cette caractéristique physique du sol a des implications importantes non seulement pour concevoir la vie du sol en tant que telle (racines et faune édaphique), mais aussi pour d'autres aspects de gestion souvent mis de côté. Par exemple, le suivi régulier de la densité apparente des sols, réalisé dans des parcelles boisées et ouvertes en milieu urbain dans le Baltimore Ecosystem Study (www.beslter.org), a mis en évidence que les pelouses et les prairies drainaient moins bien les eaux pluviales à cause de leur densité apparente plus élevée. Cela a été aussi expliqué par la plus faible quantité de litière qui les caractérise et dont la présence au sol pourrait augmenter leurs capacités de rétention de l'eau. Ainsi, face à un changement climatique qui provoque des pluies de plus en plus intenses et irrégulières, le risque d'inondation est accru dans ce type d'habitat.

Cette conclusion pourrait intéresser les gestionnaires d'espaces verts de la ville de Montpellier, puisqu'ils se retrouvent régulièrement confrontés à des inondations de grande ampleur. Enfin, la présence de litière au sol serait un facteur à prendre en compte non seulement pour ses répercussions directes sur les communautés de Collemboles, mais également pour augmenter les performances de drainage des sols face aux fortes pluies (Pickett *et al.*, 2011).

Les métaux lourds dans les sols de Montpellier et de Naples

D'une manière générale, il semble que les gradients des métaux lourds observés dans les sols des parcs urbains étudiés n'affectent les communautés de Collemboles que de façon secondaire. En effet, j'ai observé que les concentrations en plomb, nickel et cuivre ne modèlaient la distribution d'espèces que dans le groupe de petites pelouses à Montpellier. Toutefois, une considération mérite d'être prise en compte : je n'ai pas mesuré la fraction des métaux en solution, qui correspondrait à la vraie fraction toxique pour la faune du sol. Ce choix a été fait sur la base des résultats obtenus en amont par Santorufo *et al.* (2014; 2015) à Naples; et dans mon cas, exclure ce type d'analyse avait pour but de réduire les coûts et les temps de main d'œuvre pour la caractérisation physico-chimique des sols.

Toutefois, il est intéressant de constater que certains métaux comme notamment le cuivre et le plomb constituent des *markers abiotiques*, pour 1) le *précédant usage des sols*, rappelant que certains sols avaient eu une vocation agricole (cuivre); et 2) la congestion routière (plomb) typique dans certains quartiers, conjointement aux plus hautes valeurs de *densité urbaine* et de surfaces imperméables mesurées (voir chapitres 3.1 et 3.2).

En tout cas, ces travaux ont confirmé que les métaux n'ont pas d'effets majeurs sur la structuration des assemblages des espèces de Collemboles dans les parcs urbains Méditerranéens, comme l'avait déjà constaté Santorufo *et al.* (2015; 2014).

4.1.4 Les difficultés rencontrées pendant la thèse

L'un des intérêts des études traitant du gradient d'urbanisation (centre-ville, périphéries, zones suburbaines et rurales) est de chercher à comprendre jusqu'où l'urbanisation étend son influence. Cette piste a été évoquée différentes fois au début du projet, pourtant je n'ai pas poursuivi dans cette direction pour plusieurs raisons. Tout d'abord, j'ai décidé de limiter mon rayon d'étude aux *limites administratives* des villes de Montpellier et de Naples et j'ai focalisé mes recherches sur les parcs urbains à gestion publique uniquement.

Je suis toute à fait consciente que les « *écosystèmes urbains* » et la définition même du mot « *urbain* » vont bien au-delà des simples limites administratives des villes (Pickett *et al.*, 2011). Mais appliquer une telle démarche sur ces deux villes aurait nécessité des efforts beaucoup trop

lourds pour une thèse, que ce soit en termes économiques ou de temps nécessaire pour explorer les terrains. Cela est particulièrement vrai dans le cas de Naples.

De fait, Naples est une métropole caractérisée par un tissu urbain dense et continu qui s'est développé de façon incontrôlée à travers une construction illégale massive. Il faut considérer qu'actuellement plus de trois millions d'habitants, c'est-à-dire la moitié de la population régionale (istat.it), vivent dans la métropole de Naples qui s'étale sur une surface de 1171 km², contre 13590 km² pour la région Campania (<http://www.cittametropolitana.na.it/>). Dans un contexte d'urbanisation si diffusé, la recherche de sites suburbains et ruraux aurait donc automatiquement porté l'étude à l'échelle régionale. Cette démarche reste cependant intéressante à explorer dans le futur, mais il faudra sans doute pour cela limiter les efforts à une seule ville et réduire le nombre d'espaces verts étudiés... ou augmenter les moyens.

Un plan d'échantillonnage trop ambitieux

Un élément qui n'a pas été présenté dans le chapitre de Matériels et Méthodes est le plan d'échantillonnage complet. En effet, deux campagnes d'échantillonnage par ville ont été réalisées dans le cadre de ce projet. J'ai notamment échantillonné en Novembre 2014 et Mai 2015 à Montpellier, et en Janvier et avril 2015 à Naples. Un total de 256 carottes de sol a été collecté, à partir desquels la mesofaune a été extraite. Toutefois, traiter tous ces échantillons (c'est-à-dire trier la mesofaune sous la loupe binoculaire et ensuite identifier les Collembolles jusqu'au niveau de l'espèce) pour pouvoir les analyser dans leur totalité s'est révélé trop ambitieux, d'autant plus que je n'ai bénéficié d'aucun support en main d'œuvre ni de stagiaire pour cela. Par conséquent, j'ai dû me résoudre à n'exploiter qu'un seul jeu de données par ville: ceux de Novembre 2014 pour Montpellier et d'Avril 2014 pour Naples. Cela a malheureusement consommé de l'énergie et du temps, mais les échantillons non traités sont depuis conservés dans de bonnes conditions, et restent potentiellement exploitables à l'avenir, si le projet venait à être poursuivi au sein de l'équipe.

D'autres défis concernant le travail de cartographie

Pendant la première année de la thèse, une importante part de mon temps a été consacrée à la production d'un travail de photo-restitution de la majorité de parcs urbains de Montpellier et de Naples, soit plus de 40 parcs par ville. Les principes de cette cartographie étaient les mêmes que ceux qui ont été présentés dans le chapitre 3.1. A partir de cela, de nombreuses métriques de

composition et configuration paysagères ont été calculées pour pouvoir caractériser précisément la mosaïque paysagère de chaque parc. Le but de ce travail consistait à établir une classification des parcs pour chaque ville, et leurs typologies devait me permettre de cibler les sites pour les campagnes d'échantillonnage. Le but ultime consistait à pouvoir tester l'effet du facteur *type de parc* sur les communautés de Collemboles.

Le projet de thèse reposait donc initialement sur une approche exclusivement paysagère, et visait à proposer la même démarche scientifique pour les deux villes afin de réaliser une véritable étude comparative.

Cette approche a partialement fonctionné à Montpellier. En effet, les 14 parcs dans lesquels j'avais échantillonné étaient issus de cette démarche. Plus précisément, trois groupes homogènes avaient été sélectionnés (quatre « parcs-réplicas » pour deux groupes et six pour le groupe restant). En revanche, à Naples, comme expliqué dans le chapitre 2.2, de nombreux parcs avaient été fermés au public, restreignant mon choix de sites.

J'ai donc été obligée de réorienter mes objectifs pour poursuivre la thèse. Pour faire face aux imprévus rencontrés à Naples, j'ai opté pour les analyses des dynamiques historiques et des pratiques courantes de gestion des parcs. Ceci a été fait *a posteriori*, grâce aux informations précises et ponctuelles que les gestionnaires et les jardiniers des parcs m'ont gentiment fournies. Malgré tout, je suis bien consciente que le plan d'échantillonnage à Naples ne fut pas optimal et que ceci constitue un point de discussion de ce travail.

Au contraire, l'approche paysagère à Montpellier a été modifiée de manière importante, aboutissant au travail présenté dans le chapitre 3.1. Enfin, souhaitant appliquer la même démarche scientifique sur les deux villes, j'ai tenté tout au long de ces années d'obtenir les informations historiques pour les 14 parcs de Montpellier. Malheureusement, les données obtenues (précédant usage et origine des sols, ainsi que l'âge des parcs) n'étaient pas suffisamment précises et j'ai fait le choix de ne pas les présenter dans ma thèse.

4.1.5 Conclusions générales

Les études développées dans cette thèse ont mis en relief l'importance et le rôle que peuvent jouer les Collemboles dans les parcs urbains, une thématique de recherche dont ils étaient jusqu'à présent exclus.

En région Méditerranéenne, nous avons assisté à une grande diversité des conditions environnementales paysagères, historiques et gestionnaires. Cela nous incite à poursuivre plus loin nos prochaines recherches puisque ces systèmes urbains sont particulièrement complexes. Toutefois, les réponses biologiques de ces petits organismes vivant à l'abri de nos regards sont véritablement importantes pour nous.

Le travail présenté dans le chapitre 3.1 a confirmé l'hypothèse selon laquelle la mosaïque paysagère située à proximité des communautés constitue un filtre majeur pour les assemblages d'espèces (**H1**, voir paragraphe 2.1.1). Sur les quatorze parcs étudiés, nous avons identifiés trois modèles paysagers, auxquels appartenaient autant de communautés différentes de Collemboles. Ainsi, l'hétérogénéité de la mosaïque paysagère urbaine assure, sur une échelle de 35 m, une plus grande diversification des communautés. Cette piste s'est révélée être très innovante et ses implications pourraient être utiles pour l'aménagement du territoire.

Le travail présenté dans le chapitre 3.2 a également confirmé que le monitoring des sols urbains *via* les Collemboles est possible. Nous avons confirmé l'hypothèse selon laquelle le ratissage de la litière et le type de couverture végétale sont des pratiques de gestion courantes qui modifient la niche des Collemboles (**H4**, voir paragraphe 2.1.1). L'âge des parcs ainsi que le précédent usage du sol sont des facteurs historiques qui peuvent jouer un rôle déterminant dans l'assemblage des espèces, contrairement à l'origine du sol (**H2** et **H3**). Ce travail a également démontré que le maintien d'une couche de litière et d'une couverture végétale davantage boisée sont des pratiques de gestion à privilégier dans une optique de développement durable des parcs.

Enfin, le travail présenté dans le chapitre 3.3 a montré que la gestion du sous-bois induit des changements profonds dans les propriétés abiotiques des sols qui ne sont pas suivis par les mêmes tendances au niveau biotique (**H5**, voir paragraphe 2.1.1). Il est possible que les différences entre les deux habitats ne soient pas déterminantes pour les modifications des patterns de traits. Cela souligne la grande diversité qu'il existe entre les parcs urbains et des habitats forestiers semi-naturels. Toutefois, ce travail est innovant dans l'exploration de certaines caractéristiques fonctionnelles peu étudiées chez les communautés de Collemboles, comme par exemple la divergence et redondance.

A travers la diffusion de ces travaux, je souhaiterais inciter les aménageurs des espaces verts publics à davantage diversifier la mosaïque paysagère autour des espaces ouverts, à accroître la surface des espaces fermés, tout en évitant d'opter pour de très petites pelouses, fragmentées et isolées, s'ils

souhaitent augmenter la biodiversité des Collemboles dans les parcs. Les trois schémas paysagers présentés dans le chapitre 3.1 montrent que des restaurations à petite échelle sont faisables et qu'elles peuvent avoir d'importantes conséquences sur les décomposeurs de la matière organique.

En outre, le maintien d'une canopée et d'une couche de litière sont des éléments fondamentaux à prendre en compte dans les pratiques de gestion. En limitant le ratissage de la litière et en garantissant le maintien d'un couvert arboré, les aménageurs des espaces verts pourront créer une diversité de niches propices à diverses espèces, jusqu'aux plus exigeantes en termes de microhabitats et de ressources trophiques. Les communautés locales d'espèces deviendront ainsi plus diversifiées et plus complexes.

L'intensification de la gestion du sous-bois est aussi un facteur à contrôler. Si ses répercussions sur les paramètres abiotiques des sols sont claires, celles sur la biodiversité de Collemboles méritent d'autres approfondissements, surtout en termes de caractéristiques fonctionnelles. Les Collemboles, étant un groupe dominant de la mesofaune des sols, contribuent davantage à l'agrégation des microstructures des sols, ils interviennent dans le cycle des nutriments et dans le stockage du carbone, rendant en définitif les sols plus fertiles. D'importants efforts méritent d'être envisagés à ce niveau pour assurer le bon fonctionnement écosystémique des sols urbains.

Chapitre 4.2 : Perspectives de la thèse

4.2.1 Poursuite du travail

Evaluer les effets des filtres environnementaux structurés spatialement

Les conclusions présentées dans la thèse sont le résultat d'une manière d'analyser les jeux de données que j'ai produits. Mais d'autres démarches peuvent être envisagées pour en continuer l'exploration. Cela permettrait de traiter d'autres questions jusqu'à présent ignorées. Par exemple, pour faire écho aux arguments qui ont été développés dans le paragraphe 4.1.2, j'aimerais comprendre quel est, à l'échelle du microhabitat, le rôle relatif de l'hétérogénéité des variables environnementales (propriétés physico-chimiques des sols) et de la configuration spatiale (Ettema and Wardle, 2002). Pour répondre à cette question, des analyses statistiques à la fois spatiales et de la partition de la variance devront être menées conjointement. Grâce au géo-référencement de tous les points d'échantillonnage, il serait aussi possible d'appliquer explicitement une analyse spatiale. Ainsi, il serait intéressant de pouvoir comparer les réponses des communautés d'espèces et des traits.

Les réponses fonctionnelles aux trois schémas paysagers

Il serait également intéressant de poursuivre le travail présenté dans le chapitre 3.1 et d'analyser les caractéristiques fonctionnelles des trois assemblages d'espèces appartenant aux différents schémas paysagers. Cela permettrait tout d'abord de voir si les patterns des traits d'espèces sont différents entre le paysage principalement boisé et les deux autres typologies de paysages qui sont dominées par des milieux ouverts. Ensuite, puisque j'ai constaté que les assemblages d'espèces présents dans le paysage boisé étaient les plus riches et structurés, j'aimerais vérifier si une importante divergence des traits et une redondance fonctionnelle sont également présentes dans cette typologie de paysage. Pour développer ces aspects, les traits que je ciblerais seraient la taille du corps, la pigmentation ainsi que le régime alimentaire (*i.e.* diète). Ce choix s'appuie sur le constat que les deux premiers sont des proxys valables de l'adaptation morphologique aux changements physiques de l'habitat. L'intérêt d'étudier le régime alimentaire est lié au fait que je suppose que les schémas paysagers plus hétérogènes offrent non seulement plus d'habitats et de microhabitats, mais aussi plus de ressources trophiques (chapitre 3.1). Le régime trophique des Collembolés est un trait actuellement absent de la base de données de Betsi. Je souhaiterais donc pouvoir le renseigner avec une recherche

bibliographique sur toutes les espèces présentes dans mon jeu de données. Ainsi, chaque espèce serait associée au fur et mesure aux différentes méthodes connues pour caractériser son régime alimentaire (contenu intestinal, markers lipidiques, activité enzymatique et analyse des isopodes).

4.2.2 Les parcs urbains dans une approche plus holistique

Ce projet de thèse visait depuis le départ à développer principalement des analyses taxonomiques, et seulement secondairement à comprendre les réponses des traits fonctionnels.

Je pense qu'il serait maintenant opportun d'ouvrir le sujet d'étude à une approche fonctionnelle, notamment en étudiant les interactions existant parmi les différents niveaux trophiques présents dans les parcs urbains. Ainsi, je souhaiterais avoir la possibilité de développer l'étude des interactions multi-traits entre les plantes et les producteurs primeurs d'une part; et les principaux groupes de décomposeurs de la matière organique d'autre part, tels que les collemboles, les champignons et les bactéries.

L'idée serait de pouvoir cibler certains traits fonctionnels de la litière et des racines des plantes puisque ceux-ci sont considérés comme des régulateurs-clés des cycles du carbone et des nutriments, ainsi que de l'augmentation de la stabilité structurale dans le sol (de Bello *et al.*, 2010; Faucon *et al.*, 2017). De même, d'autres traits pourraient être ciblés chez les collemboles, les champignons et les bactéries. Cette approche permettrait d'explorer les interactions qui se déroulent au sein du cycle de décomposition de la matière organique. Et donc de savoir si les traits des plantes agissent comme des *traits d'effet* pour le processus de décomposition du sol. En outre, la même démarche pourrait être tentée en reliant les traits des décomposeurs avec d'autres traits des plantes, cette fois-ci corrélés à la production primaire. Dans ce dernier cas, j'espère mettre en évidence les liens écosystémiques entre la composante photosynthétiquement active des plantes et la composante de décomposition du sol.

Toutefois, une réflexion plus approfondie s'impose, à la fois pour bien prendre en compte la faisabilité de cette étude, les éventuels coûts d'exploration de terrain, et aussi bien sûr le choix des traits et des composantes de la diversité fonctionnelle qui seraient à évaluer (*i.e.* « le trait dominant » ou la « variance des traits »). L'objectif ultime serait donc d'obtenir un aperçu des interactions entre les différentes composantes biologiques qui permettrait d'améliorer la gestion des multiservices fournis par la biodiversité des parcs urbains.

Certains traits des plantes sont aujourd'hui à la base de méthodes qui permettent de quantifier des fonctions écosystémiques comme la photosynthèse, l'évapotranspiration et l'émission de VOC, et

par la suite, de quantifier les services écosystémiques associés (Nowak *et al.*, 2008). Grâce à la méthode proposée par Nowak *et al.* (2008), des services tels que l'amélioration du microclimat, la dépollution atmosphérique, le ruissellement évité, ou encore le stockage et la séquestration du carbone sont quantifiés en milieu urbain, à partir des mesures de traits de la végétation.

Pendant ma thèse, j'ai eu l'occasion de découvrir que cette méthode est actuellement appliquée à Montpellier. Le travail est en cours au laboratoire GRED à Montpellier à travers les travaux de thèse de Bao S. Je l'ai rencontrée à plusieurs reprises et nous avons débuté des échanges et des discussions pour partager nos travaux de thèse et mettre en place une collaboration sur cette thématique. Nous avons commencé par recenser les terrains *communs* à nos deux thèses, qui correspondent à 13 des 14 parcs que j'ai étudiés (chapitre 3.1). L'idée de pouvoir ensuite lier soit des traits de plantes, soit la quantification d'une fonction ou d'un service donné, avec d'autres traits ou des caractéristiques de la faune du sol paraît possible.

En supposant que la diversité taxonomique et fonctionnelle des communautés de collemboles puisse être considérée comme un autre service écosystémique rendu par les parcs urbains, nous pourrions chercher dans un premier temps à comprendre quels types d'interactions se produisent entre ce service « *biodiversité* du sol » et d'autres services fournis par la composante arborée des parcs urbains.

Ces interactions, si elles existent, peuvent avoir des propriétés différentes selon qu'il s'agisse de synergie, de coût ou encore d'absence d'interaction. Ainsi, cette démarche permettrait d'étudier le type de relations existantes parmi les différents processus ou les services écosystémiques rendus par les parcs urbains. Cette démarche a connu un récent essor dans la littérature mais, encore une fois, les « *écosystèmes urbains* » ont été jusqu'à présent ignorés (e.g. Dennis and James, 2017; Hao *et al.*, 2017; Lee and Lautenbach, 2016). Pourtant, il existe plusieurs intérêts à mieux connaître ces relations, et l'importance de ne pas négliger la composante vivante du sol a déjà été largement développée dans cette thèse.

Dans un monde qui est de plus en plus urbanisé, l'amélioration des performances écologiques des espaces verts urbains et de leurs sols devient un impératif majeur pour tenter de faire face aux changements climatiques imminents, pour tamponner au mieux les effets néfastes de la perte de biodiversité, et pour rendre nos zones de vie les plus saines possibles. Aujourd'hui, les classes dirigeantes ne peuvent pas ignorer des besoins collectifs aussi importants. Fournir un support scientifique concret et apporter des solutions précises permettront aux aménageurs non seulement de planifier et de mettre en place des espaces verts multi-fonctionnels et multi-services, mais aussi de savoir comment modifier les espaces verts tout en optimisant leurs coûts.

Les résultats et les conclusions de ma thèse ouvrent de nouvelles perspectives dans ce cadre de recherche et incitent à poursuivre ces études en ayant une vision plus holistique des parcs.

Références bibliographiques

- Alfsen, C., Duval, A., Elmqvist, T., 2013. The urban landscape as a social-ecological system for governance of ecosystem services, in: Niemelä, J., Breuste, J., H., Elmqvist, T., Guntenspergen, G., James, P., McIntyre, N.E. (Eds.), *Urban Ecology: Patterns, Processes, and Applications*. Oxford University Press, pp. 213 – 215.
- André, H.M., Noti, M.I., Lebrun, P., 1994. The soil fauna - the other last biotic frontier. *Biodivers. Conserv.* 3, 45–56.
- Auclerc, A., Ponge, J.F., Barot, S., Dubs, F., 2009. Experimental assessment of habitat preference and dispersal ability of soil springtails. *Soil Biol. Biochem.* 41, 1596–1604. doi:10.1016/j.soilbio.2009.04.017
- Bazzaz, F.A., 1991. Habitat Selection in Plants. *Am. Nat.* 137, S116–S130. doi:10.1086/285142
- Benedict, M.A., McMahon, E., 2006. *Green infrastructure: linking landscapes and communities*. Island Press.
- Bird, W., 2007. *Natural Thinking - Investigating the links between the natural environment, biodiversity and mental health*. R S PB.
- Bispo, A., Cluzeau, D., Creamer, R., Dombos, M., Graefe, U., Krogh, P. H., Sousa, J. P., Pérès, G., Rutgers, M., Winding, A., and Römbke, J., 2010. Indicators for monitoring soil biodiversity. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 5, 717–719.
- Boopathy, R., 2000. Factors limiting bioremediation technologies. *Bioresour. Technol.* 74, 63–67. doi:10.1016/S0960-8524(99)00144-3
- Botta-Dukát, Z., 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *J. Veg. Sci.* 16, 533–540. doi:10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x
- Braaker, S., Obrist, M.K., Ghazoul, J., Moretti, M., 2017. Habitat connectivity and local conditions shape taxonomic and functional diversity of arthropods on green roofs. *J. Anim. Ecol.* doi:10.1111/1365-2656.12648
- Bräuniger, C., Knapp, S., Kühn, I., Klotz, S., 2010. Testing taxonomic and landscape surrogates for biodiversity in an urban setting. *Landsc. Urban Plan.* 97, 283–295. doi:10.1016/j.landurbplan.2010.07.001
- Brennan, A., Fortune, T., Bolger, T., 2006. Collembola abundances and assemblage structures in conventionally tilled and conservation tillage arable systems. *Pedobiologia* . 50, 135–145. doi:10.1016/j.pedobi.2005.09.004
- Burel, F., Butet, A., Delettre, Y.R., Millán de la Peña, N., 2004. Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification. *Landsc. Urban Plan.* 67, 195–204. doi:10.1016/S0169-2046(03)00039-2
- Capozzi, F., Giordano, S., Di Palma, A., Spagnuolo, V., De Nicola, F., Adamo, P., 2016. Biomonitoring of atmospheric pollution by moss bags: Discriminating urban-rural structure in a fragmented landscape. *Chemosphere* 149, 211–218. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.01.065
- Chauvat, M., Zaitsev, A.S., Wolters, V., 2003. Successional changes of Collembola and soil microbiota during forest rotation. *Oecologia* 137, 269–276. doi:10.1007/s00442-003-1310-8
- Chave, J., 2004. Neutral theory and community ecology. *Ecol. Lett.* 7, 241–253. doi:10.1111/j.1461-0248.2003.00566.x

- Chevenet, F., Dolédec, S., Chessel, D., 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshw. Biol.* 31, 295–309. doi:10.1111/j.1365-2427.1994.tb01742.x
- Cicconardi, F., Fanciulli, P.P., Emerson, B.C., 2013. Collembola, the biological species concept and the underestimation of global species richness. *Mol. Ecol.* 22, 5382–5396. doi:10.1111/mec.12472
- Clergeau, P., Blanc, N., 2013. *Trames Vertes Urbaines. De la recherche scientifique au projet urbain.* Editions Le Moniteur.
- Cluzeau, D., Guernion, M., Chaussod, R., Martin-Laurent, F., Villenave, C., Cortet, J., Ruiz-Camacho, N., Pernin, C., Mateille, T., Philippot, L., Bellido, A., Rougé, L., Arrouays, D., Bispo, A., Pérès, G., 2012. Integration of biodiversity in soil quality monitoring: Baselines for microbial and soil fauna parameters for different land-use types. *Eur. J. Soil Biol.* 49, 63–72. doi:10.1016/j.ejsobi.2011.11.003
- Cody, M.L., Diamond, J.M., 1975. *Ecology and evolution of communities.* Belknap Press of Harvard University Press.
- Concepción, E.D., Moretti, M., Altermatt, F., Nobis, M.P., Obrist, M.K., 2015. Impacts of urbanisation on biodiversity: The role of species mobility, degree of specialisation and spatial scale. *Oikos* 124, 1571–1582. doi:10.1111/oik.02166
- Datko-Williams, L., Wilkie, A., Richmond-Bryant, J., 2014. Analysis of U.S. soil lead (Pb) studies from 1970 to 2012. *Sci. Total Environ.* 468–469, 854–863. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.08.089
- de Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J.H.C., Bardgett, R.D., Berg, M.P., Cipriotti, P., Feld, C.K., Hering, D., Martins da Silva, P., Potts, S.G., Sandin, L., Sousa, J.P., Storkey, J., Wardle, D.A., Harrison, P.A., 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodivers. Conserv.* 19, 2873–2893. doi:10.1007/s10531-010-9850-9
- De Groot, R.S., Wilson, M.A., Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecol. Econ.* 41, 393–408. doi:10.1016/S0921-8009(02)00089-7
- De Nicola, F., Maisto, G., Alfani, A., 2003. Assessment of nutritional status and trace element contamination of holm oak woodlands through analyses of leaves and surrounding soils. *Sci. Total Environ.* 311, 191–203. doi:10.1016/S0048-9697(03)00132-3
- de Vries, S., Verheij, R. a, Groenewegen, P.P., Spreeuwenberg, P., 2003. Natural environments...healthy environments? An exploratory analysis of the relationship between greenspace and health. *Environ. Plan. A* 35, 1717–1731. doi:10.1068/a35111
- Decaëns, T., 2010. Macroecological patterns in soil communities. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19, 287–302. doi:10.1111/j.1466-8238.2009.00517.x
- Deharveng, L., 1996. Soil Collembola Diversity, Endemism, and Reforestation: A Case Study in the Pyrenees (France). *Conserv. Biol.* 10, 74–84. doi:10.1046/j.1523-1739.1996.10010074.x
- Dennis, M., James, P., 2017. Ecosystem services of collectively managed urban gardens: Exploring factors affecting synergies and trade-offs at the site level. *Ecosyst. Serv.* 26, 17–26. doi:10.1016/j.ecoser.2017.05.009
- Detsis, V., 2009. Relationships of some environmental variables to the aggregation patterns of soil microarthropod populations in forests. *Eur. J. Soil Biol.* 45, 409–416. doi:10.1016/j.ejsobi.2009.06.007
- Devigne, C., Mouchon, P., Vanhee, B., 2016. Impact of soil compaction on soil biodiversity – does it matter in urban context? *Urban Ecosyst.* doi:10.1007/s11252-016-0547-z
- Dray, S., Choler, P., Dolédec, S., Peres-Neto, P.R., Thuiller, W., Pavoine, S., ter Braak, C.J.F., 2014. Combining the fourth-corner and the RLQ methods for assessing trait responses to environmental

variation. *Ecology* 95, 14–21.

- Dray, S., Dufour, A.-B., 2007. The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *JSS J. Stat. Softw.* 22.
- Dunger, W., 1975. On the delimitation of soil microarthropod coenoses in time and space., in: Vanek J (Ed.), *Progress in Soil Zoology. Proceedings of the 5th International Colloquium on Soil Zoology*. Prague, pp. 43 – 49.
- Ellaway, A., Kirk, A., Macintyre, S., Mutrie, N., 2007. Nowhere to play? The relationship between the location of outdoor play areas and deprivation in Glasgow. *Health Place* 13, 557–561. doi:10.1016/j.healthplace.2006.03.005
- Endlweber, K., Ruess, L., Scheu, S., 2009. Collembola switch diet in presence of plant roots thereby functioning as herbivores. *Soil Biol. Biochem.* 41, 1151–1154. doi:10.1016/j.soilbio.2009.02.022
- Ettema, C.H., Wardle, D.A., 2002. Spatial soil ecology. *Trends Ecol. Evol.*
- Farsk á , J., Prejzkov á , K., Rusek, J., 2014. Management intensity affects traits of soil microarthropod community in montane spruce forest. *Appl. Soil Ecol.* 75, 71–79. doi:10.1016/j.apsoil.2013.11.003
- Faucon, M.P., Houben, D., Lambers, H., 2017. Plant Functional Traits: Soil and Ecosystem Services. *Trends Plant Sci.* 22, 385–394. doi:10.1016/j.tplants.2017.01.005
- Fiera, C., 2009. Biodiversity of Collembola in urban soils and their use as bioindicators for pollution. *Pesqui. Agropecuária Bras.* 44, 868–873. doi:10.1590/S0100-204X2009000800010
- Filser, J., 2002. The role of Collembola in carbon and nitrogen cycling in soil. *Pedobiologia* . 46, 234–245. doi:10.1078/0031-4056-00130
- Filser, J., Wittmann, R., Lang, a., 2000. Response types in Collembola towards copper in the microenvironment. *Environ. Pollut.* 107, 71–78. doi:10.1016/S0269-7491(99)00130-X
- Fontana, S., Sattler, T., Bontadina, F., Moretti, M., 2011. How to manage the urban green to improve bird diversity and community structure. *Landsc. Urban Plan.* 101, 278–285. doi:10.1016/j.landurbplan.2011.02.033
- Fujii, S., Saitoh, S., Takeda, H., 2014. Effects of rhizospheres on the community composition of Collembola in a temperate forest. *Appl. Soil Ecol.* 83, 109–115. doi:10.1016/j.apsoil.2014.03.018
- Fujii, S., Takeda, H., 2012. Succession of collembolan communities during decomposition of leaf and root litter: Effects of litter type and position. *Soil Biol. Biochem.* 54, 77–85. doi:10.1016/j.soilbio.2012.04.021
- Garnier, E., Cortez, J., Bill S, G., Navas, M.-L., Roumet, C., Debussche, M., Laurent, G.R., Blanchard, A., Aubry, D., Bellmann, A., Neill, C., Toussaint, J.-P., 2004. Plant functional markers capture ecosystem properties during secondary succession. *Notes 2630 Ecol.* 85, 2630–2637.
- Gill, S.E., Handley, J.F., Ennos, a R., Pauleit, S., 2007. Adapting cities for climate change: The role of the green infrastructure. *Built Environ.* 33, 115–133. doi:10.2148/benv.33.1.115
- Giller, P.S., 1995. The diversity of soil communities, the “poor man's tropical rainforest”. *Biodivers. Conserv.* 5, 135–168. doi:10.1007/BF00055827
- Gisin, H., 1943. Ökologie und Lebensgemeinschaften der Collembolen im Schweizerischen Exkursionsgebiet Basels. *Rev Suisse Zool* 50, 131–224.
- Gong, Y., Gallacher, J., Palmer, S., Fone, D., 2014. Neighbourhood green space, physical function and participation in physical activities among elderly men: the Caerphilly Prospective study. *Int. J. Behav.*

- Götzenberger, L., de Bello, F., Bråthen, K.A., Davison, J., Dubuis, A., Guisan, A., Lepš, J., Lindborg, R., Moora, M., Pärtel, M., Pellissier, L., Pottier, J., Vittoz, P., Zobel, K., Zobel, M., 2012. Ecological assembly rules in plant communities—approaches, patterns and prospects. *Biol. Rev.* 87, 111–127. doi:10.1111/j.1469-185X.2011.00187.x
- Grime, J.P., 1998. Benefits of Plant Diversity to Ecosystems: Immediate, Filter and Founder Effects. *J. Ecol.* doi:10.2307/2648655
- Haaland, C., van den Bosch, C.K., 2015. Challenges and strategies for urban green-space planning in cities undergoing densification: A review. *Urban For. Urban Green.* 14, 760–771. doi:10.1016/j.ufug.2015.07.009
- Hao, R., Yu, D., Wu, J., 2017. Relationship between paired ecosystem services in the grassland and agro-pastoral transitional zone of China using the constraint line method. *Agric. Ecosyst. Environ.* 240, 171–181. doi:10.1016/j.agee.2017.02.015
- Home, R., Keller, C., Nagel, P., Bauer, N., Hunziker, M., 2009. Selection criteria for flagship species by conservation organizations. *Environ. Conserv.* 36, 139. doi:10.1017/S0376892909990051
- Hopkin, S.P., 2007. A key to the Collembola (Springtails) of Britain and Ireland. London.
- Hopkin, S.P., 1997. Biology of the springtails : (insecta: Collembola). Oxford Univ. Press.
- Horrigan, N., Baird, D.J., 2008. Trait patterns of aquatic insects across gradients of flow-related factors : a multivariate analysis of Canadian national data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65, 670–680. doi:10.1139/F07-191
- Huang, Y., Zhao, Y., Li, S., von Gadow, K., 2015. The effects of habitat area, vegetation structure and insect richness on breeding bird populations in Beijing urban parks. *Urban For. Urban Green.* 14, 1027–1039. doi:10.1016/j.ufug.2015.09.010
- Hubbell, S.P., 2001. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press.
- Humbert, W., 1977. The mineral concretions in midgut of *Tomocerus minor* (Collembola): microprobe analysis and physioecological significance. *Rev. d'Ecologie Biol. du Sol* 14, 71–80.
- Ibanez, S., 2012. Optimizing size thresholds in a plant-pollinator interaction web: Towards a mechanistic understanding of ecological networks. *Oecologia* 170, 233–242. doi:10.1007/s00442-012-2290-3
- IUSS Working Group WRB, 2014. World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, World Soil Resources Reports No. 106. doi:10.1017/S0014479706394902
- Joimel, S., Cortet, J., Jolivet, C.C., Saby, N.P. a., Chenot, E.D., Branchu, P., Consalès, J.N., Lefort, C., Morel, J.L., Schwartz, C., 2016. Physico-chemical characteristics of topsoil for contrasted forest, agricultural, urban and industrial land uses in France. *Sci. Total Environ.* 545-546, 40–47. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.12.035
- Joimel, S., Schwartz, C., Hedde, M., Kiyota, S., Krogh, P.H., Nahmani, J., Pérès, G., Vergnes, A., Cortet, J., 2017. Urban and industrial land uses have a higher soil biological quality than expected from physicochemical quality. *Sci. Total Environ.* 584-585, 614–621. doi:10.1016/j.scitotenv.2017.01.086
- Keddy, P.A., 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *J. Veg. Sci.* 3, 157–164. doi:10.2307/3235676
- Laliberté, E., Legendre, P., Bill Shipley, 2015. Measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology 1–28. doi:http://cran.r-project.org/web/packages/FD/FD.pdf

- Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M., Wolters, W., Roger, P., Ineson, P., Heal, O.W., Dhillon, S., 1997. Soil function in a changing world : the role of invertebrate ecosystem engineers. *Eur. J. Soil Biol.* 33, 159–193.
- Lavelle, P., Decaëns, T. Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie P., Mora, P., 2006. Soil Invertebrates and Ecosystem Services, *European Journal of Soil Biology*.
- Lavorel, S., Storkey, J., Harrington, R., Bardgett, R. D., Díaz, S., de Bello, F., Feld, C. K., Dolédec, S., Le Roux, X., Berg, M.P., Cornelissen, J. H., Hance, T., Hodgson, J. G. , Lepš, J., Moretti, M., 2009. How trait linkages within and across trophic levels underlie ecosystem service responses to environmental change 4–5.
- Lee, H., Lautenbach, S., 2016. A quantitative review of relationships between ecosystem services. *Ecol. Indic.* 66, 340–351. doi:10.1016/j.ecolind.2016.02.004
- Legendre, P., Gallagher, E.D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129, 271–280. doi:10.1007/s004420100716
- Leguédois, S., Séré, G., Auclerc, A., Cortet, J., Huot, H., Ouvrard, S., Watteau, F., Schwartz, C., Morel, J.L., 2016. Modelling pedogenesis of Technosols. *Geoderma* 262, 199–212. doi:10.1016/j.geoderma.2015.08.008
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.*
- Levins, R., 1969. , Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entomol. Soc. Am.* 15, 237–240.
- Loranger, G., Bandyopadhyaya, I., Razaka, B., Ponge, J.F., 2001. Does soil acidity explain altitudinal sequences in collembolan communities? *Soil Biol. Biochem.* 33, 381–393. doi:10.1016/S0038-0717(00)00153-X
- Lovell, S.T., 2010. Multifunctional urban agriculture for sustainable land use planning in the United States. *Sustainability* 2, 2499–2522. doi:10.3390/su2082499
- Lovell, S.T., Taylor, J.R., 2013. Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States. *Landsc. Ecol.* 28, 1447–1463. doi:10.1007/s10980-013-9912-y
- Maisto, G., Alfani, A., Baldantoni, D., De Marco, A., Virzo De Santo, A., 2004. Trace metals in soils and in *Q. ilex* L. leaves at anthropic and remote sites of Campania Region of Italy. *Geoderma* 122, 269–279.
- Majeau, J.A., Brar, S.K., Tyagi, R.D., 2010. Laccases for removal of recalcitrant and emerging pollutants. *Bioresour. Technol.* 101, 2331–2350. doi:10.1016/j.biortech.2009.10.087
- Makkonen, M., Berg, M.P., van Hal, J.R., Callaghan, T. V., Press, M.C., Aerts, R., 2011. Traits explain the responses of a sub-arctic Collembola community to climate manipulation. *Soil Biol. Biochem.* 43, 377–384. doi:10.1016/j.soilbio.2010.11.004
- Malcicka, M., Berg, M.P., Ellers, J., 2017. Ecomorphological adaptations in Collembola in relation to feeding strategies and microhabitat. *Eur. J. Soil Biol.* 78, 82–91. doi:10.1016/j.ejsobi.2016.12.004
- Malmström, A., 2012. Life-history traits predict recovery patterns in Collembola species after fire: A 10 year study. *Appl. Soil Ecol.* 56, 35–42. doi:10.1016/j.apsoil.2012.02.007
- Manta, D.S., Angelone, M., Bellanca, A., Neri, R., Sprovieri, M., 2002. Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy. *Sci. Total Environ.* 300, 229–243. doi:10.1016/S0048-9697(02)00273-5

- Mao, Q., Huang, G., Ma, K., Sun, Z., 2014. Variations of soil lead in different land uses along the urbanization gradient in the Beijing metropolitan area. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 11, 3199–3214. doi:10.3390/ijerph110303199
- Marshall, V.G., 2000. Impacts of forest harvesting on biological processes in northern forest soils. *For. Ecol. Manage.* 133, 43–60. doi:10.1016/S0378-1127(99)00297-2
- Martins da Silva, P., Berg, M.P., da Silva, A.A., Dias, S., Leitão, P.J., Chamberlain, D., Niemelä, J., Serrano, A.R.M., Sousa, J.P., 2015. Soil fauna through the landscape window: factors shaping surface-and soil-dwelling communities across spatial scales in cork-oak mosaics. *Landsc. Ecol.* 30, 1511–1526. doi:10.1007/s10980-015-0206-4
- Martins da Silva, P., Berg, M.P., Serrano, A.R.M., Dubs, F., Sousa, J.P., 2012. Environmental factors at different spatial scales governing soil fauna community patterns in fragmented forests. *Landsc. Ecol.* 27, 1337–1349. doi:10.1007/s10980-012-9788-2
- McGarical, K., Marks, B.J., 1994. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. US ... 97331, 134.
- Mcgarigal, K., 2014. Fragstats help. Dep. Environ. Conserv. Univ. Massachusetts, Amherst 1–182. doi:10.1093/ntr/nts298
- McKinney, M.L., 2008. Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. *Urban Ecosyst.* 11, 161–176. doi:10.1007/s11252-007-0045-4
- McKinney, M.L., 2002. Urbanization, Biodiversity, and Conservation. *Bioscience* 52, 883. doi:10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis. *Ecosystems* 285. doi:10.1057/9780230625600
- Morel, J.L., Chenu, C., Lorenz, K., 2015. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs). *J. Soils Sediments* 15, 1659–1666. doi:10.1007/s11368-014-0926-0
- Neher, D. A., Weicht, T.R., Barbercheck, M.E., 2012. Linking invertebrate communities to decomposition rate and nitrogen availability in pine forest soils. *Appl. Soil Ecol.* 54, 14–23. doi:10.1016/j.apsoil.2011.12.001
- Niemelä, J., Breuste, J.H., Elmqvist, T., Guntenspergen, G., James, P., McIntyre, N.E., 2013. Urban Ecology: patterns, processes, and applications, Oxford Biology. doi:DOI:10.1093/acprof:oso/9780199563562.001.0001
- Norton, B.A., 2011. The sanitisation of urban ecosystems: simplification of the ground layer in eucalypt woodlands and the effects on arthropod communities. PhD Thesis, Science – Botany, The University of Melbourne.
- Nowak, D.J., Crane, D.E., Stevens, J.C., Hoehn, R.E., Walton, J.T., 2008. A Ground-Based Method of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services 34, 347–358.
- Opdam, P., Steingrover, E., van Rooij, S., 2006. Ecological networks: A spatial concept for multi-actor planning of sustainable landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 75, 322–332. doi:10.1016/j.landurbplan.2005.02.015
- Ozer, S., Irmak, M.A., Yilmaz, H., 2008. Determination of roadside noise reduction effectiveness of *Pinus sylvestricum* L. and *Populus nigra* L. in Erzurum, Turkey. *Enviornmental Monit. Assess.* 144, 191–197.
- Pascual, U., Termanen, M., Hedlund, K., Brussaard, L., Faber, J.H., Foudi, S., Lemanceau, P., Jørgensen, S.L., 2015. On the value of soil biodiversity and ecosystem services. *Ecosyst. Serv.* 15, 11–18.

- Petersen, H., 2002. General aspects of collembolan ecology at the turn of the millennium. *Pedobiologia* . 46, 246–260. doi:10.1078/0031-4056-00131
- Pey, B., Nahmani, J., Auclerc, A., Capowiez, Y., Cluzeau, D., Cortet, J., Decaëns, T., Deharveng, L., Dubs, F., Joimel, S., Briard, C., Grumiaux, F., Laporte, M.A., Pasquet, A., Pelosi, C., Pernin, C., Ponge, J.F., Salmon, S., Santorufo, L., Hedde, M., 2014. Current use of and future needs for soil invertebrate functional traits in community ecology. *Basic Appl. Ecol.* 15, 194–206. doi:10.1016/j.baee.2014.03.007
- Pickett, S., Cadenasso, M., Grove, J.M., Boone, C.G., Groffman, P.M., Irwin, E., Kaushal, S.S., Marshall, V., McGrath, B.P., Nilon, C.H., Pouyat, R.V., Szlavecz, K., Troy, A., Warren, P., 2011. Urban ecological systems: Scientific foundations and a decade of progress. *J. Environ. Manage.* 92, 331–362. doi:10.1016/j.jenvman.2010.08.022
- Pielou, E.C., 1972. 2k Contingency tables in ecology. *J. Theor. Biol.* 34, 337–352. doi:10.1016/0022-5193(72)90166-X
- Pinto, A.P., Serrano, C., Pires, T., Mestrinho, E., Dias, L., Teixeira, D.M., Caldeira, A.T., 2012. Degradation of terbuthylazine, difenoconazole and pendimethalin pesticides by selected fungi cultures. *Sci. Total Environ.* 435–436, 402–410. doi:10.1016/j.scitotenv.2012.07.027
- Pocheville, A., 2015. The Ecological Niche: History and Recent Controversies., in: Heams, T., Huneman, P., Lecoindre, G., Silberstein, M. (Eds.), *Handbook of Evolutionary Thinking in the Sciences*. Springer, Dordrecht, pp. 547 – 586.
- Poff, N.L., 1997. Landscape Filters and Species Traits: Towards Mechanistic Understanding and Prediction in Stream Ecology. *J. North Am. Benthol. Soc.* 16, 391–409. doi:10.2307/1468026
- Politi Bertoncini, A., Machon, N., Pavoine, S., Muratet, A., 2012. Local gardening practices shape urban lawn floristic communities. *Landsc. Urban Plan.* 105, 53–61. doi:10.1016/j.landurbplan.2011.11.017
- Ponge, J.F., 2015. The soil as an ecosystem. *Biol. Fertil. Soils* 51, 645–648. doi:10.1007/s00374-015-1016-1
- Potapov, A.A., Semenina, E.E., Korotkevich, A.Y., Kuznetsova, N.A., Tiunov, A. V., 2016. Connecting taxonomy and ecology: Trophic niches of collembolans as related to taxonomic identity and life forms. *Soil Biol. Biochem.* 101, 20–31. doi:10.1016/j.soilbio.2016.07.002
- Pouyat, R.V., Szlavecz, K., Yesilonis, I.D., Wong, C.P., Murawski, L., Marra, P., Casey, R.E., Lev, S., 2015. Multi-scale assessment of metal contamination in residential soil and soil fauna: A case study in the Baltimore–Washington metropolitan region, USA. *Landsc. Urban Plan.* 142, 7–17. doi:10.1016/j.landurbplan.2015.05.001
- Pouyat, R.V., Yesilonis, I.D., Szlavecz, K., Csuzdi, C., Hornung, E., Korsós, Z., Russell-Anelli, J., Giorgio, V., 2008. Response of forest soil properties to urbanization gradients in three metropolitan areas. *Landsc. Ecol.* 23, 1187–1203. doi:10.1007/s10980-008-9288-6
- Querner, M.P., 2008. *Collembola in Landscape Ecology Collembolen in der Landschaftsökologie*. Dissertation 86.PhD thesis, An der Universität für Bodenkultur, Wien.
- Querner, M.P., Bruckner, A., Drapela, T., Moser, D., Zaller, J.G., Frank, T., 2013. Landscape and site effects on Collembola diversity and abundance in winter oilseed rape fields in eastern Austria. *Agric. Ecosyst. Environ.* 164, 145–154. doi:10.1016/j.agee.2012.09.016
- Quigley, M. F., 2013. Potemkin gardens: biodiversity in small designed landscapes, in: Niemelä, J., Breuste, J.H., Elmqvist, T., Guntenspergen, G., James, P., McIntyre, N.E. (Eds.), *Urban Ecology: Patterns, Processes, and Applications*. Oxford University Press, pp. 85 – 91.
- Ricklefs, R.E., 2006. Evolutionary diversification and the origin of the diversity–environment relationship.

- Ricotta, C., de Bello, F., Moretti, M., Caccianiga, M., Cerabolini, B.E.L., Pavoine, S., 2016. Measuring the functional redundancy of biological communities: a quantitative guide. *Methods Ecol. Evol.* 7, 1386–1395. doi:10.1111/2041-210X.12604
- Ricotta, C., Moretti, M., 2011. CWM and Rao's quadratic diversity: A unified framework for functional ecology. *Oecologia* 167, 181–188. doi:10.1007/s00442-011-1965-5
- Salmon, S., Ponge, J.F., Gachet, S., Deharveng, L., Lefebvre, N., Delabrosse, F., 2014. Linking species, traits and habitat characteristics of Collembola at European scale. *Soil Biol. Biochem.* 75, 73–85. doi:10.1016/j.soilbio.2014.04.002
- Santorufu, L., 2013. Effect of land use transformation on microarthropod community structure in Mediterranean area. PhD thesis. UL, Université de Lorraine - Università degli Studi di Napoli Federico II - LSE - UMR 1120, Vandoeuvre les Nancy, France.
- Santorufu, L., Cortet, J., Arena, C., Goudon, R., Rakoto, A., Morel, J.L., Maisto, G., 2014. An assessment of the influence of the urban environment on collembolan communities in soils using taxonomy- and trait-based approaches. *Appl. Soil Ecol.* 78, 48–56. doi:10.1016/j.apsoil.2014.02.008
- Santorufu, L., Cortet, J., Nahmani, J., Pernin, C., Salmon, S., Pernot, A., Morel, J.L., Maisto, G., 2015. Responses of functional and taxonomic collembolan community structure to site management in Mediterranean urban and surrounding areas. *Eur. J. Soil Biol.* 70, 46–57. doi:10.1016/j.ejsobi.2015.07.003
- Sarah, P., Zhevelev, H.M., Oz, A., 2015. Urban Park Soil and Vegetation: Effects of Natural and Anthropogenic Factors. *Pedosphere* 25, 392–404. doi:10.1016/S1002-0160(15)30007-2
- Sattler, T., Duelli, P., Obrist, M.K., Arlettaz, R., Moretti, M., 2010. Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. *Landsc. Ecol.* 25, 941–954. doi:10.1007/s10980-010-9473-2
- Sattler, T., Obrist, M.K., Duelli, P., Moretti, M., 2011. Urban arthropod communities: Added value or just a blend of surrounding biodiversity? *Landsc. Urban Plan.* 103, 347–361. doi:10.1016/j.landurbplan.2011.08.008
- Sauerwein, M., 2013. Urban Soils - Characterization, pollution and relevance in urban ecosystems, in: Niemelä, Jari, Breuste, J.H., Elmqvist, T., Guntenspergen, G., James, P., McIntyre, N. E. (Eds.), *Urban Ecology: Patterns, Processes and Applications*. Oxford: Oxford University Press, pp. 45 – 57. doi:10.1093/acprof:oso/9780199563562.001.0001.
- Schwarz, K., Pickett, S.T.A., Lathrop, R.G., Weathers, K.C., Pouyat, R.V., Cadenasso, M.L., 2012. The effects of the urban built environment on the spatial distribution of lead in residential soils. *Environ. Pollut.* 163, 32–39. doi:10.1016/j.envpol.2011.12.003
- Seastedt, T.R., 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annu. Rev. Entomol.* 29, 25–46. doi:10.1146/annurev.en.29.010184.000325
- Sousa, J.P., Bolger, T., da Gama, M.M., Lukkari, T., Ponge, J.F., Simón, C., Traser, G., Vanbergen, A.J., Brennan, A., Dubs, F., Ivtis, E., Keating, A., Stofer, S., Watt, A.D., 2006. Changes in Collembola richness and diversity along a gradient of land-use intensity: A pan European study. *Pedobiologia (Jena)*. 50, 147–156. doi:10.1016/j.pedobi.2005.10.005
- Sousa, J.P., Da Gama, M.M., Pinto, C., Keating, A., Calhã, F., Lemos, M., Castro, C., Luz, T., Leitão, P., Dias, S., 2004. Effects of land-use on Collembola diversity patterns in a Mediterranean landscape. *Pedobiologia (Jena)*. 48, 609–622. doi:10.1016/j.pedobi.2004.06.004
- Standish, R.J., Hobbs, R.J., Miller, J.R., 2013. Improving city life: Options for ecological restoration in

- urban landscapes and how these might influence interactions between people and nature. *Landsc. Ecol.* 28, 1213–1221. doi:10.1007/s10980-012-9752-1
- Swift, M.J., Heal, O.W., Anderson, J.M., 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. University of California Press.
- Threlfall, C.G., Williams, N.S.G., Hahs, A.K., Livesley, S.J., 2016. Approaches to urban vegetation management and the impacts on urban bird and bat assemblages. *Landsc. Urban Plan.* 153, 28–39. doi:10.1016/j.landurbplan.2016.04.011
- Tiezzi, E., Marchettini, N., 1999. *Che cos'è lo sviluppo sostenibile? Le basi scientifiche della sostenibilità e i guasti del pensiero unico*. Donzelli Editore, Roma.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M., Siemann, E., 1997. The Influence of Functional Diversity and Composition on Ecosystem Processes.
- Trippler, D.J., Schmitt, M.D.C., Lund, G.V., 1988. Soil lead in Minnesota. in: Davies, B.E., Wixson, B.G. (Eds.), *Lead in Soil: Issues and Guidelines*. Environmental Geochemistry and Health. Springer, Amsterdam, pp. 273–280.
- United Nations, 2013. *World Economic and Social Survey 2013*, New York: Department for Economic and Social Affairs. doi:10.1016/j.compind.2010.10.001
- van der Valk, A. G., 1981. Succession in Wetlands : A Gleasonian Approach. *Ecology* 62, 688–696. doi:10.1890/11-0395.1
- Vandewalle, M., de Bello, F., Berg, M.P., Bolger, T., Dolédec, S., Dubs, F., Feld, C.K., Harrington, R., Harrison, P. A., Lavorel, S., da Silva, P.M., Moretti, M., Niemelä, J., Santos, P., Sattler, T., Sousa, J.P., Sykes, M.T., Vanbergen, A.J., Woodcock, B. a., 2010. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodivers. Conserv.* 19, 2921–2947. doi:10.1007/s10531-010-9798-9
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116, 882–892. doi:10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x
- Weiher, E., Clarke, G.D.P., Keddy, P.A., 1998. Community Assembly Rules, Morphological Dispersion, and the Coexistence of Plant Species. *Oikos* 81, 309. doi:10.2307/3547051
- Weiher, E., Freund, D., Bunton, T., Stefanski, A., Lee, T., Bentivenga, S., 2011. Advances, challenges and a developing synthesis of ecological community assembly theory. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 366, 2403–2413. doi:10.1098/rstb.2011.0056
- Werkenthin, M., Kluge, B., Wessolek, G., 2014. Metals in European roadside soils and soil solution - A review. *Environ. Pollut.* 189, 98–110. doi:10.1016/j.envpol.2014.02.025
- Widenfalk, L. A., Bengtsson, J., Berggren, Å., Zwiggelaar, K., Spijkman, E., Huyer-Brugman, F., Berg, M.P., 2015. Spatially structured environmental filtering of collembolan traits in late successional salt marsh vegetation. *Oecologia*. doi:10.1007/s00442-015-3345-z
- Winck, B.R., Saccol de Sá, E.L., Rigotti, V.M., Chauvat, M., 2017. Relationship between land-use types and functional diversity of epigeic Collembola in Southern Brazil. *Appl. Soil Ecol.* 109, 49–59. doi:10.1016/j.apsoil.2016.09.021
- Wu, J., 2008. Making the case for landscape ecology: an effective approach to urban sustainability. *Landsc. J.* 27, 41–50. doi:10.3368/lj.27.1.41
- Yesilonis, I.D., Pouyat, R.V., Neerchal, N.K., 2008. Spatial distribution of metals in soils in Baltimore, Maryland: Role of native parent material, proximity to major roads, housing age and screening guidelines. *Environ. Pollut.* 156, 723–731. doi:10.1016/j.envpol.2008.06.0

Résumé de la thèse

L'urbanisation aboutit à une grande diversité environnementale, paysagère, historique des espaces verts en ville, avec également des pratiques de gestion très variées, qui, peuvent affecter la biodiversité qu'ils abritent. Or, la composante du sol reste très peu étudiée et les communautés de Collembolles présentes dans les parcs urbains constitue une thématique de recherche jusqu'à présent relativement ignorée. Si ces Arthropodes sont de petite taille (de l'ordre du millimètre), ils sont en effet très nombreux dans les sols et aujourd'hui reconnus comme de bons indicateurs pour le monitoring des sols.

Les effets de différents filtres abiotiques ont été testés en appliquant à la fois une approche taxonomique et fonctionnelle des communautés de Collembolles dans les parcs urbains de Naples et de Montpellier. La thèse se développe alors en trois axes correspondant à l'étude des effets:

- de la composition et fragmentation de la mosaïque urbaine proche
- des dynamiques temporelles propres aux parcs
- des pratiques de gestion courantes

L'analyse conduite à Montpellier a permis de mettre en évidence l'existence de plusieurs groupes homogènes de paysages auxquels étaient associées des structures de communautés différentes. En effet, les paysages urbains les plus hétérogènes favorisent le développement et le maintien de communautés mieux structurées et plus riches en espèces.

Par ailleurs, l'étude menée à Naples a montré que le maintien d'un couvert végétal spécifique et principalement boisé, conjointement à la présence de litière au sol, apparaissent comme les facteurs les plus importants pour permettre l'établissement de communautés mieux structurées et plus riches en espèces. Dans une moindre mesure, l'âge des parcs et le précédent usage du sol étaient également déterminants.

Enfin, une analyse fonctionnelle (étude de traits morphologiques et préférences de microhabitats) a été envisagée pour évaluer l'intensification de la gestion du sous-bois au sein des habitats boisés des parcs des deux villes. Un gradient abiotique clair a été observé. En revanche, contrairement aux hypothèses énoncées et à la littérature récente sur le sujet, les communautés de Collembolles étaient mieux discriminées du point de vue taxonomique que du point de vue fonctionnel. Il semblerait donc que l'intensification de la gestion du sous-bois ne soit pas un filtre environnemental imposant des changements dans les patterns de traits des espèces présentes.

Si d'un côté les études développées dans cette thèse apportent des connaissances fondamentales sur l'écologie des Collembolles présents dans les parcs urbains, de l'autre elle vise à intégrer ces résultats pour un développement plus durable en termes d'aménagement et de gestion des espaces verts urbains.

PhD Abstract

Urbanization causes a huge diversity in landscapes, environmental conditions and green spaces history. This phenomena also induces different vegetation management practices, which may affect urban fauna. However, scarce attention has been paid to belowground communities in cities and Collembola hosted by soils of urban parks represent a neglected research topic. These taxa are very common in most soils and have been recognized as proper indicators for soil monitoring programs.

The effects of diverse abiotic filters on Collembola in Naples and Montpellier public parks has been studied from both taxonomic and functional points of view. In particular, the PhD work was developed based on three principal axes, aiming to test the effects of:

- the neighboring landscape context,
- the park historical dynamics,
- the current park management.

The analyses carried out in Montpellier showed different neighboring landscape patterns to which belonged diverse species communities. Indeed, more heterogeneous landscape patterns guarantee the richest and most structured species communities.

The study conducted in Naples highlighted that maintaining a specific land cover, especially a canopy cover, jointly to a litter layer on soils are the main factors assuring more structured species communities. To a less extent, park age and the previous land use of the area were also important drivers in modelling species assemblages.

Finally, a functional analysis (*i.e.* morphological traits and microhabitat preferences) was applied to evaluate the brushwood management intensification in woody areas of both cities parks. A clear abiotic gradient was observed. By contrast, functional responses of Collembola communities to brushwood management intensification contradicted our research hypothesis based on the recent literature. Thus, it seems that brushwood removal does not cause shifts in species trait patterns in urban parks.

This PhD work increased fundamental knowledge on urban park Collembola ecology, and it strives to integrate these findings in a more suitable landscaping and management of urban green spaces.